

Master 2 Recherche : Exploitation Durable des Ecosystèmes Littoraux



Université de La Rochelle
Pôle sciences et technologies
Av. Michel Crépeau
1700 La Rochelle



**Recherche d'indicateurs des effluents d'élevage des crevettes
dans le lagon de la Nouvelle Calédonie**

Yasmin EL HELWE

Sous la direction de
Dr. HERBLAND Alain
et **Mr. LEMONNIER Hugues**



2006



Remerciements

Je tiens à remercier Mr. Gérard Blanchard pour m'avoir accueilli au sein du CRELA.

Mes remerciements vont aussi à Denis Fichet, Pierre Richard et tous les enseignants du master EDEL qui m'ont offert la chance de venir effectuer ce master.

Merci à Alain Herbland, Hugues Lemonnier et Yoann Thomas pour leur encadrement. Hugues merci beaucoup pour tes conseils, ton soutien et ta patience.

Je tiens à adresser mes plus sincères remerciements à Jean Louis Martin qui a toujours été là pour m'aider, pour me faire découvrir le monde « de la matière organique » et pour me communiquer sa passion de la vie et du travail.

Je remercie tous ceux qui ont participé à l'analyse des échantillons : Mme Anne-Laure Marteau, Mme Lucette Joassard pour le CHN et Mr. Claude Courties pour les résultats de la cytométrie en flux.

Françoise merci pour la splendide sortie en mer. C'était très agréable d'être avec toi en mer après des centaines d'heures devant l'ordinateur.

Merci à Mr ; Philippe Jaques Hatt pour la lecture de mon rapport.

Merci Julie pour ton soutien et tes encouragements pendant toutes l'année ; tu étais toujours ma meilleure amie de « la France » !

Je veux aussi remercier mes parents pour m'avoir toujours encouragé pour dépasser toutes les difficultés liées à l'éloignement.

Merci Wadih.. Pour...tout.

SOMMAIRE

Etat de l'art

Introduction	6
1. La crevetticulture en Nouvelle-Calédonie	7
2. Les effluents d'élevage de crevettes :	8
2.1. Caractéristiques générales	8
2.2. Caractéristiques des effluents d'élevage de crevettes en Nouvelle-Calédonie	8
3. Qu'est-ce qu'un indicateur écologique ?	10
4. Recherche des indicateurs des effluents d'élevage des crevettes dans l'environnement	10

I. INTRODUCTION 13

II. MATERIELS ET METHODES 15

1. Sites d'étude et pratiques culturelles	15
1.1. Baie de Chambeyron et Pénée de Ouano	16
1.2. Baie de Téremba et La Sodacal	17
2. Paramètres mesurés	17
3. Stratégie d'échantillonnage	18
3.1. Choix des stations	18
3.2. La stratégie	18
3.3. Les sondes	19
4. Traitement et analyse au laboratoire	19
4.1. Fraction particulaire	19
4.2. Fraction dissoute	20
5. Analyse statistique	21

III. RESULTATS 22

1. Influence du climat sur la physico-chimie des eaux côtières	22
2. Paramètres zootechniques	23
2.1. La Sodacal	23
2.2. La Pénée de Ouano	24
2.3. Bilans azotés	25
2. Paramètres hydrologiques	25
2.1. Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des effluents	25
2.2. Evolution spatiale et temporelle des principaux paramètres hydrologiques et biologiques, indicateurs potentiels de la matière organique issue des fermes d'élevage dans l'environnement littoral.	28
2.3. Evolution des paramètres étudiés dans l'environnement en fonction de l'intensité de la production	37

IV. DISCUSSION	40
1. Caractérisation des effluents	40
2. Effets observés sur l'environnement littoral	41
2.1. Effet temporel	41
2.2. Effet spatial	42
3. Les indicateurs dans l'environnement littoral	43
3.1. Spécificité de l'indicateur	43
3.2. Intensité de la réponse en fonction de l'intensité des rejets	44
3.3. Intensité de la réponse en fonction de la distance au rejet	44
V. CONCLUSION	45

Etat de l'art

Introduction

L'élevage des crevettes subit une pression croissante pour diminuer ses impacts environnementaux (Naylor et al., 1998). En effet, cette activité aquacole a la capacité de transformer les environnements côtiers d'une façon dramatique (Funge-Smith & Briggs, 1998).

Les principaux impacts de la crevetticulture sur l'environnement sont :

- la destruction des mangroves et des marais (Landesman, 1994, Samocha et Lawrence, 1997 ; Graaf et Xuan, 1998 ; Pérez-Osuna, 2001 ; Wolanski et al., 2000 ; Boyd, 2003),
- l'eutrophisation des eaux côtières (Landesman, 1994, Samocha et Lawrence, 1997 ; Wolanski et al., 2000 ;), et leur pollution par les produits chimiques et les fertilisants ajoutés aux bassins d'élevages (Samocha et Lawrence, 1997), la salinisation et l'acidification des sédiments (Boyd, 1995),
- les prélèvements des crevettes dans le milieu naturel (Samocha et Lawrence, 1997 ; Graaf et Xuan, 1998),
- l'introduction d'espèces allochtones (élevage d'espèces exotiques et introduction de pathogènes) (Landesman, 1994 ; Samocha et Lawrence, 1997 ; Boyd, 2003 ;),
- l'altération des communautés benthiques par la surcharge des sédiments en matériel organique (Samocha et Lawrence, 1997).

L'un des soucis majeurs de cette activité est le rejet des nutriments et de la matière organique issus des fermes dans l'environnement côtier (Smith et al., 2002).

Les rejets de quantités excessives de matières organiques sont sûrement la forme de pollution de l'eau, la plus ancienne et la plus répandue. De nombreuses études de l'enrichissement organique lié à diverses activités anthropiques (eaux usées, industrie, agriculture, aquaculture...) révèlent deux caractéristiques générales : la réponse écologique est complexe, mettant en jeu un couplage pélagique - benthique, la colonne d'eau et les sédiments; et les effets incluent toutes les diverses sources de matières organiques, tant naturelles qu'anthropiques (Wildish et al., 2004).

L'aquaculture dépend si étroitement d'un environnement sain qu'elle ne peut réussir sur des sites dégradés ou impropres. En revanche, elle peut garantir la qualité de l'environnement si les bonnes mesures sont prises pour corriger les pratiques fautives qui peuvent en découler (Fuchs et al., 1999).

L'aquaculture des crevettes a connu un essor important depuis 1980 (Fuchs et al., 1999). En raison du climat favorable et de la disponibilité d'espace, cette production s'est développée principalement dans les zones côtières tropicales et subtropicales. (Pérez-Osuna, 2001). En dépit du progrès qu'a présenté l'étude des impacts de cette activité sur son environnement, il demeure insuffisant pour la gestion de cette industrie dans le contexte d'une protection des écosystèmes naturels. (Pérez-Osuna, 2001). Dans ce contexte, l'une des actions nécessaire à la durabilité de la crevetticulture est la définition d'indicateurs potentiels descripteurs de la santé du milieu receveur des déchets qui découlent de cette activité. Ces indicateurs permettront de déterminer l'impact de l'élevage sur l'environnement littoral (Fuchs et al., 1999).

1. La crevetticulture en Nouvelle-Calédonie

En Nouvelle Calédonie, l'élevage des crevettes est en pleine évolution. En plus du climat sub-tropical favorable, une température de l'eau permettant des élevages sur toute l'année, et de la multiplicité des espaces, l'aquaculture bénéficie d'un large support technique et financier de la part des autorités locales et de la recherche (Anonyme, 1999 ; Farman et Baillon, 2004).

Située au deuxième rang des exportations de la Nouvelle-Calédonie après le nickel (Farman et Baillon, 2004 ; Frontfreyde et al., 2004), la crevette d'élevage est aujourd'hui le premier produit agroalimentaire. Il s'agit de la crevette *Litopenaeus stylirostris*, originaire de la côte pacifique de l'Amérique latine (Mexique - Pérou). Elle a été importée pour la première fois en 1980 pour être domestiquée. En raison du « syndrome 93 », une pathologie saisonnière qui touche les crevettes et qui apparaît pendant la saison froide, les élevages sont surtout effectués pendant la saison chaude (Lemonnier et Faninoz, 2006).

Actuellement, selon les données du mois de juillet 2005 (GFA, 2005), 18 fermes de grossissement sont installées sur la côte ouest de la Grande Terre en arrière des mangroves sur des terrains sur-salés, sans végétation et de texture argilo-limoneuse. Les bassins occupent 658 hectares. En 2005, la production était de 2200 tonnes mais cette activité devrait se renforcer puisqu'il est prévu que la production annuelle atteigne les 5000 tonnes sur une surface de 1000 hectares environ. La perspective de développement est donc de doubler la quantité de crevettes produite par an en multipliant par deux les surfaces exploitées.

Comparativement aux autres pays producteurs, les coûts de production sont largement supérieurs en Nouvelle Calédonie. Le produit est donc plus cher en sortie des ateliers de conditionnement. Ainsi, la production doit se distinguer par la qualité du produit mais aussi par une image de marque respectueuse de l'environnement (Frontfreyde et al., 2004).

En Nouvelle Calédonie, la production des crevettes se réalise suivant un cahier de charges avec, comme objectif, une production de qualité en respect de l'environnement (Lemonnier et Herlin, 1999). Ce cahier des charges exige que :

- le fond des bassins soit naturel,
- les géniteurs ne soient pas prélevés dans l'environnement,
- la charge dans les bassins ne dépasse pas 400g de crevettes par m²,
- l'élevage se fait sans addition d'antibiotiques sans engrais chimiques et sans pesticides,
- les eaux d'élevage s'écoulent dans la mangrove.

Deux systèmes de production sont utilisés sur les fermes aquacoles calédoniennes. Le premier non aéré, exploite des densités d'animaux à l'ensemencement comprises entre 18 et 22 animaux au m². C'est le système semi-intensif classique. Pour le second, les densités s'échelonnent de 25 à 35 animaux au m². Les charges biologiques étant plus importantes, les élevages nécessitent d'être aérés (Anonyme, 1999). Ce sont des élevages intensifs.

Quel que soit le système de production, les renouvellements sont fonctions de la charge en élevage qui augmentent avec la durée de l'élevage. En général, le renouvellement en eau des bassins varie de 5% du volume de bassin en début d'élevage à 30 % en fin d'élevage. Il génère une interaction réciproque entre les bassins d'élevages et le milieu receveur qui est en même temps le milieu où l'eau est puisée pour alimenter les bassins. Les effluents d'élevages sont déversés dans le lagon calédonien dont la géomorphologie est celle d'un récif barrière et dont la profondeur ne dépasse guère les 40 m ; il est soumis à des cycles semi-diurnes de marée dont le marnage maximale est de 1.80m (Anonyme, 1981).

2. Les effluents d'élevage de crevettes :

2. 1. Caractéristiques générales

D'une manière générale, les élevages intensifs et semi-intensifs des crevettes impliquent le rejet d'une grande quantité d'eau des bassins dans le milieu receveur. Parmi les principaux effets polluants de ces rejets on cite : le rejet de nutriments dissous, de matières en suspension et de matières organiques particulaires (Tovar et al., 2000).

Etant donnée la faible profondeur des bassins, l'évaporation y est plus importante que dans le milieu environnant (Landesman, 1994). Les effluents ressortissant de ces bassins sont ainsi plus salés que les eaux réceptrices.

Les eaux des bassins sont particulièrement riches en matière organique, dans ces deux formes : dissoute et particulaire (Boyd & Tucker, 1992 ; Paquotte et al., 1998 ; Páez-Osuna, 2001). Samocha et Lawrence (1997) notent que, dans la plupart des cas, la matière organique particulaire s'accumule dans les sédiments, sur les fonds des bassins alors que la matière organique dissoute est évacuée avec les effluents. Selon eux, l'enrichissement de l'écosystème benthique en matières organiques peut entraîner une augmentation de la consommation de l'oxygène par les communautés benthiques et le développement des conditions anoxiques dans le milieu receveur. On assiste alors à une diminution de la concentration de l'eau en oxygène dissout. Samocha et Lawrence (1997) expliquent cette réduction par une demande importante en oxygène biochimique par le matériel organique produit dans les bassins et par les animaux en élevage pour leur respiration. Les bassins sont donc des milieux pauvres en oxygène pendant la nuit et le matin (Paquotte et al., 1998). Dans les conditions extrêmes, on peut assister à une production de gaz carbonique, de méthane et de sulfure d'hydrogène. (Samocha et Lawrence, 1997). En plus des nutriments, les effluents emportent des sédiments du fond des bassins vers le milieu receveur (Boyd, 1992). Ces sédiments pourraient augmenter la turbidité dans ce dernier (Landesman, 1994). Tout cela pourrait amener à une modification de la qualité du milieu receveur.

2.2. Caractéristiques des effluents d'élevage de crevettes en Nouvelle-Calédonie

En Nouvelle-Calédonie, l'aquaculture des crevettes a potentiellement un impact sur l'environnement par les effluents produits dans les bassins et relargués dans le lagon calédonien à travers la mangrove (Lemonnier et Herlin, 1999). Différentes études ont été menées en Nouvelle-Calédonie pour qualifier et quantifier ces effluents et suivre leur évolution en fonction des diverses pratiques culturelles.

Ces effluents ont été surtout décrits par une charge importante en matières organiques particulaires. D'après une étude réalisée par Martin et al. (1998) la concentration moyenne de l'azote particulaire dans les effluents d'élevage semi-intensif, sans aération mais avec des renouvellements en eau de 10% par jour, a atteint $0,39 \pm 0,24$ mg/l pour une densité d'ensemencement égale à 22 individus/m² et $0,42 \pm 0,28$ mg/l pour 30 individus/m². La moyenne de concentration en chlorophylle-*a* était de $15,3 \pm 14,7$ µg/l pour un ensemencement de 30 individus/m² et de $15,0 \pm 15,5$ µg/l pour 22 individus/m². La contribution de la chlorophylle *a* à la totalité du seston était en moyenne de $0,45 \pm 0,21$ et $0,42 \pm 0,19$ g/Kg pour des ensemencements respectivement de 22 et 30 individus/m². Pour des densités d'ensemencement de 20 individus/m², Lemonnier et al. (2003) ont trouvés que la concentration moyenne des effluents en chlorophylle *a* était de $14,4 \pm 6,5$ et de $13,6 \pm 9,2$ µg/l pour des taux de

renouvellement en eau respectivement de 10% et de 23% dans un système non aéré. La concentration moyenne en azote particulaire était de 290 ± 89 et 272 ± 147 $\mu\text{g/l}$ (c.à.d. $0,29 \pm 0,089$ et $0,272 \pm 0,147$ mg/l) pour 10 et 23% de renouvellement en eaux. Martin et al. (1998) notent que les grands écart-types observés sont dus à des variations temporelles importantes des paramètres dans les bassins au cours du cycle d'élevage. On observe une augmentation des concentrations en allant du début vers la fin du cycle d'élevage.

En ce qui concerne les éléments dissous, les effluents montrent généralement une plus faible concentration en formes inorganiques et une plus forte concentration en éléments organiques que les eaux d'alimentation des bassins d'élevage. En effet, l'étude de Lemonnier et al. (2003) décrit une concentration en formes ammoniacales (NH_4^+ et NH_3) qui varie entre $8,2 \pm 9$ $\mu\text{g/l}$ et $10,6 \pm 12,4$ $\mu\text{g/l}$ pour des taux de renouvellement en eau respectivement de 10 % et de 23%. Les résultats de Martin et al. (1998) révèlent des concentrations en ammonium de l'ordre de 10 $\mu\text{g/l}$ et des concentrations en nitrites et nitrates ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) de $2,4 \pm 6,0$ et de $1,4 \pm 2,8$ $\mu\text{g/l}$ pour desensemencements de 22 et 33 individus/ m^2 . Par contre, l'azote organique dissout (NOD) était présent à des concentrations moyennes de $133,9 \pm 38,6$ $\mu\text{g/l}$ dans les bassins ensemencés à une densité de 22 individus/ m^2 et de $147,7 \pm 49,3$ $\mu\text{g/l}$ dans les bassins ensemencés à une densité de 30 individus/ m^2 (Martin et al., 1998). Cette très forte concentration en éléments dissous organique entraîne des concentrations élevées de l'azote dissout totale dans les bassins. De plus, la concentration des effluents en matières organiques (dissoutes et particulaires) est croissante avec la diminution du taux de renouvellement en eau (Lemonnier et al., 2003) et avec les densités croissantes des crevettes à l'ensemencement (Martin et al., 1998).

Des concentrations moyennes en oxygène dissout ont été décrites de l'ordre de 4 mg/l le matin et 8 mg/l l'après midi par Martin et al. (1998). Les valeurs d'oxygène de l'après midi croissent avec l'augmentation des densités de stockage (Martin et al., 1998) et les taux de renouvellement en eau des bassins (Lemonnier et al., 2003). Le pH est homogène pour différentes densités de stockage mais diminue avec les taux de renouvellement croissants. Les valeurs moyennes du pH variaient de 8,1 (Martin et al., 1998) à 8,2 (Lemonnier et al., 2003). Quant à la température moyenne des effluents, elle était de 23°C le matin et de 25,3°C l'après midi (Lemonnier et al., 2003). La salinité moyenne oscillait entre 30 et 38‰ (Martin et al., 1998).

Notons que ces deux études décrites ont été réalisées pendant la saison froide locale sur des élevages semi-intensifs (sans aération)

Une autre étude réalisée au laboratoire IFREMER Nouvelle Calédonie par Lemonnier et Faninoz (2006) a permis de décrire les effluents d'élevage semi-intensif de crevettes rejetés pendant la saison chaude, saison au cours de laquelle s'effectue la quasi-totalité des élevages calédoniens. Cette étude a montré les mêmes caractéristiques des effluents que celles résultantes dans les études précédentes : augmentation de la charge en matières organique sous ses différentes formes et diminution de la matière minérale par rapport aux eaux d'entrée aux bassins. Le pH était plus élevé. La salinité était comprise entre 32,5 et 33,0‰. Les valeurs de la concentration moyenne en azote totale variaient entre $0,52 \pm 0,21$ et $0,95 \pm 0,40$ mg/l . Cet azote était représenté à 58-63% par de l'azote particulaire. L'azote dissout minéral était présent à une concentration moyenne inférieure à 1.13 $\mu\text{g/l}$ pour les nitrites et les nitrates et inférieure à 20.7 $\mu\text{g/l}$ pour les formes ammoniacales. Dans leur étude, Lemonnier et Faninoz (2006) ont pu établir une relation directe entre la concentration de la chlorophylle *a* (*chl-a*) et celle de l'azote particulaire (NP) : $\text{chl-a} (\mu\text{g/l}) = 9,8 * \text{NP} (\mu\text{g/l}) + 224,8$.

Etant donné les différences qualitatives et quantitatives que présentent les effluents par rapport au milieu environnant, ils devraient pouvoir être suivis dans le milieu grâce à certaines

de leurs caractéristiques. Cela nous amène à la notion d'« indicateurs écologiques » nécessaires pour le suivi d'impact de ces effluents dans le milieu receveur.

3. Qu'est-ce qu'un indicateur écologique ?

La définition de l'indicateur écologique amène à prédéfinir ce qu'est un indicateur. Selon la définition de la FIDA (Fonds international de développement agricole), un indicateur est une variable simple ou complexe, quantitative ou qualitative, dont le suivi et/ou la comparaison dans le temps ou dans l'espace permet d'apprécier ou de mesurer des changements intervenus ou des différences (Terminologie du suivi-évaluation, Pour une gestion orientée vers l'impact, Guide pratique de S&E des projets, FIDA).

Ainsi, un indicateur écologique est une mesure ou un modèle qui caractérise un écosystème ou l'un de ses constituants caractéristiques. Il peut traduire des propriétés physiques, chimiques ou biologiques de cet écosystème. Un indicateur écologique est généralement utilisé comme outil pour la caractérisation de l'état actuel de l'écosystème et la prédiction des changements significatifs qui peuvent y avoir lieu. En outre, avec le développement des recherches fondées sur le diagnostic, cet indicateur peut permettre l'identification des stress écologiques majeurs subis par l'écosystème (Jackson et al., 2000).

Wildish et al. (2004) notent que pour évaluer l'enrichissement organique en mer, plusieurs variables peuvent être utilisées, y compris des espèces phytoplanctoniques et les matrices de leur abondance, les teneurs en oxygène dissous et les concentrations totales en substances nutritives. Comme aucune de ces variables n'est reconnue comme l'unique indicateur de l'état trophique de la mer, des classifications à paramètres multiples ont été utilisées. Par exemple, la classification de l'OCDE repose sur la teneur en chlorophylle a, les concentrations d'éléments nutritifs et les profondeurs d'après le disque de Secchi (Vollenweider & Kerekes, 1982). Celle de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), discrimine les différentes variables selon la fréquence de leur utilisation comme indicateur des rejets aquacoles, le coût de leur mesure, et leur valeur explicative en tant qu'indicateur de changement écologique dû à l'activité aquacole (GESAMP, 1996). Cette classification repose sur la chimie de l'eau et des sédiments, les communautés benthiques et la biomasse phytoplanctonique.

D'après Fuchs et al. (1999), un indicateur écologique de la production des fermes d'élevage des crevettes peut être les matières en suspension, la nature de la matière organique particulière (détritiques ou phytoplancton) ou bien la diversité du phytoplancton et des bactéries.

4. Recherche des indicateurs des effluents d'élevage des crevettes dans l'environnement

La recherche d'indicateurs des effluents d'élevages des crevettes s'est surtout effectuée en Australie. Dans ce qui suit, on abordera 3 approches australiennes ayant le même objectif, celui de déterminer les meilleurs indicateurs permettant de suivre les effluents de la crevette-culture et leur impact sur le milieu receveur. Ces études impliquaient des fermes d'élevage intensives installées sur la côte Est de l'Australie. Ces fermes pompaient leur eau de renouvellement dans une rivière et rejetaient leurs effluents dans une autre rivière. Les rivières traversaient la

mangrove pour se déverser sur la côte est, et sont fortement dominées par l'influence de la marée.

Trott & Alongi (2000) ont étudiés les paramètres physico-chimiques et la biomasse phytoplanctonique dans l'eau de la rivière recevant les rejets aquacoles sur deux stations : une station soumise à l'effet direct des rejets de la ferme étudiée, une autre station au niveau de l'embouchure de la rivière. Ils ont comparé les concentrations qu'ils ont obtenu à celles mesurées dans deux rivières ne recevant pas d'effluents et donc considérées comme contrôle. Leurs résultats ont montré qu'au niveau de la station subissant l'effet direct des effluents l'eau était plus chargée en oxygène dissout, en matières en suspension et en chlorophylle-*a* en comparaison avec les rivières « contrôles ». Pour les variables étudiées Trott & Alongi disposaient de séries temporelles de la rivière réceptrice avant l'impact par les rejets aquacoles. Le milieu receveur n'était soumis à aucune autre activité anthropique. La comparaison des séries de données pré- et post-impact a permis de démontrer que l'impact était limité à 1 km du site de rejet des effluents par la ferme aquacole et que la qualité normale de la rivière est rétablie 1 à 2 mois après la vidange totale des bassins de la ferme.

La qualité de l'eau des milieux récepteurs des effluents d'élevage des crevettes a aussi été étudiée par Costanzo et al. (2004). Ne disposant pas de données pré-impact, ils ont mené leur étude par un suivi sur trois périodes : dans la première les bassins d'élevage étaient vides, dans la seconde les bassins étaient en pleine production, la troisième était la période de pêche des bassins. L'échantillonnage a eu lieu dans la rivière où est pompée l'eau de renouvellement, dans la rivière qui reçoit les effluents, et dans les eaux côtières où se rejettent les deux rivières. Ces auteurs ont réalisé des échantillonnages sur un plus grand nombre de stations. Leur analyse portait sur les paramètres physico-chimiques, sur la réponse du phytoplancton dans les échantillons à des ajouts de différents nutriments, et sur les signatures isotopiques de l'azote dans les feuilles de mangrove et des macroalgues rouges introduites dans le milieu receveur. Le milieu receveur n'était soumis à aucune autre activité anthropique. Leurs résultats ont montré de plus fortes concentrations en ammonium et en chlorophylle-*a* dans la rivière recevant les effluents. Costanzo et al (2004) ont montré que les paramètres physico-chimiques dans l'embouchure de la rivière réceptrice avaient des valeurs très proches du contrôle. Par contre l'analyse des feuilles de mangroves et des macroalgues a montré une signature isotopique du ^{15}N de plus en plus élevée en allant de l'embouchure de la rivière réceptrice vers le point de rejet en amont. Les indicateurs biologiques (phytoplancton, feuilles des mangroves et macroalgues) ont montré ainsi que l'impact n'est pas limité à la rivière réceptrice comme l'ont indiqué les paramètres physico-chimiques, mais il est aussi observé dans l'environnement littoral, au niveau de l'embouchure de la rivière où était pompée l'eau d'alimentation de la ferme.

Jones et al. (2001) ont étudiés les rapports isotopiques, la fraction azotée et la composition en acides aminés dans les feuilles des mangroves, les herbiers et les macroalgues pour effectuer un suivi de l'impact des rejets des fermes sur le milieu côtier. Leur plan d'échantillonnage était similaire à celui de Costanzo et al (2004). Ils ont pu montrer que les bio-indicateurs (feuilles de mangrove, herbiers, macroalgues) sont capables d'indiquer une plus large étendue de l'impact des fermes aquacoles comparativement aux variables physico-chimiques. L'avantage des bio-indicateurs réside dans leur capacité d'intégrer la variabilité de la disponibilité des nutriments au cours du temps et dans l'espace (Jones et al., 2001).

Rapport de stage

I. INTRODUCTION

L'apport de matière organique dans l'environnement marin littoral influe considérablement la balance biogéochimique de l'eau. Le rejet d'eaux chargées en azote et en matières particulaires peut endommager les écosystèmes littoraux en stimulant les blooms phytoplanctoniques, les rendant parfois toxiques, en augmentant la turbidité et en créant des conditions anoxiques (Burford et al, 2002). Du fait de ses rejets riches en matières organiques, la crevetteculture subit des pressions croissantes de la part des environnementalistes pour limiter ses impacts sur le milieu côtier (Naylor et al, 1998).

Les bassins aquacoles calédoniens restent des milieux eutrophes en comparaison du lagon environnant dont le caractère oligotrophe doit être préservé. D'importantes quantités de matières organiques, résidus des aliments distribués et générés par l'activité métabolique des crevettes sont donc évacués dans les effluents. A la sortie des bassins, l'eau est généralement plus riche en matière organique particulaire et en chlorophylle-*a*. Elle présente aussi une plus haute concentration en azote dissout total. Les formes d'azote inorganique (nitrites, nitrates et formes ammoniacales) sont moins abondantes dans les effluents que dans l'eau d'entrée qui alimente les bassins d'élevage (Martin et al., 1998 ; Lemonnier et al., 2003 ; Lemonnier et Faninoz, 2006). Cette composition est d'autant plus marquée que la densité à l'ensemencement des crevettes est élevée (Martin et al., 1998) et que le taux de renouvellement de l'eau des bassins est plus faible (Lemonnier et al., 2003 ; Lemonnier et Faninoz, 2006).

La multiplication des fermes, l'augmentation de la production et le risque d'intensification des systèmes d'élevage dans les années à venir sont susceptibles d'augmenter la pression sur les écosystèmes aquatiques adjacents. Ce développement peut se traduire à terme par une dégradation qui peut être irréversible de l'environnement littoral (la mangrove et le lagon). Il est nécessaire de garder l'image « respectueuse de l'environnement » de la filière crevette pour protéger cette activité fortement dépendante de la qualité de son milieu environnant et de son image commerciale.

Dans ce cadre, des opérations de recherche ont été établies en 2004 (Fig. 1). L'objectif à terme est de mieux quantifier l'impact réel des fermes d'élevages de crevettes sur l'environnement. L'opération a été divisée en trois volets principaux :

- Volet 1 : La recherche de « traceurs » d'impact sur l'environnement lagonnaire
- Volet 2 : La quantification et la modélisation des effluents
- Volet 3 : l'étude de la capacité d'assimilation par le milieu et en particulier par la mangrove.

Ces actions font appel à des collaborations entre l'IRD, l'IFREMER, le CNRS de Banyuls, des opérateurs privés et l'Université de la Nouvelle Calédonie.

Le travail réalisé dans le cadre de ce stage de Master II a pour objectif d'analyser les données acquises dans le cadre du volet 1 « recherche de traceurs d'impact sur l'environnement lagonnaire » en essayant de répondre aux questions suivantes :

1. Quelles sont, parmi les variables environnementales, celles qui peuvent être utilisées comme des indicateurs pour un suivi simple et fiable de ces rejets dans le lagon ?
2. Quelle est l'étendue de la zone concernée par les rejets ?
3. Quelle est la variabilité temporelle de cette étendue en fonction de l'activité de la ferme et de l'intensité de ses rejets ?

L'objectif final de ce travail est alors d'apporter des outils analytiques et méthodologiques simples pour pouvoir suivre les effluents des fermes dans le lagon et de construire un « tableau de bord » pour les futurs suivis.

La réponse à ces questions s'effectuera à travers un suivi spatial et temporel des paramètres hydrologiques dans les bassins d'élevages et les baies recevant les eaux de rejets de 2 fermes aquacoles. Cette étude a été découpée en deux parties :

1. Etude de la variabilité spatiale (en particulier sur un gradient « côte-large ») en deux situations : rejet de la ferme important et en absence de rejet.
2. Etude de la variabilité temporelle sur un an avec un suivi à une fréquence bimensuelle

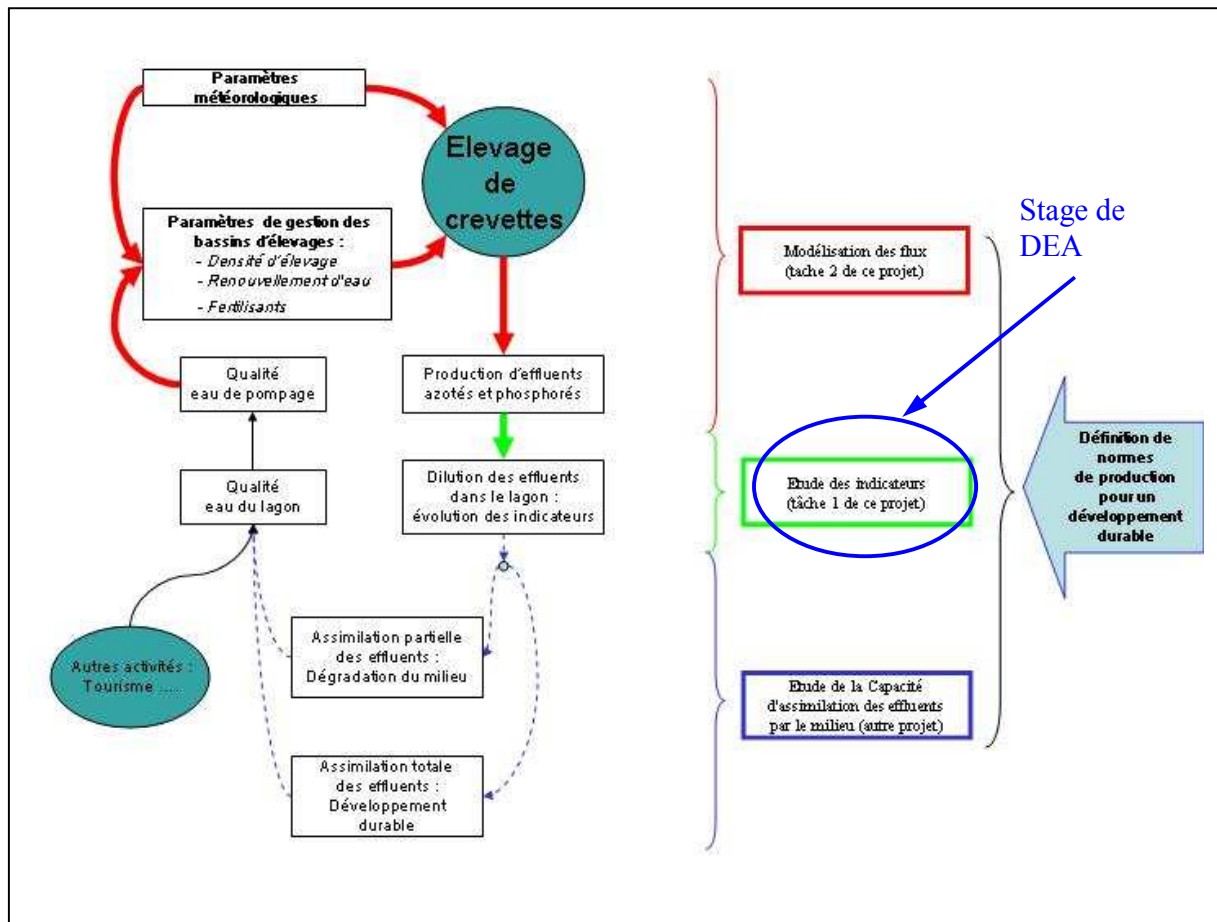


Figure 1 : Schéma général du projet pour l'étude de l'impact de l'aquaculture sur l'environnement littoral, intégration du stage de DEA.

II. MATERIELS ET METHODES

1. Sites d'étude et pratiques culturelles

Les indicateurs sont recherchés dans la colonne d'eau de 2 baies situées sur la côte sud-ouest de la Grande terre (Fig. 2). Chaque baie reçoit les effluents d'une ferme d'élevage de crevettes : la baie de Chambeyron recueille les effluents de la ferme « Pénéide de Ouano » alors que la baie de Térémba reçoit ceux de la ferme « La Sodacal ». Ces deux baies ne subissent aucun forçage d'origine anthropique autre que celui des effluents issus des fermes d'élevage des crevettes.

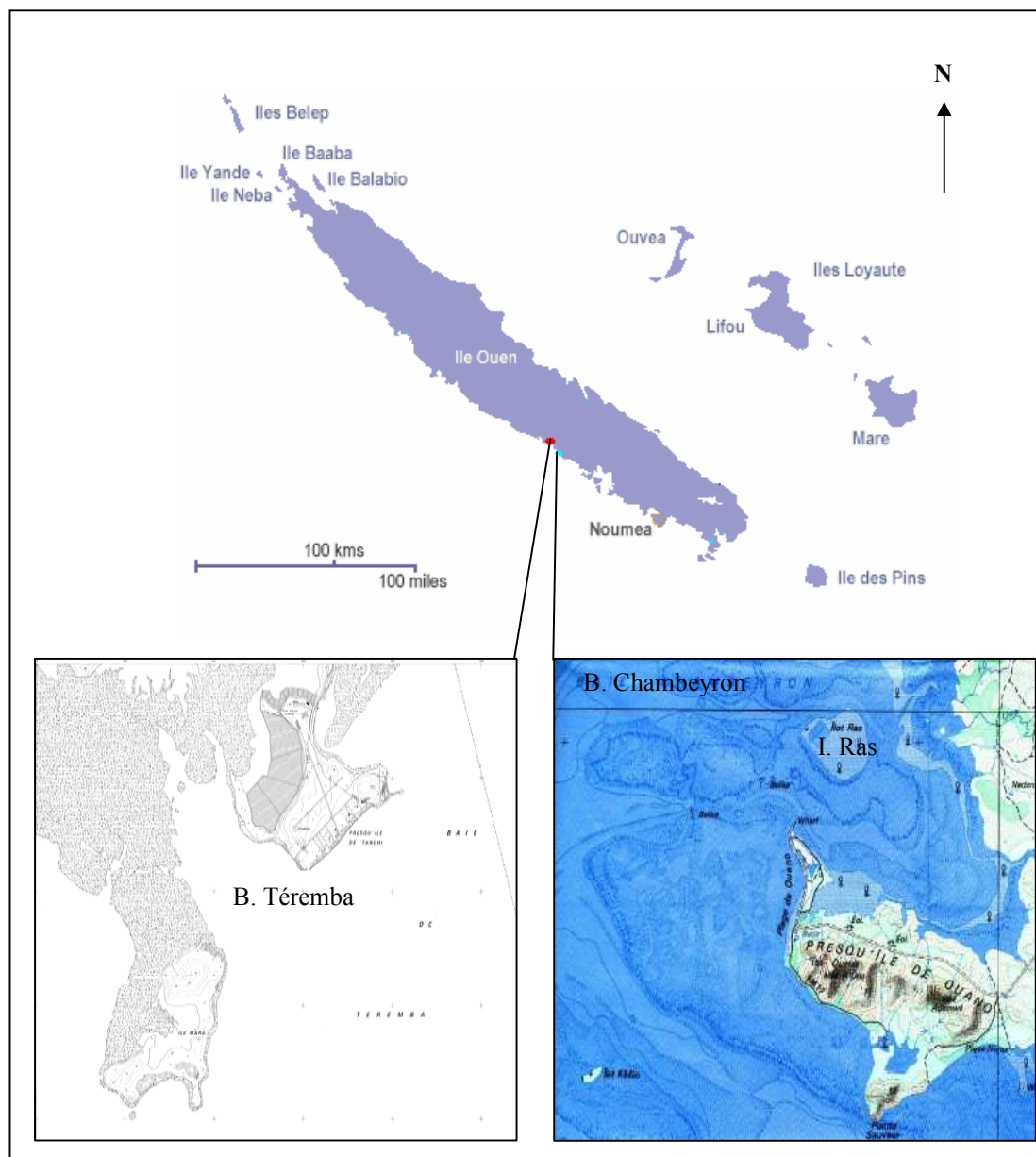


Figure 2 : Localisation des sites d'études sur la côte de la Grande terre (B. Térémba : baie de Térémba ; B. Chambeyron : Baie de Chambeyron ; I.Ras : Ilôt Ras).

1.1. Baie de Chambeyron et Pénéide de Ouano

1.1.1. Baie de Chambeyron

Il s'agit d'une baie relativement large (3x1 km) fermée par un îlot. Sur sa bordure Nord - Ouest débouche un cours d'eau généralement à sec pouvant rejeter des eaux douces dans la baie en période de forte pluie.

1.1.2. La Pénéide de Ouano :

La Pénéide de Ouano est l'une des deux fermes intensives encore en activité de Nouvelle Calédonie (Fig. 3). C'est une ferme fortement productive avec des rendements annuels supérieurs à 5 tonnes par hectare. L'ensemencement des bassins se fait à une densité d'environ 35 crevettes /m². La phase de grossissement dure 6 à 7 mois durant lesquels s'effectuent les pêches partielles d'une façon régulière. La première pêche partielle se produit au plus tôt le 120^{ième} jour d'élevage. L'élevage s'achève par une pêche finale des bassins. Ces bassins sont généralement ensemencés entre août et décembre et sont pêchés de janvier à juin. Une aération artificielle est utilisée. Les animaux sont nourris avec un aliment fournis par les deux provendiers locaux. Les effluents sont rejetés dans la mangrove de manière diffuse. La ferme puise l'eau qui va alimenter les bassins d'élevage du côté sud-est du fond de la baie de Chambeyron. La ferme produit 150 à 180 tonnes de crevettes par an (Anonyme, 2003).

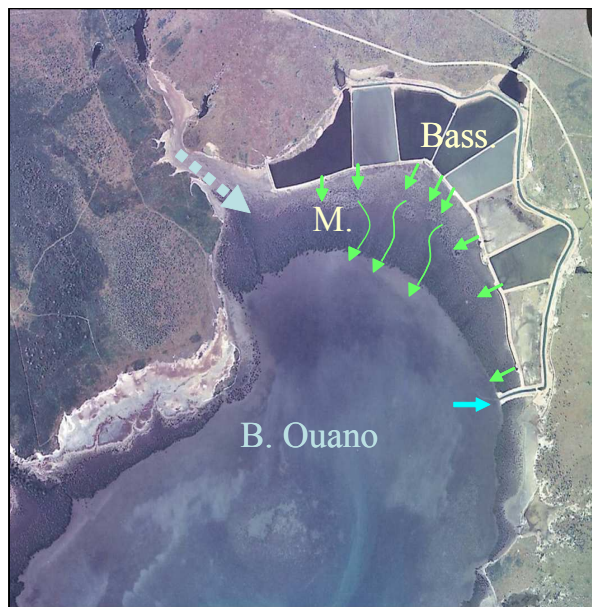


Figure 3 : Photo aérienne de la Pénéide de Ouano et de la baie de la baie de Chambeyron au 1/20000^{ème} (Flèche bleue pleine: eau d'entrée de la ferme, flèches vertes eaux de sortie des bassins (Bass.), flèches vertes courbées: schéma de circulation des effluents à travers la mangrove (M.), flèche bleue en tirets: cours d'eau à sec).

1.2. Baie de Térémba et La Sodacal

1.2.1. Baie de Térémba

La baie de Térémba est une baie ouverte sur le lagon et de très faible profondeur (Fig. 4).

1.2.2. La Sodacal

La ferme la SODACAL est la première et la plus grande ferme de grossissement de crevettes de Nouvelle Calédonie (Fig. 4). C'est une ferme semi-intensive. Quatorze bassins occupent une surface totale de 133 hectares (GFA, 2004). La densité en animaux à l'ensemencement est d'environ 20 crevettes/m². La production est centrée sur l'été austral mais plusieurs élevages sont généralement réalisés pendant la période hivernale. Les animaux sont nourris avec un aliment fournis par les deux provendiers locaux. Les bassins sont renouvelés en eau directement pompée dans un arroyo situé à l'est de la ferme. Aucune aération artificielle n'est utilisée. La production annuelle de la ferme atteint les 400-500 tonnes, soit une production d'environ 3,4 tonnes/ha/an (données de production 2003-2004 ; source : GFA, 2004).

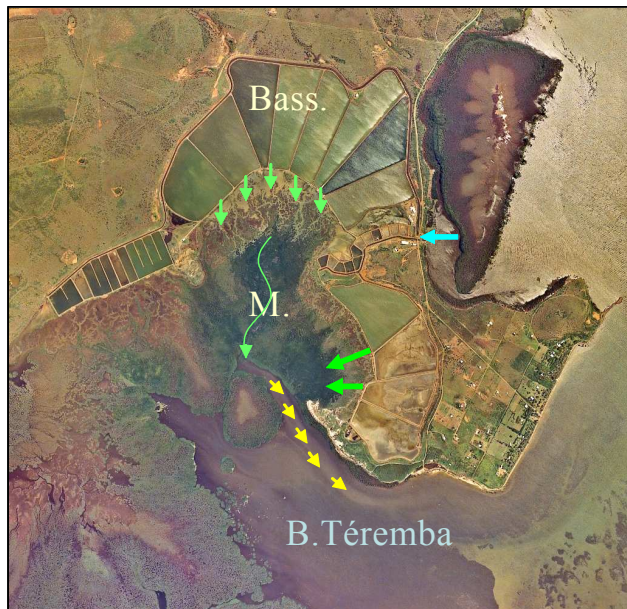


Figure 4 : Photo aérienne de la Sodacal au 1/35000^{ème} située sur les presqu'îles de Tanghi et de Grandjo (commune de Moindou) entre la baie de Térémba (Baie d'Ouarai) et la baie de Moindou

(Flèche bleue : eau d'entrée de la ferme, flèches vertes eaux de sortie des bassins (Bass.), flèche verte courbées : circulation des effluents à travers la mangrove (M.), flèches jaunes : circulation des effluents dans la baie de Térémba (B. Térémba).

2. Paramètres mesurés

Les variables hydrologiques mesurées peuvent être divisées en 3 catégories :

2.1. Les paramètres physiques : température, salinité, conductivité, turbidité, fluorescence *in vivo* et matières en suspension (MES).

2.2. Les paramètres chimiques : sels nutritifs (NO_2^- et NO_3^- ; $\text{NH}_{3,4}^+$), azote organique dissout (NOD), azote dissout total ($\text{N}_{\text{diss.}}$), matière organique dissoute (MOD), matière organique particulaire (MOP), matière minérale (MM), carbone organique particulaire (COP) et azote organique particulaire ($\text{N}_{\text{part.}}$).

2.3. Les paramètres biologiques : chlorophylle-*a* et phéopigments, bactéries et phytoplancton.

3. Stratégie d'échantillonnage

3.1. Choix des stations

Dans chaque ferme, deux bassins ont été échantillonnés pour caractériser les effluents.

Pour assurer la couverture spatiale et temporelle du milieu littoral des sites sélectionnés, l'échantillonnage a été réalisé de la manière suivante : pour chacun des deux sites, l'échantillonnage est effectué selon une radiale s'étendant dans la baie réceptrice le long d'un gradient côte-large et composée de 5 stations, depuis une zone la plus proche des rejets (station n°5) jusqu'à une station assez lointaine au large (station n°1) (Fig. 5). Les stations de la radiale établie en baie de Téremba sont désignées par SO, SO4, SO3, SO2, SO1. Celles de la radiale de la baie de Chambeyron par OA5, OA4, OA3, OA2, OA1.

L'échantillonnage de ces 14 stations pendant toute une année permet une qualification et une quantification des effluents de chaque ferme, une comparaison des rejets des deux fermes et enfin un suivi spatial et temporel des différentes variables mesurées dans chacune des deux baies réceptrices.

Les stations OA4, OA3, OA2, OA1 présentent des profondeurs respectives de 4.2, 6, 6.8 et 5.1 m. toutes les autres stations (OA5 et SO5...SO1) avaient 1-2 m de profondeur.

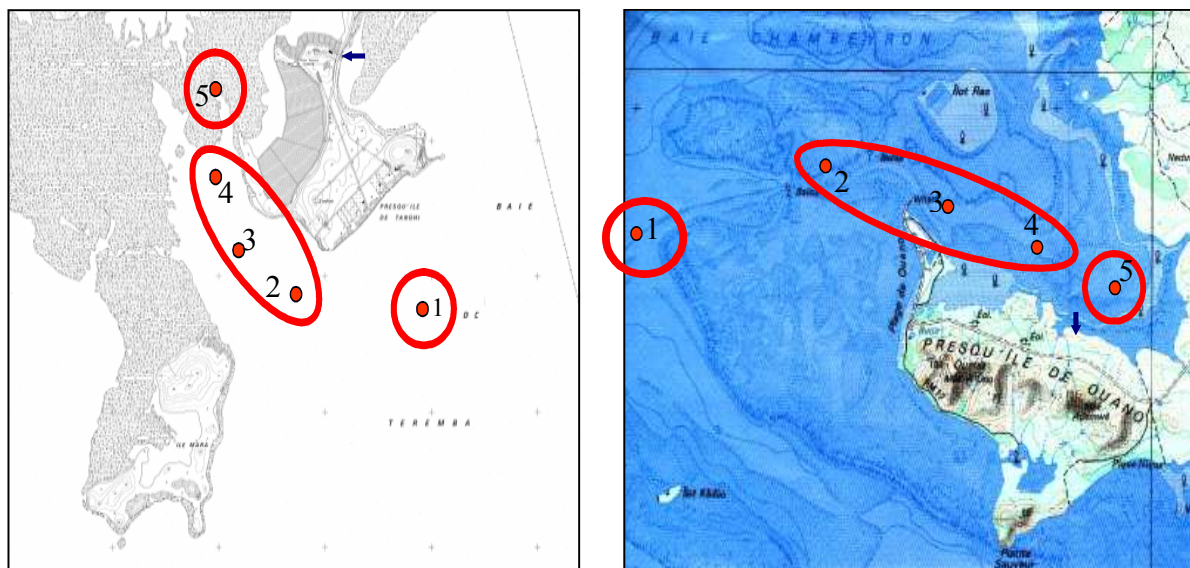


Figure 5 : Positionnement des stations formant les radiales dans les deux baies étudiées (à gauche : baie de Téremba ; à droite : baie de Chambeyron ; les flèches en bleu foncés indique le lieu de pompage pour chaque ferme.

3.2. La stratégie

La fréquence des sorties était bimensuelle pour chaque ferme et ce pendant un an. Les opérations de terrain ont débuté le 2 novembre 2004. Les campagnes de prélèvements ont été réalisées à l'étape de marée haute, les baies n'étant pas accessibles à marée basse.

A chaque campagne et sur chaque station repérée par GPS, des mesures directes en surface du pH et de l'oxygène dissous ont été réalisées à l'aide d'appareils de terrain (Oxymètre WTW 340i – Bioblock et pHmètre WTW325 – Bioblock). Un échantillon d'eau de surface (2 litres) a

été prélevé en vue d'analyses au laboratoire à toutes les stations. Des relevés de la température, de la salinité, de la conductivité, de la turbidité et de la fluorescence ont été réalisés sur chaque station grâce à une sonde CTD SeaBird SBE 19plus.

Dans une station dite de « référence », la station n°3 dans la baie de Chambeyron, une bouée instrumentée d'une sonde multiparamétrique (sonde YSI 66000) a été implantée à -3m pour mesurer en permanence (fréquence de mesure de 15 minutes) la température, la salinité, la conductivité, le pH, le potentiel redox, l'oxygène dissout, la turbidité, la fluorescence de la chlorophylle-a *in vivo* et l'énergie.

3.3. Les sondes

3.3.1. La sonde CTD SeaBird

La sonde CTD SeaBird SBE 19plus est une sonde multi-paramètres qui permet de réaliser des mesures simultanées de la température, de la salinité et de la profondeur (pression). Elle a été munie de 3 capteurs supplémentaires :

- Un fluorimètre pour la mesure *in situ* de la fluorescence,
- Un néphélomètre pour la mesure de la turbidité de l'eau.

Sur chaque station visitée, un enregistrement est effectué. La sonde est descendue à la main, attachée à une corde. Pour les stations présentant une profondeur suffisante (OA1 à 4), des profils verticaux, sont effectués à raison d'une moyenne de 4 enregistrements par seconde au cours de la descente. Pour les stations peu profondes, les paramètres sont enregistrés à une profondeur unique d'environ -1m.

3.3.2. La sonde YSI

La sonde YSI (type à spécifier) a permis une mesure simultanée et à haute fréquence de plusieurs variables dans la station n°3 de la baie de Chambeyron à une profondeur de -4m

Les paramètres mesurés sont :

- température (°C)
- salinité (‰)
- conductivité (mS/cm)
- pH
- oxygène dissout (mg/l et en %)
- turbidité (Normalized Turbidity Unit ou NTU)
- fluorescence *in vivo* (µg/l)

A chaque campagne, les enregistrements de la sonde YSI ont été récupérés et transférés dans un data-logger et la sonde a été recalibrée. Ces enregistrements correspondent à une durée de 15 jours à raison d'une mesure toutes les 15 minutes. Ils permettent donc un suivi temporel des paramètres mesurés à une échelle de temps allant de l'heure à l'année.

4. Traitement et analyse au laboratoire

4.1. Fraction particulaire

4.1.1. Matières en suspension

Un échantillon d'eau de 100 à 500 ml est filtré sur un filtre Whatman GF/C 47 mm calciné et pré-pesé. Le filtre est ensuite rincé à l'eau distillée pour éliminer des sels et séché à l'étuve pendant 48h à 60°C. Une fois sec, le filtre est pesé afin de calculer la concentration en matières en suspension (MES). Les fractions organiques et inorganiques sont ensuite distinguées après passage du filtre au four à 450°C pendant 4 heures et pesée. La masse mesurée soustraite à la masse initiale du filtre correspond alors à la matière minérale (MM). La masse de la matière organique particulaire (MOP) est calculée par la différence entre celle des MES et celle de la MM. Les concentrations des MES, de la fraction minérale (MM) et organique (MOP) sont alors déduites.

4.1.2. Carbone organique particulaire (COP) et azote organique particulaire (NOP)

Pour le dosage du COP et du NOP, 25 à 100 ml d'eau sont filtrés sur des filtres Whatman GF/F préalablement calcinés au four (4h à 400°C) afin d'éliminer toute trace de matière organique. Les filtres sont ensuite transférés dans un dessiccateur où ils ont été soumis à des vapeurs d'acide chlorhydrique pour éliminer les carbonates (carbone minérale). Après 16-18h, chaque filtre est inséré dans une capsule d'étain pour subir l'analyse dans un analyseur élémentaire CHN Carlo-Erba 1500 (Hedges and Stern, 1984). Cette analyse a été effectuée par le laboratoire du CRELA (Centre de Recherche sur les Ecosystèmes Littoraux Anthropisés)

4.1.3. Chlorophylle-a et phéopigments

Le dosage de la chlorophylle-a permet d'estimer la biomasse phytoplanctonique. La détermination simultanée de la concentration en phéophytine *a* est nécessaire pour parvenir à des résultats corrects puisque les teneurs en phéopigments se rapportent à la fraction dégradée des chlorophylles. Ce dosage est effectué par la méthode fluorimétrique de Lorenzen (1966).

Vingt à cinquante ml de l'échantillon sont filtrés sur filtre Whatman GF/F 25 mm. Les filtrations sont effectuées à basse pression pour éviter l'éclatement des cellules végétales. Les filtres sont immédiatement congelés jusqu'à leur analyse. L'extraction des pigments est faite au méthanol pur et la fluorescence est mesurée avant (mesure de la chlorophylle-a) et après une acidification à l'aide d'un fluorimètre Turner Designs préalablement étalonné. Les concentrations en chlorophylle-a et en phéopigments sont calculées à partir des équations de Lorenzen (1966).

4.1.4. Groupes cytométriques :

Après échantillonnage, 1,5 ml de l'eau échantillonnée est mélangée à 7,5 µl de glutaraldéhyde dans un cryotube de 2 ml. Le mélange est ensuite laissé à l'obscurité pendant 15 minutes. Le cryotube est ensuite conservé dans de l'azote liquide jusqu'à l'analyse. L'analyse (dénombrement et détermination) des communautés phytoplanctoniques a été réalisée par cytométrie en flux à l'Observatoire Océanologique de Banyuls. Les groupes de cellules du picophytoplancton sont identifiés par combinaison des différents signaux optiques (fluorescence rouge et orange, diffusions aux petits angles et aux grands angles) (Legendre et al., 2001).

4.2. Fraction dissoute

Pour le dosage des éléments dissous, les échantillons d'eau sont préfiltrés sur filtre GF/F préalablement calciné.

4.2.1. Les sels nutritifs

➤ Ammonium: $N-(NH_3 + NH_4^+)$: Les concentrations en ammonium ont été mesurées au laboratoire IFREMER Nouvelle Calédonie par la méthode de Koroleff (1976). Après coloration, la densité optique des échantillons est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre dans des cuves de 10 cm.

➤ Nitrites et nitrates : $N-(NO_2^- + NO_3^-)$: La concentration des nitrites et des nitrates a été mesurée à l'IRD de Nouméa selon la méthode de Wood et al. (1967) à l'aide d'un Auto-Analyseur TECHNICON II. Selon cette méthode, le nitrate est réduit en nitrite qui est à son tour déterminé par colorimétrie. La réduction se fait par passage dans une colonne de cadmium.

4.2.2. Azote dissout total et l'azote organique dissout

La concentration en azote total dissout a été mesurée après minéralisation des échantillons au persulfate selon la méthode de Raimbault et al. (1999). Le dosage a été réalisé à l'IRD de Nouméa sur la chaîne nitrite de l'Auto-Analyseur TECHNICON II.

NB : L'azote organique dissous a été calculé par la formule :

$$NOD = N_{\text{diss.}} - [N-(NH_3 + NH_4^+) + N-(NO_2^- + NO_3^-)]$$

4.2.3. Matière organique dissoute (MOD) :

La matière organique dissoute est mesurée au laboratoire du DAC par spectrophotométrie en mesurant l'absorbance de l'eau entre 200 et 350 nm dans des cuves en quartz de 10 cm (Pagès et al., 1997).. Les concentrations en MOD sont déduites de la pente (a) de l'absorbance à 254 nm (abs_{254}) selon la formule :

$$[MOD] = (0,6667 \times (abs_{254}/10))/(0,0304-a)$$

5. Analyse statistique

La normalité des données a été testée selon le test de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965).

Les statistiques descriptives de l'eau des bassins sont représentées par les moyennes, les minimums, les maximums et les écarts types de tous les paramètres mesurés afin de caractériser les effluents de chaque ferme.

Le test non paramétrique de Mann-Whitney (comparaison de la distribution de deux échantillons indépendants) est utilisé pour révéler les différences significatives entre les valeurs des paramètres qui caractérisent les effluents de chaque ferme étudiée. Ce test classe les éléments des deux échantillons par ordre croissant sur une même échelle ordinale, pour voir s'ils occupent des rangs équivalents et vérifier l'existence ou l'absence de similitude entre les deux distributions (Scherrer, 1984). Les valeurs ont été considérées significatives à un seuil de confiance de 5%.

Dans le milieu côtier receveur, une relation est recherchée entre les rangs des stations de chaque radiale et les rangs des valeurs correspondantes prises par chaque paramètre étudié. Cette relation est établie à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman (Scherrer, 1984). Ce coefficient de corrélation non paramétrique utilise les rangs des observations et non leur valeur en tant que telle. Une corrélation positive significative signifie l'existence d'un gradient côte-large croissant du paramètre, alors qu'une corrélation négative significative indique la présence d'un gradient décroissant. L'absence de corrélation entre l'ordre des stations et le rang des valeurs du paramètre indique l'absence de gradient ; dans ce cas le paramètre n'évolue pas suivant un gradient déterminé dans le milieu littoral.

La corrélation de Spearman était aussi utilisée pour la mise en évidence des gradients verticaux pour la salinité, la fluorescence et la turbidité.

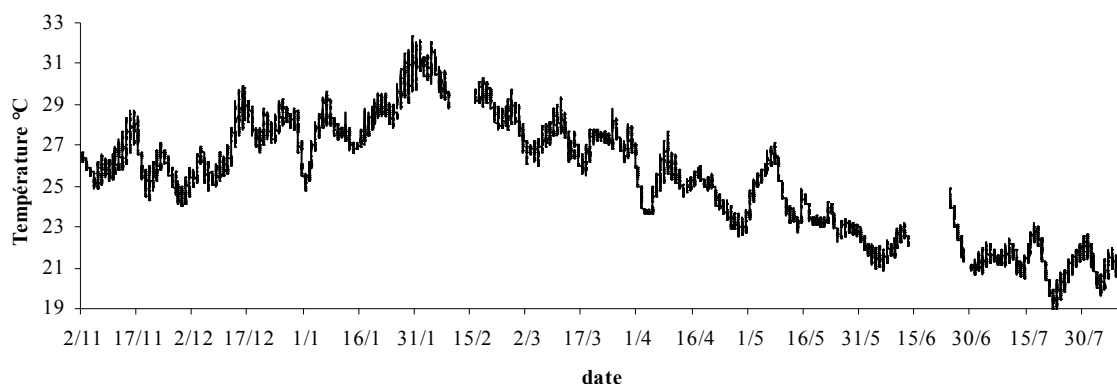
Les corrélations entre les éléments sestoniques étaient aussi réalisés par le test de Spearman. Les valeurs ont été considérées significatives à un seuil de confiance de 1%.

Pour la comparaison des concentrations de surface avec celle de fond dans la baie de Térémba, le test des signes était appliqué. Il s'agit d'un test non paramétrique pour échantillons appariés. Les valeurs ont été considérées significatives à un seuil de confiance de 1%.

III. RESULTATS

1. Influence du climat sur la physico-chimie des eaux côtières

A



B

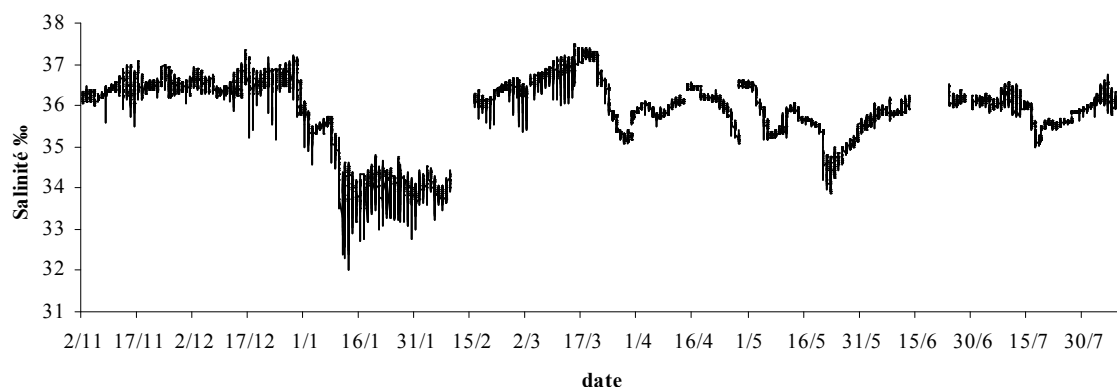


Figure 6 : Evolution de la température (a) et de la salinité (b) de l'eau à la station OA3 de la baie de Chambeyron (enregistrement en continu par la sonde YSI 6600).

On distingue deux saisons marquées et deux saisons intermédiaires en Nouvelle-Calédonie (Sautter et al., 1981).

A partir du mois de décembre, les basses pressions équatoriales atteignent la Nouvelle Calédonie et amènent un temps instable chaud et humide. On note dans cette période une forte diminution de la salinité de l'eau liée aux pluies à la mi-janvier. Pendant cette période, il pleuvait en moyenne 3,5 mm par jour. Pendant la première moitié du mois de Janvier, la région a connu une période de pluies exceptionnelles où la moyenne des pluies a été de 7,9 mm/jour (Météorologie nationale, com. pers.). La saison chaude s'étend jusqu'en mars avec des températures de l'eau supérieures à 25°C.

On distingue une saison intermédiaire en avril-mai marquée par un déclin rapide et de fortes variations des températures. Puis, c'est la saison fraîche qui dure de juin à août avec des températures de l'eau d'environ 20°C. Pendant cette période, de petites perturbations ont provoqué des averses traduites par les fluctuations de la salinité dans la baie.

2. Paramètres zootechniques

2.1. La Sodacal

La quantité totale d'aliment distribué sur la saison 2004 à 2005 était de 1005 tonnes. La distribution journalière augmente régulièrement pour atteindre un maximum en janvier – février 2005 (Fig. 7a). Du mois de juin au mois d'octobre, elle est faible. La biomasse en élevage suit la même tendance et est élevée de janvier à mars. Par la suite, elle diminue avec les pêches. Les renouvellements en eau varient aussi en fonction de la biomasse et de la quantité d'aliments distribués. La quantité d'eau pompée dans le milieu environnant augmente très rapidement pour atteindre 300 000 m³ par jour fin novembre (Fig. 7b). Cette quantité reste la même jusqu'en août malgré la diminution de la biomasse dans les bassins.

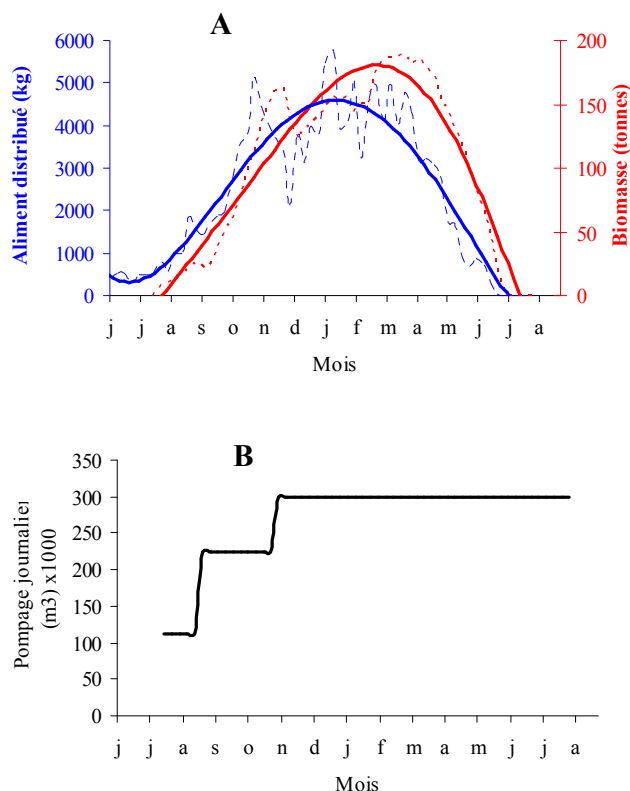


Figure 7 : (A) Données zootechniques 2004-2005 de la ferme La Sodacal représentées par la biomasse en crevettes (en pointillés rouges) et la quantité globale d'aliments distribuée par jour (en pointillés bleus). Les courbes pleines correspondent aux courbes de tendance de type polynomiale. **(B)** Quantité d'eau pompée par jour dans le milieu environnant (Source : La Sodacal).

2.2. La Pénéide de Ouano

La figure 8 représente la courbe type de distribution journalière en aliment sur la ferme en fonction du temps. Elle a été établie à partir de données historiques et non pas à partir des données 2004 - 2005. L'allure générale de l'évolution est une courbe en cloche dont, les valeurs les plus élevées sont atteintes en janvier - février. Les premiers bassins sont généralement ensemencés fin août ou début septembre (Tab. 1). Les dernières pêches ont lieu au plus tard début juillet. L'activité de la ferme est généralement faible à inexistante de juin à septembre. Ces données corroborent les observations réalisées par l'équipe scientifique au cours de l'année. Sur la saison 2004-2005, les premiers bassins ont été ensemencés en septembre - octobre 2004.

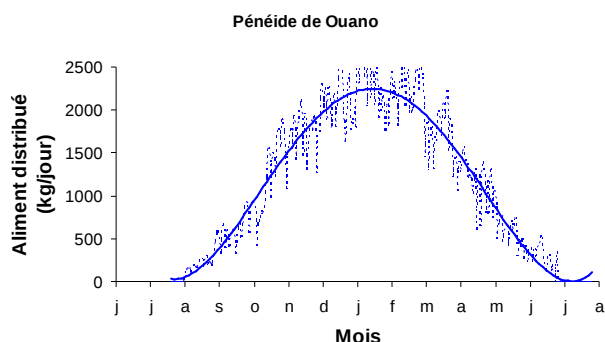


Figure 8 : Estimation de la quantité d'aliments distribuée par jour (en pointillés bleus) sur la ferme Pénéide de Ouano. Cette estimation a été réalisée à partir de données historiques. La courbe pleine correspond à la courbe de tendance de type polynomiale.

Tableau 1 : Données synthétiques des élevages réalisés sur la ferme Pénéide de Ouano de 1999 à 2004.

Données	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004
Date du premier ensemencement	06-sept	06-sept	22-août	29-août	27-août
Date de la dernière pêche	23-juin	27-juin	31-mai	11-juil	15-juil
Nombre d'élevages réalisés	8	8	7	8	9
Densité moyenne à l'ensemencement (anx/m ²)	35	35	31	33	34
Biomasse pêchée (t)	183	180	138	151	166
Survie moyenne (%)	63	64	69	60	54
Aliment total distribué sur la saison (tonne)	403	413	288	372	435
Indice de conversion moyen	2,2	2,3	2,0	2,5	2,6
Durée moyenne des élevages	200	199	194	189	192

2.3. Bilans azotés

La Sodacal : la quantité totale d'aliments ajoutée pendant la saison d'élevage étant de 1005 tonnes, et la proportion d'azote dans l'aliment étant de 70 kg/tonnes (Martin et al, 1998), la quantité d'azote ajouté dans la ferme de la Sodacal était de $1005 \times 70 = 70\,350$ kg d'azote. On estime à 35% la proportion d'azote évacué dans les rejets (Lemonnier et Faninoz, 2006). La quantité total d'azote sortant de La Sodacal serait d'environ 25 tonnes.

Pénéide d'Ouano : A partir des données historique (Tab. 1) on évalue à 400 tonnes la quantité totale d'aliment distribuée en 2004-2005 correspondant à environ 10 tonnes d'azote rejeté par la ferme au cours de la saison d'élevage.

2. Paramètres hydrologiques

2.1. Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des effluents

Le tableau 2 montre l'ensemble des moyennes et valeurs limites observées pour les différents paramètres mesurés dans les bassins d'élevages des deux fermes étudiées

Les effluents de la ferme intensive sont plus salés, plus basiques et plus turbides que ceux provenant de la ferme semi-intensive. Ils sont significativement plus chargés en seston sous toutes ses formes, organiques et particulières.

Les deux fermes ne diffèrent pas significativement par la concentration de leurs effluents en éléments dissous azotés. La fraction dissoute de l'azote est dominée par l'azote organique dissous qui représente plus de 95% de l'azote dissout total dans les effluents de la ferme de Ouano, et plus de 90% du N total dissous dans les effluents de La Sodacal

Les résultats de la cytométrie en flux montrent une charge bactérienne de l'ordre de 10 millions de cellules/ml dans les effluents de la ferme semi-intensive et de 15 millions/ml dans les effluents de la ferme intensive.

Sept groupes phytoplanctoniques ont été dénombrés par cytométrie. Les picoeucaryotes et les cyanobactéries, dont les *Prochlorococcus*, forment la fraction picophytoplanctonique. La cytométrie a permis de distinguer aussi un groupe picophytoplanctonique qui n'a jamais été décrits par ailleurs. Il a été désigné par le terme UNK «cellules picophytoplanctoniques inconnues». Les nanoeucaryotes avec les cryptophytes de types 1 et 2 constituent le nanophytoplancton. Ce dernier représente en moyenne $30.2 \pm 24.1\%$ du phytoplancton de La Sodacal et $46.7 \pm 35.5\%$ de Pénéide de Ouano. A l'inverse, le picophytoplancton représente respectivement $69.8 \pm 24.1\%$ et de $53.3 \pm 35.5\%$ du phytoplancton dans les bassins de La Sodacal et de Ouano. Le test de Mann-Whitney n'a pu en révéler aucune différence significative entre les des effluents des deux fermes.

Si on observe l'évolution temporelle de la fraction particulière des effluents (fig. 9), on note une augmentation globale de ses constituants du début vers la fin du cycle d'élevage. Pour les deux fermes, la turbidité dans les bassins prend des valeurs de l'ordre de 5 NTU au début du cycle pour atteindre des valeurs supérieures à 20 NTU pendant la deuxième moitié du cycle d'élevage. Cette évolution croissante de la turbidité s'accompagne d'une augmentation de la fluorescence durant le cycle d'élevage.

Tableau 2 : Caractéristiques des effluents. (Les étoiles (*) indique une différence significatives entre les valeurs des paramètres des deux fermes, Ouano et La Sodacal, pour $p < 0.01$) ; les signes « § » indique que les séries chronologiques s'arrêtent au 2 mars 2005)

Ferme	Pénéide de Ouano (Intensive)		La Sodacal (Semi-intensive)	
	Moy. $\pm$ e.-type	Min - Max	Moy. $\pm$ e.-type	Min - Max
Physico-chimie				
Température (°C)	26.5 $\pm$ 2.4	21,6 - 29.8	27.2 $\pm$ 2.6	21 - 30.5
pH*	8 $\pm$ 0.2	7.3 - 8.4	8.2 $\pm$ 0.2	7.7 - 8.6
Salinité (PSU)*	36.2 $\pm$ 3.6	24.3 - 39.9	32.4 $\pm$ 4.7	23.3 - 38.5
Oxygène dissous (mg/l)	7 $\pm$ 1.9	3.8 - 12.8	7.0 $\pm$ 1.6	3.2 - 10.1
Turbidité (NTU)*	16.8 $\pm$ 8.3	4.7 - 25.9	11.4 $\pm$ 6.5	2.9 - 25.9
Fluorescence (μ g/l)*	17 $\pm$ 12.2	1.6 - 48.2	8.6 $\pm$ 5.0	1.4 - 23.6
Dissous				
NDT (μ mol/l)	25.29 $\pm$ 13.74	16.65 - 67.37	20.00 $\pm$ 5.81	11.58 - 32.92
NOD (μ mol/l)§	26.6 $\pm$ 16.67	16.43 - 83.4	20.21 $\pm$ 8.41	11.98 - 41.02
NH _{3,4} (μ mol/l)§	1.25 $\pm$ 3.9	0.1 - 17.7	0.82 $\pm$ 1.97	0.11 - 8.39
NO _{2,3} (μ mol/l)	0.13 $\pm$ 0.36	0 - 1.64	0.58 $\pm$ 2.00	0.01 - 7.92
MOD (mg/l)	3.01 $\pm$ 0.99	1.63 - 6.54	3.07 $\pm$ 1.43	0.61 - 6.04
Particulaire				
MES (mg/l)*	55.8 $\pm$ 28.3	15.2 - 109.3	31.1 $\pm$ 20.0	13.2 - 82.7
MOP (mg/l)*	13.0 $\pm$ 5.5	5.6 - 24.7	8.4 $\pm$ 2.9	3.2 - 16.0
%MOP (%)	26.8 $\pm$ 11.7	14.3 - 57.9	32.5 $\pm$ 14.0	11.7 - 66.7
MM (mg/l)*	42.8 $\pm$ 24.2	6.4 - 84.7	22.7 $\pm$ 18.6	6.0 - 72.0
COP (mg /l)*	4.47 $\pm$ 1.90	1.38 - 8.25	2.70 $\pm$ 1.08	0.97 - 4.64
N _{part.} (mg /l)*	0.80 $\pm$ 0.34	0.20 - 1.46	0.46 $\pm$ 0.19	0.19 - 0.90
C/N	5.59 $\pm$ 0.42	4.88 - 6.65	5.86 $\pm$ 1.25	4.05 - 10.66
Chl-a totale (μ g/l)*	63.24 $\pm$ 48.69	5.46 - 180.34	25.77 $\pm$ 14.90	4.49 - 68.18
Chl-a/CP (g/kg)	16.4 $\pm$ 14.7	2.8 - 59.1	8.8 $\pm$ 4.1	1.7 - 20.0
Phéo totaux (μ g/l)*	28.2 $\pm$ 36.1	4.8 - 153.3	10.8 $\pm$ 5.8	2.2 - 23.0
% Phéo totaux (%)	30.8 $\pm$ 13.9	8.7 - 86.1	31.0 $\pm$ 10.5	13.0 - 52.8
Groupe cytométriques				
Bactéries totales (10 ⁶ ml ⁻¹)	15.6 $\pm$ 7.8	2.0 - 30.7	10.8 $\pm$ 6.8	2.3 - 28.3
Cyanobactéries (10 ⁵ ml ⁻¹)	3.03 $\pm$ 4.65	0.14 - 13.73	2.33 $\pm$ 3.26	0.03 - 12.80
Prochlorococcus (10 ⁵ ml ⁻¹)	0	0	0	0
Picoeucaryotes (10 ⁵ ml ⁻¹)	3.93 $\pm$ 7.86	0.02 - 23.15	0.78 $\pm$ 1.82	0.01 - 6.60
Groupe picophytoplanctonique indéterminé (10 ⁵ ml ⁻¹)	2.16 $\pm$ 5.16	0 - 20.16	2.07 $\pm$ 4.62	0 - 17.35
Total du picophytoplancton (10 ⁵ ml ⁻¹)	9.1 $\pm$ 14.9	0.2 - 44.1	5.18 $\pm$ 8.62	0.19 - 32.51
% du picophytoplancton (%)	53.3 $\pm$ 35.5	14.5 - 99.7	69.8 $\pm$ 24.1	21.0 - 99.5
Nanoecaryotes (10 ⁵ ml ⁻¹)	1.70 $\pm$ 2.61	0.02 - 8.65	0.98 $\pm$ 1.01	0.09 - 5.16
Cryptophyte de type 1 (10 ⁵ ml ⁻¹)	0.02 $\pm$ 0.03	0 - 0.13	0.02 $\pm$ 0.02	0 - 0.10
Cryptophyte de type 2 (10 ⁵ ml ⁻¹)	0.01 $\pm$ 0.02	0 - 0.07	0.00 $\pm$ 0.01	0.00 - 0.02
Total du nanophytoplancton (10 ⁵ ml ⁻¹)	1.7 $\pm$ 2.6	0.02 - 8.7	1.00 $\pm$ 1.02	0.10 - 5.20
% du nanophytoplancton (%)	46.7 $\pm$ 35.5	0.3 - 85.5	30.2 $\pm$ 24.1	0.5 - 79.0

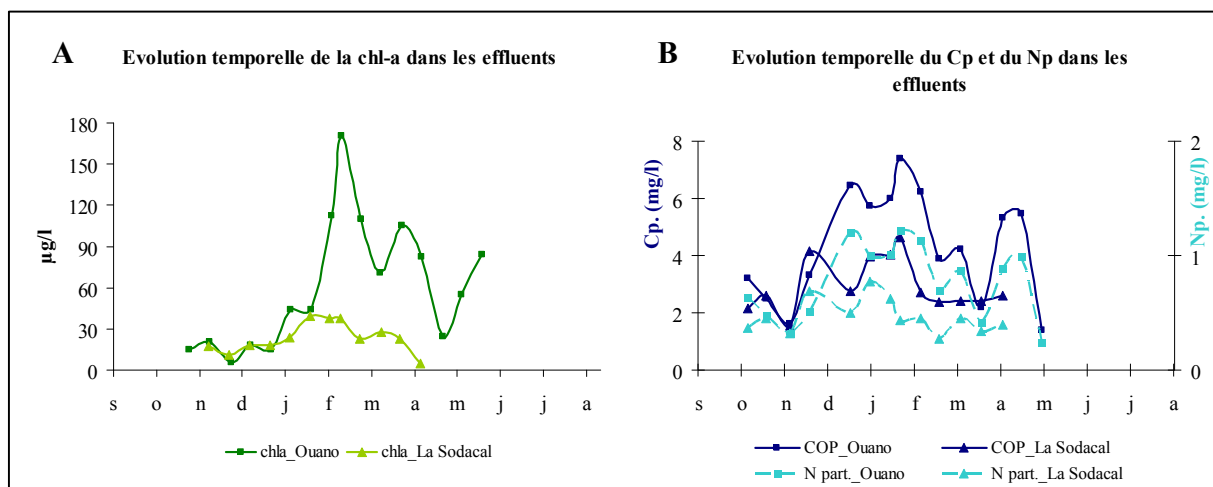


Figure 9 : (A) Evolution temporelle de la chlorophylle-a (Chl-a), (B) du carbone et de l'azote organique particulaire dans les bassins des fermes d'élevage.

La concentration moyenne des effluents en matières en suspension augmente de moins de 20 mg/l au tout début de l'élevage pour atteindre plus de 80 mg/l à La Sodacal et plus de 100 mg/l à Ouano avec la pêche finale des bassins. La matière minérale y était prépondérante en contribuant en moyenne à plus de 65 % des MES dans les bassins de la ferme de La Sodacal et plus de 70% des MES des effluents de Ouano. L'évolution de la concentration en chlorophylle-a est présentée figure 9a. Dans les effluents de la ferme de intensive, la concentration évolue de 5.85 $\mu\text{g/l}$ au moment de l'ensemencement des bassins à une concentration de 180 $\mu\text{g/l}$ durant la deuxième moitié du cycle d'élevage. L'évolution de la chl-a dans les bassins de La Sodacal était similaire mais toujours avec des valeurs et des amplitudes inférieures.

Le COP et l'azote particulaire (fig. 9b) suivent la même évolution temporelle de la chl-a

La contribution du phytoplancton à la matière organique particulaire est calculé par le rapport chlorophylle-a / carbone particulaire qui prend une valeur moyenne respectivement de $8,8 \pm 4,1$ et de $16,4 \pm 14,7$ g/kg dans les effluents des fermes semi-intensive et intensive. Ce rapport est à son minimum au début de l'élevage et atteint un maximum vers la fin de celui-ci.

2.2. Evolution spatiale et temporelle des principaux paramètres hydrologiques et biologiques, indicateurs potentiels de la matière organique issue des fermes d'élevage dans l'environnement littoral.

2.2.1. Eléments dissous azotés

➤ L'azote total dissous (NTD)

La figure 10a montre que, la concentration moyenne en NTD était de $25,29 \pm 13,74$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les bassins de la ferme de Ouano. Elle était de $12,4 \pm 3,3$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$ à la station 5 du fond de baie. Il existe un gradient significatif côte large décroissant de la concentration en NTD ($R=0,42$; $p<0,01$). Ce gradient est aussi significatif dans la baie de Téremba ($R=0,42$; $p<0,01$) (figure 10b).

La concentration est en moyenne plus élevée quelle que soit la station dans la baie de Térémba comparativement à la baie de Chambeyron.

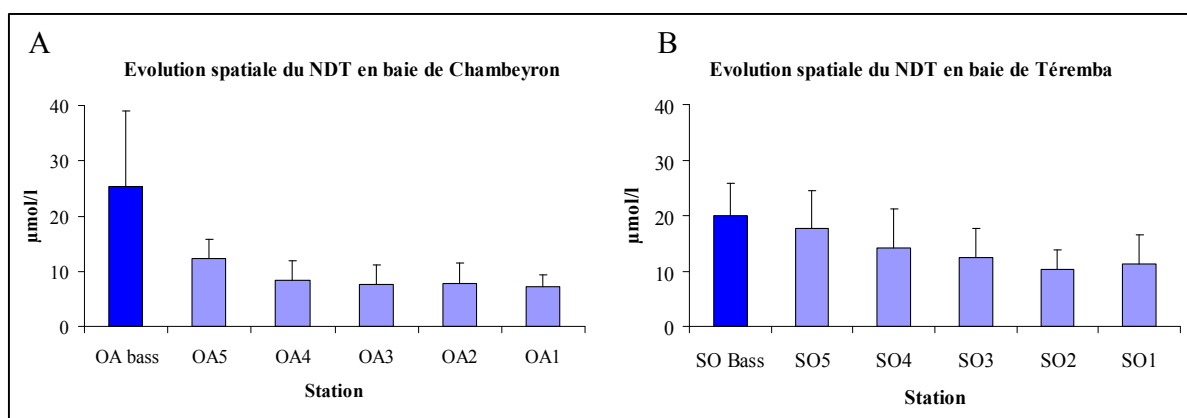


Figure 10 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale de la moyenne de concentration en azote total dissout sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

Sur le plan temporel, la figure 11 montre que la concentration en azote dissout total dans les stations situées dans l'environnement littoral est très variable en fonction du temps et ceci dans les deux baies. Les coefficients de variation s'étendent entre 27 et 45% en baie de Chambeyron et entre 35 et 50% en baie de Térémba. L'évolution temporelle de la concentration en azote dissout total dans les deux baies montre deux périodes distinctes pour les stations les plus proches de la côte. La première s'étend de septembre à mars, pendant laquelle la concentration est très variable avec des valeurs relativement élevées. La deuxième (mars-juillet) se caractérise par une augmentation globale de la concentration jusqu'à un pic de concentration. Pendant la période d'évolution croissante avec le temps, la concentration dépasse $10 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans la station OA5 en baie de Chambeyron et $20 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les stations SO5 et SO4 en baie de Térémba. Après avoir atteint son maximum, la concentration diminue à partir de juin.

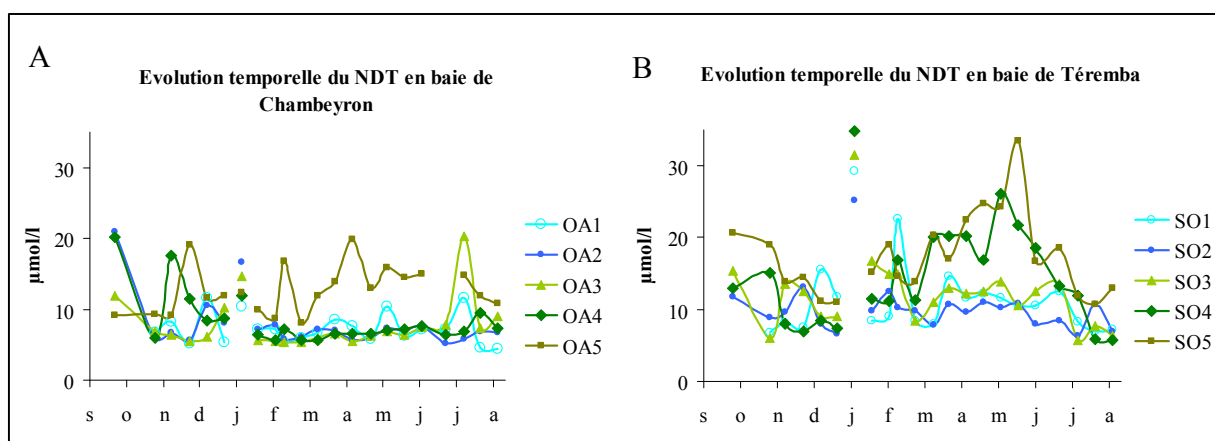


Figure 11 : Séries temporelles de la concentration en azote dissout total dans les 5 stations de chaque radiale établie dans chaque baie réceptrice.

➤ L'azote nitreux : N-(NO₂+NO₃)

La baie de Chambeyron (figure 12a) ne montre pas de gradient côte-large significatif pour la concentration en azote nitreux ($R=0,26$ pour $p>0,01$). Cette concentration présente une moyenne plus élevée dans la baie que dans les bassins de Ouano. Initialement à une valeur moyenne de $0,13 \pm 1,6 \mu\text{mol.l}^{-1}$ au niveau de la station OA5 en fond de baie, elle augmente avec la distance à la côte pour atteindre $0,33 \pm 2,99 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans la station OA3. Puis on observe une diminution de la concentration jusqu'à une moyenne de $0,15 \pm 1,43 \mu\text{mol.l}^{-1}$ au niveau de la station OA1.

La figure 12b indique l'existence d'un gradient côte-large décroissant de la concentration moyenne de l'azote nitreux dans la baie de Térémba ($R=0,36$ pour $p<0,01$). Cette figure montre que les concentrations sont plus élevées dans toutes les stations de la baie que dans les bassins.

Sur le plan temporel (fig. 13), la concentration de l'azote nitreux dans la baie de Térémba est relativement faible de septembre à janvier. Le mois de janvier se caractérise par un pic de concentration limité à une seule date et observé sur toutes les stations. Les concentrations initiales sont rétablies fin janvier. A partir de février, la concentration évolue en augmentant. Cette augmentation s'étend jusqu'à fin mai dans les stations SO5 et SO4. Ensuite, les concentrations diminuent pour reprendre les valeurs initiales basses.

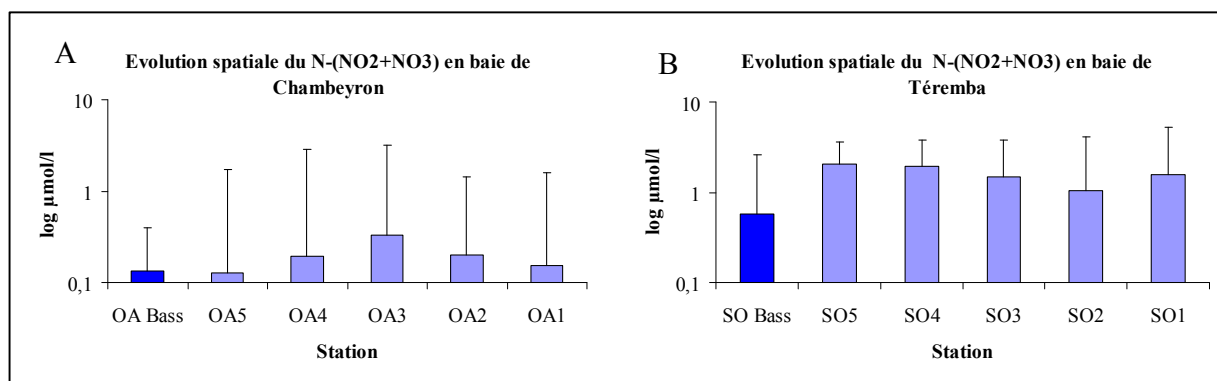


Figure 12 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale de la moyenne de l'azote nitreux calculée sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

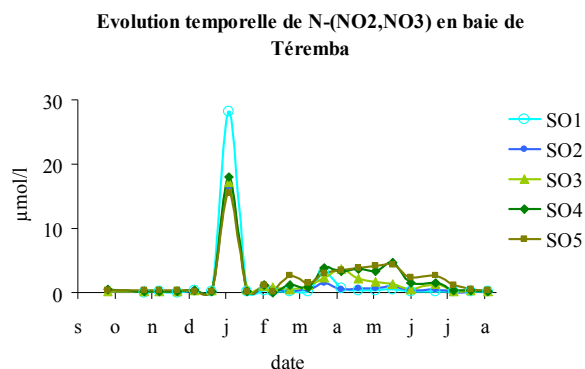


Figure 13 : Séries temporelles de la concentration en azote nitreux dans les 5 stations de la radiale de la baie de Térémba recevant les effluents de la ferme de La Sodacal

2.2.2. Le seston

La matrice de corrélation entre les éléments sestoniques (Tab. 3) montre des corrélations très significatives entre les différents éléments sestoniques.

Tableau 3 : matrice de corrélation entre les différents éléments particulaire. Les données en bas à gauche et en haut à droite représentent respectivement les coefficients de corrélation et les probabilités.

R	MES	MOP	COP	N_{part.}
MES	-	<0,01	<0,01	<0,01
MOP	0.98	-	<0,01	<0,01
COP	0.78	0.73	-	<0,01
N_{part.}	0.78	0.73	0.97	-

➤ Le seston total (ou matières en suspension) : MES

La concentration du seston total suit un gradient décroissant significatif dans la baie de Térémba (figure 14b) ($R=0,42$ pour $p<0,01$). Sa décroissance dans la baie de Chambeyron n'est pas significative (figure 14a) ($R=0,04$ pour $p>0,01$).

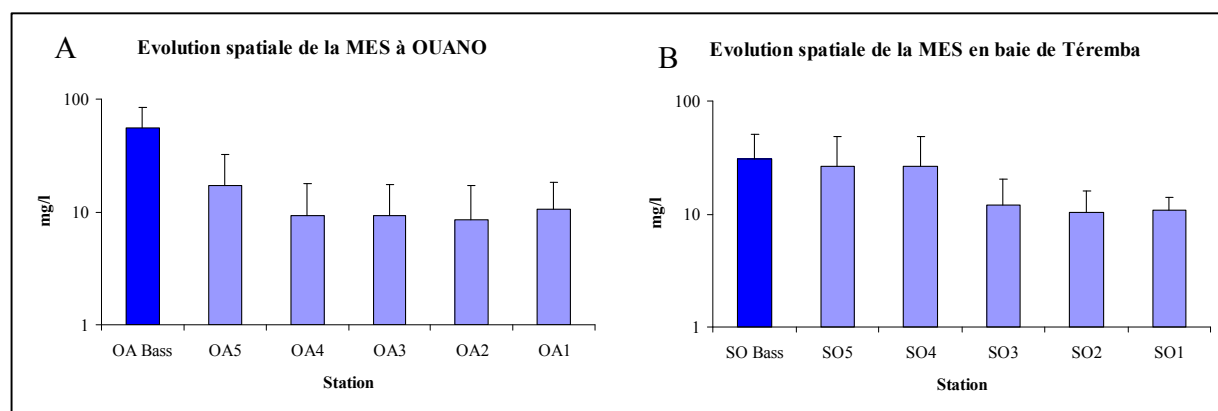


Figure 14 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale de la moyenne des matières en suspension calculée sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

Les séries temporelles des matières en suspension en baie de Térémba (Figure 15) montrent des pics importants de concentration jusqu'à 100 mg.l^{-1} au niveau des stations SO4 et SO5 fin janvier. Ces pics sont suivis par une deuxième augmentation de la concentration qui débute en avril jusqu'en mai.

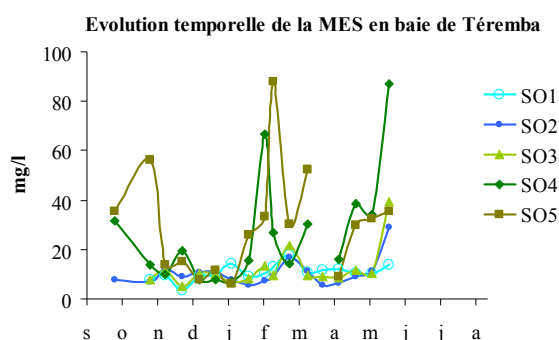


Figure 15: Séries temporelles de la concentration en matières en suspension dans les 5 stations de la radiale de la baie de Térémba recevant les effluents de la ferme de La Sodacal

➤ Le carbone organique particulaire

La concentration en carbone organique particulaire se révèle significativement croissante de la côte vers le large dans les deux baies : Chambeyron ($R = 0,53$ pour $p < 0,01$) et Térémba ($R = 0,72$ pour $p < 0,01$). Cette corrélation est plus élevée dans la baie de Térémba (Fig. 16b) que dans la baie de Chambeyron (Fig. 16a)

La fig. 17a montre que, dans la baie de Chambeyron, seule la station 5 présente une évolution notable de la concentration en carbone organique particulaire avec le temps. Cette concentration est relativement basse jusqu'en février, mois à partir on observe plusieurs pics successifs de l'ordre de 1 mg.l^{-1} suivi d'un pic de concentration très élevée d'une valeur supérieure à $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$ au début du mois de mai. A partir de juin, les concentrations diminuent.

La concentration du carbone organique particulaire en baie de Térémba (Fig. 17b) est plus variable avec le temps qu'en baie de Chambeyron. Les séries chronologiques commencent par des valeurs de concentrations élevées au niveau des stations SO5 et SO4. Ces concentrations diminuent ensuite mais reste variable autour de 1 mg.l^{-1} . A partir de la fin de janvier, on observe des concentrations élevées dans toutes les stations, SO5 et SO4 étant généralement à des niveaux de concentrations plus élevés que les autres stations plus éloignées dans la baie.

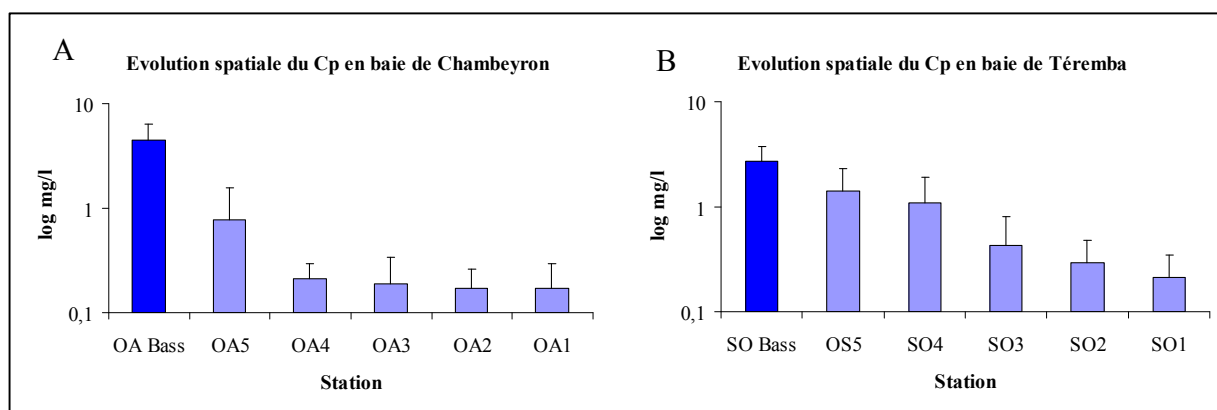


Figure 16 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale du carbone organique particulaire calculée sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

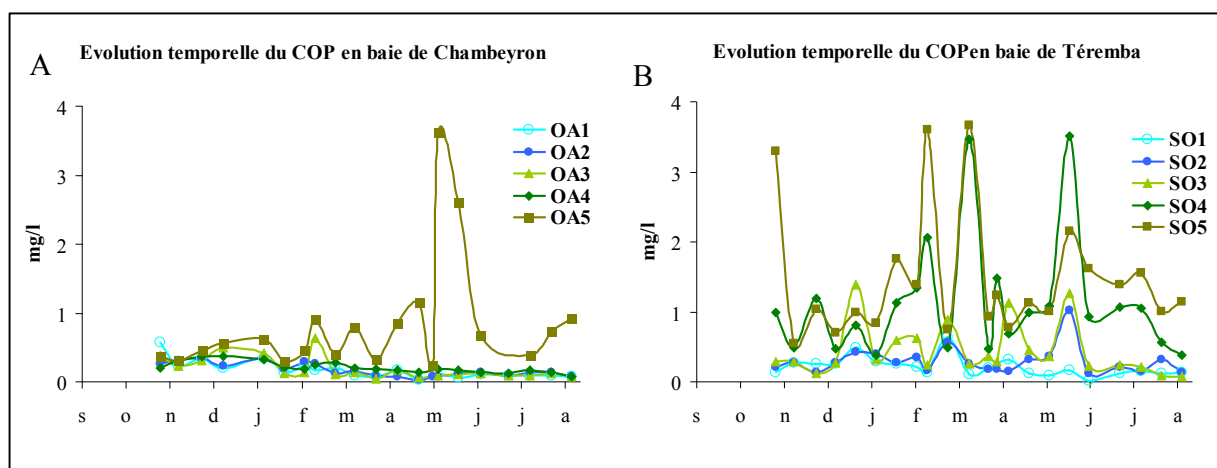


Figure 17 : Séries temporelles de la concentration en carbone organique particulaire dans les 5 stations de chaque radiale établie dans chaque baie réceptrice

➤ La chlorophylle-*a*

La chlorophylle-*a* présente un gradient côte - large significatifs de concentrations croissantes dans la baie de Chambeyron ($R=0,60$ pour $p<0,01$) (fig. 18a) et dans la baie de Térémba ($R=0,65$ pour $p<0,01$) (fig. 18b)

L'étude de l'évolution temporelle de la concentration de chlorophylle-*a* au niveau des stations de la baie de Chambeyron (figure 19a) montre une faible variabilité des concentrations et des valeurs basses comparativement à la station 5. La station OA5 présente une concentration en chlorophylle-*a* faible jusqu'en février et qui augmente progressivement par la suite. Un pic de concentration de $60 \mu\text{g.l}^{-1}$ de chlorophylle-*a* est atteint fin mai, valeur qui peut être considérée comme exceptionnelle pour une eau lagunaire.

Dans le cas de la baie de Térémba (figure 19b), la concentration en chlorophylle-*a* est variable avec le temps aux stations SO4 et SO5. Les niveaux faibles de concentration durent 3 mois environ, puis on observe 3 pics mensuels (janvier, février, mars) de concentration dans les stations SO5 et SO4, les autres stations étant maintenues à des niveaux faibles. Un pic de concentration au niveau de la station 3 est observé en avril. Cette période de concentrations élevées se termine vers juin.

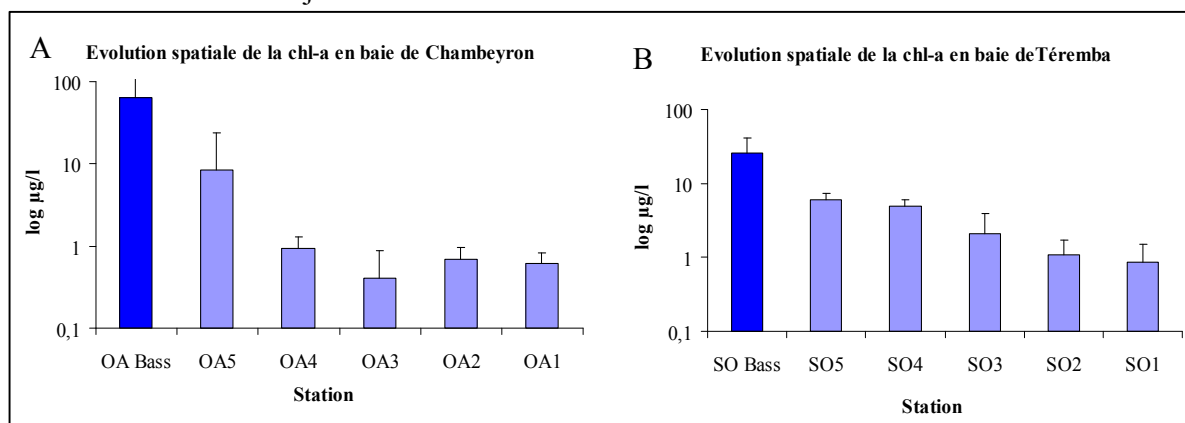


Figure 18 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale de la chlorophylle-*a* calculée sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

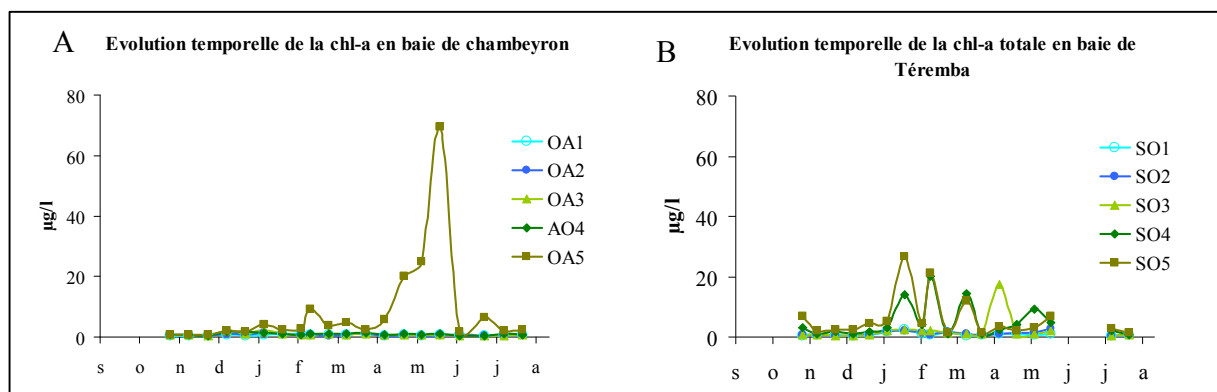


Figure 19 : Séries temporelles de la concentration en chlorophylle-*a* dans les 5 stations de chaque radiale établie dans chaque baie réceptrice.

➤ Les groupes cytométriques : bactéries et phytoplancton (diversité et abondance)

Les bactéries :

Des gradients côte-large décroissants de concentrations de bactéries sont observés en baie de Chambeyron ($R=0,71$ pour $p<0,01$) (Fig. 20a) comme en baie de Téremba ($R=0,58$ pour $p<0,01$) (Fig. 20b). La concentration de l'eau en bactéries totales dans la baie de Chambeyron diminue de 7 millions par ml en station OA5 à 1 million par millilitre au niveau de la station OA1. Dans la baie de Téremba, cette concentration évolue en diminuant de la station SO5 (4.10^6 ml^{-1}) à la station SO1 ($1. 10^6 \text{ ml}^{-1}$).

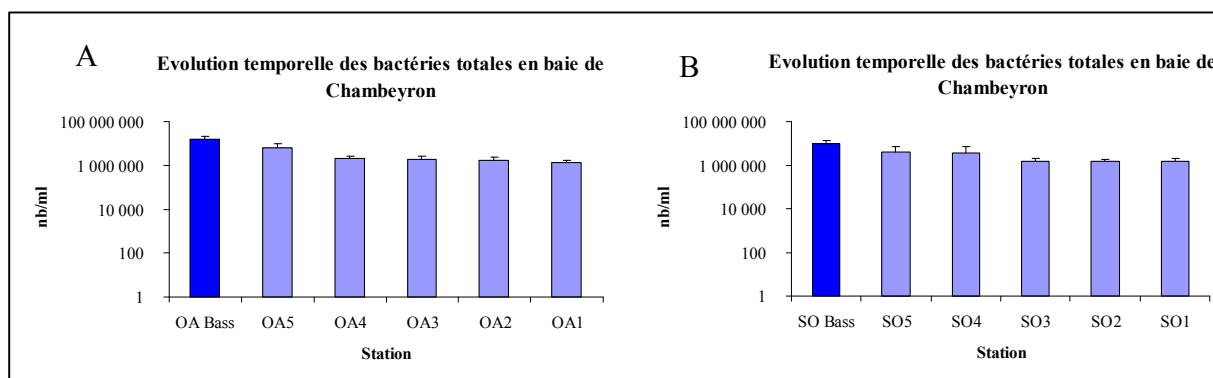


Figure 20 : Histogrammes montrant l'évolution spatiale de la concentration bactérienne moyenne (nombre de cellules/ml) calculée sur toute la période d'étude dans les 2 milieux receveurs (OA5 à OA1 et SO5 à SO1) en comparaison avec la moyenne observée dans les bassins (Bass) des fermes correspondantes.

L'évolution temporelle de ces concentrations dans la baie de Chambeyron (fig. 21a) présente une phase croissante de la concentration en bactéries de novembre jusqu'à mai, suivie d'une phase décroissante de mai à août. Ceci s'observe dans toutes les stations de la baie.

Dans la baie de Térémba (fig. 21b), la phase d'augmentation de la concentration des bactéries est limitée de novembre jusqu'à mars alors que les concentrations bactériennes diminuent de mars à août.

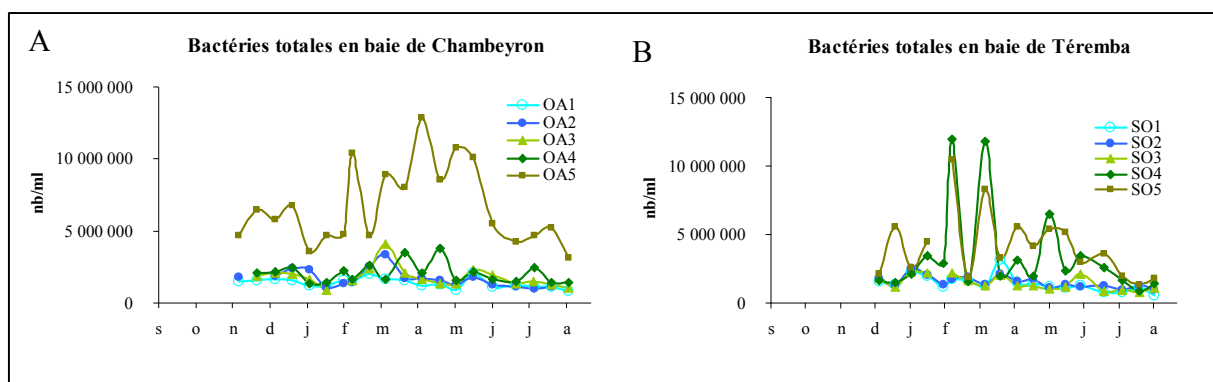


Figure 21: Séries temporelles de la concentration bactérienne dans les 5 stations de chaque radiale établie dans chaque baie réceptrice.

Le phytoplancton :

Sept groupes phytoplanctoniques ont été identifiés et présentent chacun une évolution différente dans les milieux receveurs. Ce qui est remarquable c'est l'évolution globale relative des fractions pico- et nanophytoplanctoniques sur le nombre total de cellules dénombrés par cytométrie en flux (figure 22).

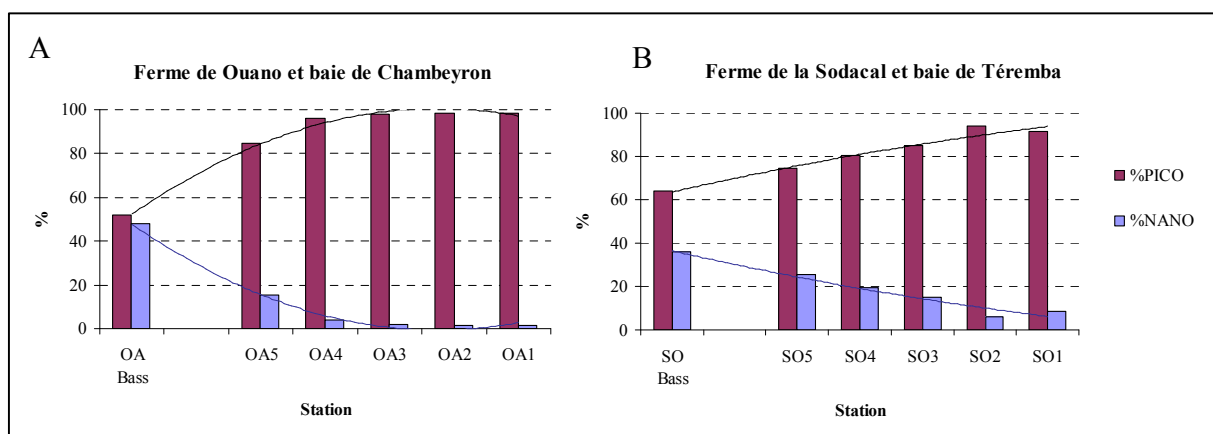


Figure 22 : Evolution spatiale des pourcentages du nano- (NANO) et du picophytoplancton (PICO) dans les bassins des deux fermes étudiés et les milieux littoraux correspondants.

Dans les deux baies, en allant de la station du large vers la station la plus côtière, on assiste à une diminution de la concentration de l'eau en cellules picophytoplanctoniques qui s'oppose à une l'augmentation de la concentration en nanophytoplancton. De la station OA5 à la station OA1 (également de SO5 à SO1), il existe un gradient croissant significatif du pourcentage de picophytoplancton compensé par un gradient décroissant significatif du pourcentage de cellules nanophytoplanctoniques (Tab. 4).

Tableau 4 : Matrice de corrélation entre les pourcentages de pico et de nanophytoplancton et l'ordre des stations dans les deux baies réceptrices.

Corrélation de Spearman	% picophytoplancton		% nanophytoplancton	
Baie	R	p	R	p
Chambeyron	-0.42	<0.01	0.42	<0.01
Téremba	-0.45	<0.01	0.45	<0.01

L'évolution temporelle de la fraction nanophytoplanctonique en baie de Chambeyron (Fig. 23a) montre que celle-ci ne dépasse guère les 5% du nombre total de cellules dans les stations OA1, 2 et 3 dans la baie de Chambeyron. Par contre, dans la station OA4, on note un pic de 44% début février alors que la station OA5 suit une évolution temporelle remarquable : des valeurs de moins de 1% pendant les trois premiers mois d'étude, un pourcentage moyen de $9 \pm 2\%$ pendant la période janvier-mars, puis des pics où le nanophytoplancton atteint plus de 60%.

Dans la baie de Téremba (Fig. 23b), le pourcentage de nanophytoplancton est plus variable au cours du temps et ce dans toutes les stations. Les coefficients de variation dans les stations sont supérieurs à 50%. Deux périodes se révèlent caractéristiques : début janvier où la fraction nanophytoplanctonique augmente rapidement puis diminuent, et la période qui s'étend de mars à août pendant laquelle on observe une augmentation globale du nanophytoplancton surtout dans les stations SO5 et SO4.

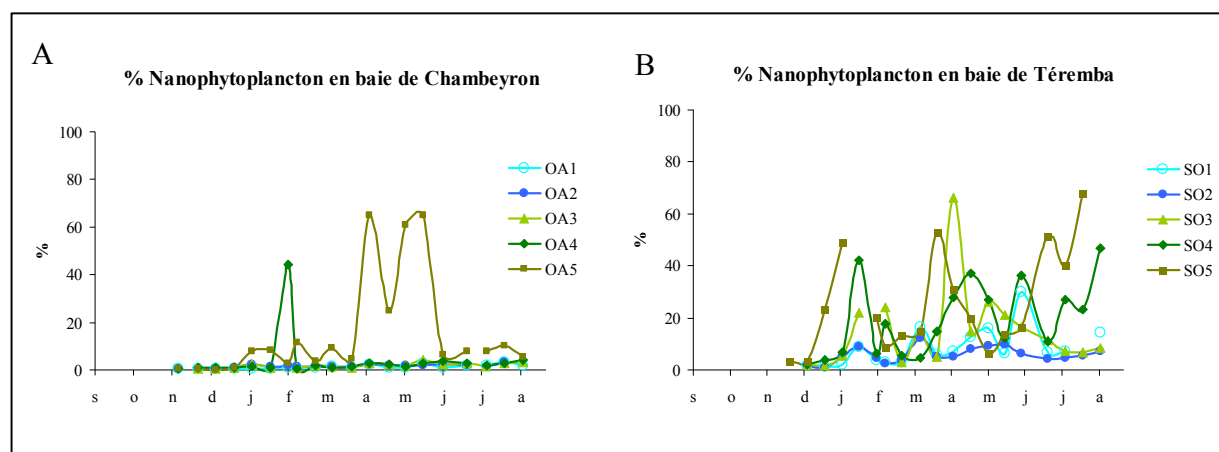


Figure 23 : Séries temporelles du nanophytoplancton dans les 5 stations de chaque radiale établie dans chaque baie réceptrice.

2.3. Evolution des paramètres étudiés dans l'environnement en fonction de l'intensité de la production

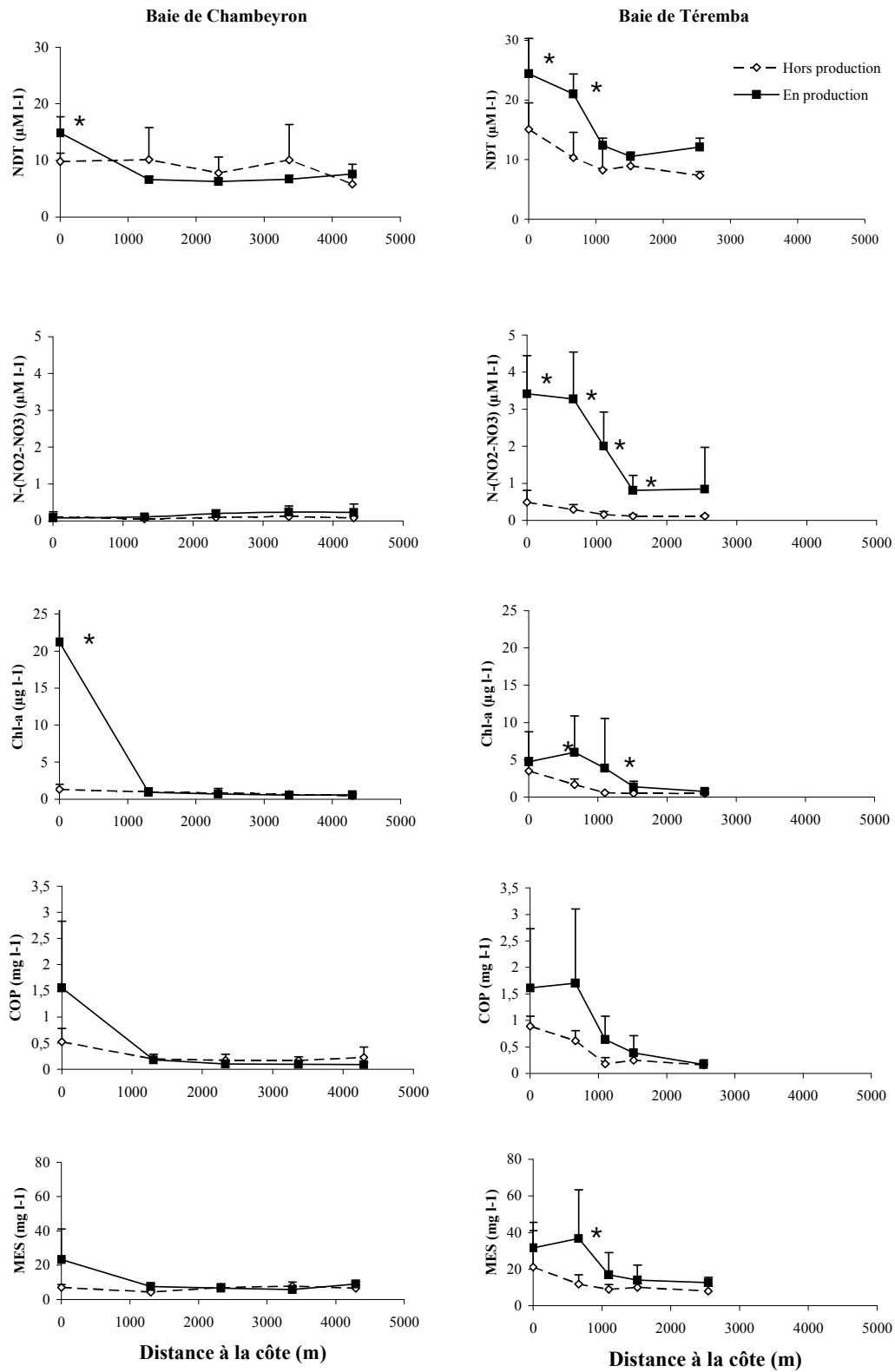


Figure 24 : Comparaison de différentes caractéristiques hydrologiques en période ou hors période de production à chaque station des deux baies étudiées (Les moyennes ont été établies à partir de 5 valeurs ; les barres correspondent aux écart-types ; les étoiles indiquent des différences significatives avec $p < 0,05$).

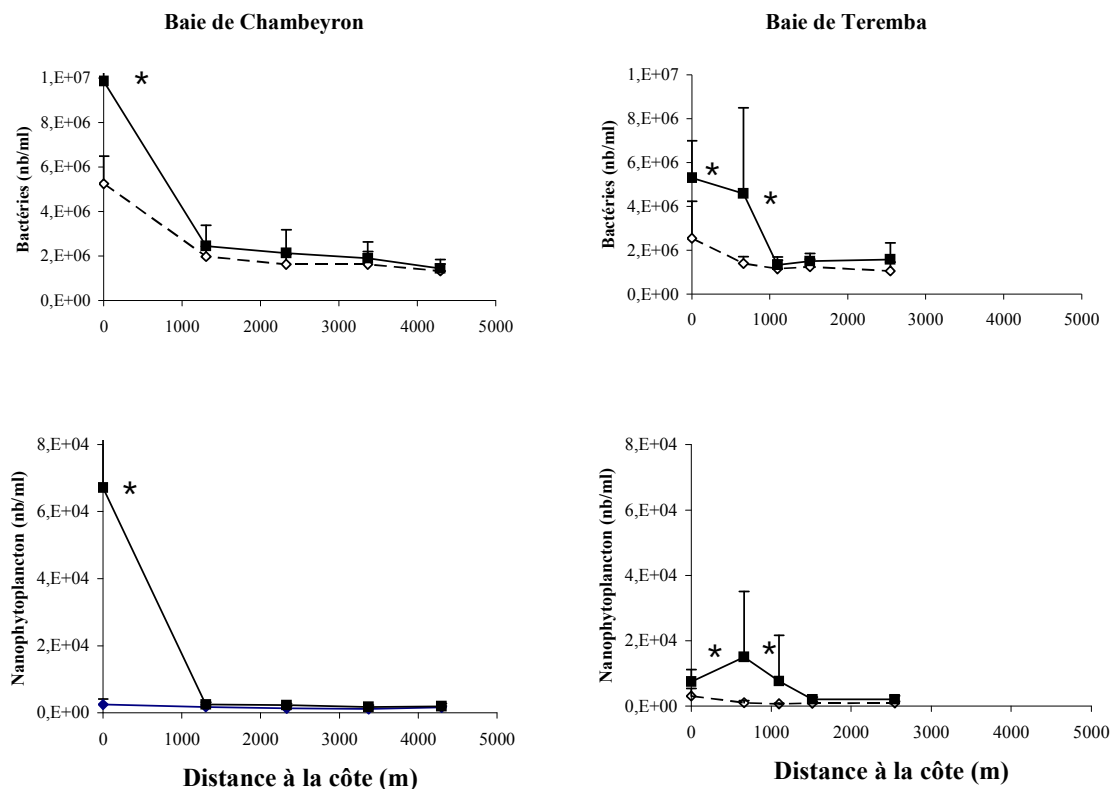


Figure 24 : suite.

La figure 24 compare les moyennes de différents paramètres en période de forts rejets (mars à Mai) et hors période de rejet (septembre, novembre, juillet et août). Cinq paramètres ont été choisis: NDT, N-(NO₂+NO₃), Chl-a, COP et MES.

Certains paramètres comme l'azote dissout total montrent des concentrations plus élevées en période de rejets à la station OA5 (0m) en baie de Chambeyron et à toutes les stations de la baie de La Sodacal. La différence est statistiquement significative à OA5 en baie de Chambeyron et SO5 (0m) et SO4 en baie de Térémba. Ces dernières présentent une concentration moyenne supérieures à 20 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

L'azote nitreux présente des concentrations généralement plus élevées en période de rejets dans la baie de Térémba. Ces différences sont significatives aux stations SO5, SO4, SO3 et SO2. Cette caractéristique était absente dans la baie de Chambeyron. En revanche, on observe un gradient côte – large décroissant de la Station SO5 à la station SO1 en baie de Térémba alors que la concentration du NDT augmente dans le sens côte-large dans la baie de Chambeyron.

. La différence de concentration de la chl-a entre les deux périodes est significativement très élevée à la station OA5, la valeur mesurée en période de rejet étant très supérieure à celle mesurée hors période. Aucune différence entre les valeurs n'a été montrée aux autres stations de cette même baie. En baie de Térémba, les stations SO5, SO4 et SO3 montrent des concentrations plus élevées en période de rejets. Cette différence s'est révélée significative à la station SO4 et SO3.

Le carbone organique particulaire suit exactement les mêmes évolutions temporelles et spatiales que la chl-a mais ne présente pas de différences significatives.

Pour les MES, les différences sont significatives uniquement à SO4.

Les bactéries et le nanophytoplancton montrent aussi une différence significative entre les deux périodes dans les stations OA5, SO5 et SO4. Les périodes des rejets étant caractérisées par les plus fortes concentrations.

2.4. Evolution verticale de certains paramètres dans la baie de Chambeyron

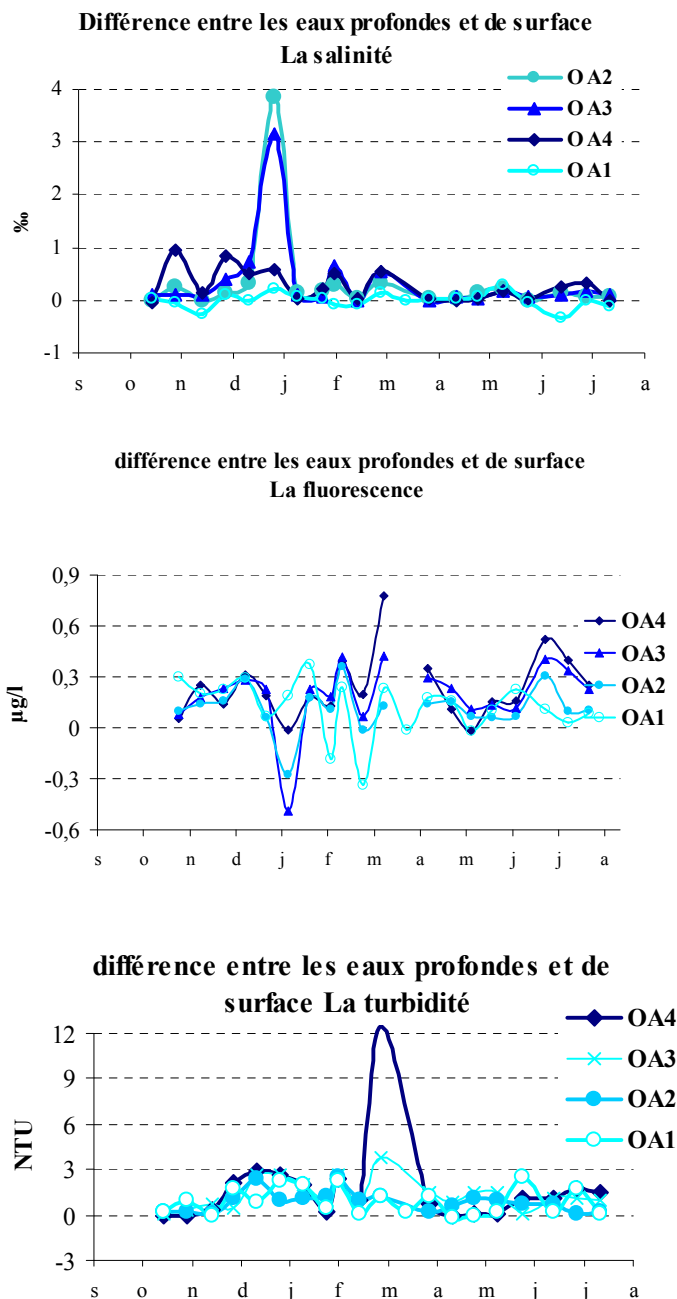


Figure 25 : Evolution temporelle de la valeur « fond-surface » pour la salinité, la fluorescence et la turbidité en baie de Chambeyron

Une éventuelle stratification de la colonne d'eau pourrait s'observer dans la baie de Chambeyron sous l'influence des rejets.

La baie de Teremba n'est pas suffisamment profonde pour se stratifier et pour établir des profils avec la sonde Seabird.

La figure 25 présente l'évolution de la valeur « Fond – surface » pour trois paramètres : la salinité, la fluorescence, la turbidité dans la baie de Chambeyron.

Des gradients significatifs surface-fond sont observés pour toutes les stations.

Le test des signes montre une salinité, une fluorescence et une turbidité significativement plus élevées au fond qu'en surface aux 4 stations.

Toutefois aucune évolution temporelle en relation avec le niveau de production des fermes n'a pu être mise en évidence.

Les principales variations sont à relier à des phénomènes climatiques.

IV. DISCUSSION

L'objectif de cette étude était de disposer d'indicateurs pour suivre l'impact de la matière organique issue des effluents d'élevage des crevettes sur l'environnement littoral. Dans la procédure de mesure d'impact, la détermination de la relation de cause à effet se révèle une nécessité. Il faut déterminer les effets de l'enrichissement organique sur la dynamique des écosystèmes en vue d'établir les relations de cause à effet (Wildish et al., 2004) ; la cause étant les effluents, l'impact se traduisant par la qualité de l'eau dans le milieu receveur de ces effluents.

1. Caractérisation des effluents

Pour la caractérisation de la cause, deux fermes d'élevage, d'intensités de production différentes ont été choisies. Les eaux des bassins des deux fermes ont montré une forte concentration en matières organiques particulaire et dissoute (N_{part} , COP, MOP et NOD). La biomasse phytoplanctonique représentée par la chlorophylle-*a* était aussi très élevée. Les bactéries étaient très abondantes. Les sels nutritifs azotés y étaient présents à de faibles concentrations. Ces mêmes résultats ont été décrits par Lemonnier et Faninoz (2006), Lemonnier et al. (2003), Martin et al. (1998). Selon Allan et al (1995), les taux de décomposition de la matière organique déposée sur les sédiments des bassins d'aquaculture intensive et semi-intensive sont rapides. Les études de Burford & Glibert (1999) ont montré que dans les bassins d'aquaculture des crevettes, l'ammonium est rapidement assimilé par le phytoplancton. Dans leur suivi de l'aliment ajouté dans les bassins par le traçage avec le ^{15}N , Burford & Williams (2001) ont noté que le ^{15}N est rapidement incorporé par le phytoplancton et les communautés bactériennes, stimulant ainsi leur croissance. Ceci expliquerait la forte charge en matière organique dans les bassins étudiés et leur faible charge en éléments dissous azotés.

L'infériorité statistiquement significative des composantes du seston dans les bassins de La Sodacal par rapport à ceux d'Ouano sont à relier au degré d'intensification des systèmes de production, Ouano étant intensive, La Sodacal semi-intensive. Martin et al. (1998) montrent que l'augmentation de la densité des crevettes entraîne de plus grandes quantités de matières organiques apportées par les granulés ajoutés dans les bassins et a pour conséquence un enrichissement organique du milieu d'élevage et des effluents.

Différents auteurs ont montré qu'environ 80% de l'azote contenu dans la nourriture des crevettes n'est pas retenu par ces dernières (Briggs and Funge-Smith, 1994 ; Martin et al, 1998 ; Jackson et al., 2003 ; Lemonnier et al, 2003 ; Lemonnier et Faninoz, 2006) mais entrent dans l'écosystème « bassins » et agissent comme fertilisants, en stimulant le développement du phytoplancton et des bactéries (Burford & Glibert, 1999). L'activité des bactéries va conduire à la production d'éléments nutritifs par minéralisation de la matière organique. Ces éléments nutritifs serviront comme éléments de base de la productivité phytoplanctonique.

Notre étude a montrée une structure phytoplanctonique différente entre les eaux des bassins d'élevage et celle du lagon au large (Station OA1). La fraction nanophytoplanctonique était plus grande dans les bassins. Jacquet (2005) a montré que cette fraction augmente avec l'enrichissement en azote minéral dissous dans le milieu.

L'évolution temporelle de la chlorophylle-*a*, du COP et du N_{part} met en évidence la relation entre la quantité de nourriture ajoutée et la réponse phytoplanctonique et bactérienne ;

ces trois paramètres ont montrée une évolution parallèle avec l'ajout de nourriture, qui lui-même est proportionnel à la biomasse des crevettes dans les bassins.

2. Effets observés sur l'environnement littoral

2.1. Effet temporel

Dans notre étude il était nécessaire de distinguer les effets climatiques de ceux des rejets des fermes d'élevage.

2.1.1. Effet climatique

La période janvier-février a été caractérisée par des pics de concentration pour la majorité des paramètres étudiés, surtout dans les stations de fonds de baie et particulièrement dans la baie de Téremba. A cette même période, on note de très fortes précipitations dans la région comme le montre l'évolution de la salinité dans la baie de Chambeyron et les données fournies par la Météorologie Nationale.

Ces pluies pourraient avoir apporté des nutriments d'origine terrigènes dans le milieu côtier. Ceci expliquerait les plus fortes concentrations en nutriments dissous au niveau des stations de fond de baies, soumises à l'effet direct de ces apports. L'apport nutritif stimule la production primaire du phytoplancton à laquelle est associé l'activité bactérienne. On note donc un enrichissement organique et minéral du système avec des pics de chlorophylle-*a*, du COP, des bactéries totales et des MES. Le ratio nanophytoplancton sur le nombre total de cellules déterminées par cytométrie présente aussi le même pic à la fin janvier. Jacquet (2005) montre que l'augmentation des apports nutritifs entraîne une augmentation de l'abondance et de la biomasse en nanophytoplancton aux dépens du picophytoplancton.

Les effets climatiques sur la variation temporelle de l'écosystème côtier ne peuvent être négligés dans le cadre de futures études d'impact. Ils peuvent avoir une très forte influence sur le milieu côtier.

2.1.1. Effet des rejets aquacoles

Les variations temporelles dans les stations de fond de baie étaient similaires à celles observées dans les bassins des fermes.

Dans la baie de Chambeyron, la chlorophylle-*a* et le COP ont montré une forte augmentation de leur concentration au moment des pêches finales des bassins à la fin mai. L'augmentation des rejets à cette période liée (i) à une augmentation de la biomasse, (ii) à une augmentation des taux de renouvellement et (iii) au début des pêches partielles pourrait expliquer ce phénomène. En effet, Costanzo et al. (2004) ont montré une relation importante entre la variabilité de l'effet de rejets des effluents et ce qu'ils appellent « le stade de maturité des bassins » (en terme de biomasse de crevettes et de quantité d'aliment ajouté dans les bassins). Ceci devrait être pris en compte dans le cadre d'un suivi d'impact pour assurer une meilleure évaluation de la distribution et des effets des effluents sur l'environnement littoral (Costanzo et al., 2004).

Dans la baie de Téremba, l'évolution temporelle des paramètres cités précédemment s'est révélée plus variable surtout aux stations SO5 et SO4. La configuration du site, les concentrations plus faibles dans les effluents, l'étalement de la production dans le temps peuvent expliquer le niveau plus faible de réponse et sa variabilité.

En ce qui concerne les éléments dissous, la concentration de l'eau en azote dissout total a montré de fortes valeurs avec la fin des cycles d'élevage à la station OA5 de la baie de Chambeyron et dans les deux stations SO5 et SO4 dans la baie de Térémba. Ce sont aussi les périodes de rejets maximales.

La concentration de l'azote nitreux dans cette dernière était stable à un niveau très bas au début de l'étude et a montré une augmentation synchrone avec les quantités de nourriture ajoutées et les rejets de La Sodacal en fond de baie. Ces concentrations relativement élevées pourraient avoir pour cause à la minéralisation de la matière organique apportée par les effluents de La Sodacal.

L'étude temporelle de ces différents paramètres met en valeur la relation entre la zootechnie appliquée par la ferme (nourriture, décharge d'effluents) et la qualité du milieu récepteur. Smith et al. (2002) notent que la quantité et la qualité de l'aliment affecte d'une façon directe les déchets exportés vers le milieu récepteur.

2.2. Effet spatial

Les gradients côte large sur toute la durée de l'étude

Sur le plan spatial, les résultats ont montré pour la plupart des paramètres étudiés, l'existence de gradients côte-large significatifs. Ces gradients indiquaient une diminution de la concentration en chl-a, du COP, des MES, du NDT, des bactéries, de la fraction nanophytoplanctonique et de l'azote nitreux en allant du fond de la baie de Térémba vers le large. Ces gradients sont significatifs pour le NDT, le COP et la chl-a en baie de Chambeyron. En revanche, les concentrations d'azote nitreux ont présentées une moyenne croissante du fond vers le large de la baie de Chambeyron contrairement à la baie de Térémba. La présence d'herbiers en fonds de baie de Chambeyron pourrait avoir une influence sur les concentrations en sels nutritifs par leur assimilation (Lemonnier. com. pers.)

Discrimination entre période de forts rejets aquacoles et période hors rejets

Les gradients décroissants observés dans le milieu receveur des effluents indiquent une diminution des concentrations des paramètres étudiés en s'éloignant de la côte. Ces gradients pourraient être des effets côte-large observés naturellement dans les écosystèmes côtiers.

En revanche, la comparaison des valeurs moyennes prises par les concentrations entre la période « hors rejets » et la période « forts rejets » a montré des gradients plus forts durant les périodes des rejets des fermes. Des différences significatives entre les deux périodes ont été décelées surtout dans les stations de fonds de baie (OA5, SO5 et SO4). En effet la station OA5 présentait des concentrations en NDT, en chlorophylle-a, en charge bactérienne et en nanoplancton plus fortes pendant la période des rejets. SO5 a montré de plus fortes concentrations en NDT, en azote nitreux, en charge bactérienne et en nanophytoplancton. A ces paramètres s'ajoutent la chlorophylle-a et les MES au niveau de SO4. Ces différences de concentration observées dans le milieu receveur entre les deux périodes « rejets intenses » et « hors rejet » étaient aussi notées par Wolanski et al. (2000) dont les résultats montraient une plus forte charge du milieu receveur (une rivière) en NDT, NOD, COD, MES, COP, et chl-a durant les rejets des effluents. Wolanski et al. (200à) notent aussi la décroissance de ces paramètres avec la distance au site décharge des effluents.

Les autres stations situées à plus de 1000m de la côte, n'ont pas montrée des différences significatives. Ces résultats suggèrent que l'impact des effluents sur le milieu littoral est limité au niveau de la station OA5 en baie de Chambeyron et au niveau des stations SO5 et SO4 en baie de Téremba, c'est à dire à une distance de 1 km de la bordure côtière dans les deux milieux. Cette même valeur de distance a été trouvée par Trott et Alongi (2000). L'étude réalisée par Jones et al. (2001) indique que la qualité « normale » de l'eau dans le milieu receveur des effluents est rétablie à 750 m. Costanzo et al. (2004) ont noté que, pendant la période des rejets, ces paramètres montrent des valeurs normales au niveau de l'embouchure du fleuve qui emportait les effluents de la ferme étudiée vers le milieu côtier et qui faisait 3 km de longueur.

L'impact réel de la ferme dont on a pu définir les limites ne peut être quantifié dans le cadre de cette étude. Il aurait fallu réaliser des séries temporelles sur des radiales établies, soit dans les mêmes baies avant l'établissement des fermes, soit dans des baies dont la configuration et la capacité de renouvellement sont comparables à nos deux baies étudiées. Ceci pourrait permettre déterminer l'effet saisons et l'effet gradients côte-large naturels (Jacquet, 2005).

Stratification du milieu ?

L'échantillonnage des eaux superficielles a permis de déterminer la limite de l'impact des effluents aux stations de fond de baie, situées à une distance inférieure ou égale à 1km. L'établissement des profils verticaux visait à déterminer un éventuel effet des effluents par stratification, les effluents étant généralement plus salés et donc plus denses (Landesman, 1994). En effet, Wildish et al. (2004) notent que, dans le contexte de l'aquaculture, la stratification peut constituer un important facteur dans la dispersion des matières organiques provenant des fermes aquacoles. En revanche, les profils verticaux de salinité, de turbidité et de fluorescence observés sur la colonne d'eau de la baie de Téremba dans les stations OA4 à OA1 n'ont montré aucune évolution temporelle pouvant avoir pour cause l'augmentation des rejets de la ferme. Les variations observées répondent plutôt à des phénomènes climatiques. Ces résultats confirment la limitation de l'impact dans une zone restreinte de la baie, de faible profondeur.

3. Les indicateurs dans l'environnement littoral

En général, le choix de l'indicateur approprié devrait être basé sur 3 critères principaux qui sont : sa spécificité par rapport aux effluents d'élevage des crevettes et sa réponse proportionnelle à l'intensité du rejet et à la distance à ce rejet (Martin, com. pers.).

3.1. Spécificité de l'indicateur

Les paramètres étudiés n'ont montré aucune spécificité de la matière organique issues des fermes d'élevage des crevettes comparativement à d'autres apports organiques qu'ils soient naturels ou non. En effet, en étudiant et comparant l'impact des effluents des fermes d'élevage des crevettes avec celui des eaux usées, Jones et al. (2001) et Costanzo et al (2004) ont montré que les paramètres physico-chimiques seuls sont incapables de déceler la différence entre les rejets aquacoles et les rejets d'eau usée. Ils ont montré que l'utilisation des végétaux marins comme les herbiers et les feuilles de mangrove en tant que bioindicateurs, en y réalisant des traçages isotopique et des études sur leur composition en acide aminé, est l'outil le plus pertinent pour distinguer les différentes sources de matière organique.

3.2. Intensité de la réponse en fonction de l'intensité des rejets

Il a été noté que les rejets de La Sodacal excèdent en quantité ceux de la Pénéide de Ouano, la quantité d'azote rejetée étant 2.5 fois plus élevée (25 tonne de nourriture ajoutée/cycle de production à La Sodacal contre 10 tonnes à Ouano). Cependant dans le cadre de notre étude, on ne peut pas établir la relation entre l'intensité du rejet et l'intensité de la production dans la mesure où seulement deux échantillons (2 fermes) sont étudiés. De plus, les milieux récepteurs correspondant ne sont pas semblables rendant toute comparaison difficile. En effet, comme nous l'avons déjà précisé, l'intensité de la réponse est influencée par le degré de confinement du milieu récepteur, de son hydrodynamisme et de son taux de renouvellement. Ces trois paramètres ont un effet sur la dilution des effluents et agissent donc sur la réponse des indicateurs. Enfin, la taille et la structure des mangroves des deux sites dans lesquelles sont déversés les effluents sont très différentes et pourraient aussi affecter considérablement la réponse des paramètres physico-chimiques dans le milieu (Virly et al., 2004).

3.3. Intensité de la réponse en fonction de la distance au rejet

Pour les raisons précédentes, les deux écosystèmes, et donc la réponse de chacun d'eux sont difficilement comparables. Cependant, il est noté pour certains paramètres, particulièrement, le NDT, la chl-*a*, les bactéries et le nanophytoplancton, une réponse « logique », c.à.d. montrant un gradient de concentration décroissant de la côte vers le large. En effet, pour ces paramètres, les concentrations les plus élevées sont observées au niveau des stations OA5, SO5 et SO4. L'étude statistique effectuée a montré que ces concentrations sont très probablement liées à l'effet des rejets aquacoles.

V. CONCLUSION

Cette étude n'a pas permis de définir des indicateurs spécifiques de l'impact des effluents d'élevage des crevettes sur l'écosystème littoral calédonien. On peut par contre considérer des indicateurs « non spécifiques » tels que l'azote dissout total, la chlorophylle-a, les bactéries et les fractions nano et picophytoplanctoniques.

Ces indicateurs « non spécifiques » ont montrés un impact de l'enrichissement organique par les effluents de la crevetticulture limité dans l'espace à 1 km de la côte, et dans le temps dans la période des rejets.

Cependant, la comparaison des impacts entre les deux sites étudiés à travers ces indicateurs « non spécifiques » ne peut être réalisée car, dans la relation « cause-effet », il est impossible de comparer l'intensité de la réponse dans la mesure où les caractéristiques de l'écosystème récepteur (confinement, hydrodynamisme, capacité de renouvellement de l'eau) et celle du milieu transporteur de la cause (la mangrove) ne sont pas bien connues.

La définition d'indicateurs « spécifiques » doit donc être recherchée dans d'autres paramètres spécifiques de la composition de la matière organique exclusive des effluents aquacoles, particulièrement des granulés ajoutés, tels que les rapports isotopiques et les acides aminés qui pourront être étudiés dans le milieu récepteur. Ces types d'indicateurs peuvent indiquer des impacts plus éloignés à la côte (Costanzo et al., 2004 ; Jones et al. 2001).

BIBLIOGRAPHIE

Allan G.L., Moriarty D. J.W., Maguire G.B., 1995. Effects of pond preparation and feeding rate on production of *Penaeus monodon* Fabricius, water quality, bacteria and benthos in model farming ponds. *Aquaculture* **130**, 329-349.

Alongi D.M., 1996. The dynamics of benthic nutrient pool fluxes in tropical mangrove forest. *Journal of Marine Research* **54**, 123-148.

Anonyme, 1999. Prawn farming in New Caledonia. Station d'aquaculture de Saint-Vincent/ August 1999.

Anonyme, 2003. New Caledonia update. Prawn farming in New Caledonia. *SPC Fisheries Newsletter April/June 2003*, **105**, 8-12.

Boyd C.E., 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* **226**, 101– 112.

Boyd C.E., 1995. Bottom soils, sediment and pond aquaculture. Chapman and hall, New York, USA, 348 pp.

Boyd C.E. & Tucker C.S., 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. *Auburn University, AL*. 183 pp.

Briggs M.R.P., Funge-Smith S.J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management* **25**, 789– 811.

Burford M.A., Preston N.P., Gilbert P.M., Dennison W.C., 2002. Tracing the fate of 15N-enriched feed in an intensive shrimp system. *Aquaculture* **206**, 199–216.

Burford M.A., William K.C., 2001. The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. *Aquaculture* **198**, 79–93.

Burford M.A., Glibert, P.M., 1999. Short-term nitrogen cycling in early and late growth-phase shrimp ponds. *Aquaculture Research* **30**, 215– 227.

Costanzo S., O'Donohue M., Dennison W., 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Marine Pollution Bulletin* **48**, 514–525.

Farman R., Baillon N., 2004. La filière crevette en Nouvelle-Calédonie vue par les collectivités locales. In : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Ed. Ifremer, Actes colloq. **38**, 13-17.

Fontfreyde C., Capo S., Guillaume M., 2004. La filière crevette en Nouvelle-Calédonie : situation actuelle, développement et besoins de recherche. In : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Ed. Ifremer, Actes colloq., **38**, 13-17.

Fuchs J., Martin J-L. M., Tac An N., 1999. Impact of tropical shrimp aquaculture on the environment in Asia and the Pacific. *Shrimp Culture* **12**, 9-13.

Funge-Smith, S. and M.R.P. Briggs.,1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: Implications for sustainability. *Aquaculture* **164**,117-133.

GESAMP (IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. *Rep.Stud.GESAMP* **57**, 38 pp.

GFA, 2004. Groupement des Fermes Aquacoles de Nouvelle Calédonie. Rapport d'activité 2005, 24 pp.

GFA, 2005. Groupement des Fermes Aquacoles de Nouvelle Calédonie. Rapport d'activité 2005, 29 pp.

Graaf (de) G.J. and Xuan T.T., 1998. Extensive shrimp farming, mangrove clearance and marine fisheries in the southern provinces of Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes* **2**, 159–166.

Hedges J.L. & SternJ.H., 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnology and Oceanography* **29**, 657-663.

Jackson Laura E., Janis C. Kurtz, and William S. Fisher, eds., 2000. Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. EPA/620/R-99/005. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. 107 pp.

Jacquet S., 2005. Impact des apports en nutriments sur le réseau trophique planctonique du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat, Université Paris VI. 278 pp.

Jennerjahn T.C., Ittekkot V., 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Nturwissenschaften* **89**, 23-40.

Jones A. B., O'Donohue M. J., Udy J. and Dennison W. C., 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**, 91–109.

Koroleff F., 1976. Determination of ammonia. *In: Methods in sea water analysis* (ed. by K. Grasshof), pp. 126-133.

Landesman L., 1994. Negative impacts of coastal tropical aquaculture developments. *World Aquaculture* **25(2)**, 12-17.

Legendre L., Courties C., Trousselier M., 2001. Flow cytometry in Oceanography 1989-1999: environmental challenges and research trends. *Cytometry* **44**, 164-172.

Lemonnier H., Herlin J., 1999. New-Caledonia: a case of friendly shrimp aquaculture. *In: Book of abstract, the annual international conference and exposition of the world aquaculture society, world aquaculture'99, WAS*, pp. 853.

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

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

Lorenzen C.J., 1966. A method for the continuous measurement of *in vivo* chlorophyll concentration. *Deep-Sea Res.* **13**, 223-227.

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

Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Mooney, H., Beveridge, M., Clay, J., Folke, C., Kautsky, N., Lubchenco, J., Primavera, J., Williams, M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* **282**, 883-884.

Páez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental pollution* **112**, 229-231.

Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván S. R., Ruiz-Fernandez A. C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* **38**, 585-592.

Pagès J., Torrèton J-P., Sempéré R., 1997. Dissolved organic carbon in coral-reef lagoons, by high temperature catalytic oxidation and UV spectrometry. *Comptes -Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, Series IIa **324**, 915-922

Paquotte P., Chim L., Martin J.L.M., Lemos, E, Stern, M. and Tosta, G., 1998. Intensive culture of shrimp *Penaeus vannamei* in floating cages: zootechnical, economic and environmental aspects. *Aquaculture* **164**, 151 - 166.

Raimbault P., Pouvesle W., Diaz F., Garcia N., Sempéré R., 1999. Wet-oxidation and automated colorimetry for simultaneous determination of organic carbon, nitrogen and phosphorus dissolved in seawater. *Marine Chemistry* **66**, 161-169.

Samocha T.M. & Lawrence A.L., 1997. Shrimp farms' effluent waters, environmental impact and potential treatment methods. *UJNR Technical Report* **24**, 33-58.

Sautter et collaborateurs, 1981. Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances. Editions de l'office de la recherche scientifique et technique Outre-mer. 53 pp.

Scherrer B., 1984. Biostatistique. Ed. Gaëtan Morin. 850pp.

Shapiro S. S. and Wilk M. B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* **52**, 591-611.

Smith D.M., Burford M.A., Tabrett S.J., Irvin S.J., Ward L., 2002. The effect of feeding frequency on water quality and growth of black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Aquaculture* **207**, 125-136.

Tovar A., Moreno C., Manuel-Vez M. P., García-Vargas M., 2000. Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin* **40**, 981-988.

Trott L.A., Alongi D.M., 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin* **40**, 947-951.

Virly S., Buisson D., Clough B., Lemonier H., Richer de Forges B., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangrove de Nouvelle-calédonie. Rapport final du programme ZoNéCo. 99pp.

Vollenweider, R.A., J.J. Kerekes. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD, Paris. 164 pp.

Wolanski E., Spagnol S., Thomas S., Moore K., Alongi D. M., Trott L. and 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.

Wildish D.J., Dowd M., Sutherland T.F., Levings C.D., 2004. Near-field organic enrichment from marine finfish aquaculture. *In: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Fisheries and Oceans Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **2450**, 117 pp.

Poster que j'ai réalisé au cours de mon stage et qui était présenté au congrès international de la World Aquaculture Society 2006 qui s'est tenu du 9 au 13 mai à Florence en Italie.



Candidate Indicators of Shrimp Farm Effluents in the Caledonian Lagoon: First results

ifremer

Yasmin El Helwe¹, Yoann Thomas², Hugues Lemonnier², Claude Courties³, Anne-Laure Marteau², Alain Herbland²

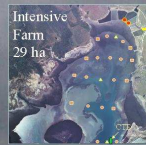
¹Université de La Rochelle, 17071 La Rochelle Cedex 9, France; ²Département Aquaculture en Calédonie, IFREMER, BP2059, 98846 Nouméa Cedex, New Caledonia; ³UMR CNRS-UPMC 7628, Laboratoire Arago, Banyuls sur mer, France

Introduction

Shrimps farming in New Caledonia (South Pacific) is semi-intensive or intensive. Rearing ponds are eutrophic according to the organic matter load, and the phytoplankton and bacteria densities. During the shrimps' growth period, water renewal rates varies from 5 to 30% of the ponds volume. Effluents are discharged into the oligotrophic waters of the lagoon through the mangrove forests. With the perspective of intensification of this production in the whole country, it is necessary to evaluate what these effluents become in the coastal waters. Thus, the aim of this work is to find relevant indicators of the effluents that allow their follow up in the surrounding lagoon.

Methods

The 12 listed parameters were monitored in the water column of two bays receiving the effluents of two different farms.



In order to evaluate the spatial extension of the effluents in each bay, the parameters were monitored along a radial of five stations that extended from the deep end of the bay near the mangrove till a point, far in the lagoon, considered as the reference of the oligotrophic lagoon waters. The ponds and the inflow waters were also sampled for comparison.

In addition, vertical profiles were carried out with the use of a CTD probe in points where depth allows.

To give a more accurate « instantaneous » picture of the scale of the bay, 19 additional stations were sampled in one bay every 3 months.

On the time scale, in order to evaluate the evolution of the effluents in bays in regards to the production activity of the farms, sampling took place every two weeks from September 2004 till September 2005.

Day-to-day and within-day variations were followed by a CTD probe fixed underwater in the mid of the largest bay.

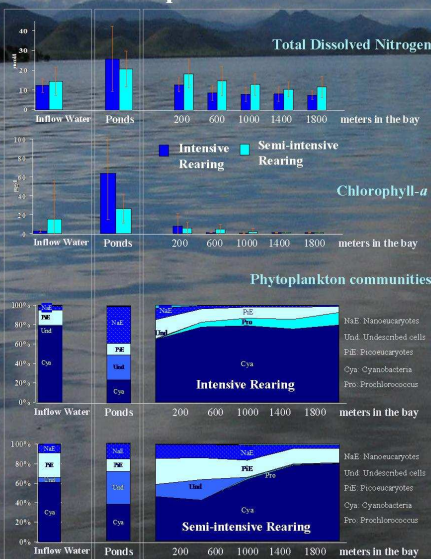
Sampling was carried out within the slack of high tides.

Measured parameters included:

- Temperature
- Salinity
- Conductivity
- Turbidity
- Fluorescence
- Photosynthetic available radiations
- Dissolved nutrients (organic and inorganic)
- Particulate matter (organic and inorganic)
- Total carbon and nitrogen
- Transparent exopolymeric particles (TEPs)
- Chlorophyll-a and phaeopigments in size fractions
- Phytoplankton and bacteria communities (by flow cytometry)

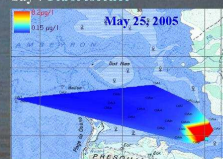
Results

Spatial Scale



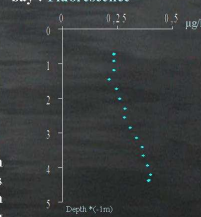
Compared to the waters of bays, ponds are more rich in total nitrogen which follows a coast-broad decreasing gradient of concentration. This enrichment is mainly due to organic nitrogen produced by the very high quantities of phytoplankton proliferating in ponds. It's clear that rearing ponds are good producers of phytoplanktonic cells which concentration gets higher with higher intensification levels. Those phytoplanktonic communities can be described by a high contribution of Nanoecaryotes and the development of undescribed cells.

Example of the horizontal distribution of effluents in the bay : Fluorescence



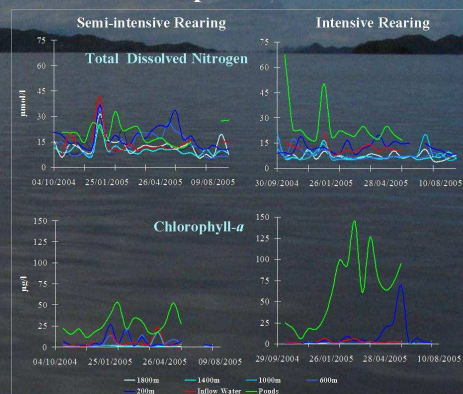
The effluents are limited at the deep end of the bay at high tides. The fluorescence, which is mainly due to phytoplankton concentration, shows a higher concentration near the coast, as shown by the relatively limited red spot.

Example of the vertical distribution of effluents in the bay : Fluorescence



Vertical distribution of chlorophyll along the water column is revealed heterogeneous with higher concentrations in the bottom.

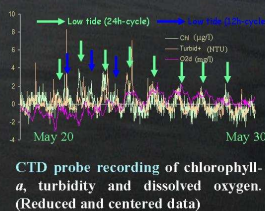
Temporal Scale



Day-to-day variations: Both total nitrogen and chlorophyll-a concentrations show an increase with higher shrimp biomass in ponds. A co-evolution is detected between all the stations in the bay, with an stronger impact on the stations nearer to the coasts.

Within-day variations :

Recordings of the CTD probe shows higher values of the parameters in the bay at low tides. The circulation of the effluents in the bay is synchronized with a 24-hour tide cycle? A fine analysis of such recordings can be carried out to associate the circulation of the effluents with the hydrodynamics of the bay.



Conclusion and perspectives

Shrimp farms' effluents in New Caledonia are overloaded with phytoplankton. They enrich the oligotrophic waters of the caledonian lagoon with Nanoecaryotes. Undescribed phytoplanktonic cells are also detected. This enrichment is confined to very coastal waters and depends highly on the farm's activity and intensification level. Can Nanoecaryotes or the undescribed cells be indicators of the effluents in the lagoon? Are they relevant and easy to follow? What about other parameters (TEPs, DON...)?

Abstract

In order to assess the impact of shrimp farm effluent on the Caledonian lagoon, we searched for potential indicators of these effluents. Water quality and phytoplankton biomass and composition were examined over one year in the ponds of two farms differing by their intensification degree and in the coastal environment receiving the relative wastes. Chlorophyll *a*, total dissolved nitrogen, bacteria and nanophytoplankton showed concentrations in the discharge periods significantly higher than those noted out of discharge periods. These parameters showed that the impact was limited in space (within 1 km of the coastal broad line) and in time (within the discharge periods). These parameters showed their capacity to be valuable but non specific indicators of the shrimp farm effluents. The limited impact suggests that the effluent were diluted by the tides action and/or incorporated in the coastal food webs. It was impossible to compare the impacts caused by the two different farms because of the difference and the poorly known degree of confinement and hydrodynamics of the two coastal receiving media.

Résumé

Cette étude vise à définir des indicateurs pour suivre les effluents d'élevage dans le lagon de la Nouvelle-Calédonie. A cette fin, les paramètres physico-chimiques, la charge bactérienne, la biomasse et la composition phytoplanctonique ont été suivis pendant un an dans les bassins aquacoles de deux fermes d'élevage d'intensités de production différentes et sur des radiales « côte-large » établies dans le milieu côtier récepteur. On note des gradients côte – large significatifs pour la majorité des paramètres suivis. L'azote dissout total, la chlorophylle-*a*, les bactéries et le nanophytoplankton ont montré des concentrations significativement plus élevées pendant la période de forts rejets d'effluents par les fermes aquacoles comparativement à la période « hors rejets ». L'étude suggère que l'impact des rejets était limité, dans l'espace à 1 km de la côte et, dans le temps à la période des rejets aquacoles. Les paramètres (i) azote dissout total, (ii) chlorophylle-*a*, (iii) charge bactérienne et (iv) abondance du nanophytoplankton sont potentiellement utilisables comme indicateurs. Toutefois, ils ne sont pas spécifiques de la matière organique rejetée dans les effluents aquacoles. La comparaison des impacts dus aux deux systèmes de production est difficile, les milieux récepteurs présentaient des degrés de confinement et des caractéristiques hydrodynamiques très différentes et non connues.