

CFR Angers ■ CFR Rennes

<p><u>Année universitaire</u> : 2020-2021</p> <p><u>Spécialité</u> : Ingénieur agronome</p> <p><u>Spécialisation (et option éventuelle)</u> :</p> <p>Sciences Halieutiques et Aquacoles (Aquaculture)</p>	<p>Mémoire de fin d'études</p> <p><input type="checkbox"/> D'ingénieur de l'École nationale supérieure des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage (AGROCAMPUS OUEST), école interne de l'institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement</p> <p><input type="checkbox"/> de master de l'École nationale supérieure des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage (AGROCAMPUS OUEST), école interne de l'institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement</p> <p>■ D'ingénieur d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2) : École Nationale Supérieure des Sciences Agronomiques de Nouvelle-Aquitaine (BORDEAUX SCIENCES AGRO), école interne de l'institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement</p>
---	--

Modélisation dynamique des flux d'azote et phosphore d'un système d'élevage en aquaculture multi-trophique intégrée

Par : Inès CHAMBÉRON



Soutenu à Rennes le 14 septembre 2021

Devant le jury composé de :

Président et enseignant référent : Bastien SADOUL

Maîtres de stage : Joël AUBIN

ainsi que Vincent GAYET, Christophe JAEGER

Gregory RAYMOND (enseignant, responsable de projets)

Laurent LABBÉ (Jury extérieur, responsable de la PEIMA)

Michael CORSON (chercheur INRAE UMR SAS)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Sommaire

Table des matières

Introduction	5
1. Introduction générale	6
2. Enjeux et objectifs de la modélisation	7
3. Contexte de l'expérience pilote à Bourcefranc-le-Chapus	7
3.1. Présentation du projet SIMTAP	7
3.2. Choix des espèces	7
3.3. Contexte géographique	8
3.4. Description de l'expérience	9
Matériel et méthode	11
Définition des entités du modèle	11
Construction globale du modèle	12
Conduite et modélisation par compartiment.....	13
III.1. Daurades (<i>S. aurata</i>).....	13
III.2. Crevettes impériales (<i>P. japonicus</i>)	16
III.3. Huître (<i>Crassostrea gigas</i>).....	19
III.4. Palourde (<i>Ruditapes philippinarum</i>)	21
III.5. Phytoplancton.....	22
III.6. Rejets organiques particuliers	25
Collecte des données au cours de l'expérience.....	26
IV.1. Mesures physico-chimiques	26
IV.2. Mesures biométriques	26
Résultats	27
Résultats zootechniques	27
I.1. Daurades	27
I.2. Crevettes	27
I.3. Huîtres	28
I.4. Palourdes	28
Résultats de la modélisation	29
II.1. Modèle global	29
II.2. Résultat des modèles de croissance par espèces.....	30
II.3. Validation des modèles de croissance calibrés avec les données issues de l'expérience SIMTAP 2 avec le modèle réalisé pour l'expérience SIMTAP 3.....	33
II.4. Résultats du modèle du phytoplancton	35
II.5. Résultats des simulations des flux de N et P dissous, particuliers en suspension et sédimentés provenant des rejets des espèces de l'élevage	37
II.6. Taux de fixation d'azote et phosphore par les espèces	38
II.7. Bilan sur le devenir des quantités d'azote et phosphore dans le système en fin d'expérience	39
Discussions	40
Bilan des performances zootechniques	40
Bilan et limites de la modélisation	40
II.1. Choix du modèle	40

II.2. Bilan sur les résultats des différents modèles par compartiment	41
II.3. Alimentation des bivalves.....	41
II.4. Prise en compte du zooplancton	42
II.5. Prise en compte du compartiment bactérien	42
II.6. Mesures supplémentaires	42
Perspectives	43
Bibliographie.....	44
ANNEXES.....	50
Résumé	64

Liste des figures

Figure 1. Évolution de la production aquacole européenne de 1970 à 2019 des quatre espèces choisies dans l'expérience (base de données FIGIS production aquaculture, FAO)	8
Figure 2. Situation géographique de Bourcefranc-le-Chapus (source : géoportail CROSS)	9
Figure 3. Organisation de l'élevage réalisé en 2020 (SIMTAP 2).....	10
Figure 4. Organisation de l'élevage réalisé en 2021(SIMTAP 3).....	10
Figure 5. Flux d'azote et phosphore chez la daurades après ingestion de nourriture.....	15
Figure 6. Différence d'abondance de biomasse par espèce d'invertébré entre juin et août 2020*18	
Figure 7. Évolution du poids moyen individuel des daurades (<i>S. aurata</i>).....	27
Figure 8. Évolution du poids moyen individuel des crevettes (<i>P. japonicus</i>).....	27
Figure 9. Évolution de l'indice de remplissage des huîtres (<i>C. gigas</i>).....	28
Figure 10. Évolution de l'indice de remplissage des palourdes (<i>R. philippinarum</i>)	29
Figure 11. Modèle SIMTAP 2 sur Stella.....	29
Figure 12. Simulation de la courbe de croissance du poids individuel des daurades (<i>S. aurata</i>)30	
Figure 13. Simulations des courbes de croissance du poids individuel des crevettes (<i>P. japonicus</i>) par claire et par sexe (voir courbes des claires 6 et 5 annexe VIII)	31
Figure 14 Simulation des courbes de croissance du poids sec individuel des huîtres (<i>C. gigas</i>) claire 5 et 6.....	32
Figure 15. Simulation de la courbe de croissance du poids sec individuel des palourdes (<i>R. philippinarum</i>) claire 4	32
Figure 16. Simulation de la courbe de croissance des daurades, SIMTAP 3	34
Figure 17. Simulations des courbes de croissance des crevettes, SIMTAP 3	34
Figure 18. Simulations des courbes de croissance des bivalves, SIMTAP 3.....	35
Figure 19. Simulation de la concentration en phytoplancton (assimilé à la chlorophylle a) (SIMTAP 2)	36
Figure 20. Simulation de la concentration en phytoplancton (assimilé à la chlorophylle a) (SIMTAP 3)	36
Figure 21. Simulation des flux d'azote et de phosphore minéraux dissous dans toutes les claires (SIMTAP2)	37
Figure 22. Simulation des flux d'azote et de phosphore contenus dans les MES dans toutes les claires (SIMTAP 2).....	37
Figure 23. Simulation de l'accumulation d'azote et phosphore dans les sédiments de toutes les claires (SIMTAP 2).....	37
Figure 24. Simulation des flux d'azote et phosphore dissous (SIMTAP 2).....	38
Figure 25. Simulation des flux d'azote et phosphore particulaires en suspension (SIMTAP 2) .	38
Figure 26. Comparaison des taux de fixation de l'azote et du phosphore entre l'élevage de toutes les espèces et l'élevage des daurades seulement (SIMTAP 2)	39
Figure 27. Schéma récapitulatif du devenir des quantités d'azote et de phosphore (SIMTAP 2)40	

Liste des tableaux

Tableau 1. Définition des entités du modèle	12
Tableau 2. Présentation de différents modèles de croissance pour <i>S. aurata</i>	13
Tableau 3. Paramètres du modèle de croissance des daurades	14
Tableau 4. Présentation de différents modèles de croissance pour <i>P. japonicus</i>	16
Tableau 5. Paramètres du taux de croissance des crevettes	17
Tableau 6. Démarche effectuée pour l'estimation des taux de N, P fixés, rejetés sous forme solide et dissoute pour 1 kg de gain de biomasse de <i>P. japonicus</i> (en matière sèche)	19
Tableau 7. Paramètres du taux de croissance des huîtres.....	19
Tableau 8. Paramètres du taux de croissance $\mu(N)$	23
Tableau 9. Paramètres du taux de croissance $\mu(P)$	23
Tableau 10. Paramètres du taux de croissance $\mu(L)$	23
Tableau 11. Paramètres du modèle de l'énergie lumineuse.....	24
Tableau 12. Paramètres de l'équation du coefficient d'extinction K	24
Tableau 13. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des daurades...	30
Tableau 14. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des crevettes ...	31
Tableau 15. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des huîtres.....	32
Tableau 16. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des palourdes..	33

Liste des abréviations

N : azote
P : phosphore
AMTI : aquaculture multi-trophique intégrée
SIMTAP : self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic
MES : matières en suspension
IC : indice de conversion (alimentaire)
CUD : coefficient d'utilisation digestive
Chl a : chlorophylle a

Liste des annexes

Annexe I. Transferts d'azote et de phosphore au sien des claires
Annexe II. Aliment des daurades
Annexe III. Précisions sur l'affectation du CUD de 55% pour le phosphore
Annexe IV. Évolution des paramètres dans toutes les claires (température, concentration d'O₂, Concentration en chlorophylle a, turbidité, pH, salinité).
Annexe V. Rapport du CREAA : Optimisation de l'alimentation des crevettes impériales
Annexe VI. Évolution du poids de chair fraîche des huîtres et des palourdes
Annexe VII. Valeurs de taux d'azote et de phosphore fixés et rejetés par les daurade, comparaison bibliographie et résultats du modèle SIMTAP 2
Annexe VIII. Courbes de croissance des crevettes (simulations et données réelles)
Annexe IX. Résultats de modélisation du phytoplancton et des transferts de N et P sous forme dissoute et particulaire

Remerciements

Tout au long de ce stage de fin d'étude, j'ai été accompagnée et encouragée par mes responsables de stage qui ont été remarquablement bienveillants et à l'écoute à mon égard. Ces six mois à leurs côtés ont été très enrichissants pour moi.

Merci à Joël Aubin pour le temps qu'il m'a consacré chaque semaine, pour toutes les choses qu'il m'a appris, pour m'avoir donné clairement les directions que je devais prendre, pour sa bienveillance et sa bonne humeur constantes.

Merci également à Vincent Gayet de m'avoir appris autant de choses sur la gestion d'un élevage aquacole, de m'avoir fait autant confiance et de s'être toujours montré disponible en cas de doutes.

Un grand merci également à Christophe Jaeger pour son soutien, son écoute et pour les conseils importants qu'il m'a donnée.

Je tiens aussi à remercier Michael Corson pour son aide très précieuse dans la réalisation du modèle sur Vensim puis sur Stella ; pour sa grande gentillesse et sa disponibilité.

Introduction

1. Introduction générale

Un des secteurs de production alimentaire connaissant une très forte croissance aujourd'hui est l'aquaculture. En effet, le taux de croissance annuel moyen est de 8,6 % (Ottinger et al., 2016). La région du monde responsable en grande partie de croissance est l'Asie (89 % de l'aquaculture mondiale en 2016) (FAO, 2018) où l'aquaculture existe déjà depuis plusieurs siècles (Ren et al., 2012). L'Europe en revanche n'a qu'un faible rôle dans cette croissance mondiale, bien que la production méditerranéenne connaisse un développement important ces dernières décennies (Buric et al., 2020). L'élevage de bar (*D. labrax*) et de daurades (*S. aurata*) représentent les principales productions aquacoles de la zone méditerranéenne. La production aquacole de Méditerranée et de la mer Noire devraient dépasser les 4,6 millions de tonnes entre 2020 et 2030 (FAO, 2018).

Une telle croissance n'est pas sans effets sur l'environnement. La production intensive d'espèces aquatiques peut induire une pollution du milieu, en grande partie due à l'émission importante de rejets par les animaux. Ces rejets sont constitués de matières organiques ou minérales particulières et dissoutes, contenant de l'azote et du phosphore (Ottinger et al., 2016). Par exemple, une des causes majeures de pollution reconnue des eaux côtières en Chine est l'aquaculture intensive, les eaux de rejets d'élevage de crevette et de poisson étant souvent rejetées dans le milieu sans traitement préalable (Ottinger et al., 2016). L'accumulation de particules solides qui sédimentent sous les fermes d'élevage peut également dégrader les écosystèmes benthiques lorsque l'excès de ces matières organiques dépassent la capacité d'accueil du milieu (Buric et al., 2020).

Une des voies d'amélioration de cette activité dans le but de réduire l'impact environnemental est l'aquaculture multi-trophique intégrée (AMTI). L'AMTI est un concept de co-élevage d'espèces appartenant à des niveaux trophiques différents (Ren et al., 2012). Un tel système permet l'exploitation de ressources disponibles dans différents compartiments de l'écosystème. Cette différenciation peut se faire dans l'espace (espèces pélagiques, espèces benthiques) et dans la nature et la forme de la nourriture consommée (nutriments solides, dissous, proies d'espèces différentes). Les rejets de certaines espèces représentent des éléments nutritifs pour d'autres espèces ; ceux-ci peuvent être ainsi absorbés et utilisés. Cette forme de recyclage permet donc une épuration du milieu. Le schéma classique d'un système d'AMTI est tel qu'une espèce de niveau trophique supérieur recevant de l'aliment est élevée à proximité d'organismes filtreurs et/ou détritivores. Un compartiment végétal est également nécessaire dans un système AMTI, il représente la production primaire. Ce type de système peut en outre apporter des bénéfices en termes de productivité (Ren et al., 2012) et d'efficacité alimentaire à l'échelle du système. En effet, l'utilisation de rejets contenant des éléments nutritifs par des espèces différentes permet d'éviter le recours à un nourrissage pour ces dernières (lorsqu'il s'agit d'espèces habituellement nourries), ou bien simplement améliorer les rendements d'espèces non nourries (ex : huîtres).

Deux nutriments essentiels pour la majorité des organismes marins sont l'azote et le phosphore. La quantité de ces deux éléments est déterminante dans la croissance de la biomasse (Pichot et al., 1994). Ils sont présents sous différentes formes minérales dissoutes dans l'eau : l'azote se présente sous forme de ions ammonium (NH_4^+), de nitrite (NO_2^-) et de nitrate (NO_3^-), et le phosphore sous forme de phosphate (PO_4^{3-}). Ils peuvent être également présents sous forme organique (azote constituant les protéines, phosphate organique). Un transfert de ces nutriments s'effectue au travers de la chaîne trophique des espèces vivantes présentes dans le milieu.

Ainsi, cette étude porte sur la modélisation des transferts d'azote et de phosphore dans un système d'élevage multi-trophique de quatre espèces animales différentes (daurades royales, *S. aurata* ; gambas japonaises, *P. japonicus*; huîtres creuses, *C. gigas* et palourdes japonaises, *R. philippinarum*).

2. Enjeux et objectifs de la modélisation

Un modèle est une représentation simplifiée de la réalité. Il permet de reproduire un système plus ou moins complexe. Un système est un ensemble d'éléments ayant de fortes interactions entre eux (Delpierre, 2017). Un modèle est construit de manière à répondre à une interrogation en particulier ; un même système peut être représenté différemment selon la question posée. Il permet de décrire un ensemble de données, de comprendre et/ou de prédire des phénomènes ou encore a une fonction prévisionnelle pour dimensionner une exploitation par exemple.

Le modèle que nous avons retenu est un modèle dynamique établissant un bilan massique car nous voulons représenter l'évolution des flux de matière dans le temps. Il représente des processus à un niveau donné pour en extraire des phénomènes à une échelle supérieure (Delpierre, 2017). Il est également dynamique car il représente l'évolution du système dans le temps et différents flux sont estimés. Ce type de modèle s'oppose aux modèles empiriques, basés sur les statistiques, et aux modèles théoriques plus généralistes.

Ainsi, ce modèle a pour but de représenter les interactions qui existent au sein du système expérimental d'élevage et de quantifier les flux de nutriments entre les espèces. La représentation de cette dynamique est réalisée au travers de deux facteurs pouvant être limitants pour chaque espèce de l'élevage : l'azote et le phosphore. Ce modèle pourra servir d'outil d'évaluation des rejets et de la remédiation d'un système d'aquaculture multi-trophique, de l'abattement en azote et phosphore et ainsi de la valorisation des rejets par d'autres espèces aquacoles.

L'expérimentation et la modélisation de ce système permettent de répondre aux questions suivantes : quel est le niveau d'épuration d'azote et phosphore qui résulte d'un élevage en AMTI ? Sachant que le seul intrant du système est l'aliment distribué aux daurades, dans quelle mesure les échanges de matière via la même eau entre les espèces et leur environnement permettent-ils un recyclage et ainsi une meilleure valorisation de l'aliment distribué ? Dans une plus large mesure, l'élevage aquatique en système multi-trophique intégré permet-il d'améliorer la durabilité de l'aquaculture ?

3. Contexte de l'expérience pilote à Bourcefranc-le-Chapus

3.1. Présentation du projet SIMTAP

Cette étude est incluse dans un projet européen de recherche (PRIMA) sur le développement de la zone Méditerranéenne, le projet SIMTAP (self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic). Son objectif est d'innover en termes de durabilité dans l'aquaculture méditerranéenne. Les perspectives envisagées sont de produire de l'alimentation en diminuant l'impact environnemental et la pression sur les ressources (énergie, eau, ressources minotières). Le projet permet la mise en pratique et l'étude de systèmes d'aquaculture multi trophique intégrée et en aquaponie. Le deuxième objectif important du projet est de réussir à produire en aquaculture sans utiliser de ressources minotières dans l'alimentation. Il comporte quatre expériences pilotes : en Italie, en Turquie, à Malte ainsi qu'en France à Bourcefranc au lycée de la mer.

3.2. Choix des espèces

Le projet SIMTAP ayant pour but d'améliorer les performances de l'élevage aquatique méditerranéen, les espèces retenues pour l'expérience sont adaptées à l'environnement de cette région. La daurade est l'une des espèces de poissons d'aquaculture les plus élevées en Méditerranée avec 91 091 tonnes produites en 2019 (FAO, FIGIS). Jusqu'en 2018, la Méditerranée était la première région productrice mondiale. La croissance de cette activité a été très forte : en 30 ans, la production a été multipliée par 28 entre 1990 et 2019 (FAO, S. aurata, 2021). La daurade est souvent élevée en intensif et nourrie avec de l'aliment.

L'huître, la palourde et la crevette japonaise sont également des productions importantes du secteur aquacole européen. Néanmoins, les taux de production mondiaux restent faibles (0,15%

; 0,8% et 0,13% respectivement en 2019). L'Europe est cependant la deuxième région mondiale productrice de ces espèces après l'Asie (FAO, FIGIS). L'évolution de la production aquacole européenne de ces quatre espèces est présentée dans le graphique suivant (figure 1).

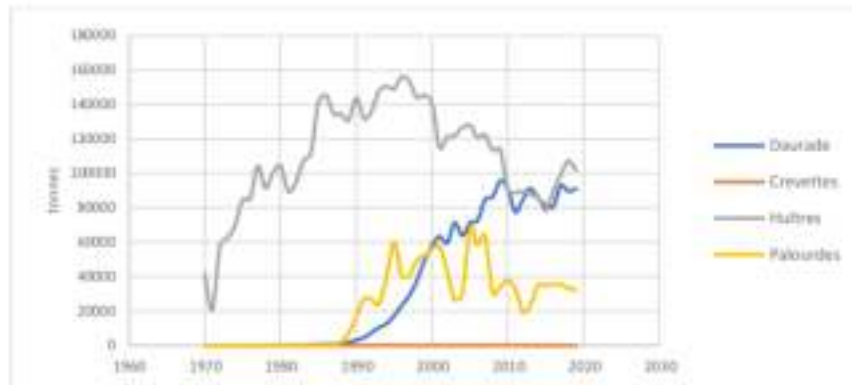


Figure 1. Évolution de la production aquacole européenne de 1970 à 2019 des quatre espèces choisies dans l'expérience (base de données FIGIS production aquaculture, FAO)

La production de *P. japonicus* n'est pas nulle en Europe : elle s'élève à 70 tonnes en 2019 (FIGIS). Cette espèce est intéressante pour l'aquaculture méditerranéenne car elle fait partie des seules espèces de crevette d'élevage qui supporte des températures non tropicales : en effet, la température minimale de croissance de *P. japonicus* est de 17°C (Ifremer, 1989), tandis qu'elle est de 20 °C pour *P. vannamei* (FAO, 2021) ou de 25 °C (FAO, 1991) pour *P. monodon* par exemple. De plus, il s'agit d'un produit très bien valorisé (25 €/kg en 2019, FIGIS) et apprécié du consommateur local. Les quantités de production sont limitées car l'élevage intensif n'est pas pratiqué avec cette espèce, les densités d'élevage en France se limitant généralement à 2,5 crevettes/m².

Il s'agit donc d'espèces d'intérêt pour la production aquacole méditerranéenne. Une des contraintes communes est l'impact environnemental dû aux rejets de matières organiques (fiches espèces FAO). Les animaux choisis n'appartenant pas tous aux mêmes niveaux trophiques, le co-élevage ces espèces permettrait une utilisation optimale des ressources disponibles. Les matières organiques émises par les unes enrichissent le milieu et peuvent ainsi nourrir, de manière directe ou indirecte, les autres espèces n'ayant pas le même type de ressources alimentaires.

3.3. Contexte géographique

Bourcefranc se trouve en Charente Maritime (Figure 2), plus grand bassin ostréicole européen. Dans cette région, de nombreuses claires ostréicoles existent et une circulation de l'eau de mer est établie par de canaux au sein des marais. Les sols du marais de marennes sont argileux et limoneux, matière assurant une étanchéité.



Figure 2. Situation géographique de Bourcefranc-le-Chapus (source : géoportail CROSS)

Les conditions climatiques de Bourcefranc-le-Chapus sont océaniques tempérées : la température moyenne annuelle est de 13,2°C, le cumul moyen des précipitations mensuelles de 62 mm et l'irradiation est de 4,8 KWh/m² ; le département de la Charente étant un des plus ensoleillés de la côte atlantique. Les vents de secteur ouest sont les vents dominants toute l'année (site mairie Bourcefranc-le-Chapus).

La température moyenne annuelle de l'eau de mer sur la côte de Bourcefranc est de 15°C, avec un maximum de 20,7 °C en été et un minimum de 9,6°C en hiver. Dans le nord du pertuis d'Antioche, la salinité se situe autour de 33‰ en moyenne (climate-data.org).

L'eau océanique entre par le pertuis d'Antioche, irrigue le marais de Marennes puis repart par le pertuis de Maumusson. Bourcefranc est situé entre deux cours d'eau qui se jettent dans la mer : la Charente au nord et la Seudre au sud. La Charente permet un apport important de sels nutritifs dans la baie, notamment de l'azote et du phosphore. En été, l'azote est le premier facteur limitant pour le phytoplancton et le phosphore est en deuxième position (Rostagno et al., 1999). Les concentrations moyennes d'azote et de phosphore dissous sur cette côte sont respectivement de 21 µg.L⁻¹ et 3,1 µg.L⁻¹ en été. La concentration moyenne de chlorophylle a se situe autour de 3,9 µg.L⁻¹ de mai à septembre (moyennes de 2016 à 2019, Bulletin de surveillance 2019, Ifremer).

3.4. Description de l'expérience

L'expérience réalisée à Bourcefranc est un élevage marin multi-trophique en circuit fermé (schémas du système figures 3 et 4). Des renouvellements d'eau sont effectués environ tous les mois. L'élevage se déroule en claires ostréicoles, bassins de 500 m² en moyenne connectés entre eux en série. Cette expérience s'étalant du 10 juin au 5 octobre a déjà été réalisée une fois en 2020 (SIMTAP 2) et est répétée une deuxième fois en 2021 (SIMTAP 3). Une première expérience a également eu lieu (SIMTAP 1) qui consistait à valider le nourrissage des daurades avec de l'aliment végétal et des moules fraîches.

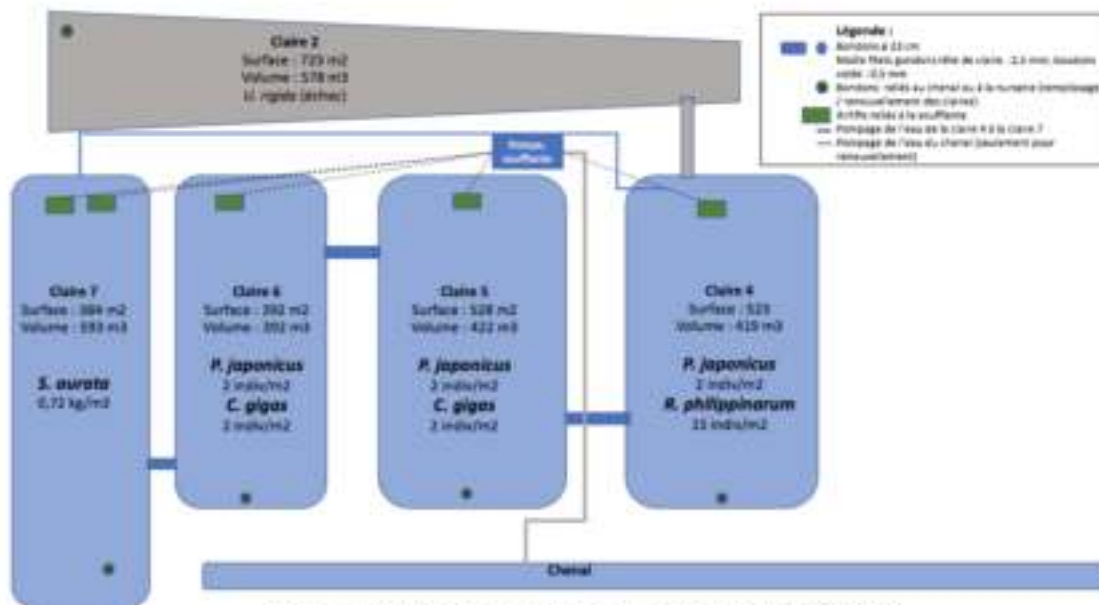


Figure 3. Organisation de l'élevage réalisé en 2020 (SIMTAP 2)

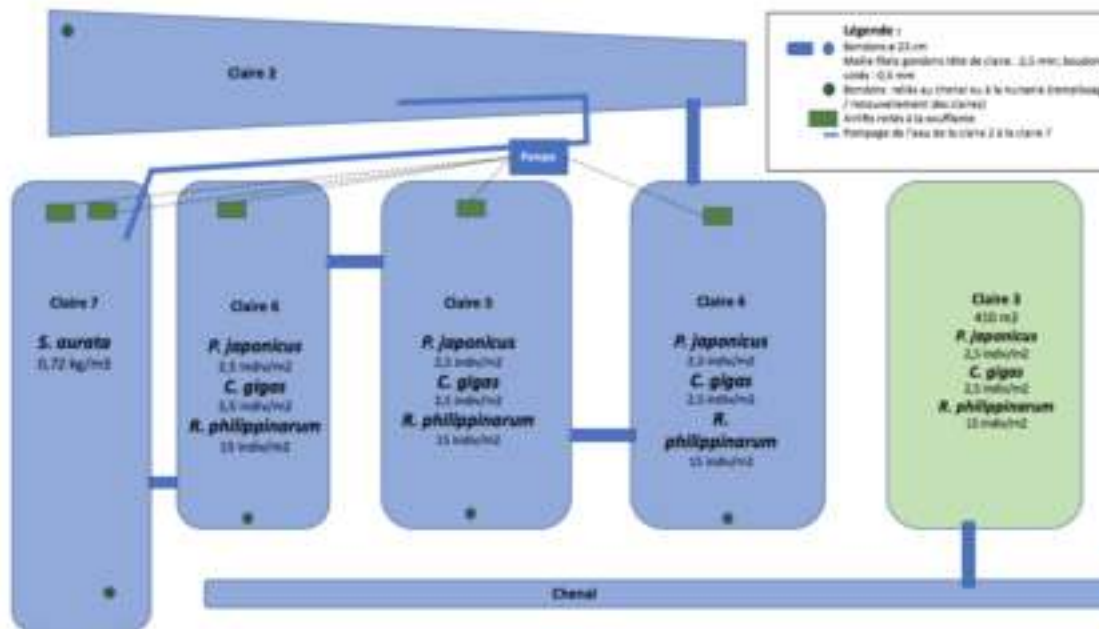


Figure 4. Organisation de l'élevage réalisé en 2021 (SIMTAP 3)

Une claire est réservée aux daurades, suivie de deux claires contenant gambas et huîtres et dans une dernière claire étaient mises gambas et palourdes en 2020 (figure n°3). L'expérience diffère entre 2020 et 2021 sur deux points principalement : la connection hydraulique et la mise en charge des animaux.

En 2020 (figure 3), la claire n°2 se situant entre les claires 4 et 7 n'était pas reliée au système. Elle avait pour fonction de recevoir l'eau de trop plein du circuit en réalisant une épuration par des ulves avant rejet dans le milieu, bien que les ulves ne se soient finalement pas développées. En 2021 (figure 4), la claire n°2 est connectée au système en série. Les ulves ne se sont pas développées non plus. Néanmoins cette claire permet éventuellement d'assurer un rôle de bassin de sédimentation des matières en suspension (MES) ainsi que de phytobioréacteur pour la production de phytoplancton.

Lors de SIMTAP 2, les claires 5 et 6 contenaient crevettes et huîtres et la claire 4 crevettes et palourdes. Les densités étaient de 2 ind.m⁻² pour les crevettes et les huîtres.

Lors de SIMTAP 3, les trois claires 4, 5, 6 comprennent crevettes, huîtres et palourdes. Les densités sont de 2,5 ind.m⁻² pour les crevettes et huîtres. Cette décision a été prise après avoir constaté que les taux de chair des huîtres récoltées étaient largement supérieurs à la moyenne (20-22%). Il est donc possible de rajouter des huîtres qui auront théoriquement une taille standard commerciale à la fin de la période de croissance.

Les palourdes ont une densité de 15 ind.m⁻² dans les deux cas.

Des airlifts sont installées dans les claires 4 à 7. Ceux-ci permettent une entrée d'air et d'eau afin d'oxygéner les claires.

Les claires sont des milieux semi naturels dans lesquels les interactions sont très nombreuses avec l'environnement et les transferts d'azote et phosphore sont multiples. Afin de simplifier notre étude, certains phénomènes ne seront pas modélisés comme la volatilisation, l'action bactérienne, les macro-invertébrés et macro végétaux (présentation de flux d'azote et phosphore pouvant exister au sein des claires, annexe I). D'une part, cela nécessiterait des mesures supplémentaires. D'autre part, une telle précision n'est probablement pas nécessaire pour un système à cette échelle-là. Nous estimons que les flux majeurs sont ceux réalisés par les espèces élevées, le phytoplancton et par l'eau ayant un rôle de vecteur.

L'azote est bien souvent le premier facteur limitant en eau de mer. Néanmoins, le phosphore peut également le devenir dans certaines conditions, lorsque les taux de nitrates sont bien plus importants que ceux du phosphate ce qui peut arriver en zone côtière (apports continentaux de nitrates). Les concentrations de ces nutriments dépend également de la période de l'année (Rostagno et al., 1999).

La méthode de modélisation globale est détaillée dans un premier temps. Ensuite le détail de construction de chaque modèle par compartiment est décrit. Les résultats zootechniques ainsi que les résultats du modèle sont par la suite exposés et analysés. Enfin, un bilan est établi en conclusion faisant le point sur les résultats obtenus et les limites de cette étude.

Matériel et méthode

Définition des entités du modèle

Une première étape de la modélisation consiste à définir les entités à représenter. Les

éléments constituant un modèle sont repris dans le tableau 1.

Tableau 1. Définition des entités du modèle

Entité	Définition	Application dans ce modèle
Variabiles d'état	Entités qui définissent l'état du système et qui peuvent évoluer dans le temps.	Poids et nombre des animaux, stocks d'azote et de phosphore dissous, sédimentés, particulaires en suspension ou encore fixés par les animaux, stocks de phytoplancton, quantités d'aliment et de moules distribués
Variabiles de forçage	Grandeurs extérieures au système qui influent sur le système.	Température de l'eau, énergie lumineuse
Variabiles de flux	Grandeurs variables qui représentent les échanges entre des variables d'état.	Transferts de N, P dissous et particulaires en suspension d'une claire à l'autre, sédimentation de N et P, croissance et mortalité des animaux, gains de chaque stock de N, P
Paramètres	Valeurs qui permettent de relier les variables au sein d'une équation.	Taux de phosphore dans les biodépôts d'huître, paramètres de calibration des modèles de croissance

(Delpierre, 2017)

Le pas de temps est également un élément important à définir. Dans ce cas, l'expérience s'étale sur 4 mois, le pas de temps choisi est la journée. Un pas de temps hebdomadaire donne des résultats moins proches de la réalité et certains éléments peuvent beaucoup fluctuer en une semaine, comme le phytoplancton par exemple. Un pas de temps heure serait bien trop précis et ne serait pas nécessaire pour répondre à la question.

Le modèle est réalisé sur le logiciel Stella (System Thinking, Experimental Learning Laboratory with Animation) qui permet de construire des modèles dynamiques basés sur un langage graphique.

Construction globale du modèle

La modélisation de ce système complexe s'est faite à plusieurs échelles.

D'abord, pour chacune des quatre espèces, un modèle de croissance a été réalisé afin d'estimer les quantités d'azote (N) et phosphore (P) retenues (fixées) par les animaux ou rejetées, associé à un bilan de masse (Papatryphon et al., 2005). Le modèle de croissance permet d'estimer le gain de biomasse à chaque pas de temps. L'estimation de N et P fixés s'estime en multipliant le gain de biomasse par les taux de N et P contenus dans l'organisme. N et P sont réemis sous deux formes : dissoute dans l'eau (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{2-} principalement) et solide particulaire, associée à des matières en suspension (MES). Les rejets sous forme dissoute correspondent aux rejets métaboliques, par différence avec ce qui est fixé dans l'organisme. La quantité de ces rejets correspond à la part de N, P présents dans la nourriture consommée, digérée et non fixée. Les quantités de N, P rejetées sous forme particulaire correspondent aux nutriments qui n'ont pas traversé la barrière intestinale vers l'intérieur de l'organisme, ils sont donc ingérés et non digérés. Ils sont rejetés sous forme de fèces.

Ensuite, au sein de chaque claire, le devenir de l'azote et du phosphore ont été modélisés, assemblés en un stock commun selon leur état (dissous, particulaire en suspension, sédimenté). Ces stocks comportent des flux entrants (rejets des espèces) et sortants (sédimentation, consommation par le phytoplancton) selon la forme d'azote et de phosphore.

Enfin, à l'échelle du système, les flux d'azote et phosphore entre chaque claire ont été représentés. Ceux-ci sont issus des stocks constitués par claire, le transfert s'effectuant de claire en claire selon le débit de l'eau. On estime que les N et P dissous et en suspension restants dans une claire transitent totalement vers la claire suivante. En effet, le débit de 28 m³/h est égal à 672 m³/j. Le volume des claires étant inférieur à ce volume (volume maximum claire 7 : 615 m³), la quantité de N et P dissoute restante est transférée dans la claire suivante, le taux de

renouvellement journalier par claire choisi est ainsi de 1.

Conduite et modélisation par compartiment

III.1. Daurades (*S. aurata*)

III.1.1. Modèle de croissance

Le gain de biomasse est évalué à partir d'un modèle de croissance pour chaque espèce. Plusieurs modèles de croissance des daurades existent en fonction du choix des paramètres pris en compte. Un certain nombre ont été analysés pour choisir le plus adapté à notre étude (tableau 2).

Tableau 2. Présentation de différents modèles de croissance pour *S. aurata*

Modèles de croissance	Référence	Commentaire
$W(t) = \left[(-v + 1) p_s (T - T_0) (t - t_0) - W(t_0)^{-v+1} \right]^{-\frac{1}{v-1}}$	Modeling the environmental footprint of sea bream cage aquaculture in relation to spatial stocking design. Buric et al., 2020.	Modèle trop sensible à la température.
	Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model, Ferreira et al., 2012.	Modèle énergétique. Modèle trop précis pour notre étude. prise en compte du volume stomacal et intestinal, de la respiration.
$dw/dt = \Gamma f_1(w) f_2(\theta) f_1(r)$	A growth model for gilthead seabream (<i>Sparus aurata</i>). Hernandez et al., 2003.	Paramètres : poids, ration alimentaire et température. Pour notre expérience, uniquement la température peut être prise en compte pour expliquer la croissance (alimentation non limitante).
$G = \left[\frac{(T_m - T)}{(T_m - T_{opt})} \right]^{a_1} \exp\left(-a_2 \frac{(T_m - T)}{(T_m - T_{opt})} - \phi \right) / 24$	Modeling nitrogen cycling in a mariculture ecosystem as a tool to evaluate its outflow. Lefebvre et al., 2001.	Taux de croissance en fonction de la température. Modèle retenu pour simuler la courbe de croissance.

Parmi ces modèles, le modèle de Lefebvre et al. (2001) semble être le mieux adapté pour notre étude. Le paramètre retenu pour estimer la croissance est la température uniquement. Ce facteur est déterminant dans la croissance des daurades car ce sont des animaux poïkilothermes (la température interne varie avec le milieu). Les autres facteurs tels que la nourriture ne sont pas incorporés directement dans l'équation, estimant que la nourriture est distribuée en quantité suffisante et de manière régulière pour ne pas être limitante (Muller Feuga, 1990).

La formule de ce taux de croissance choisi est donc la suivante :

$$G = [((T_m - T)/(T_m - T_{opt}))^\omega * \exp(-\omega((T_m - T)/(T_m - T_{opt})) - \varphi)]/24$$

Tableau 3. Paramètres du modèle de croissance des daurades

Paramètres	Signification	Valeur	Référence
T _m	Température maximale pour la croissance	33 °C	(Hernandez et al., 2003)
T _{opt}	Température optimale pour la croissance	24 °C	
T _{fp}	Température des claires (fish ponds)		
ω	Taux d'élévation de la température de croissance (jour ⁻¹)		
φ	Ordonnée à l'origine de la croissance (jour ⁻¹)		

Cette formule donne un taux de croissance par heure. Le pas de temps choisi dans notre modèle étant le jour, nous convertissons ce taux de croissance par heure en taux de croissance par semaine par la formule suivante :

$$G_s = \exp(\ln(G_h + 1) * 24) - 1$$

Avec G_s= taux de croissance semaine ; G_h= taux de croissance heure ; 24= nombre d'heures dans une journée.

III.1.2. Estimation des échanges de N et P chez la daurade

III.1.2.1. Alimentation des daurades

L'alimentation des daurades est un point central dans le fonctionnement de ce système d'élevage. L'aliment est le seul intrant dans le système. Deux types d'aliments sont distribués : de l'aliment végétal cinq jours par semaine et des moules fraîches une fois par semaine.

III.1.2.1. a) Aliment végétal

L'aliment distribué a été formulé pour cette expérience (composition aliment, annexe II). La liste d'ingrédients exclut ainsi les farines et huiles de poisson, les ingrédients importés comme le soja et incorpore des ingrédients comme l'huile de lin, apportant des acides gras polyinsaturés (acide linoléique). Le seul produit d'origine animale est l'hydrolysate d'exosquelette de crevette, issu des rejets d'ateliers de production de crustacés et jouant le rôle d'appétant pour les poissons.

La ration est calculée à partir d'une table de rationnement issue de l'entreprise Biomar (table Efico 3073, annexe II). Cette table donne un taux de rationnement en fonction du poids de l'animal et de la température de l'eau. La quantité d'aliment à distribuer est recalculée toutes les semaines à partir de la température et du poids théorique calculé. Le poids théorique est la division de la biomasse théorique par le nombre de poissons. Leur nombre est difficilement estimable au cours de l'expérience (le comptage est effectué en fin d'expérience). Nous pouvons seulement soustraire au lot initial les poissons morts récupérés, ceux-ci étant rares (1 par semaine en moyenne selon les semaines). La biomasse théorique est quant à elle calculée d'un jour à l'autre en ajoutant à la biomasse initiale la ration donnée la veille divisée par l'indice de conversion (IC). L'IC calculé en 2020 pour l'expérience SIMTAP 2 donne un résultat de 1,9.

L'aliment granulé est distribué en une fois cinq jours sur sept à 14h, le pic de concentration de dioxygène étant en fin d'après-midi. Une mesure de la concentration d'O₂ est réalisée avant nourrissage. Si celle-ci est en dessous de 4 mg/L⁻¹, il n'y a pas de distribution d'aliment car il y a une forte consommation de dioxygène lorsque les poissons digèrent.

III.1.2.1.b) Moules fraîches de retrait

L'aliment végétal ne contient pas d'EPA (Acide EicosaPentaénoïque) et de DHA (Acide DocosaHexaénoïque). Ces molécules sont indispensables à la croissance des poissons marins. Ainsi, pour pallier ce manque, des moules fraîches sont distribuées une fois par semaine le lundi. Ces moules de retrait sont récupérées dans l'exploitation de moules Earl Baudet à Bourcefranc.

La quantité de moules à distribuer est calculée de façon à donner la même quantité d'énergie que la ration végétale calculée avec la table de rationnement afin d'obtenir une ration isoénergétique. Les taux d'énergie disponibles (ED, MJ/kg) de l'aliment végétal et des moules sont de 18,36 MJ/kg et 4,35 MJ/kg (Riva, Masse, 1983) respectivement. Le taux de chair des moules est mesuré chaque semaine (poids de la chair fraîche égouttée/poids total sur un lot de 1kg ou 500 g de moules). Pour calculer la ration de moules, on calcule l'équivalent de chair de moules (kg) : ration (aliment végétal) x ED (aliment végétal) / ED (moules). Le taux de chair permet de déduire la quantité de chair par kg de moules entières (taux de chair/100). La quantité de moules entières constituant la ration est obtenue en divisant l'équivalent en chair de moules par la quantité de chair par kilo de moules entières.

Les daurades sont issues d'un élevage, nourries à de l'aliment en granulé. Un temps d'adaptation d'environ un mois est nécessaire avant qu'elles ne consomment des moules entières. Afin de faciliter cette transition, les moules sont d'abord broyées avant d'être distribuées pendant le premier mois.

III.1.2.1.c) Jeûne hebdomadaire

Enfin, un jour de jeûne par semaine est établi le dimanche. Ce jour de repos digestif permet une brève épuration de la ciaire 7 et du système entier indirectement. Le jeûne permet de s'assurer de la consommation de la totalité de l'aliment. La prise alimentaire entraîne une consommation d'O₂ et peut ainsi faire baisser le taux de dioxygène.

III.1.2.2. Devenir de N, P consommés

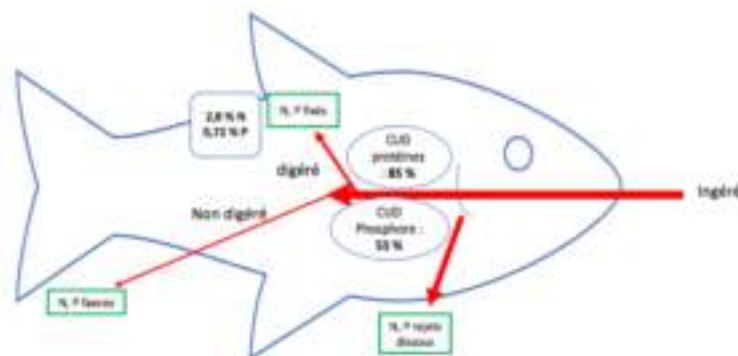


Figure 5. Flux d'azote et phosphore chez la daurade après ingestion de nourriture (Lupatsch and Kissil, 1998
Brigolin, 2010, Dias et al., 2009)

La figure 5 schématise les trois principaux échanges d'azote et phosphore de la daurade après ingestion :

(1) N et P fixés sont calculés à partir du gain de biomasse observé chaque jour. En effet, le taux de protéines dans l'organisme a été déterminé par des analyses pour les daurades de l'expérience. Les résultats donnent un taux moyen de 37% de matière sèche par rapport au poids frais ainsi qu'une moyenne de 47,3 % de protéines dans la matière sèche. Ainsi, on détermine le taux de protéines dans la matière sèche par l'opération : %MS frais*%MS protéines/100 ; ce qui donne un résultat moyen de 17,5%. On divise ensuite ce taux par 6,25 pour avoir le taux de N dans l'organisme, ce qui donne 2,8%.

Le taux de phosphore dans l'organisme des daurades est de 0,72 % (Lupatsch and Kissil, 1998 ; Pimentel-Rodrigues et al., 2002). On multiplie ce taux par le gain de biomasse pour déterminer la quantité de phosphore fixée.

(2) La fraction de N et P non digérée est calculée à partir du coefficient d'utilisation digestive (CUD). Ce coefficient représente la part de nutriments absorbée par l'organisme.

CUD des protéines

Pour retrouver le coefficient d'utilisation de l'azote, on utilise le CUD des protéines. Celui-ci est de 85% pour cette espèce (Brigolin 2010 - Requena et al., 1997). Ce taux est calculé pour des animaux d'élevage nourris à base de protéines de poissons. Or, dans cette expérience, les daurades sont nourries principalement avec un aliment végétal, excluant farines et huiles de poissons. Néanmoins, on ne constate pas de différences significatives entre les CUD de protéines d'origine animales et végétales chez la daurade, d'après les études de Martinez-Llorens et al. (2015) et Dias et al. (2009). La quantité de protéines est divisée par le facteur 6,25 pour revenir à la quantité de N (facteur de Jones, teneur en azote total des protéines).

CUD du phosphore

Le CUD du phosphore est estimé à 55 %. Cette valeur correspond à la valeur de CUD de P pour *S. aurata* nourrie avec de l'aliment végétal à 60 %, le reste étant à base de farines et huiles de poisson (Dias et al., 2009) et supplémenté en phosphate monocalcique. L'aliment végétal distribué lors de cette expérience contient également du phosphate monocalcique (précisions sur l'affectation du CUD de 55% pour le phosphore, annexe III).

Les quantités de fèces produites représentent la part non digérée.

(3) La quantité de N, P éliminés sous forme dissoute (rejets métaboliques) est considérée comme la fraction de nutriments ingérés, digérés, fixés ou non et qui sont ensuite rejetés sous forme de déchets. Les quantités de N, P rejetés sous forme dissoute sont les suivants :

- Taux de N, P fixé par rapport au N, P digéré = $Gains(N,P) / (N,P) digérés * 100$
- Taux de N, P de rejets métaboliques, non fixés = $100 - \% (N,P) fixés$
- Quantité de N, P rejets dissous = $\% (N,P) non fixés / 100 * (N,P) digérés$

III.2. Crevettes impériales (*P. japonicus*)

III.2.1. Modèle de croissance

Peu de modèles de croissance de *P. japonicus* se trouvent dans la bibliographie. Les modèles rencontrés ne sont pas bien adaptés aux objectifs et contraintes de notre étude. Le tableau 4 présente les modèles analysés.

Tableau 4. Présentation de différents modèles de croissance pour *P. japonicus*

Modèles de croissance	Référence	Commentaire
-----------------------	-----------	-------------

$\frac{L_{n+1} - L_n}{L_n} \times 100, \text{ où } L_{n+1}$ <p>ou</p> $L_{n+1} = a + b L_n \text{ (croissance linéaire)}$	<p>BIZOT-ESPIARD. Croissance et reproduction de la japonicus (Bate) en élevage : effets de L'épédonculation. Histologie de l'appareil génital mâle. 1980.</p>	<p>Prise en compte de la durée d'intermue (pas dans nos données). La température n'est pas prise en compte dans le taux de croissance.</p>
<p>weight gain (WG) = $(W1 - W0) \times 100 / W0$ specific growth rate (SGR) = $(\ln W1 - \ln W0) / t$</p>	<p>The effect of dietary protein content on growth, digestion efficiency and nitrogen excretion of juvenile kuruma prawns, <i>Penaeus japonicus</i>. Koshio et al., 1993.</p>	<p>La température n'est pas prise en compte dans le taux de croissance, or il s'agit d'un facteur important qui est pris en compte pour chaque modèle de croissance dans notre modèle. La nourriture est difficilement estimable puisqu'il n'y a pas de distribution d'aliment. De plus, le modèle de Koshio et al. est adapté aux juvéniles.</p>
	<p>Development of a growth model fr penaeid shrimp. Franco, Ferreira, Nobre; 2006.</p>	<p>Modèle de croissance des pénéides simulant l'ingestion, l'assimilation, la production de fèces, la respiration et la reproduction. Ce modèle serait intéressant pour le modèle SIMTAP. Cependant, des inconnues comme la ration à 32 °C, le contenu intestinal, la respiration ou la reproduction sont des freins importants à l'adaptation de ce modèle.</p>

Le taux de croissance finalement utilisé pour simuler la croissance des crevettes est la formule utilisée pour la croissance des daurades (Lefebvre et al., 2001) en adaptant les paramètres à cette espèce (tableau 5). Les mesures de poids effectuées montrent une nette différence de croissance entre les mâles et les femelles : en moyenne, le poids des femelles est 1,45 fois plus élevé que celui des mâles. Ainsi, deux courbes dynamiques ont été calculées selon le sexe par claire. Le paramètre φ n'a pas été modifié selon le sexe ou la claire mais w a été modifié selon le sexe pour l'ajustement de la courbe aux données.

Tableau 5. Paramètres du taux de croissance des crevettes

Paramètres	Définition	Valeur	Référence
T_m	Température maximale pour la croissance	32 °C	Hewitt, Duncan, 2002
T_{opt}	Température optimale pour la croissance	26,5 °C	Tourmier, 1972
T_{fp}	Température des claires (fish ponds)		
w	Taux d'élévation de la température de croissance (jour-1)		
φ	Ordonnée à l'origine de la croissance (jour-1)		

III.2.2. Estimation des échanges de N et P chez la crevette

Les gambas ne recevant pas d'aliment comme les daurades, l'estimation de N et P fixés, rejetés sous forme solide et dissoute a été réalisée de manière différente.

La première étape consiste à estimer N et P fixés, rejetés en dissous et en solide pour 1 kg de gain de biomasse de crevette. Le taux de protéine dans la matière sèche de l'organisme entier est de 72 % (Ghosh, 2018) pour *Litopenaeus vannamei* ; le taux de N est donc de 11,5 % dans l'organisme. Cette espèce étant relativement proche, ce taux est utilisé pour le modèle de *P. japonicus*. Le taux de matière sèche utilisé est celui d'une autre espèce également (*P. kerathurus*, Limam et al., 2010) de 24 %, n'ayant pas trouvé de données sur *P. japonicus*. Le taux de phosphore est de 1,5 % du poids sec (Civera, Guillaume, 1989). A partir de ces taux de N et P présents dans l'organisme, les quantités fixées pour 1 kg de gain de biomasse de crevette sont déduites. Sachant les taux de N et P dans la nourriture disponible et l'indice de conversion alimentaire ainsi que le CUD de l'azote et du phosphore, les taux de fixation de N et P, de N et P non digérés (rejets solides) et de N et P non fixés et éliminés sous forme dissoute pour 1 kg de gambas peuvent être estimés (détail des calculs paragraphe III.2 .2.c).

III.2.2.a) Proies des crevettes

Des prélèvements de macro-invertébrés ont été réalisés lors de l'expérience en 2020 en juin et en août. Ceux-ci ont permis d'identifier les espèces présentes et de les quantifier. La différence d'abondance de certaines espèces entre juin et août (figure 6) dans les claires des gambas peut laisser penser qu'il y a eu une consommation de ces espèces par les gambas.

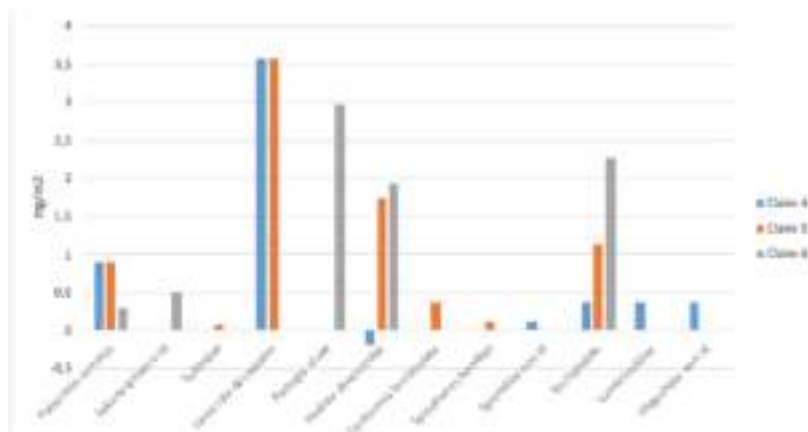


Figure 6. Différence d'abondance de biomasse par espèce d'invertébré entre juin et août 2020*

* Les espèces du genre *Palaemon* n'ont pas été prises en compte car leur différence de biomasse écrase les autres espèces. Or, ces crevettes sont plus probablement des compétiteurs de *P. japonicus* que des proies. On suppose que leur diminution importante de biomasse est due à un manque de ressources.

L'étude de Nesreen K. Ibrahim et al. (2019) montre que les proies favorites de *P. japonicus* semblent être les crustacés, d'après des analyses stomacales. La différence significative d'abondance de larves de décapodes que l'on observe confirme cette hypothèse. Nous prenons ainsi les taux de N et P des larves de crustacés décapodes comme taux de référence de N et P de la nourriture des crevettes. Les recherches d'Anger et Harms (1990) permettent d'attribuer un taux moyen de 10,5 % de N dans l'organisme de ces proies. Le taux de P des proies serait de 1,5 % du poids sec (Beers (1966), Carrillo et al., 2001).

III.2.2.b) Indice de conversion et CUD

L'indice de conversion alimentaire (IC) utilisé est de 2 (Ifremer, 1989, site Aquaneo, 2015). Il s'agit de l'IC de gambas *P. japonicus* d'élevages nourries avec de l'aliment, bien qu'ici ce ne soit pas le cas. Il en est de même pour les CUD des protéines et du phosphore, ces taux étant difficiles à estimer pour des crevettes sauvages lorsque l'alimentation n'est pas contrôlée. Le CUD des protéines retenues pour cette espèce est de 94 % (Koshio et al., 1993) et celui du phosphore de

60% (Yang et al., 2009). Le détail des calculs effectués afin d'estimer les taux des différents rejets est présenté dans le tableau 6.

III.2.2.c) Calculs des taux d'azote et phosphore fixés et rejetés

Tableau 6. Démarche effectuée pour l'estimation des taux de N, P fixés, rejetés sous forme solide et dissoute pour 1 kg de gain de biomasse de *P. japonicus* (en matière sèche)

Nom des variables	Calculs/ valeurs	Unité	Nom des variables	Calculs/ valeurs	Unité
Taux de N nourriture (proies)	90,5	%	Taux de P nourriture (proies)	1,5	%
Taux de protéines nourriture (proies)	$\%N \cdot 6,25 = 65,6$	%			
IC	2		IC	2	
Quantité de protéines ingérées (Prot) pour 1 kg de gain de biomasse	$IC \cdot \%prot \cdot 10 = 1312,5$	g	Quantité de P ingéré (PI)	$IC \cdot \%P \cdot 10 = 30$	g
CUD protéines	94	%	CUD P	60	%
Quantité de protéines digérées (Prot _{dig})	$CUDprot/100 \cdot Prot = 1233,0$	g			
Quantité de protéines non digérées (Prot _{ndig})	$Prot - Prot_{dig} = 79,5$	g			
Quantité de N digéré (N _{dig})	$Prot_{dig}/6,25 = 197,4$	g	Quantité de P digéré (P _{dig})	$CUDP/100 \cdot PI = 18$	g
Quantité de N non digéré (N _{ndig})	$Prot_{ndig}/6,25 = 12,6$	g	Quantité de P non digéré (P _{ndig})	$PI - P_{dig} = 12$	g
Taux de protéines de <i>P. japonicus</i>	72	%			
Taux de N de <i>P. japonicus</i>	11,52	%	Taux de phosphore <i>P. japonicus</i>	1,5	%
Quantité de N fixé pour 1 kg de gain de biomasse (N _f)	$\%N(P. japonicus) \cdot 10 = 115,2$	g	Quantité de P fixé pour 1 kg de gain de biomasse (P _f)	$\%P(P. japonicus) \cdot 10 = 15$	g
Taux de N fixé par rapport au N digéré (%N _f /N _{dig})	$N_f/N_{dig} \cdot 100 = 59,4$	%	Taux de P fixé par rapport au P digéré (%P _f /P _{dig})	$P_f/P_{dig} \cdot 100 = 66,7$	%
Taux de N dissous (rejets métaboliques) par rapport au N digéré	$100 - \%N_f/N_{dig} = 40,6$	%	Taux de P dissous (rejets métaboliques) par rapport au P digéré	$100 - \%P_f/P_{dig} = 33,3$	%
Quantité de N rejeté en dissous pour 1 kg de gain de biomasse	$N_{dig} - N_f = 82,2$	g	Quantité de P rejeté en dissous pour 1 kg de gain de biomasse	$P_{dig} - P_f = 3$	g

III.3. Huître (*Crassostrea gigas*)

III.3.1. Modèle de croissance

Le modèle de croissance utilisé est celui de Gangnery et al., 2003. Trois paramètres sont pris en compte pour la croissance de l'huître : la température, la nourriture disponible et le poids de l'animal (tableau 7). Une formule du taux de croissance de *C. gigas* est la suivante (Gangnery et al., 2003) :

$$G = a \cdot F^b \cdot T^c \cdot Y^d \text{ (Appliqué à la matière sèche)}$$

Tableau 7. Paramètres du taux de croissance des huîtres

Paramètres		Unité	Référence
G	Taux de croissance	g.l ⁻¹	Gangnery et al., 2003
F	Nourriture disponible	mg.L ⁻¹	

T	Température	°C
Y	Poids sec individuel de la chair	g

Les paramètres qui peuvent varier selon les claires sont b, associé à la nourriture disponible, et d, associé au poids des huîtres. En effet, bien que l'eau soit la même qui circule dans chaque claire, un gradient existe quant aux éléments présents dans l'eau. Les claires étant en série, certaines reçoivent l'eau directement de la claire des daurades où des nutriments dissous et en suspension sont plus concentrés. En revanche a et c n'ont pas été modifiés par rapport au modèle de Gangnery et al. Le paramètre c est associé à la température de l'eau, laquelle est presque la même dans toutes les claires puisqu'il s'agit de la même eau qui circule avec un turn-over journalier. Enfin a est un paramètre prenant en compte les variables non maîtrisés, non mesurés mais qui peuvent influencer sur la croissance.

La principale source nutritive des bivalves est le phytoplancton. La concentration du phytoplancton dans l'eau se déduit de la concentration en chlorophylle a, le phytoplancton étant producteur de ce pigment qui peut être mesuré facilement. La variable F (nourriture disponible) est le produit de la concentration de chlorophylle a par un coefficient permettant de convertir le phytoplancton en alimentation disponible pour les huîtres (Kobayashi et al., 1997) :

$$F = (0,088 + Chla + 0,52) \cdot 10^{(-3)}$$

Avec :

F : Food (g.L⁻¹)

Chla : concentration de chlorophylle a en µg.L⁻¹

Les quantités sont exprimées en gramme de matière sèche.

III.3.2. Estimation des échanges de N et P chez l'huître

Le N et P fixés chaque jour sont déduits du gain de poids quotidien estimé à partir du modèle de croissance. Les valeurs des taux de N et P de poids sec de chair d'huître sont de 8,64% et 0,0946% respectivement (Ciquel, ANSES), avec un taux de poids sec de la chair de 22,7 % (résultat des analyses).

Ainsi, les quantités de N et P fixées sont calculées en multipliant le gain de biomasse par le taux de N et P de la chair à chaque pas de temps.

Les rejets de *C. gigas* sont principalement des fèces et des pseudofèces (éléments filtrés agglomérés mais non consommés). Les rejets métaboliques sous forme dissoute ont été négligés pour les bivalves, n'étant pas quantitativement importants par rapport aux rejets particuliers et par rapport à ceux d'autres espèces (Raillard, 1991).

Afin d'évaluer la quantité de l'ensemble de ces biodépôts, le taux de filtration est d'abord calculé. La formule choisie pour calculer ce taux dépend de deux variables : la température et le poids de l'animal. Le modèle utilisé pour calculer les rejets des huîtres est celui de Kobayashi et al., (1997) : $FR(W) = 2,51 \cdot W^{0,279}$

Avec :

FR(W) : taux de filtration en fonction du poids (L.indiv⁻¹.h⁻¹)

W : poids sec chair (g)

$$FR(W,T) = (FR(W) \cdot T^{0,5})/4,47$$

Avec :

FR(W,T) : taux de filtration en fonction de la température et du poids (L. indiv⁻¹. h⁻¹)

T : température (°C)

Ce taux de filtration par heure est multiplié par 24 afin d'obtenir la filtration par jour.

Ensuite, l'ingestion de ce qui a été filtré est le produit du taux de filtration par la nourriture disponible : $I = F \cdot FR(W,T)$ (g.j⁻¹)

L'assimilation de la nourriture ingérée est ensuite déduite grâce à un taux d'assimilation connu pour l'huître lorsque la nature de la nourriture disponible est du phytoplancton. Ainsi : $A = I + AE$

Avec :

A : assimilation ($g.j^{-1}$)

AE : taux d'assimilation = 0,75 (Kobayashi et al., 1997)

La quantité de fèces produite ($g.j^{-1}$) est simplement estimée en soustrayant la quantité assimilée à la quantité ingérée par jour : $Faeces = A - I$ ($g.j^{-1}$)

Les pseudofèces représentent la partie filtrée du phytoplancton qui n'est pas ingérée, ainsi : $PF = Chla + FR(W,T) - I$ ($g.j^{-1}$)

Les teneurs en N et P des fèces et des pseudofèces ont été trouvées dans la littérature. Le taux d'azote des fèces est de 0,31 % et dans les pseudofèces de 0,23 % (Razet et al., 1990). Le taux de phosphore dans les biodépôts (sans distinction de fèces et pseudofèces) est de 0,1 % (Sornin et al., 1986).

La quantité de fèces obtenue est multipliée par le taux d'azote et phosphore dans les fèces pour obtenir les quantités de N et P rejetées sous forme solide. Il en est de même pour les pseudofèces. Les quantités de N et P présentes dans les biodépôts sont ainsi estimées à chaque pas de temps (jour).

III.4. Palourde (*Ruditapes philippinarum*)

III.4.1. Modèle de croissance

Tout comme pour *P. japonicus*, peu de modèles existent sur la croissance de la palourde *Ruditapes philippinarum*. Le modèle de croissance utilisé est celui de Gangnery et al. (2003) :

$$G = a * F^b * T^c * Y^d$$

Cette formule est celle de taux de croissance de l'huître, mais les paramètres ont été calibrés avec les données de croissance propres aux palourdes.

La variable F est le produit de la concentration de chlorophylle a par un coefficient convertissant la chlorophylle a en matière organique consommable par les palourdes (Flye-Sainte-Marie et al., 2007) : $F = Chla * FoodCoeff * 10^{-3}$

Avec :

F : nourriture disponible ($g.L^{-1}.ind^{-1}$)

Chl a : concentration de chlorophylle a

FoodCoeff = 0,2552 $g.MS.\mu g^{-1}$. Ce coefficient résultant de l'étude de Flye-Sainte-Marie et al. a été trouvé grâce à des mesures prises sur une station proche de Bourcefranc le Chapus (Nole).

III.4.2. Estimation des échanges de N et P chez la palourde

Les quantités de N et P fixées estimées résultent du produit du gain de masse de chair fraîche par le taux de N et P, respectivement 11,5% et 0,168% dans les tissus frais de palourde (Ciqual, table de composition des aliments, Anses).

L'estimation des rejets des palourdes est réalisée avec l'utilisation du modèle de Flye-Sainte-Marie et al. (2007).

Dans un premier temps, le taux de filtration en fonction de la température et du poids de l'animal est calculé de la manière suivante :

$$F(T) = 5,62 * 10^{(-3)} * T^2 + 0,18 * T - 0,3$$

Avec :

F(T) taux de filtration en fonction de la température en $L.h^{-1}.ind^{-1}$

Puis : $F(W,T) = (a * W^b * (F(T)/F(16))) * 1,44$

Avec :

$F(W,T)$ = taux de filtration en fonction de la température et du poids sec en L.j-1.ind-1
 W : poids individuel (g chair sèche)
 $F(\text{indice } T)(16)=1,16$ L.h-1.ind-1 ; maximum du taux de filtration $F(T)$ observé à 16 °C.

Le taux d'assimilation AE est calculé selon la formule suivante :

$$AE = AE_0 + (AE_1 \cdot W) / (K_a + W)$$

Avec :

AE : taux d'assimilation (L.h-1.ind-1)

$AE_0 = 0,1$: minimum additif du taux d'assimilation

$AE_1 = 0,6$: maximum additif du taux d'assimilation

W : poids sec individuel de la chair (g)

$K_a = 2,74$ g : Constante de demi-saturation de l'équation de Michaelis-Menten reliant le taux d'assimilation au poids sec.

Par la suite, l'ingestion, l'assimilation, les fèces et les pseudofèces sont calculés de la même manière que pour l'huître. Ces variables calculées pour un individu sont multipliées par le nombre total de palourdes. Les taux d'azote et de phosphore des fèces et pseudofèces des palourdes n'ayant pas été trouvés dans la littérature, nous faisons l'hypothèse que ces taux sont proches de ceux de *C. gigas*. Par conséquent, les taux de N et P des biodépôts de *C. gigas* ont été utilisés pour le calcul des quantités de N et P des biodépôts de *R. philippinarum*.

III.5. Phytoplancton

Le phytoplancton représente une part importante de la production primaire ainsi que la partie végétale de l'AMTI, il est à la base de la chaîne alimentaire marine. Le phytoplancton est la ressource alimentaire principale des bivalves. L'estimation de cette ressource permet d'apprécier la consommation d'azote et phosphore dissous ainsi que la croissance des bivalves.

Afin d'évaluer les stocks de phytoplancton à chaque pas de temps, il est nécessaire d'établir un modèle de croissance. L'azote et le phosphore dissous sont des nutriments majeurs du phytoplancton et représentent deux facteurs limitant son développement. Les facteurs limitant la croissance du phytoplancton pris en compte dans ce modèle sont ainsi l'azote, le phosphore et la luminosité. La température est également un facteur de croissance, elle agit en particulier sur la vitesse de développement en augmentant le métabolisme (Herbland, 2007). Néanmoins elle n'a pas été prise en compte comme facteur limitant car tout au long de l'expérience la température ne dépasse pas les seuils minimal et maximal pour la croissance du phytoplancton (10-15°C et 30-40 °C selon les espèces, Grimaud 2016). La silice est également un des trois facteurs nutritifs essentiels pour le développement de nombreuses espèces de phytoplancton marin (Chapelle, 2016) mais n'est pas prise en compte ici. Le modèle porte sur un élevage de plusieurs espèces et l'azote et le phosphore sont deux facteurs limitants communs à toutes les espèces.

III.5.1. Modèle de croissance

Le taux de croissance du phytoplancton $\mu(\text{phyto})$ est le suivant :

$$\mu(\text{phyto}) = \min(\mu(N); \mu(P); \mu(L); \mu_{\max})$$

$\mu(N)$: taux de croissance en fonction de l'azote (nutriment)

$\mu(P)$: taux de croissance en fonction du phosphore (nutriment)

$\mu(L)$: taux de croissance en fonction de l'intensité lumineuse

μ_{\max} : taux de croissance maximal du phytoplancton

Chaque taux de croissance est modélisé afin de déterminer quel est le minimum d'entre eux. Le taux de croissance minimum dépend ainsi du facteur le plus limitant pour la croissance du phytoplancton dans les conditions de l'expérience.

- $\mu(N)$ est calculé selon le modèle de Monod (1950).

$$\mu(N) = \mu_{max} * [Ndissous] / ([Ndissous] + K(N))$$

Tableau 8. Paramètres du taux de croissance $\mu(N)$

	Nom de la variable	Valeur	Unité	Source
$\mu(N)$	Taux de croissance du phytoplancton en fonction de l'azote		Jour ⁻¹	
μ_{max}	Taux de croissance maximal du phytoplancton	1,01	Jour ⁻¹	Talbot et al. (1991)
[Ndissous]	Concentration de NH ₄ , NO ₂ , NO ₃		$\mu\text{mol/L}$	
K(N)	Coefficient de demi-saturation d'absorption de l'azote par le phytoplancton	0,5	$\mu\text{mol/L}$	(Grangeré et al., 2009)

- De la même manière :

$$\mu(P) = \mu_{max} * [Pdissous] / ([Pdissous] + K(P)) \text{ (Monod, 1950)}$$

Tableau 9. Paramètres du taux de croissance $\mu(P)$

	Nom de la variable	Valeur	Unité	Source
$\mu(P)$	Taux de croissance du phytoplancton en fonction du phosphore		Jour ⁻¹	(Grover, 1990)
[Pdissous]	Concentration du phosphore dissous		$\mu\text{mol/L}$	
K(P)		0,016	$\mu\text{mol/L}$	(Grover et al., 1990)

- $\mu(L)$ est estimé selon la formule de Peeters et Eilers (1978).

$$\mu(L) = 2 * \mu_{max} * (1 + \beta) * (I/I_{opt}) / ((I/I_{opt})^2 + 2 * \beta * (I/I_{opt}) + 1)$$

Tableau 10. Paramètres du taux de croissance $\mu(L)$

	Nom de la variable	Valeur	Unité	Source
$\mu(L)$	Taux de croissance		Jour ⁻¹	Talbot et al. (1990)
β	coefficient d'utilisation	0,567	s.d.	Correspond à la moyenne des valeurs trouvées dans l'étude de Talbot et al. (1990) pour l'algue verte <i>Ankistrodesmus falcatus</i>
I_{opt}	Energie lumineuse optimale pour la croissance	127,6	$\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	Moyenne des valeurs trouvées dans l'étude de Talbot et al. (1990) pour l'algue verte <i>Ankistrodesmus falcatus</i>
I	Energie lumineuse incidente		$\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	Talbot et al. (1990)

- L'énergie lumineuse décroît avec la profondeur de manière exponentielle. Elle dépend de la profondeur et de la transparence de l'eau. Le coefficient d'extinction permet d'évaluer l'atténuation de la lumière en fonction de la turbidité.

$$I = fPAR * I_0 * \exp(-K * z) \text{ (ECO-MARS, Ifremer, 2012)}$$

Tableau 11. Paramètres du modèle de l'énergie lumineuse

	Nom de la variable	Valeur	Unité	Source
fPAR	Fraction de l'énergie solaire incidente en surface	0,43	s.d.	Modèle ECO-MARS, Ifremer, 2012
I ₀	Intensité lumineuse en surface	117	W.m ⁻²	Données station météo installée pour SIMTAP3 (moyenne du maximum de lumière par jour)
K	Coefficient d'extinction		m ⁻¹	modèle ECO-MARS, Ifremer, 2012
z	Profondeur	1,2	m	

- Le coefficient d'extinction K dépend de la concentration de MES dans l'eau ainsi que de l'auto-ombrage du phytoplancton.

$$K = \alpha(kspim) * [MES] + \alpha(kswat) + Kf * [phyto] \text{ (ECO-MARS, Ifremer, 2012)}$$

Tableau 12. Paramètres de l'équation du coefficient d'extinction K

	Nom de la variable	Valeur	Unité	Source
$\alpha(kspim)$	Coefficient de MES pour décrire l'absorption de la lumière par les MES	0,05	m ⁻¹	ECO-MARS, Ifremer, 2012
[MES]	Concentration de MES dans l'eau	5,9	mg.L ⁻¹	Données moyennes de juin 2021. Cette variable n'ayant pas été mesurée en 2020, on estime que la valeur mesurée en 2021 donne une bonne approximation de cette concentration, l'expérience étant similaire.
$\alpha(kswat)$	Coefficient d'extinction de l'eau	0,06	m ⁻¹	ECO-MARS, Ifremer, 2012
Kf	Coefficient exposant décrivant l'absorption de la lumière par le phytoplancton. Paramètre d'auto-ombrage.	0,3	Ha.(kg*m) ⁻¹	Varga et al., 2020
[phyto]	Concentration du phytoplancton.		mg.L ⁻¹	

Ainsi, le minimum des quatre taux de croissances en fonction des paramètres limitants sera utilisé pour estimer la croissance du phytoplancton chaque jour. Ce taux est multiplié par la concentration de phytoplancton pour obtenir la concentration du jour suivant. On assimile la concentration de phytoplancton à la concentration de chlorophylle a (Ifremer, 2018).

III.5.2. Consommation par le phytoplancton et pertes par mortalité et prédation

La consommation par le phytoplancton de l'azote est du phosphore dissous se traduit par la multiplication de la concentration de phytoplancton par son taux de croissance. Un flux sortant des stocks de N et P dissous est équivalent à la consommation ($[\text{phyto}] \cdot \mu(\text{phyto})$).

Le stock de phytoplancton est affecté par des pertes dues à la mortalité et à la prédation par le zooplancton et les bivalves. Dans ce modèle nous utilisons le taux de 0,05 (FLynn et al., 2008). Le taux quotidien de broutage par le zooplancton utilisé est de 2,64 %. Cette donnée est issue d'une étude ayant mesuré une moyenne annuelle de concentration de phytoplancton et de taux de pression journalière de broutage du zooplancton sur le stock de phytoplancton à partir de données de la station du Chapus (Sautour & Castel, 1992). La prédation par les bivalves correspond à l'ingestion de phytoplancton dans le stock disponible. Un stock résiduel de phytoplancton est également modélisé, stock auquel la prédation n'a théoriquement pas accès. En effet, le broutage et la prédation apparaissent à partir d'un certain seuil de concentration de phytoplancton (modèle ECO-MARS, Ifremer). Ce seuil est de $2 \mu\text{mol N.L}^{-1}$ de phytoplancton pour le mésozooplancton dans ce modèle. Le stock résiduel de phytoplancton est donc la concentration de phytoplancton inférieure ou égale à ce seuil.

III.6. Rejets organiques particuliers

Les rejets sous forme solide peuvent, selon leur taille et leur densité, rester en suspension dans l'eau (matières en suspension, MES) ou décanter. La profondeur et le courant sont également des éléments qui jouent sur la sédimentation. On estime une perte de 3% de l'aliment et des moules distribués (Riera et al., 2017) qui s'ajoute aux fèces des animaux. Les daurades et les crevettes ont tendance à remettre en suspension le sédiment par la bioturbation qu'ils créent. En revanche, les huîtres et palourdes ont tendance à agglomérer les particules en suspension par la filtration et le rejet de pseudofèces.

III.6.1. Sédimentation

Dans cette expérience, la profondeur étant faible (de 0,8 à 1,30-1,50 m) et le courant également ($28 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), malgré la présence d'airlifts, les fèces des daurades tombent majoritairement sur le fond. En effet, les particules de fèces de daurades ont un diamètre moyen de 0,71mm et une vitesse de chute de 0,5 cm/s (Magill et al., 2006). Les crevettes vivent dans le sédiment et les bivalves dans des casiers à même le sol. Leurs rejets particuliers sont directement sur le fond de la claire d'élevage.

III.6.2. Remise en suspension

Cependant, le déplacement des daurades dans la claire ou encore l'activité des crevettes dans le sédiment provoquent de la bioturbation qui favorise la remise en suspension des particules.

Cette remise en suspension n'est pas négligeable et ce processus est étudié au travers du modèle « NewDEPOMOD ». Celui-ci prend en compte l'érosion, le transport, la déposition ainsi que la consolidation des particules. L'évaluation de la remise en suspension de particules fécales doit également prendre en compte les propriétés propres à ces matières telles que la taille, la densité la vitesse de sédimentation, leurs propriétés hydrauliques (Adams et al., 2020) ou encore des facteurs comme la température et le vent (J. Prou, 1991).

Néanmoins, il n'y a pas encore d'études publiées sur ce sujet pour les daurades. Les modélisations effectuées jusqu'à présent négligent la remise en suspension des fèces (Chary et al., 2021) ; (Cromey et al., 2012). La remise en suspension n'est pas modélisée, mais simplifiée par un taux de remise en suspension par espèce. Un taux de remise en suspension des fèces a été évalué à 15 % pour *Penaeus setiferus* (Hopkins et al., 1994). La remise en suspension des fèces de daurades n'est pas négligeable dans ce modèle, le taux de sédimentation est de 30 %. On estime qu'un taux de 5 % des biodépôts des bivalves est remis en suspension. Ce taux est déduit de la différence de quantité de particules organiques retrouvées dans des pièges à

sédiments sous cultures d'huîtres (*C. gigas*) et les pièges témoins à certaines périodes de l'année (hiver), différence qui n'apparaît plus à d'autres périodes (été) (Mitchell, 2006). Ceci montre que les particules retrouvées dans les pièges témoins lorsqu'il y a la même quantité sont issues de la remise en suspension (puis redéposition) de ces particules organiques. On note également ici l'effet de la température sur la remise en suspension des biodépôts, confirmé par Pastoureaud et al. (1995).

Collecte des données au cours de l'expérience

Les données réelles sont les mesures de paramètres physico-chimiques et les mesures biométriques des espèces réalisées lors de l'expérience. Les résultats montrant l'évolution de ces paramètres au cours des semaines sont présentés en annexe IV. Les données récoltées lors de l'expérience SIMTAP 2 servent à calibrer le modèle tandis que les données issues de SIMTAP 3 servent à valider/évaluer le modèle. Les stocks sont initialisés avec des données réelles de départ.

Les données des variables de forçage (température, ensoleillement) ne sont pas simulées mais importées directement dans le modèle.

IV.1. Mesures physico-chimiques

Un suivi des paramètres physico-chimiques est effectué tout au long de l'expérience. Chaque jour, la température et la teneur en dioxygène (concentration en mg/L^{-1} , taux de saturation) de la claire des daurades (claire n°7) est relevée.

Chaque semaine, des mesures physico-chimiques (annexe IV) sont réalisées dans toutes les claires dont entre autres la température, la concentration en dioxygène (oxymètre, HQ30d flexi) et la concentration en chlorophylle a (Algaetorch en 2021 ; en 2020 cette mesure a été réalisée trois fois avec un PhytoPam). Dans chaque claire, la concentration en chlorophylle a est effectuée en prenant 2 mesures sur 3 points distincts (6 mesures par claire) : à l'entrée d'eau, à la sortie et au milieu au niveau des berges.

Chaque mois, des prélèvements d'échantillons d'eau sont également réalisés dans chaque claire. Des mesures de concentration d'azote et de phosphore ainsi que de matières en suspension (MES) sont réalisées sur ces échantillons. Ces données chimiques sur la concentration de N et P sous forme dissoute et organique permettent d'importer des données réelles dans le modèle et ainsi de comparer les simulations aux mesures.

IV.2. Mesures biométriques

Des mesures biométriques (poids, longueurs) sur les différentes espèces cultivées sont effectuées au début et à la fin de l'expérience ainsi que des mesures intermédiaires tous les mois sur quelques individus.

Résultats

Résultats zootechniques

1.1. Daurades

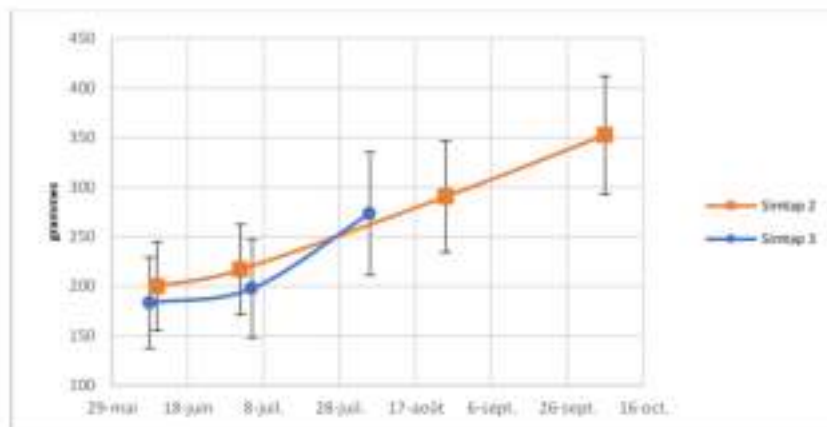


Figure 7. Évolution du poids moyen individuel des daurades (*S. aurata*)

Les daurades ont eu une croissance satisfaisante avec presque un doublement de poids moyen durant les quatre mois de l'expérience (figure 7). Elles ont atteint le poids commercial correspondant à la taille portion (300-500g) (fiche Daurade, Ifremer). Il n'y a pas de différence significative entre la croissance des daurades en 2020 et en 2021 jusqu'au dernier point de mesure effectué début août.

1.2. Crevettes

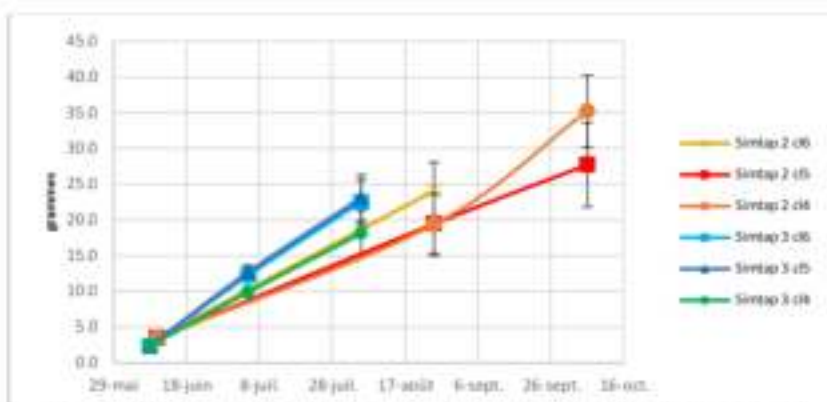


Figure 8. Évolution du poids moyen individuel des crevettes (*P. japonicus*)

Les crevettes impériales sont élevées en extensif (SIMTAP 2 : 2 crevettes/m²) et semi extensif-léger (2,5 crevettes/m², SIMTAP 3) et non nourries. Les poids moyens atteints début octobre lors de SIMTAP 2 sont de 28 et 35 g (figure 8) dans les claires 5 et 4 respectivement. Ces poids atteints se situent dans la moyenne haute lorsqu'on met en perspective ces résultats avec d'autres élevage de *P. japonicus* dans les marais (tableau de comparaison des performances de plusieurs élevages, Bouquet et al. (2016), annexe V).

En effet, une étude sur la production de crevette dans cette région montre un poids moyen de 24,8 g atteint en fin d'élevage (septembre-octobre). Cette moyenne est réalisée sur des élevages d'extensif à semi-intensif à des densités allant de 1,3 à 4,7 crevettes /m², utilisant de l'aliment

pour crevettes et/ ou du fertilisant pour les proies de crevettes, ou bien des moules fraîches ou encore aucun aliment ni fertilisant.

La claire 6 n'apparaît pas sur le graphique. En effet, un incident climatique en fin d'expérience a provoqué la mortalité totale des crevettes de cette claire. Les taux de survie des claires 4 et 5 sont respectivement de 58 % et 38 %.

Le rendement à l'hectare obtenu pour SIMTAP 2 est de 343,8 kg/ha (sans prise en compte de la claire 6), ce qui est en dessous de la moyenne générale de 381,3 kg/ha. Néanmoins, le rendement obtenu pour un élevage sans nourrissage à une densité de 2,6 cr/m² est de 273,7 kg/ha, donc dans quasiment les mêmes conditions d'élevage un écart de 70 kg/ha est observé en faveur de l'expérience de SIMTAP 2. De nombreux facteurs jouent sur le rendement de ce type d'élevage comme le montre le rapport du CREEA ; néanmoins l'hypothèse de l'amélioration des rendements en élevage multi-trophique peut être consolidée par ce constat.

La croissance des crevettes de SIMTAP 3 est pour l'instant plus élevée que celle de SIMTAP 2 sur la même période (figure 8). Ceci est encourageant pour les résultats attendus en fin d'expérience début octobre, alors que le poids de mise en charge est plus faible (poids moyen de 0,5 g en 2020 ; poids moyen de 0,34 g en 2021).

1.3. Huîtres

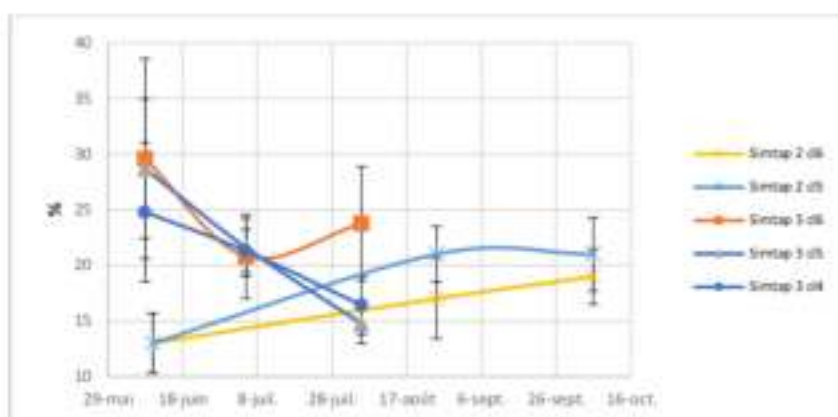


Figure 9. Évolution de l'indice de remplissage des huîtres (*C. gigas*)

Le poids moyen de chair fraîche a été multiplié par 3 entre juin et début octobre en 2020 (annexe VI). Le taux de mortalité des huîtres est d'environ 10 %. Les taux s'élèvent généralement autour de 30 % en production (bien qu'il varie selon les années).

L'indice de remplissage est le poids de chair égouttée divisé par le poids total fois 100. Le mode d'élevage adopté ici est la pousse en claire, ce qui correspond à l'affinage des huîtres. Trois catégories d'huîtres d'affinage existent selon l'indice de remplissage. La catégorie correspondant à l'indice le plus élevé est celle de « l'huître spéciale pousse en claire » à partir d'un indice de 12 (INAO, 2021). Les résultats de SIMTAP 2 (Figure 9) affichent des taux autour de 20 %, ce qui fait partie des taux très élevés.

Le taux de chair observé pour SIMTAP baisse d'environ 10 % entre juin et août, même s'il remonte en août dans la claire 6. Ceci peut être lié à la reproduction (expulsion de la laitance).

1.4. Palourdes

Le poids moyen de chair fraîche a été multiplié par 2,5 en 2020 entre début juin et début octobre ; il a été multiplié par 3 entre début juin et début août en 2021 (annexe VI). Le taux de mortalité s'élève à 30 % pour cette espèce.

Les palourdes ont atteint une longueur finale moyenne de 32,3 mm, ce qui est légèrement inférieur à la taille commercialisable qui est de 35 mm en 2020 (DDTM, 2020). Cependant le cycle d'élevage est normalement réalisé sur 2 ans, tandis que ces palourdes ont presque 1 an en fin d'expérience. Dans le milieu naturel, une palourde de 40 mm s'obtient après 3 ans et demi en

moyenne (Basuyaux et al, 2016). La taille moyenne de départ lors de SIMTAP 2 est de 26,3 mm ; la phase d'élevage correspond donc à la phase de grossissement qui peut durer 12 à 30 mois (FAO, fiche espèce *R. philippinarum*).

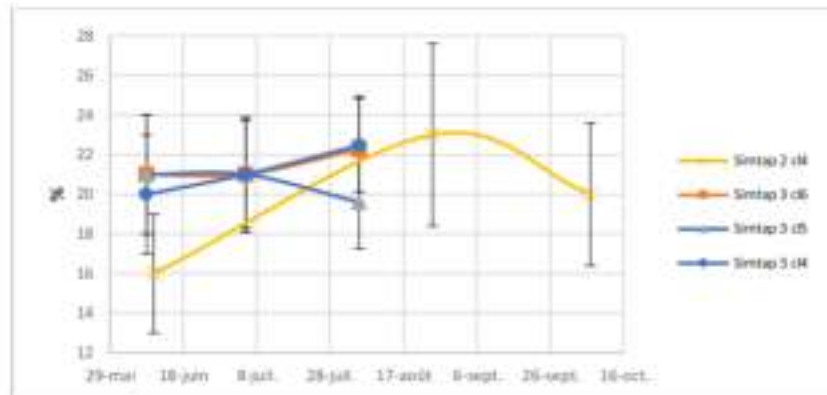


Figure 10. Évolution de l'indice de remplissage des palourdes (*R. philippinarum*)

Les taux de remplissage en été sont en moyenne de 18 % (figure 10) pour cette espèce en milieu naturel et autour de 10 % en hiver (Basuyaux et al, 2016). En été l'augmentation de ce taux correspond à la période de reproduction lorsque la laitance se forme. On remarque effectivement une baisse du taux de remplissage en septembre lors de SIMTAP 2.

Résultats de la modélisation

II.1. Modèle global

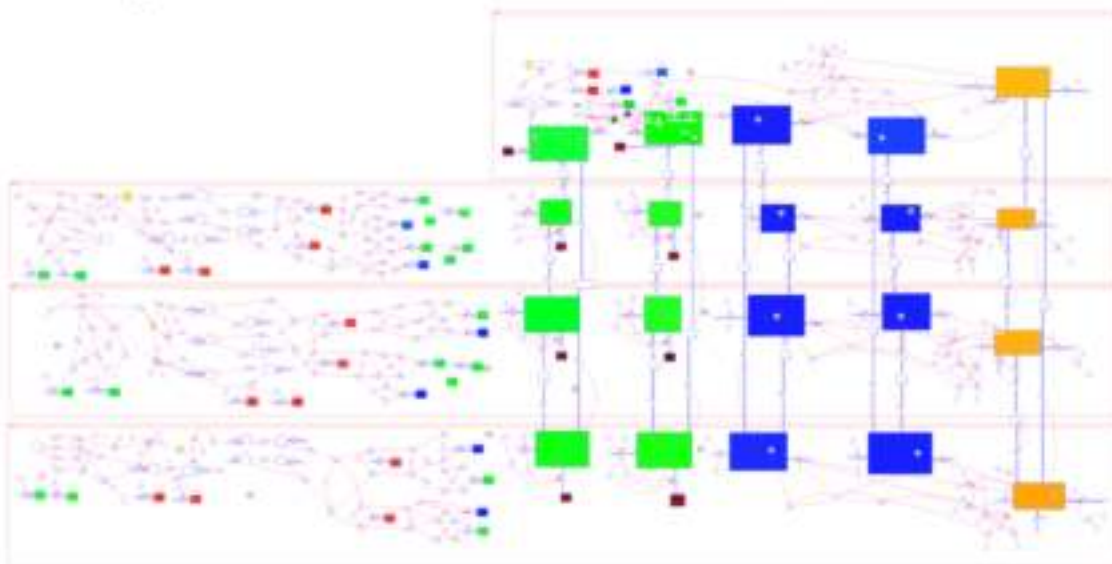


Figure 11. Modèle SIMTAP 2 sur Stella

Forme	Couleur
Rectangle : stocks	Bleu : matière dissoute
Cercles : variables	Vert : matière particulaire en suspension
Flèches épaisses : flux	Marron : matière sédimentée

Légende :

	Orange : phytoplancton
	Rouge : matière fixée

La figure 11 donne un aperçu du modèle réalisé sur Stella.

II.2. Résultat des modèles de croissance par espèces

II.2.1. Calibration des courbes de croissance par espèces avec les données de 2020

II.2.1.1. Modèle de croissance des daurades

II.2.1.1.a) Résultat de simulation de la croissance des daurades

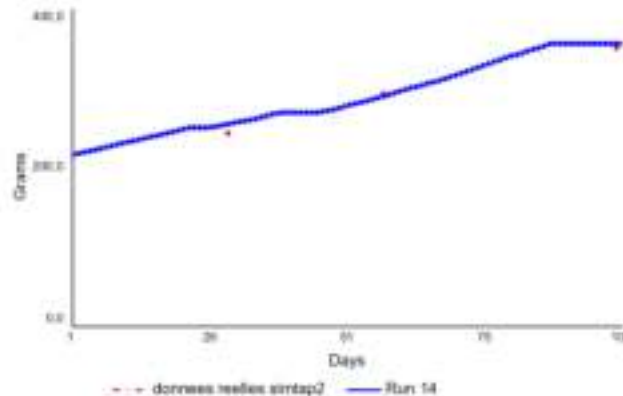


Figure 12. Simulation de la courbe de croissance du poids individuel des daurades (*S. aurata*)

*Le premier point des données réelles n'apparaît pas car il est confondu avec la courbe simulée. Il en est de même pour d'autres points (il y a quatre points pour les daurades et trois pour chacune des autres espèces).

La croissance des daurades (figure 12) suit une courbe linéaire. Le modèle choisi prenant en compte la température (Lefebvre et al., 2001) permet de donner une bonne représentation de la croissance des daurades puisque l'ajustement aux quatre points de données réelles n'a pas présenté de difficultés. Le modèle choisi en prenant en compte la température uniquement semble donc adapté.

II.2.1.1.b) Calibration de la courbe de croissance des daurades

Tableau 13. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des daurades

Paramètres	Signification	Valeur	Référence	Valeur obtenue par ajustement à la courbe de croissance observée
ω	Taux d'élévation de la température de croissance (jour ⁻¹)	2,64 °C.j ⁻¹	Calibrés avec le modèle	3,67
φ	Ordonnée à l'origine de la croissance (jour ⁻¹)	0,017 j ⁻¹	Lefebvre et al. (2001)	0,0179

Les paramètres présentés dans le tableau 13 ont été ajustés afin que la courbe simulée représente la courbe réelle que donne les points de mesure.

Afin de vérifier que les taux de fixation, de rejets sous forme particulaire et sous forme dissoute de l'azote et du phosphore calculés dans ce modèle soient réalistes, une comparaison a été faite avec des valeurs trouvées dans la littérature pour cette espèce (annexe VII). Les taux calculés pour le modèle SIMTAP 2 semblent ainsi être dans la moyenne des taux d'études réalisées sur ce sujet.

II.2.1.2. Modèle de croissance des crevettes

II.2.1.2.a) Résultats des simulations de croissance des crevettes

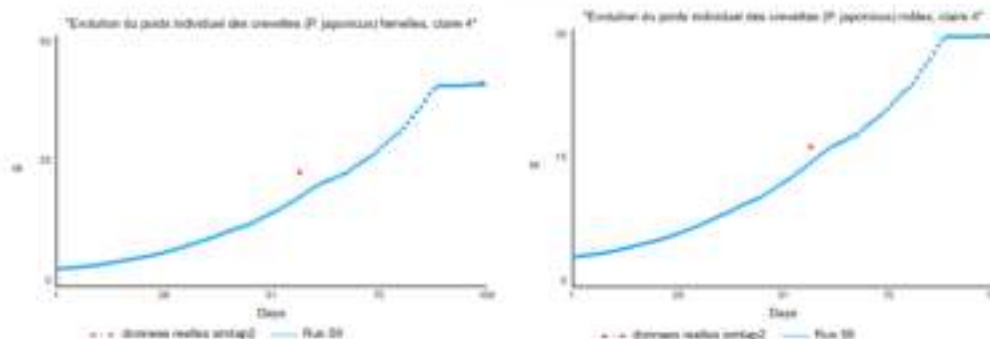


Figure 13. Simulations des courbes de croissance du poids individuel des crevettes (*P. japonicus*) par claire et par sexe (voir courbes des claires 6 et 5 annexe VIII)

La croissance des crevettes est simulée par le modèle de Lefebvre et al. (2001). La calibration du modèle crevette n'est pas satisfaisante. En effet, la croissance réelle semble suivre le tracé d'une fonction logarithme népérien, tandis que la simulation est une courbe exponentielle, jusqu'à stagnation de la température (figure 13). Néanmoins, la simulation est ajustée aux données réelles (paramètres calibrés tableau 14) et permet ainsi de donner une idée proche de la réalité quant à la croissance mâle/femelle des crevettes.

II.2.1.2.b) Calibration du modèle des crevettes

Tableau 14. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des crevettes

Paramètres calibrés avec les données	Définition	Valeur	Référence	Valeur obtenue par ajustement à la courbe de croissance observée pour <i>P. japonicus</i>
ω	Taux d'élévation de la température de croissance (jour ⁻¹)	2,64 °C.j ⁻¹	Calibré pour le modèle de Lefebvre et al., 2001, <i>S. aurata</i>	0,005 pour chaque claire, mâle et femelle
ϕ	Ordonnée à l'origine de la croissance (jour ⁻¹)	0,017 j ⁻¹	Calibré pour le modèle de Lefebvre et al., 2001, <i>S. aurata</i>	Mâles claire 6 : 3,335 Femelles claire 6 : 3,13 Mâles claire 5 : 3,48 Femelles claire 5 : 3,29 Mâles claire 4 : 3,35 Femelles claire 4 : 3,23

Pour chaque claire, les paramètres à calibrer avec les données réelles ont été différents. En effet, ceux-ci comprennent notamment la nourriture disponible qui n'a pas été évaluée. On suppose qu'en fonction du gradient d'apport de rejets de la claire des daurades, le développement de la biodiversité est différent dans les trois claires des crevettes. Cette hypothèse est appuyée par l'observation de poids moyens finaux différents en fin d'expérience : les crevettes de la claire 6, recevant en premier l'eau venant de la claire des poissons, ont grossi

plus rapidement que celles de la claire 4. Ainsi, l'ajustement des paramètres correspond au sexe (les femelles grossissent plus vite et atteignent un poids plus élevé que les mâles) et à la nourriture disponible.

II.2.1.3. Modèle de croissance des huîtres et palourdes

II.2.1.3.a) Résultats des simulations de croissance des huîtres et palourdes

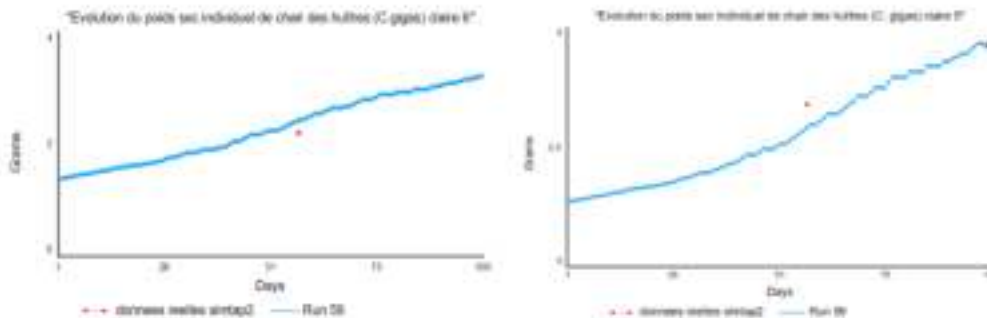


Figure 14 Simulation des courbes de croissance du poids sec individuel des huîtres (*C. gigas*) claire 5 et 6

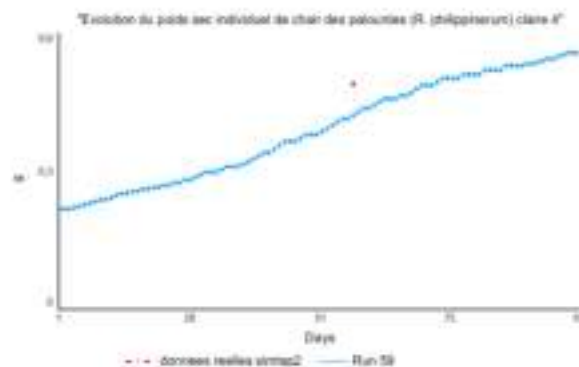


Figure 15. Simulation de la courbe de croissance du poids sec individuel des palourdes (*R. philippinarum*) claire 4

Les courbes de croissance simulées pour les bivalves montrent une croissance linéaire (figures 14 et 15). Les facteurs pris en compte (température, poids individuel, nourriture disponible) peuvent suffire à diriger la croissance sur la base des données de 2020.

II.2.1.3.b) Calibration des courbes de croissance des huîtres et palourdes

Tableau 15. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des huîtres

Paramètres	Valeur de référence	de Référence	Valeurs obtenues par ajustement à la courbe de croissance observée
------------	---------------------	--------------	--

a	5,95.10 ⁻⁶	Gangnery et al., 2003	5,95.10 ⁻⁶ (inchangé)
b	0,38		Claire 6 et 5 : 0,00001 Claire 4 (SIMTAP 3) : 0,0000025
c	2,36		2,36 (inchangé)
d	0,33		Claire 6 : 0,33 Claire 5 : 0,68 Claire 4 (SIMTAP 3) : 2,36

Tableau 16. Paramètres calibrés avec les données du modèle de croissance des palourdes

Paramètres	Valeur de référence	Référence	Valeurs obtenues par ajustement à la courbe de croissance observée
a	5,95.10 ⁻⁶	Gangnery et al., 2003	0,000009
b	0,38		0,0005
c	2,36		2,36
d	0,33		0,005

Dans la formule du modèle de croissance : $G = a * F^b * T^c * Y^d$, les paramètres sont différents pour les huîtres et les palourdes (tableau 16). En effet, les palourdes sont plus petites, la valeur attribuée à d est différente. La prise alimentaire au travers du taux de filtration et de l'efficacité alimentaire sont différents pour les deux espèces, bien que la nature de leurs ressources alimentaires soient les mêmes (Kasim, Mukai, 2009) ainsi b a une valeur différente pour les huîtres et les palourdes. Le paramètre lié à la température, c, est resté le même, la température ne variant pas en fonction des claires.

Le paramètre lié au poids est différent entre les deux claires d'huîtres. Des différences de croissance ont été observées, la vitesse de développement est différente entre les deux claires. Ceci n'est pas lié à l'origine puisqu'elles sont issues du même lot de départ. Il peut y avoir une différence de nourriture disponible simulée par la variable F.

Le paramètre a englobe d'autres facteurs non pris en compte dans le modèle mais qui peuvent influencer sur la croissance. Ceux-ci peuvent être par exemple liés à la reproduction (les éléments nutritifs sont utilisés pour la reproduction et non pour la croissance propre), à la fermeture valvaire causée par un stress tel qu'une pollution de l'eau, la prédation, des variations importantes des conditions du milieu (Bouquet, Mazurié, 1999) diminuant ainsi la prise alimentaire ; ou encore à des différences de paramètres physico-chimiques (pH, concentration d'O₂, salinité...). La valeur de a est la même pour les huîtres de chaque claire, mais différente pour les palourdes.

II.3. Validation des modèles de croissance calibrés avec les données issues de l'expérience SIMTAP 2 avec le modèle réalisé pour l'expérience SIMTAP 3

Les données récoltées lors de SIMTAP 3 datent du 10 juin au 14 août 2021. Les données concernant les variables de forçage (température, énergie lumineuse), les quantités d'aliment et de moules distribuées ont été importées. Les points réels correspondant aux mesures de poids moyens pour chaque espèce ont également été enregistrées dans le modèle. Le premier point date du 10 juin ; le second du 5 juillet et le troisième est une mesure intermédiaire (échantillon plus petit) réalisée le 5 août.

Les paramètres des modèles ajustés avec le modèle de SIMTAP 2 n'ont pas été modifiés dans le modèle de SIMTAP 3. Ceci permet la validation du modèle, dans le cas où les simulations correspondent aux données réelles observées en 2021.

II.3.1. Evaluation du modèle de croissance des daurades

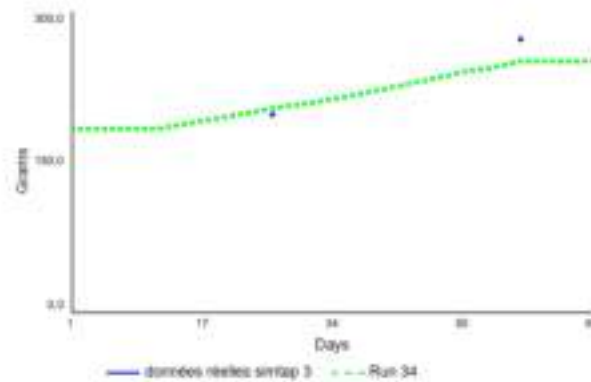


Figure 16. Simulation de la courbe de croissance des daurades, SIMTAP 3

La croissance des daurade semble être validée par le modèle de SIMTAP 3 (figure 16). En effet, la courbe simulée est proche des points de données réelles, bien qu'elle sous-estime légèrement le poids moyen pour le dernier point.

II.3.2. Evaluation du modèle de croissance des crevettes

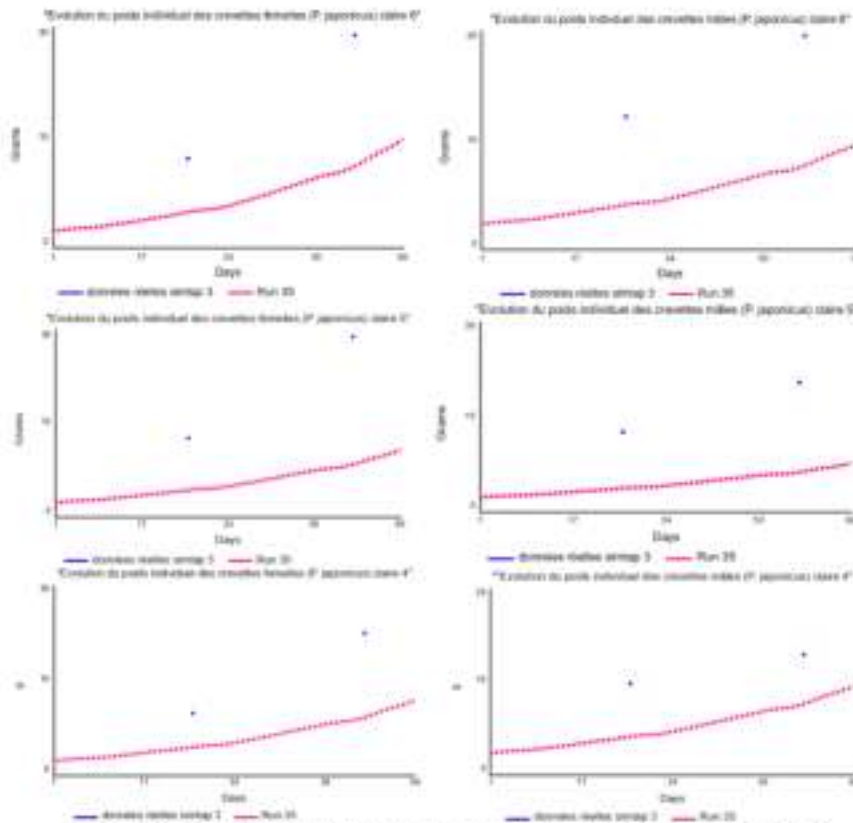


Figure 17. Simulations des courbes de croissance des crevettes, SIMTAP 3

Le modèle SIMTAP 3 confirme que le modèle utilisé pour estimer la croissance des crevettes n'est pas adapté. Sans modifier les paramètres, les courbes simulées en 2021 (figure 17) sous-estiment significativement la croissance des crevettes (jusqu'à 20 g d'écart entre la simulation et les données réelles). De plus, la température seule est prise en compte, les autres paramètres étant compris dans les variables calibrées avec SIMTAP 2. Cette variable n'est probablement pas suffisante pour expliquer la croissance ; la nourriture disponible est sans doute un facteur non négligeable à prendre en compte.

II.3.3. Evaluation du modèle de croissance des huîtres et palourdes

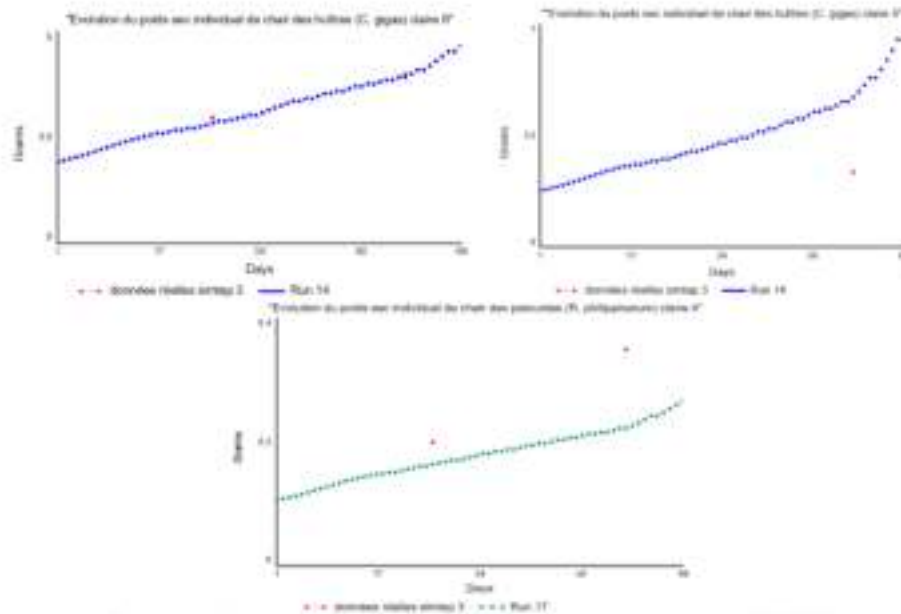


Figure 18. Simulations des courbes de croissance des bivalves. SIMTAP 3

Au sujet de la croissance des bivalves nous pouvons seulement comparer les huîtres des claires 5 et 6 et les palourdes de la claire 4 avec SIMTAP 2. Le modèle fonctionne correctement pour représenter la croissance des huîtres de la claire 6 (figure 18), en revanche pour celles de la claire 5 la simulation prend une direction qui diverge par rapport à la réalité en août (troisième point). Ceci peut s'expliquer par la reproduction qui a lieu pour ces huîtres diploïdes à cette période de l'année. En effet, l'expulsion de la laitance amène à une perte de poids de la chair.

La simulation de croissance des palourdes est sous-estimée (figure 18). De même que pour les huîtres, les différences entre les données observées et la simulation peuvent résulter de la reproduction, phénomène non pris en compte dans l'équation de modélisation.

II.4. Résultats du modèle du phytoplancton

Le modèle de phytoplancton donne des concentrations de phytoplancton qui présentent beaucoup de variations. Cependant, les concentrations sont toujours comprises entre 0 et 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cette variabilité est réaliste puisque les espèces du phytoplancton ont un turnover rapide (1 jour, Le Borgne 1979). D'après le modèle réalisé, le facteur limitant est l'énergie lumineuse et non pas l'azote ou le phosphore dans les conditions de l'expérience. Lors de SIMTAP 2 (Figure 19), les deux points de mesures ne suffisent pas à conclure quant à la cohérence de la simulation par rapport aux mesures, étant donné la grande variabilité des concentrations simulées. Cependant on peut tout de même observer que les données mesurées se trouvent dans le nuage de points simulé. Les graphiques suivants sont la représentation de la concentration du phytoplancton réelle et simulée. Seulement deux ou trois claires représentatives sont introduites, les autres sont présentées en annexe IX.

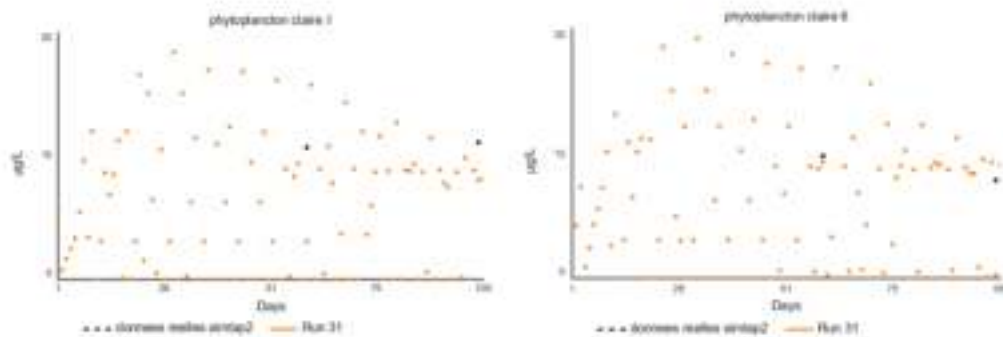


Figure 19. Simulation de la concentration en phytoplancton (assimilé à la chlorophylle a) (SIMTAP 2)

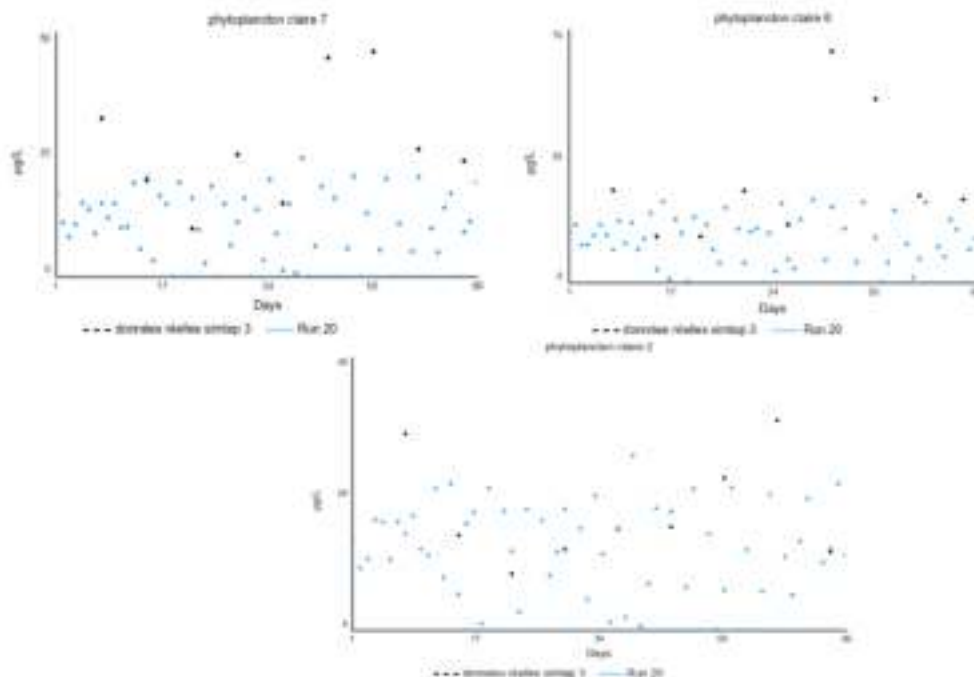


Figure 20. Simulation de la concentration en phytoplancton (assimilé à la chlorophylle a) (SIMTAP 3)

Au cours de SIMTAP 3, un plus grand nombre de données ont été récoltées grâce à un changement d'appareil de mesure qui est plus facile d'utilisation (Algaetorch). Ainsi, nous pouvons mieux comparer la simulation aux données mesurées (figure 20).

On remarque sur les graphiques de la figure 20 que la simulation suit généralement bien les données réelles. En revanche le « bloom » observé autour du jour 50 n'est pas correctement simulé, les concentrations réelles sont significativement plus élevées que la simulation (les concentrations issues de la simulation sont multipliées par deux dans les concentrations mesurées). Le phénomène de bloom, c'est à dire une efflorescence rapide et soudaine de phytoplancton, est dû à une combinaison de conditions favorables. Il peut s'agir d'un ensoleillement fort sur une période longue et/ou d'une augmentation de la concentration en nutriments comme l'azote et le phosphore. L'influence de ces facteurs semble ainsi sous-évaluée dans ce modèle lors d'épisodes de bloom. Cela peut avoir des répercussions sur le modèle de croissance et de rejets des bivalves puisque leur modèle est basé entre autres sur le facteur alimentaire qu'est le phytoplancton.

II.5. Résultats des simulations des flux de N et P dissous, particulaires en suspension et sédimentés provenant des rejets des espèces de l'élevage

Les flux de N, P dissous, en suspension et sédimentés sont représentés par des stocks dans chaque claire regroupant toutes les flux de N et P d'entrée et de sortie au sein d'une claire.

II.5.1. Vue d'ensemble du N, P dissous et particulaires dans le système

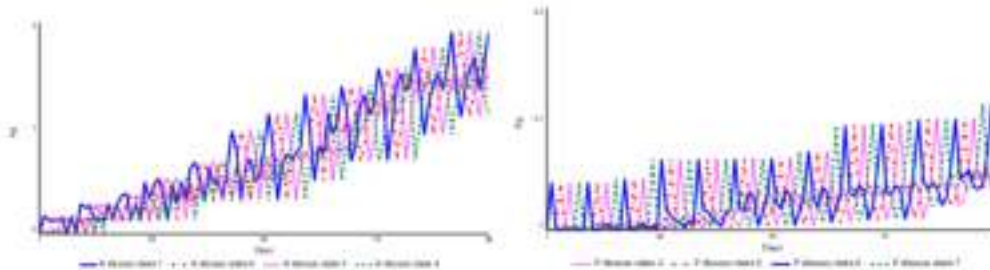


Figure 21. Simulation des flux d'azote et de phosphore minéraux dissous dans toutes les claires (SIMTAP2)

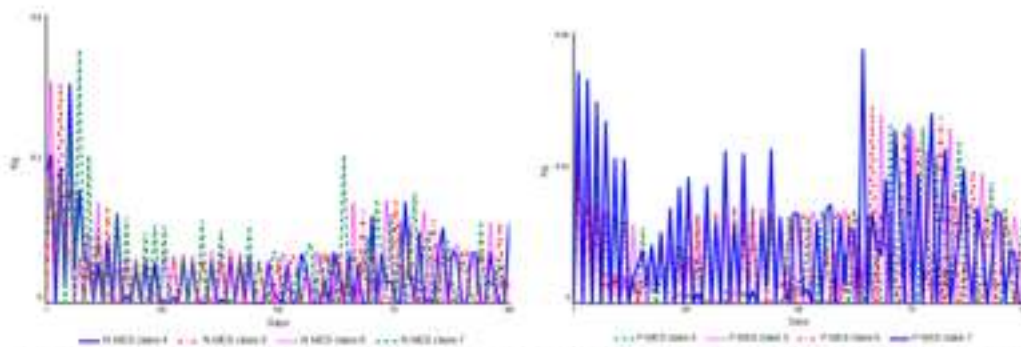


Figure 22. Simulation des flux d'azote et de phosphore contenus dans les MES dans toutes les claires (SIMTAP2)

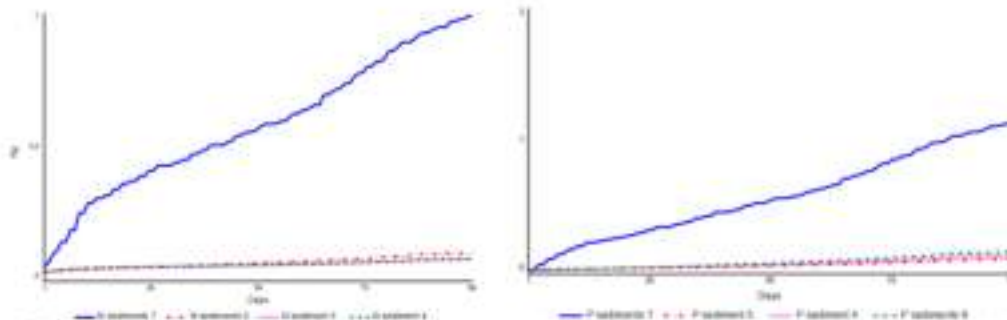


Figure 23. Simulation de l'accumulation d'azote et phosphore dans les sédiments de toutes les claires (SIMTAP2)

La simulation tend à lisser les concentrations de N et P dissous et de N et P contenu dans les MES dans toutes les claires étant donné le transfert journalier d'une claire à l'autre de la totalité de l'eau contenue dans une claire (figures 21 et 22). On note une augmentation générale des concentrations de N et P au cours de l'expérience. La différence est plus marquée au niveau des sédiments : l'accumulation des sédiments est plus importante dans la claire 7, il y a presque quatre fois plus d'azote et phosphore dans les sédiments de la claire 7 que dans la totalité des sédiments des autres claires, d'après la simulation (figure 23). Ceci est dû aux rejets plus conséquents des daurades par rapport aux autres espèces.

II.5.2. Comparaison des simulations de transferts de N, P particulaires et dissous avec les mesures effectuées (totalité des résultats en annexe IX)

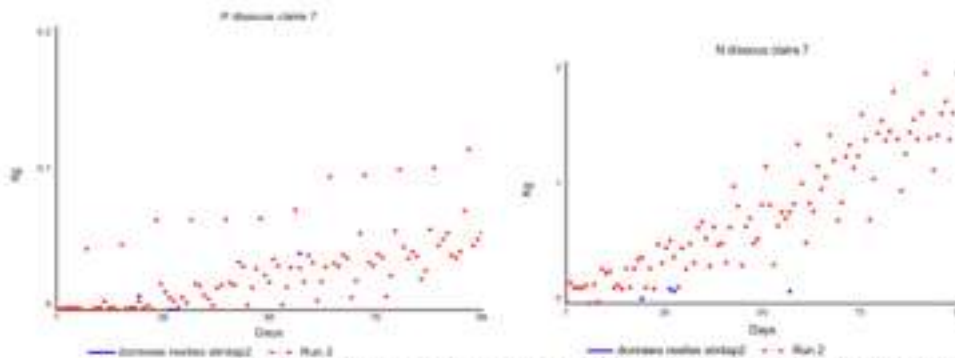


Figure 24. Simulation des flux d'azote et phosphore dissous (SIMTAP 2)

Les données recueillies sur les concentrations d'azote et phosphore dans l'eau permettent de comparer les simulations aux points réels. On remarque sur les graphiques de la figure 24 que le phosphore et l'azote dissous sont surestimés dans chaque claire. La consommation ou encore la productivité du phytoplancton est probablement sous-estimée ; ou bien les rejets minéraux des espèces sont surestimés.

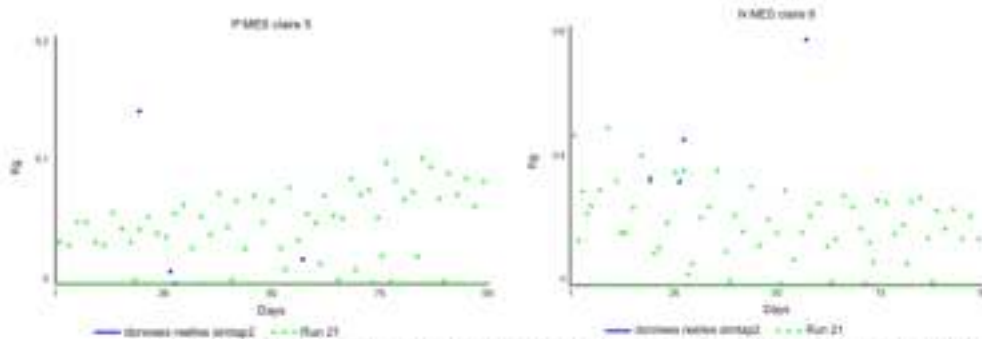


Figure 25. Simulation des flux d'azote et phosphore particulaires en suspension (SIMTAP 2)

Au sujet de N et P sous forme particulaire en suspension (figure 25), les points de données réelles du phosphore dans les MES sont dans la moyenne des points simulés, sauf pour un point qui est cinq fois plus important que la concentration simulée. Une hypothèse pouvant expliquer ce pic est une absence de consommation d'aliment un jour donné. La concentration d'azote particulaire est surestimée (bien que pendant le premier mois les données s'accordent relativement bien aux simulations). Les taux de sédimentation et de remise en suspension semblent être inexacts dans la modélisation, la bioturbation et la reminéralisation sont probablement plus importantes.

Ces flux sont difficilement estimables étant donné les nombreux facteurs qui entrent en jeu. En outre, un facteur important qui n'est pas pris en compte dans le modèle est le renouvellement de l'eau. Celui-ci a lieu une fois par mois en moyenne. Or, dans ce modèle seuls les flux d'azote et de phosphore provenant des animaux sont évalués, les quantités de N et P naturellement présentes dans l'eau ont été soustraites aux données. Cependant, des mesures de concentration de N et P dans l'eau n'ont pas été effectuées après chaque renouvellement.

II.6. Taux de fixation d'azote et phosphore par les espèces

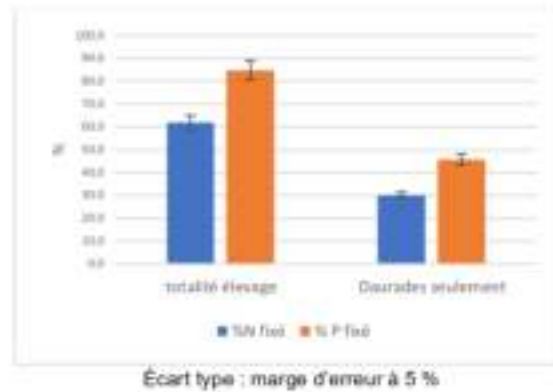


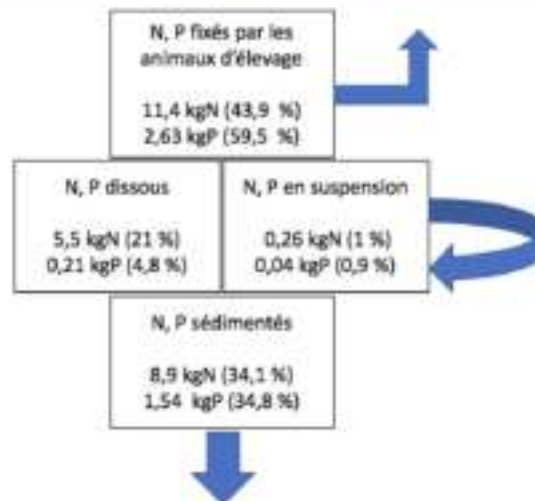
Figure 26. Comparaison des taux de fixation de l'azote et du phosphore entre l'élevage de toutes les espèces et l'élevage des daurades seulement (SIMTAP 2)

Taux de fixation = Quantités d'azote ou phosphore fixés / quantité d'azote et phosphore apportés par l'aliment aux daurades (en fin d'expérience, quantités totales)

Les taux d'abattement de l'azote et du phosphore sont calculés par rapport à l'aliment distribué afin de se rendre compte de l'optimisation de l'intrant apporté. Le taux d'azote fixé par l'ensemble de l'élevage par rapport à l'azote apporté est 2 fois plus important que lorsque l'on considère uniquement la fixation par les daurades (62 % et 29,9 % respectivement, figure 26). Le taux de phosphore fixé est quant à lui 1,85 fois plus important (84,8 % pour l'élevage entier et 45,8 % pour les daurades seulement).

Il y a donc une optimisation significative de l'utilisation de ces deux nutriments en AMTI.

II.7. Bilan sur le devenir des quantités d'azote et phosphore dans le système en fin d'expérience



	N (kg)	P (kg)
Aliment + moules (intrants)	18,4	3,1
Totaux estimés (fixation+ rejets environnement)	26	4,42
Différence intrants – totaux estimés	-7,6	-1,32

Figure 27. Schéma récapitulatif du devenir des quantités d'azote et de phosphore (SIMTAP 2)

Les taux représentent le ratio du N, P dans chaque compartiment par rapport à la quantité totale de N, P dans tous les compartiments évaluée par la simulation.

Le schéma représenté figure 27 est un bilan de la répartition des quantités d'azote et de phosphore évaluées dans l'état final d'après la simulation. La majeure partie de N et P est fixée par les espèces. Les N et P des rejets s'accumulent en plus grande quantité dans le sédiment que dans l'eau, d'après le modèle, mais cela n'est pas avéré par les données réelles comme cela a été dit précédemment. Les résultats d'analyse d'eau lors de SIMTAP 3 permettront d'ajuster les taux de sédimentation de N et P.

Les quantités totales d'azote et de phosphore fixées et rejetées par les espèces sont plus importantes que les quantités apportées par l'aliment et les moules. Les N et P échangés par les espèces avec leur environnement ne provient donc pas seulement de l'aliment mais également de ressources naturellement présentes. Il semble y avoir ainsi un destockage du milieu de ces deux éléments.

Discussions

Bilan des performances zootechniques

Les résultats zootechniques de SIMTAP 2 font preuve de bonnes performances et d'efficacité alimentaire dans l'ensemble et pour les huîtres en particulier. Les premiers résultats de SIMTAP 3 semblent les confirmer. Le taux de remplissage des huîtres a atteint 20 % en fin d'expérience les place dans la catégorie des huîtres spéciales dont le taux minimum est de 12 %. Le taux de mortalité des huîtres fut faible (10 %). Les palourdes ont également eu un bon développement : elles ont presque atteint la taille commerciale (35 mm) en moins d'un an. La mortalité fut un peu plus élevée que celle des huîtres (30 %), tout en restant relativement faible. La productivité des daurades a été bonne lorsque l'on considère l'effort d'adaptation qui leur a été nécessaire. En effet, celles-ci se sont adaptées à un mode d'alimentation inhabituel pour des daurades d'élevage (aliment végétal, moules entières). De plus, les claires sont un milieu particulier : des variations de température importantes sur une même journée sont observées (variations de 4 degrés entre le matin et l'après-midi par exemple), des variations hebdomadaires de salinité sont également fréquentes ; le pH est plus faible (entre 7,7 et 7,95) et l'eau est trouble en présence des daurades (26,5 FTU en moyenne contre 13,4 FTU en moyenne dans les autres claires). Les daurades ont tout de même atteint une taille commerciale de 350 g en fin d'expérience et un taux d'environ 10 % de mortalité. Il s'agit donc d'une bonne performance. Enfin, les crevettes ont de moins bons résultats avec des taux de mortalité plus élevés : 62 % pour la claire 5 et 42 % pour la claire 4 ; la claire 6 ayant subi une mortalité totale juste avant la fin de l'expérience. Néanmoins, le poids moyen final des claires 5 et 4 (28 et 35 g resp.) sont au-dessus de la moyenne d'élevages locaux (24,8 g).

Bilan et limites de la modélisation

II.1. Choix du modèle

Différentes formes de modélisations auraient pu être mobilisées dans ce travail. Par exemple, une autre approche aurait pu être envisagée pour les modèles de croissance des espèces : celle de la modélisation bioénergétique. Un modèle DEB (Budgets d'Énergie Dynamiques) est une approche mécaniste permettant d'estimer les flux d'énergie et de matière d'un organisme. Cette approche prend ainsi en compte plus de paramètres que dans le bilan de masse réalisé ici (reproduction, respiration). Néanmoins, un modèle énergétique de par sa précision requiert de

nombreuses données de calibration qui peuvent être plus difficiles à obtenir. De plus, il a été montré que pour l'étude des rejets d'élevage de poissons, un modèle de bilan de masse s'avère plus fiable. C'est également l'ancienneté qui fait de cette approche une méthode plus généralisée et donc plus facilement utilisable (Papatyphon et al., 2005).

II.2. Bilan sur les résultats des différents modèles par compartiment

Les modèles de croissance des daurades et du phytoplancton choisis semblent adaptés ; en effet la simulation est proche de la réalité dans chaque cas (mis à part les blooms phytoplanctoniques mal représentés par le modèle). Le modèle du phytoplancton pourrait être affiné en prenant en compte la température, facteur ayant un rôle concomitant avec l'énergie lumineuse (Geider et al., 1997). Le modèle de croissance des huîtres est plutôt représentatif de la tendance de croissance réelle, mais ne semble pas assez robuste : en effet, il ne s'adapte pas à chaque situation. Il semblerait qu'une variable supplémentaire comme la reproduction serait à considérer. Le modèle de croissance des palourdes donne une tendance conforme à la tendance de croissance réelle mais en 2021 le modèle a sous-estimé la croissance. La conclusion serait la même que pour les huîtres. Le modèle des crevettes est quant à lui à reconsidérer avec une formule de taux de croissance adaptée à cette espèce, ou du moins aux pénéides. Le modèle de Ferreira et al. (2006) a été exploré mais celui-ci demande une précision trop importante et certains paramètres ne sont pas précisés. Il s'agit d'un modèle DEB, ce qui ne correspond pas à l'approche choisie.

La concentration en azote sous forme particulaire est sous-évalué (en moyenne 2 fois moins par claire dans la simulation en milieu d'expérience dans les claires 4 à 6 et 100 g d'écart pour la claire 7) et l'azote sous forme dissoute est surévalué (en moyenne 1 kg de plus par claire dans la simulation). Ainsi, des ajustements seraient à effectuer pour une meilleure simulation des flux d'azote. Ce décalage provient éventuellement d'un défaut d'évaluation des apports (rejets des animaux) ou des pertes (consommation par le phytoplancton, taux de décantation trop élevé dans le modèle, volatilisation de l'azote). Pour le phosphore dissous et particulaire, le modèle est plutôt proche des données réelles.

De nombreuses sources d'incertitudes existent, liées :

- Au milieu, les claires étant des milieux semi-naturels, non contrôlés ;
- À la possibilité de récolter des données : en aquaculture les manipulations sur les animaux représentent un stress ou peuvent être invasives (poids de chair des bivalves). Il faut donc faire un compromis entre le nombre de mesures biométriques effectuées et les pertes probables que cela entraîne.
- Des paramètres servant aux modèles ont souvent été trouvés dans la littérature, ne pouvant les mesurer (la composition corporelle des crevettes par exemple).

Le modèle construit permet néanmoins de mettre en évidence les principaux flux d'azote et phosphore dans un système complexe d'aquaculture. Le bilan de masse permet d'obtenir une vision globale des flux d'azote et phosphore, une telle approche s'attache à la compréhension des échanges dans leur ensemble. Cet outil permet d'évaluer si un système d'AMTI assure une remédiation et une optimisation effectives des nutriments. Les taux de fixation par les animaux d'azote et de phosphore issus de l'aliment apporté aux daurades sont 2 fois plus importants qu'avec un élevage de daurades seules. Ces résultats permettent de soutenir l'idée d'une amélioration de performances de production dans un système d'AMTI. 43,9 % de l'azote et 59,5 % du phosphore présents dans le système (soit la majorité) seraient fixés par les espèces d'après la modélisation.

II.3. Alimentation des bivalves

La nourriture des bivalves considérée est le phytoplancton uniquement. Bien que cette ressource soit la principale alimentation et dont le taux d'assimilation soit très élevé (75 % pour les huîtres, Kobayashi et al., 1997), les bivalves peuvent se nourrir également de matières organiques en suspension. L'étude de Lefebvre et al. (2000) réalisée au sujet de l'alimentation de *C. gigas* en réponse à des effluents d'élevage de poissons montre que les fèces de poissons sont en partie consommées par les huîtres. Des tests de trois régimes alimentaires dans un environnement contrôlé ont été réalisés sur les huîtres : l'un étant un apport de phytoplancton (une seule espèce de diatomée : *S. costatum*), un deuxième étant seulement des rejets d'effluents d'élevage de poisson et enfin un mélange des deux pour un troisième lot. Les taux d'efficacité d'absorption qui en résultent sont respectivement de 66 %, 56 % et 70%. Les résultats montrent ainsi qu'il y a bien une consommation des effluents d'élevage aquacole, bien qu'en présence des deux ressources, une sélection est faite en faveur du phytoplancton. Intégrer les rejets particuliers des poissons dans la nourriture disponible des bivalves serait intéressant dans un système AMTI car le but est d'évaluer la remédiation par d'autres espèces. Il s'agirait là d'une remédiation « directe », contrairement à la remédiation indirecte lorsque l'on prend en considération seulement le phytoplancton (qui lui-même se nourrit du N et P dissous rejetés notamment par les poissons). Cette évaluation de la consommation requiert la concentration de MES totaux, donnée manquante pour SIMTAP 2. Pour SIMTAP 3, cela pourrait s'envisager puisque les MES totaux ont été mesurés.

II.4. Prise en compte du zooplancton

Le zooplancton aurait pu être modélisé. En effet, le zooplancton est un prédateur du phytoplancton, une proie (Dupuy et al., 1999) et un compétiteur (Umehara et al., 2018) des bivalves. Un essai de modélisation du zooplancton a été réalisé puis abandonné par manque d'informations et simplifié par un taux de broutage sur le phytoplancton trouvé dans la bibliographie. Si la rétention du zooplancton sur les branchies d'huîtres est importante (100 % des ciliés d'une taille comprise entre 20 et 40 μm par exemple (Dupuy et al., 1999)), la nourriture principale des huîtres est néanmoins le phytoplancton. Le zooplancton est consommé en deuxième choix (Pagano et Saint-Jean, 1994).

L'intérêt de cette étude est la chaîne alimentaire, les liens trophiques qui existent (directement ou indirectement) entre les espèces. Le zooplancton est certes un maillon de la chaîne trophique considérée dans ce modèle mais la part consommée par les bivalves ne semble pas être importante.

II.5. Prise en compte du compartiment bactérien

Un autre compartiment qui joue un rôle important dans le cycle de l'azote et du phosphore est celui bactéries. En effet, l'azote et le phosphore alimentent les bactéries présentes sur le substrat. Ces nutriments sont ainsi convertis en biomasse bactérienne, notamment en protéines pour l'azote. La rétention de N et de P issus d'aliment a été évaluée respectivement à 7 % et 6 % par les bactéries dans un système aquacole (Schneider et al., 2004). D'autres compartiments peuvent être pris en considération étant donné la macro-faune benthique présente. Des évaluations sur la macrofaune benthique (espèces, biomasses) ont été réalisées à partir d'échantillons. Le modèle pourrait être affiné en comprenant mieux le rôle de ces espèces dans les échanges de N et P. Cependant, le grand nombre d'espèces sauvages et d'interactions qui existent entre des espèces n'est pas facile à modéliser.

II.6. Mesures supplémentaires

Des analyses des quantités de N et P constituant les organismes de chaque espèce à des stades différents au cours de l'expérience pourraient être envisagés (ceci a été réalisé lors de

SIMTAP 2 pour la daurade uniquement). Ceci permet d'obtenir des taux de fixation d'azote et phosphore par chacune des espèces. Des mesures de N et P dans les sédiments seraient également utiles pour estimer les dépôts accumulés dans le sédiment lors de l'expérience.

Les taux de fixation de l'azote et du phosphore sont calculés par rapport à l'aliment distribué. Or, l'azote et le phosphore fixés par chaque espèce élevée ne proviennent pas toujours directement ou indirectement de l'aliment. Cette vérification peut éventuellement se faire par une analyse d'isotopes d'azote et de carbone au sein des organismes des espèces. Ce type d'analyse a été réalisé pour cette expérience et sont en phase d'analyse pour les échantillons de 2020. Cela permettra d'identifier l'origine de N et C fixés (possibilité de retracer même un transfert avec plusieurs maillons) et de savoir ainsi si réellement les effluents ont un impact sur la croissance des espèces co-élevées.

Un enrichissement global peut néanmoins être observé lors d'un apport d'effluent d'aquaculture. Une autre forme d'évaluation est de comparer les performances d'élevage de ces trois espèces avec d'autres élevages non associés à un élevage de poisson. Si des différences significatives de productivité sont observées et si le seul facteur variant est cette connexion avec un élevage de poisson, on peut admettre que les nutriments des rejets permettent une meilleure croissance. Les performances d'élevage constatées semblent avérer l'hypothèse d'une consommation directe ou indirecte de ces nutriments par ces trois espèces.

Perspectives

Il serait intéressant de réaliser des essais de l'expérience SIMTAP en changeant certaines conditions en fonction de ce qui a été observé.

Par exemple, la densité des bivalves pourrait être augmentée étant donné des taux constamment élevés de phytoplancton dans le système. En effet, le minimum hebdomadaire observé en 2021 est de $8,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, étant déjà 2 fois plus élevé que les concentrations moyennes côtières ($3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$). Une concentration maximale de $60,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été observée dans les claires.

Il semblerait que la claire 2 n'ait pas de rôle de phytobioréacteur puisque la concentration de phytoplancton est moins élevée dans cette claire que dans les claires 7 à 4 (concentrations moyennes hebdomadaires de $17,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $27 \mu\text{g.L}^{-1}$ resp.). Cette donnée et le fait que les ulves ne se soient pas développées mènent à penser que le flux de nutriments dissous est déjà faible en sortie de la claire 4. L'hypothèse du rôle de claire de décantation n'est cependant pas écartée. Néanmoins cette claire pourrait être mieux utilisée en y mettant des animaux. Il pourrait être question des mêmes espèces (association huîtres, crevettes, palourdes). Une autre solution pourrait être d'alterner une claire de poissons (claire 7), deux claires crevettes-huîtres-palourdes (claires 6,5), une claire de poissons (claire 4) et enfin une claire de crevettes-huîtres-palourdes (claire 2).

Des quantités non négligeables de sédiments décantent au fond des claires. Des espèces détritivores telles que l'holothurie pourraient compléter le système trophique et ainsi transformer les matières organiques sédimentées en production valorisable.

Cette expérience est très encourageante sur les résultats que peuvent donner une AMTI. En effet, la remédiation des rejets biologiques des espèces aquacoles est effective au sein d'un tel système. Il en résulte une optimisation de l'aliment fourni. En aquaculture standard, des mesures de remédiation existent mais nécessitent des coûts supplémentaires (filtres, espaces de décantation). La remédiation par d'autres espèces permet en revanche d'obtenir une production supplémentaire sans ajout d'aliment. De plus, un système en AMTI est plus robuste. En effet, si une année la production d'une des espèces échoue (pas de développement, blocage de croissance, maladie, impossibilité de vente, etc.) les autres espèces assurent la production de l'exploitation. Cet argument a été confirmé par Ewen Stephan, producteur de crevettes, huîtres et palourdes en claires.

Ainsi, le principe d'AMTI pourrait continuer à être expérimenté et pourrait même être appliqué en exploitation.



Bibliographie

Anger K, Harms J (1990) Elemental (CHN) and proximate biochemical composition and decapod crustacean larvae. *Comp Biochem Physiol Part B Comp Biochem* **97**: 69–80 [https://doi.org/10.1016/0305-0491\(90\)90180-2](https://doi.org/10.1016/0305-0491(90)90180-2)

Basuyaux O (SMEL), **Joncourt Y** (GEMEL-N), **Tétard X** (CRPBN), **Paillard C** (IUEM), **Dauvin JC** (Université Caen, CNRS) (2016) Mieux connaître la pêche à pied à la palourde dans l'ouest du Cotentin <https://www.smel.fr/wp-content/uploads/2016/11/Microsoft-Word-synth%C3%A8se.pdf>

Beers JR (1966) Studies on the Chemical Composition of the Major Zooplankton Groups in the Sargasso Sea Off Bermuda1. *Limnol Oceanogr* **11**: 520–528 <https://doi.org/10.4319/lo.1966.11.4.0520>

Bouquet AL, Guibergia M, Blachier P, Sauriau PG (2016) Optimisation de l'alimentation des crevettes impériales. Productivité naturelle des claires d'élevage de crevettes impériales en marais et étude comparative d'apport d'aliments inertes. CREA.

Brigolin D, Meccia V, Venier C, Tomassetti P, Porrello S, Pastres R (2014) Modelling biogeochemical fluxes across a Mediterranean fish cage farm. *Aquac Environ Interact* **5**: 71–88 doi: 10.3354/aei00093

Burić M, Bavčević L, Grgurić S, Vresnik F, Križan J, Antonić O (2020) Modelling the environmental footprint of sea bream cage aquaculture in relation to spatial stocking design. *J Environ Manage* **270**: 110811 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110811>

Carrillo P, Villar-Argaiz M, Medina-Sánchez JM (2001) Relationship Between N:P Ratio and Growth Rate During the Life Cycle of Calanoid Copepods: An in situ Measurement. *Journal of Plankton Research*, **23**: 537–547. <https://doi.org/10.1093/plankt/23.5.537>

Chapelle A (2016) Modélisation du phytoplancton dans les écosystèmes côtiers. Application à l'eutrophisation et aux proliférations d'algues toxiques. Université de Bretagne Occidentale. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00360/47141/47092.pdf>

Chary K, Callier MD, Covès D, Aubin J, Simon J, Fiandrino A (2021) Scenarios of fish waste deposition at the sub-lagoon scale: a modelling approach for aquaculture zoning and site selection. *ICES J Mar Sci* **78**: 922–939
<https://archimer.ifremer.fr/doc/00666/77810/79985.pdf>

Civera R, Guillaume J (1989) Effect of sodium phytate on growth and tissue mineralization of *Penaeus japonicus* and *Penaeus vannamei* juveniles. *Aquaculture* **77**: 145–156

Cromey C, Thetmeyer H, Lampadariou N, Black K, Kögeler J, Karakassis I (2012) MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. *Aquac Environ Interact* **2**: 157–176 <https://www.int-res.com/articles/aei2012/2/q002p157.pdf>

Delpierre N (2017) Modèles mécanistes de fonctionnement des écosystèmes. Université Paris Sud. http://hebergement.u-psud.fr/ese/IMG/pdf/mode_processmodels_2017_nd.pdf

Dias J, Conceição LEC, Ribeiro AR, Borges P, Valente LMP, Dinis MT (2009) Practical diet with low fish-derived protein is able to sustain growth performance in gilthead seabream (*Sparus aurata*) during the grow-out phase. *Aquaculture* **293**: 255–262 <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.042>

Dirra RA (1999) Cycle géochimique du carbone, de l'azote et du phosphore dans un écosystème inondé : cas de la mare de Batamani (delta intérieur du Niger). https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers07/010031801.pdf

Dupuy C, Le Gall S, Hartmann H, Bréret M (1999) Retention of ciliates and flagellates by the oyster *Crassostrea gigas* in French Atlantic coastal ponds: protists as a trophic link between bacterioplankton and benthic suspension-feeders. *Mar Ecol Prog Ser* **177**: 165–175
<https://www.int-res.com/articles/meps/177/m177p165.pdf>

Ferreira JG, Saurel C, Ferreira JM (2012) Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model. *Aquaculture* **358–359**: 23–34 doi:10.1016/j.aquaculture.2012.06.015

Flye-Sainte-Marie J, Jean F, Paillard C, Ford S, Powell E, Hofmann E, Klinck J (2007) Ecophysiological dynamic model of individual growth of *Ruditapes philippinarum*. *Aquaculture*, **266**: 130–143. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.02.017>

Flynn KJ, Clark DR, Xue Y (2008) Modeling the release of dissolved organic matter by phytoplankton. *Journal of Phycology* - Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00562.x>

Fontinha F, Magalhães R, Moutinho S, Santos R, Campos P, Serra CR, Aires T, Oliva-Teles A, Peres H (2021) Effect of dietary poultry meal and oil on growth, digestive capacity, and gut microbiota of gilthead seabream (*Sparus aurata*) juveniles. *Aquaculture* **530**: 735879
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735879>

Franco A R, Ferreira J G, Nobre A M (2006) Development of a growth model for penaeid shrimp. *Aquaculture* **259**: 268–277. DOI:10.1016/j.aquaculture.2006.05.051

Gangnery A, Chabirand J-M, Lagarde F, Le Gall P, Oheix J, Bacher C, Buestel D (2003) Growth model of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, cultured in Thau Lagoon (Méditerranée, France). *Aquaculture* **215**: 267–290 [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00351-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00351-4)

Geider RJ, MacIntyre HL, Kana TM (1997) Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: responses of the balanced growth rate and the chlorophyll a:carbon ratio to light, nutrient-limitation and temperature. *Marine Ecology Progress Series*, **148**:187-200. <https://www.int-res.com/articles/meps/148/m148p187.pdf>

Ghosh AK (2018) Effect of feeding level on growth, body composition, fatty acid profile, and nutrient accumulation in shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Aquac Int* **26**: 405–417 <https://link.springer.com/article/10.1007/s10499-017-0225-z>

Grangeré K, Lefebvre S, Ménesguen A, Jouenne F (2009) On the interest of using field primary production data to calibrate phytoplankton rate processes in ecosystem models. *Estuar Coast Shelf Sci* **81**: 169–178 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.10.009>

Grimaud G M (2016) Modelling the temperature effect on phytoplankton : from acclimation to adaptation. Université Nice Sophia Antipolis. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01383294/document>

Grover JP (1990) Resource Competition in a Variable Environment: Phytoplankton Growing According to Monod's Model. *Am Nat* **136**: 771–789 <https://www.jstor.org/stable/2462167>

Güthler K (2005) Studies of phosphorus requirements in gilthead seabream (*Sparus aurata*) and of potential use of supplementary phytase in gilthead seabream and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). <https://bonndoc.ulb.uni-bonn.de/xmlui/bitstream/handle/20.500.11811/2203/0641.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Hamil M, Vodougnon B (2019) Influence de la phytase d'origine bactérienne ou fongique sur les performances de croissance et la rétention minérale des juvéniles de poisson-chat Africain nourris avec des ingrédients végétaux. Université de Liège, 52. <https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/7282/5/TFE%20Bonard%20VODOUGNON.pdf>

Herbland A (2007) La culture du phytoplancton dans les bassins aquacoles. Aspects théoriques et applications pratiques. Ifremer, département Nouvelle Calédonie. <https://nouvelle-caledonie.ifremer.fr/content/download/27725/file/RST%202007-04%20Culture%20phytoplancton%20dans%20bassins%20aquacoles.pdf>

Hernández J, Gasca-Leyva E, León C, Vergara JM (2003) A growth model for gilthead seabream (*Sparus Aurata*). *Ecol Model* **165**: 265–283 DOI:10.1016/S0304-3800(03)00095-4

Hewitt (2001) Effect of high water temperature on the survival, moulting and food consumption of *Penaeus* (*Marsupenaeus*) *japonicus* (Bate, 1888) - *Aquaculture Research* - Wiley Online Library. https://online.library.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2109.2001.00560.x?casa_token=XvpzcEdDEskAAAAA%3A3jD6DGgP4XRHloedP-HbKIh3oe5Oz1YRYWwf285t5ErN7408oTY0WQBcxufqCRmDhWegFgvL9coyqcfn

Hopkins JS, Sandifer PA, Browdy CL (1994) Sludge management in intensive pond culture of shrimp: Effect of management regime on water quality, sludge characteristics, nitrogen extinction, and shrimp production. *Aquac Eng* **13**: 11–30 <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0144860994900221>

Ibrahim N, Yassien M, Seif S (2019) Stomach contents of the kuruma shrimp *Marsupenaeus japonicus* from the western Mediterranean Egyptian coast. *J Egypt Acad Soc Environ Dev Environ Stud* **20**: 31–38 https://journals.ekb.eg/article_67654_3c44f9b5d2236d98b6ac2959406b96d1.pdf

IFIP (2008) Recommandations et calcul de l'apport en phosphore digestible par les matières premières et les phytases. *Synthèse TechniPorc*, Vol. 31, N°5, la revue technique de l'IFIP. <https://ifip.asso.fr/sites/default/files/pdf-documentations/tp5gaudre08.pdf>

Ifremer (2020) Bulletin de la surveillance. Qualité du Milieu Marin Littoral. <https://wwz.ifremer.fr/envlit/Actualites/Mise-en-ligne-des-bulletins-de-la-surveillance-2020>

Ifremer. Daurade - Aquaculture. <https://aquaculture.ifremer.fr/les-Filières/Filière-Poissons/La-decouverte-des-poissons/Daurade>.

Ifremer/ Dyneco (2012) Module écosystème ECO-MARS (or BLOOM). http://www.ifremer.fr/docmars/html/parametrage_bio.html

Ifremer (2018) Fiche paramètre phytoplancton. https://wwz.ifremer.fr/lareunion/content/download/122652/file/Fiche_phytoplancton.pdf

Ifremer (1989) Grossissement de crevettes *Penaeus japonicus* dans les marais de l'Atlantique. Résultats des essais d'intensification 1986 à 1988. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00452/56312/57906.pdf>

Kasim M, Mukai H (2009) Food sources of the oyster (*Crassostrea gigas*) and the clam (*Ruditapes philippinarum*) in the Akkeshi-ko estuary. 104-114. <https://doi.org/10.3800/pbr.4.104>

Kaushik SJ (2005) Besoins et apport en phosphore chez les poissons. INRAE Prod Anim **18**: 203–208 <https://hal.inrae.fr/hal-02669843/document>

Kobayashi M, Hofmann EE, Powell EN, Klinck JM, Kusaka K (1997) A population dynamics model for the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*. Aquaculture **149**: 285–321 [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(96\)01456-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(96)01456-1)

Koko KDG (2007) Une stratégie nutritionnelle de réduction du phosphore (P) dans les effluents aquacoles : l'alimentation en phase des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) avec alternances d'un régime carencé et d'un régime équilibré en P. Université de Laval, 115. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/20376/1/24926.pdf>

Koshio S, Teshima S, Kanazawa A, Watase T (1993) The effect of dietary protein content on growth, digestion efficiency and nitrogen excretion of juvenile kuruma prawns, *Penaeus japonicus*. Aquaculture **113**: 101–114 [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(93\)90344-X](https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90344-X)

Le Borgne R (1979) Les relations entre le zooplancton et le phytoplancton dans trois situations caractéristiques de l'Atlantique intertropical. O.R.S.T.O.M. Centre de Recherches Océanographiques. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_37-38/42801.pdf

Lefebvre S, Bacher C, Meuret A, Hussenot J (2001) Modelling Nitrogen Cycling in a Mariculture Ecosystem as a Tool to Evaluate its Outflow. Estuar Coast Shelf Sci **52**: 305–325 <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0707>

Lefebvre S, Barillé L, Clerc M (2000) Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. Aquaculture **187**: 185–198 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848699003907?casa_token=cxHx0uCX3E8AAAAA:3a0hEbOkkzeNb0IGyFNhYrpX5JI5oolgtt6pOSR2kj2UTCd5MYnAl-SBhfwiX0san-KAtfOqN1E

Limam Z, Sadok S, El Abed O (2010) Étude de la composition biochimique de la chair et des co-produits de la crevette royale "*Penaeus kerathurus*" du nord et sud de la Tunisie. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), **37** :75-81. <https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/4702/9.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Lupatsch I, Kissil G (1998) Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using nutritional approach. Aquat Living Resour **11**: 265– DOI: [10.1016/S0990-7440\(98\)80010-7](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(98)80010-7)

Magill SH, Thetmeyer H, Cromey CJ (2006) Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848605003893?casa_token=k5brwrmr_eo0aaaaa:u18dxa3u|bsq-9hbloy18ylmvmizqc5-rzt7wdxewb3hie6lgxej2j5phqbq84c9dqtageuluig

Mitchell IM (2006) In situ biodeposition rates of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) on a marine farm in Southern Tasmania (Australia). Aquaculture **257**: 194–203

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848606002006?casa_token=rlls5spkrpqaaaaa:c3k_rfeveqvwaszyxy0ymisixq1ov3cs0d7ewck1sxjhtibep9wgudwvhhx3kcubsywggusc4ggtk

Muller-Feuga A (1990) Modélisation de la croissance des poissons en élevage. Ifremer, <https://archimer.ifremer.fr/doc/00183/29428/27794.pdf>

Ottinger M, Clauss K, Kuenzer C (2016) Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments – A review. *Ocean Coast Manag* **119**: 244–266
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.10.015>

Pagano M, Saint-Jean L (1994) Le zooplancton. https://www.researchgate.net/profile/Marc-Pagano/publication/282168322_Le_zooplancton/links/5f6eedf545851553a00d4373/Le-zooplancton.pdf

Papatryphon E, Petit J, Van Der Werf HMG, Sadasivam KJ, Claver K (2005) Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environ Manage* **35**: 161–174 <https://d3pcsq2wj9izr.cloudfront.net/files/6063/articles/4924/h766ij1607132149.pdf>

Pastoureaud A, Heral M, Prou J, Razet D, Russu P (1995) Particle selection in the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) studied by pigment HPLC analysis in natural food conditions. *Oceanologica Acta*, **19**. <https://archimer.ifremer.fr/doc/1995/publication-3085.pdf>

Pichot P, Ximenes MC, Deslous-Paoli JM, Juge C (1994) Bilan de l'azote et du phosphore dans le système lagune - bassin versant de Thau. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00039/15017/12344.pdf>

Pimentel-Rodrigues AM, Oliva-Teles A (2001) Phosphorus requirements of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) juveniles. *Aquac Res*. DOI: [10.0000/026999497378160](https://doi.org/10.0000/026999497378160)

POINTILLART A (1994) Phytates, phytases : leur importance dans l'alimentation des monogastriques. *INRA Prod Anim* **7**: 29–39 <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00896074/document>

Prou J (1991) Evolution temporelle de la composition de la colonne d'eau pendant un cycle vives eaux-mortes eaux. Ifremer <https://archimer.ifremer.fr/doc/1991/rapport-3844.pdf>

Raillard O (1991) Étude des interactions entre les processus physiques et biologiques intervenant dans la production de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) du bassin de Marennes-Oléron : essais de modélisation. Université de Paris VI, Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00107/21855/19445.pdf>

Razet D, Heral M, Prou J, Legrand J, Sornin JM (1990) Variations des productions de biodépôts (féces et pseudoféces) de l'huître *crassostrea gigas* dans un estuaire macrotidal : baie de Marennes-Oléron. *Laboratoire Ecosystèmes Conchylicoles Ifremer*, **133** : 143-161. <https://archimer.ifremer.fr/doc/1990/publication-3031.pdf>

Ren JS, Stenton-Dozey J, Plew DR, Fang J, Gall M (2012) An ecosystem model for optimising production in integrated multitrophic aquaculture systems. *Ecol Model* **246**: 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.020>

Riera R, Perez O, Cromey C, Rodriguez M, Ramos E, Alvarez O, Dominguez J, Monterroso O, Tuya F (2017) MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. *Ecological Modelling*, **361** : 122-134. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380017303599?casa_token=lg8ghy9ocsoAAAAA:yeeYaMWCvylwysgR6TTau3qn02LZuV5h7rjPzPzvgCRBqK307rjI3 | AF 5UHE AGQCS8rxOnE

Riva A, Masse H (1983) Étude écophysiological de quelques mollusques bivalves. Ifremer, Actes de colloques, **1** : 45-62
<https://archimer.ifremer.fr/doc/1983/acte-1177.pdf>

Rostagno B, Violleau A (DDASS), Brun C, Dietrich P (DDEICQEL), Fillon A, Gouletquer P, Guichet R, Kantin R, Legay D, Loubersac L, Masson L, Rocher G, Ryckaert M, Thomas G (IFREMER), Fichet D, Guyot T, Miramand P, Pigeot J, Seguignes M (LBEM/Université de La Rochelle) (1999) Qualité des eaux littorales des pertuis charentais, bilan et diagnostic. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00072/18371/15943.pdf>

Schneider O, Sereti V, Eding EH, Verreth JAJ (2005) Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquac Eng* **32**: 379–401.

Talbot P, Thébault J-M, Dauta A, de la Noüe J (1991) A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Res* **25**: 465–472 [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90083-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90083-3)

Tournier H (1972) Conditions d'acclimatation des crevettes *Penaeus kerathurus* et *P. japonicus* dans les eaux du littoral languedocien. <https://archimer.ifremer.fr/doc/1972/publication-7083.pdf>

Sautour B, Castel J (1993) Distribution of zooplankton populations in marennes-oleron bay (france), structure and grazing impact of copepod communities. *Oceanol Acta* **16**: 279–290 <https://archimer.ifremer.fr/doc/00099/21055/>

Sornin JM, Feuillet M, Héral M, Fardeau JC, Crema-l'Houmeau C (1986) Influence des cultures d'huitres *Crassostrea Gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale : rôle de la biodéposition, Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/1986/publication-2973.pdf>

Umehara A, Asaoka S, Fujii N, Otani S, Yamamoto H, Nakai S, Okuda T, Nishijima W (2018) Biological productivity evaluation at lower trophic levels with intensive Pacific oyster farming of *Crassostrea gigas* in Hiroshima Bay, Japan. *Aquaculture* **495**: 311–319 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848617323669?casa_token=v8eUIZ3e0AgAAAAA:meb7YZF7Gu9AuVrxv7picPG9WLGtErNFidgc1NtoNHX0oA-7lyfBVSNgjmPN59Xs1Wovz8LeFhmG

Varga M, Berzi-Nagy L, Csukas B, Gyalog G (2020) Long-term dynamic simulation of environmental impacts on ecosystem-based pond aquaculture. *Environ Model Softw* **134**: 104755 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104755>

Yang Q, Zhou X, Zhou Q, Tan B, Chi S, Dong X (2009) Apparent digestibility of selected feed ingredients for white shrimp *Litopenaeus vannamei*, Boone. *Aquac Res* **41**: 78–86 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02307.x>

Sitographie

AQUANEO (2015) Indice de conversion et autres indicateurs de performance chez les poissons d'élevage. <https://www.aquaneo-techna.com/fr/productivite/experts/aliment-indice-conversion-poissons-elevage>

Cahier de prepa BCPST 2, Fermat. Le cycle de l'azote. <https://cahier-de-prepa.fr/bcpst2.2-fermat/download?id=2081>

Ciqual, anses. Table de composition des aliments. <https://ciqual.anses.fr/>

Climat Saint-Trojan-les-Bains: Température de l'eau à, Température moyenne Saint-Trojan-les-Bains, Pluviométrie, diagramme ombrothermique pour Saint-Trojan-les-Bains - Climate-Data.org. <https://fr.climate-data.org/europe/france/saint-trojan-les-bains/saint-trojan-les-bains-319230/>

CROSS (centres régionaux opérationnels de surveillance et de sauvetage), Geoportail. <https://www.geoportail.gouv.fr/carte>

DDTM (2020) Infographie tailles minimales et quantités maximales autorisées de capture des poissons, coquillages, crustacés, céphalopodes et vers marins, applicables à la pêche de loisir. <https://www.finistere.gouv.fr/content/download/37702/277633/file/Tableau%20tailles%202020.pdf>

Ensoleillement et climat sur Bourcefranc-le-Chapus - Mairie de Bourcefranc-le-Chapus et sa ville. <https://www.annuaire-mairie.fr/ensoleillement-bourcefranc-le-chapus.html>

FAO. Fiche technique sur l'élevage de *P. monodon* en bassin. <http://www.fao.org/3/AC056F/AC056F03.htm>

FAO, FIGIS - Fisheries Statistics - Aquaculture. <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/fr>

FAO Fisheries & Aquaculture - Programme d'information sur les espèces aquatiques cultivées - *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758). http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Sparus_aurata_fr/en

FAO - *Ruditapes philippinarum*. http://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/l1129m/file/fr/fr_japanesecarpetshell.htm

FAO (2018) Strategy for the Sustainable Development of Mediterranean and Black Sea aquaculture. Rome, Italy. <http://www.fao.org/3/I9766EN/I9766en.pdf>

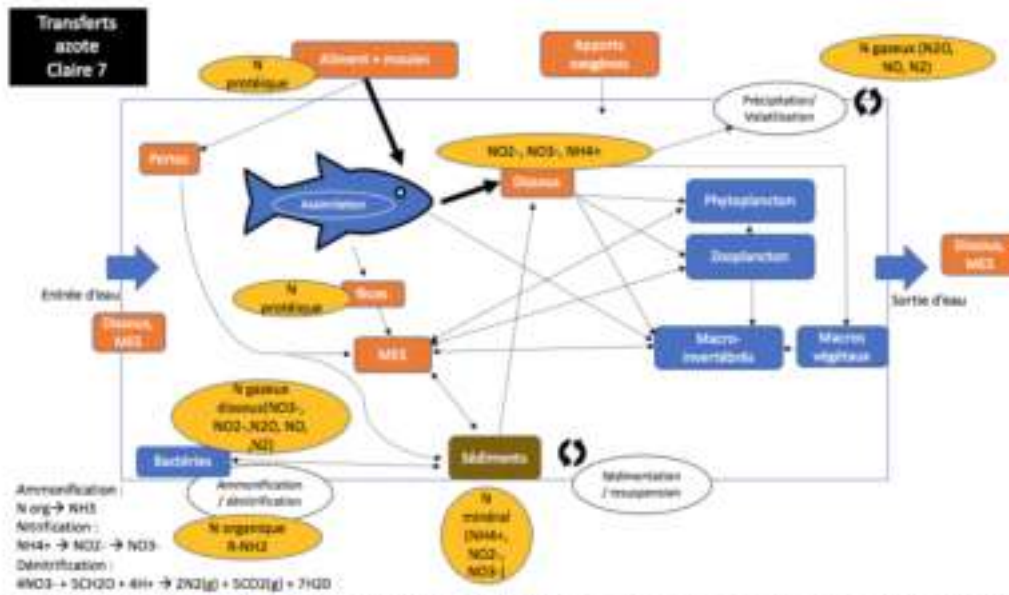
FAO (2018) The State of World Fisheries and Aquaculture - Meeting the Sustainable Development Goals. Rome, Italy. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN/>

INAO (2021) Fiche produit Huîtres Marennes Oléron <https://www.inao.gouv.fr/produit/4157>

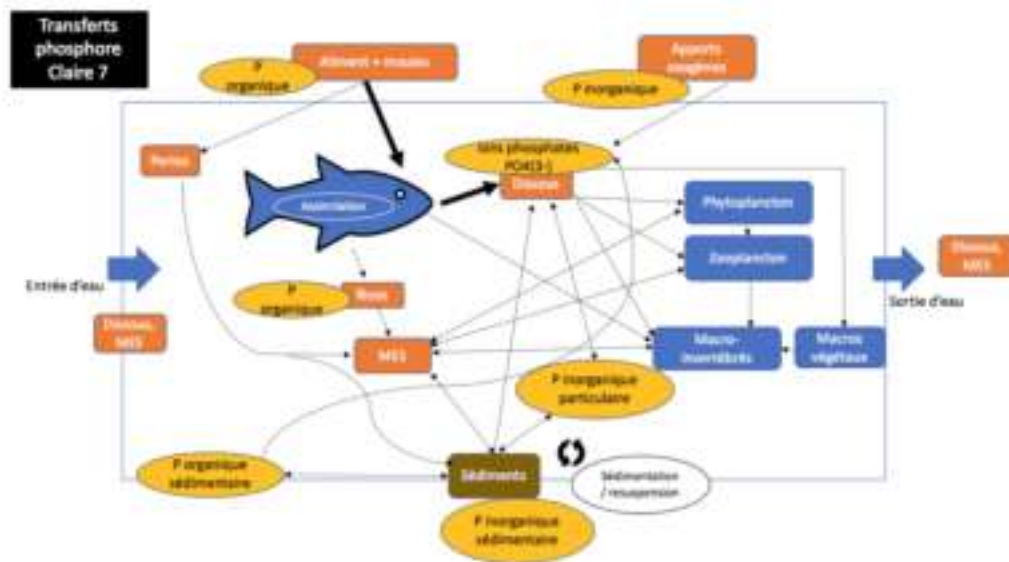
Université de Laval. Cycle du phosphore et de l'azote. http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycle_phosphore.html

ANNEXES

Annexe I. Transferts d'azote et de phosphore au sien des claires



Représentation des transferts d'azote qui peuvent exister au sein d'une claire contenant des poissons (Sources : université Laval ; Dirra 1999)



Représentation des transferts de phosphore qui peuvent exister au sein d'une claire contenant des poissons (sources : Le cycle de l'azote, Férmat ; Dirra, 1999)

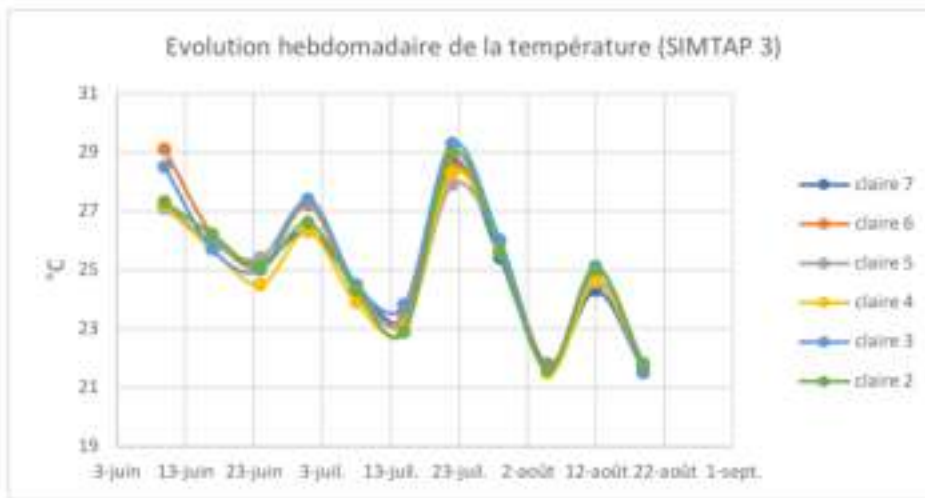
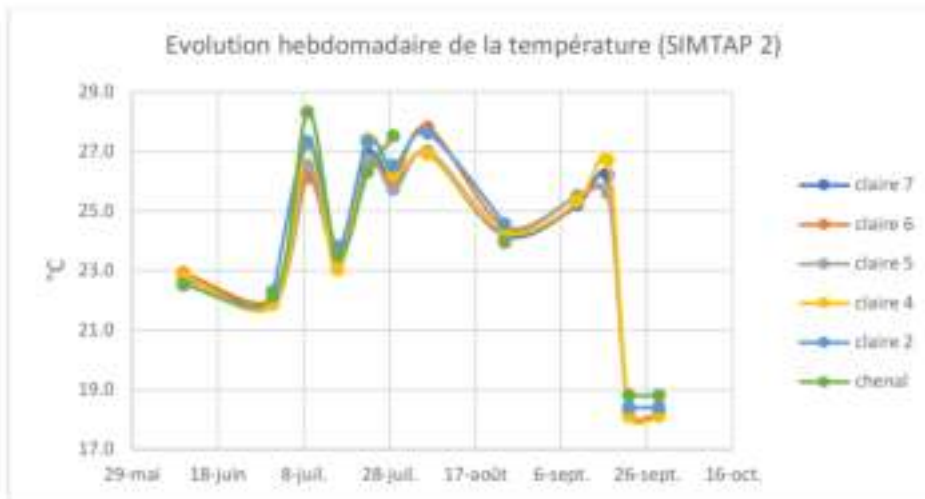
Annexe II. Aliment des daurades

Composition aliment végétal (%)

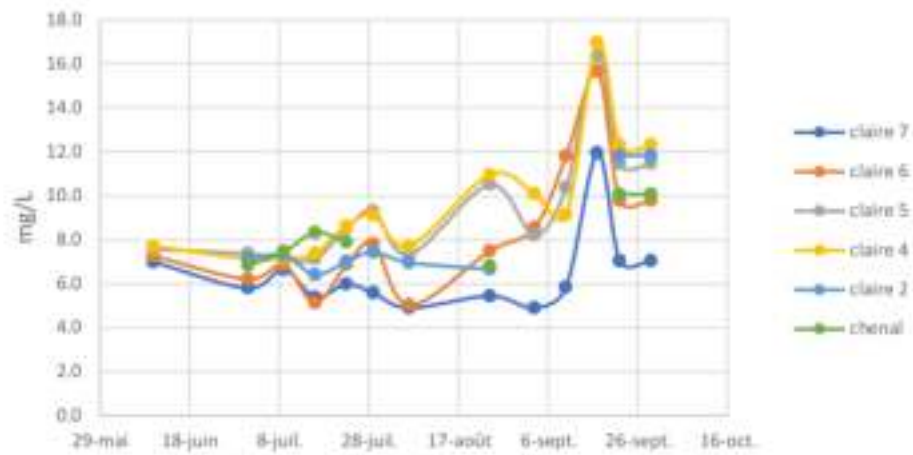
molécules d'acide phytique dans les végétaux (Pointillart (1994), Koffi Delagnoh Gabriel Koko (2007)). Les phytates peuvent être hydrolysés par des enzymes phytases, permettant ainsi une meilleure biodisponibilité de minéraux tels que le phosphore. Ce type d'enzyme est en majorité synthétisé par des microorganismes mais peuvent être présents dans certains végétaux (Mahugnon Hamil Bonard Vodougnon, 2019). Les ingrédients présents dans l'aliment donné aux daurades tels que le blé, pois, maïs, tourteaux de colza ont des activités phytasiques moyennes de 600, 80, 30 et 100 UI/kg respectivement (Pointillart,1994). Une activité phytasique de 200 UI/kg correspond à 0,16 g/kg de P digestible par exemple. Néanmoins, les phytases des végétaux sont dénaturées lors du traitement thermique de la granulation (IFIP, 2008). Finalement, l'ingrédient responsable réellement de l'apport de phosphore est le phosphate monocalcique, apport minéral de P qui est plus biodisponible (Koffi Delagnoh Gabriel Koko, 2007). Il peut être responsable jusqu'à 98 % de l'apport de P chez certains poissons (Kaushik, 2005). Le CUD du phosphate monocalcique a été évalué à 88% chez *Sparus aurata* (Karen Güthler, 2005). Le taux de phosphore total de l'aliment utilisé dans cette expérience est de 0,92 %. Celui-ci provient des végétaux et du phosphate monocalcique. Ainsi, une part du phosphore est très bien assimilée (88%, phosphate monocalcique) et l'autre partie contenu dans les phytates des végétaux est beaucoup moins bien assimilée. Le CUD retenu sera ainsi celui de l'étude de Dias et al., 55%.

Annexe IV. Évolution des paramètres dans toutes les claires (température, concentration d'O₂, Concentration en chlorophylle a, turbidité, pH, salinité).

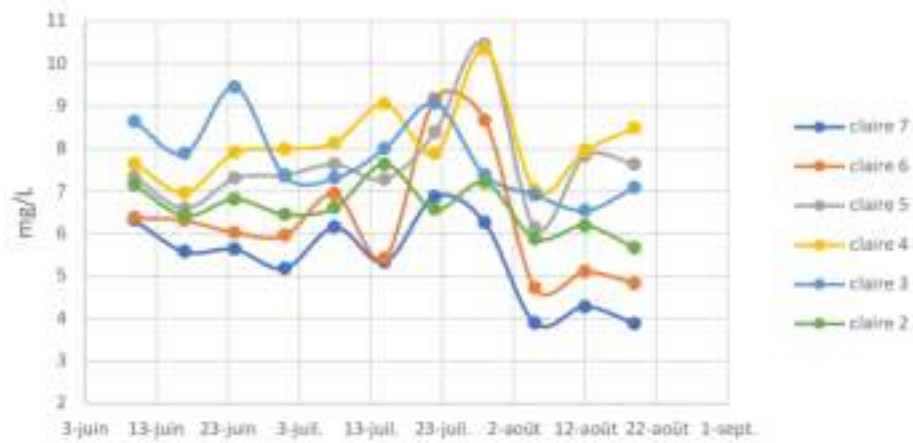
Les graphiques sont réalisés à partir de données recueillies une fois par semaine l'après-midi. Le chenal lors de SIMTAP 2 et la claire 3 lors de SIMTAP 3 sont considérés comme des « témoins », ils ne sont pas compris dans le système.



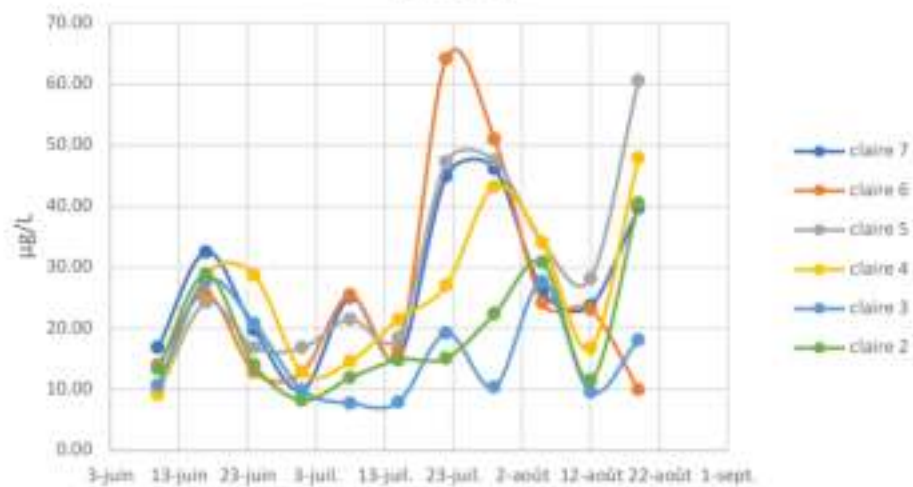
Evolution hebdomadaire de la concentration en O2 (SIMTAP 2)

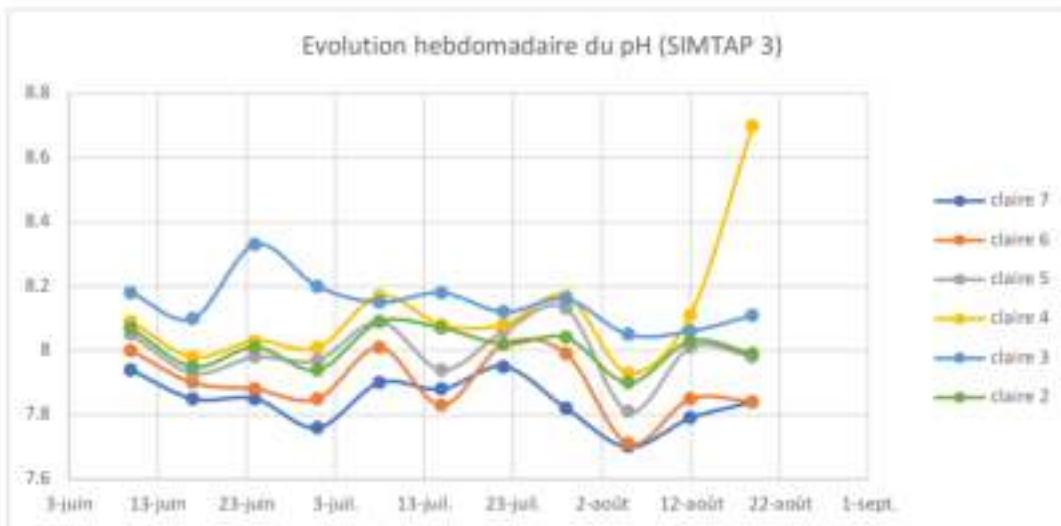
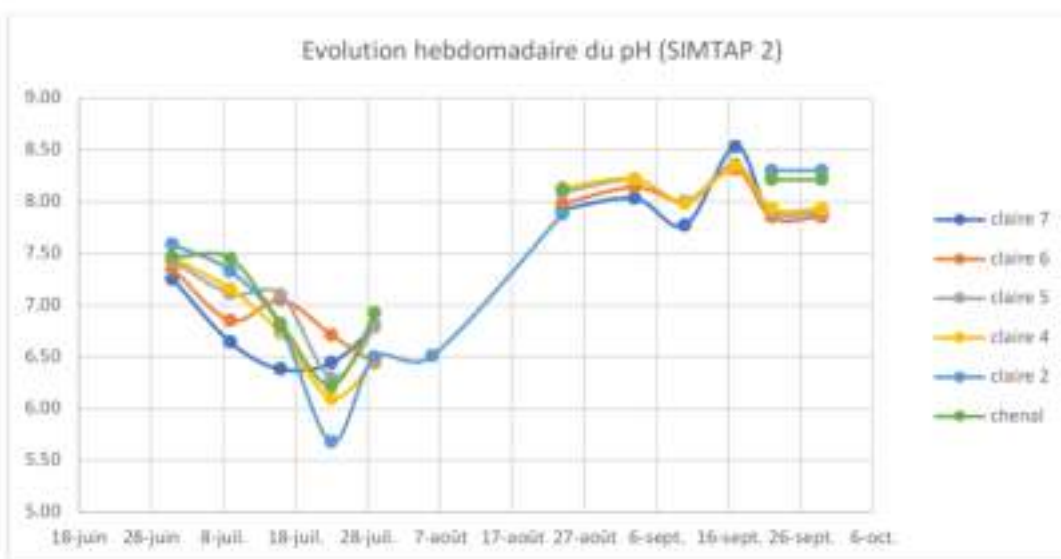
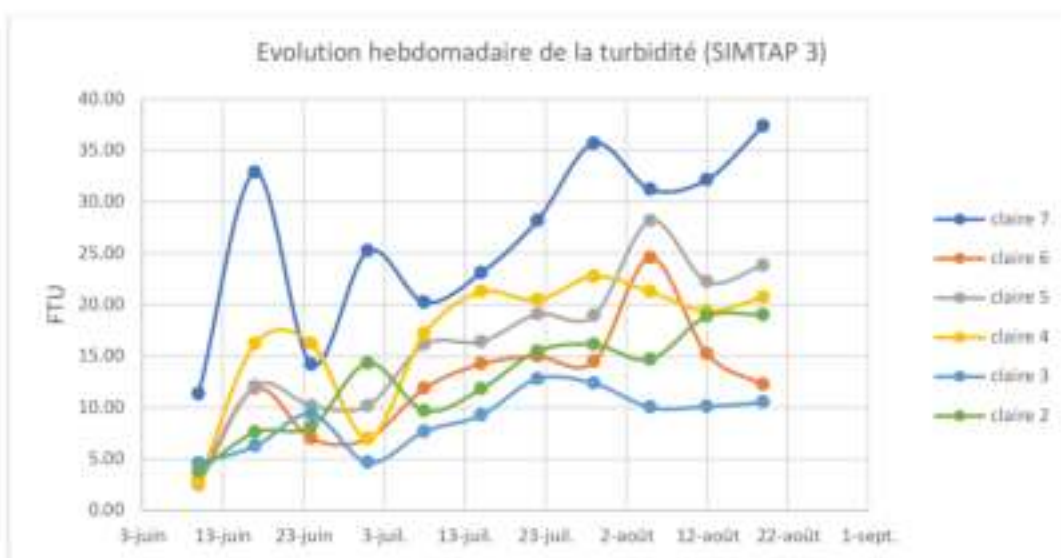


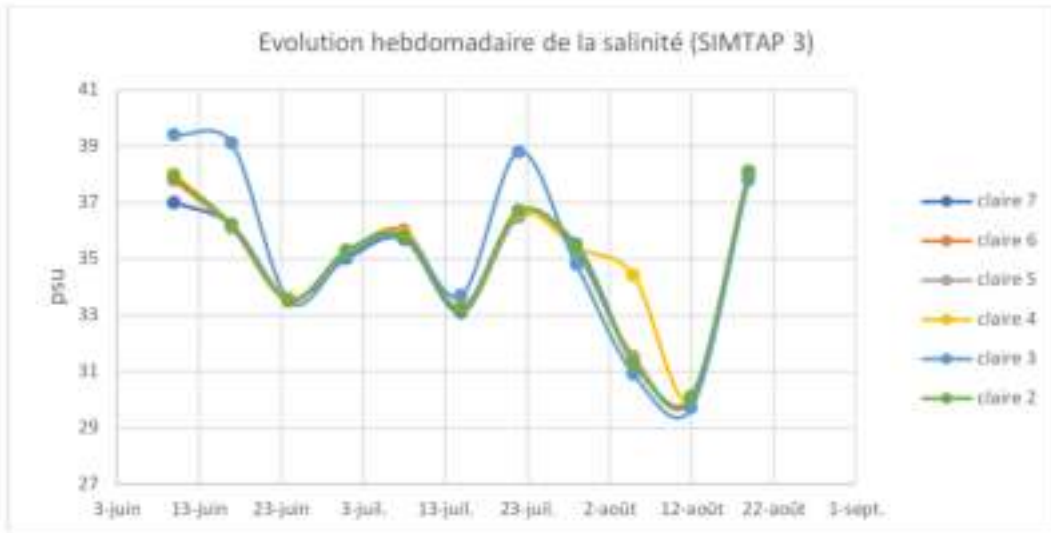
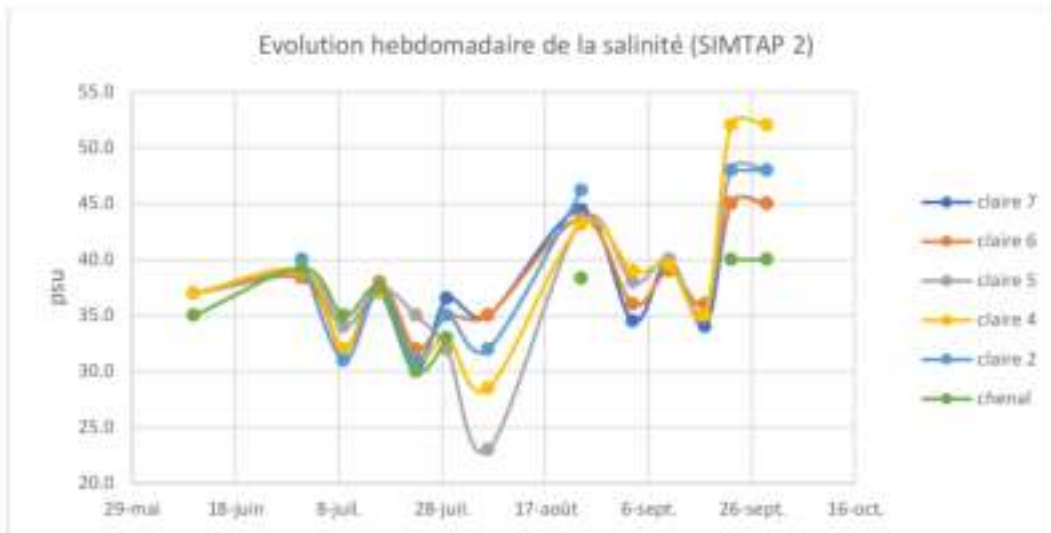
Evolution hebdomadaire de la concentration d'O2 (SIMTAP 3)



Evolution hebdomadaire de la concentration en chlorophylle a (SIMTAP 3)







Certains paramètres sont uniformes dans toutes les claires comme la température (SIMTAP 2 et 3) et la salinité pour de SIMTAP 3. En revanche, pour d'autres paramètres comme la concentration en dioxygène, des variations importantes sont visibles entre les claires (jusqu'à 4 mg/L d'écart entre la claire 7 et la claire 4). On observe d'ailleurs un gradient de concentration de dioxygène de la claire 7 à la claire 4, de la moins concentrée à la plus concentrée, gradient qui se maintient tout au long de l'expérience. Ce même gradient est observé pour le pH. Un pH faible dans la claire des daurades peut être le résultat de l'activité bactérienne, due à une importante charge de matières organiques. De plus, cela peut entraîner des baisses d'O₂ dans l'eau expliquant ce gradient de dioxygène.

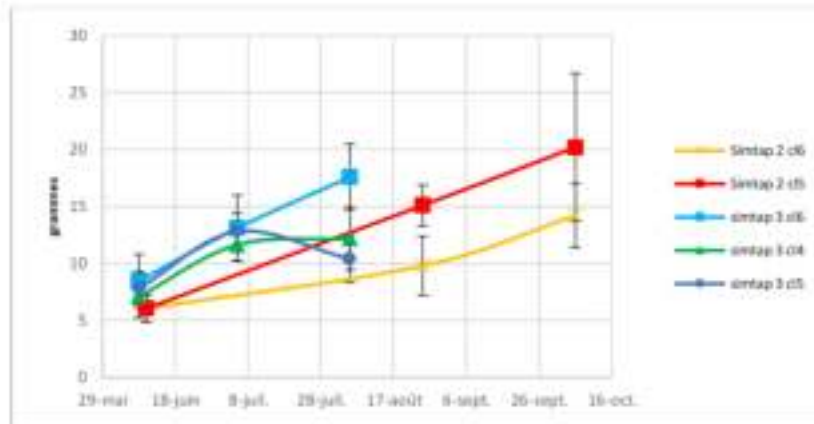
Le phytoplancton semble mieux se développer dans les claires 7, 6, 5 et 4 ; claires connectées contenant des espèces, plutôt que dans la claire 2 (ne contenant pas d'espèces), ou que dans la claire 3 qui contient crevettes huîtres et palourdes mais qui n'est pas reliée à une claire de poissons. Il semblerait que l'apport en nutriments par les effluents d'élevage permette un développement important du phytoplancton et que ce gain dépasse les pertes par la consommation des bivalves.

Annexe V. Rapport du CREAA : Optimisation de l'alimentation des crevettes impériales

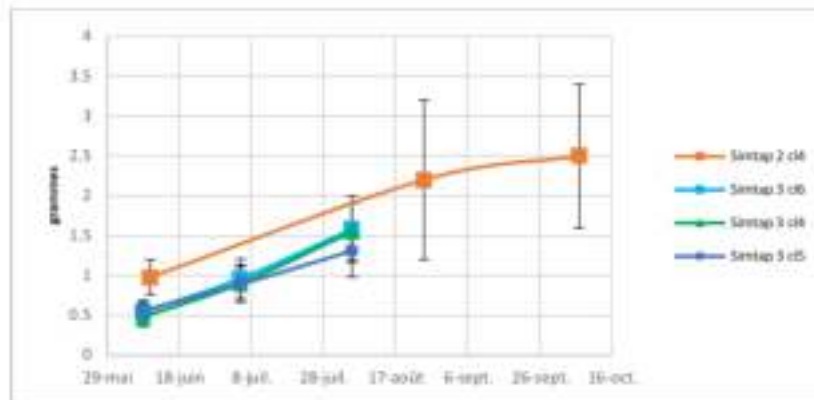
Élevages : Extensif à Intensif	Zone de marais	Site	Noms de la claire	Densité locale		Quantité de crevettes révis dans la claire	Coefficient de matière pour moulelier		Type d'alimentation			
				(o/m ²)	Surface de la claire (m ²)		Évaluation de l'eau	Poids moyen (mg/g)				
Extensif	Médoc	Médoc	B5	1,3	83 000	110 000	300	70	115,5	05,7	18	B - Fertil + B - Grower
Semi-Extensif	Île de Ré	Luzac	Claire 3	2,3	2 972	6 800	300	70	244,8	46,3	34,5	Moules fraîches
			Claire 24	2,6	508	1 300	1000	80	535,7	88,2	26,3	B - Fert
			Claire A9	2,6	1 160	3 000	300	100	273,7	53,3	20	Sans nourrissage
			Claire A6	2,5	847	2 100	300	75	383,6	66,3	26	Nourrissage standard
			Claire A10	2,4	4 754	11 200	75	329,2	67,5	25	Fertilisant	
			Claire G6	2,1	2 832	6 000	300	75	347,8	62,6	22,1	Sans nourrissage
Semi-Intensif Higer	Île de Ré	Cayenne	Claire 2	3,3	9 510	11 600	300	70	331,1	36	25	Moules fraîches
			Claire A7	3,3	765	2 100	300	75	623,3	20	28	Nourrissage standard
Semi-Intensif	Médoc	Médoc	Cl N. ezas	4,2	5 933	25 000	300	80	383,3	60,3	22,9	B - Fertil
			Cl O	4,7	840	4 000	300	50	622,3	63,7	23,8	B - Fertil
Moyenne générale				2,8	15 174	24 503			381,3	60,4	24,8	

Résultats d'élevages en fonction des densités de crevettes mises à l'eau et des stratégies de nourrissage.

Annexe VI. Évolution du poids de chair fraîche des huîtres et des palourdes



Évolution du poids moyen individuel de chair fraîche des huîtres (*C. gigas*)



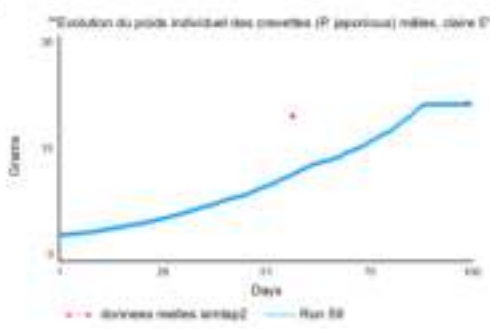
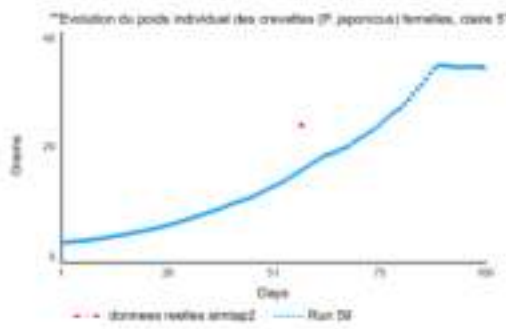
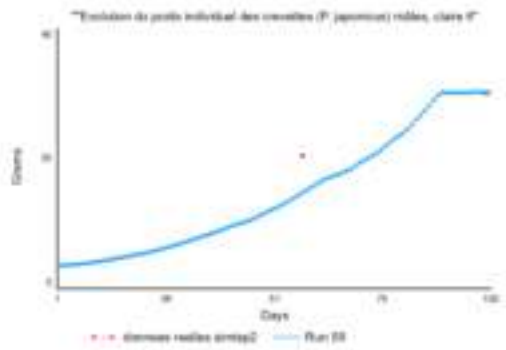
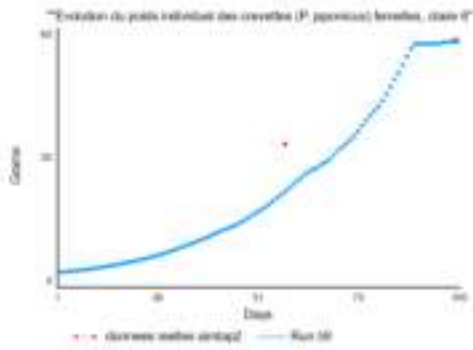
Évolution du poids moyen individuel de chair fraîche des palourdes (*R. philippinarum*)

Annexe VII. Valeurs de taux d'azote et de phosphore fixés et rejetés par les daurade, comparaison bibliographie et résultats du modèle SIMTAP 2

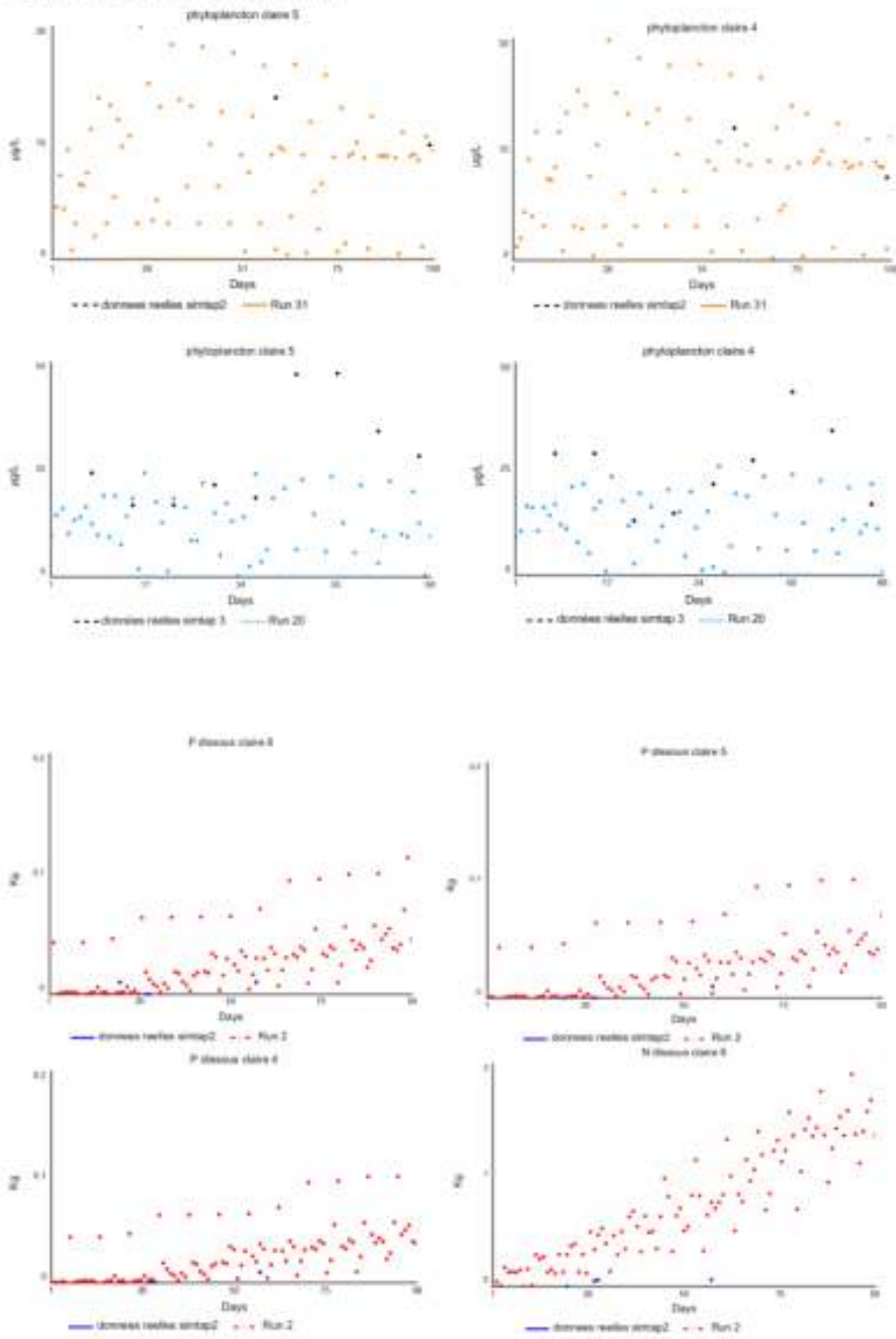
	Résultat Simap 2	Valeurs bibliographiques	Références
N fixé	32,1% du N de l'aliment distribué 12,1 gN/kg de poisson	Rétention de N de 19-25% de N à 24°C	Lefebvre et al., 2001
		Rétention de N entre 20 et 50 % de l'aliment consommé	Schneider et al. 2005
		25-26% du N de l'aliment consommé retenu	Fontinha et al., 2021
		23 gN/kg de poisson	Brigolin et al., 2014
N rejeté en dissous, forme minérale	67% du N l'aliment distribué 31,4 gN/kg de poisson	68% du N de l'aliment consommé	Lefebvre et al., 2001
		30-65% de N de l'aliment consommé	Schneider et al. 2005
		63-67% de N de l'aliment consommé	Fontinha et al., 2021
		53 gN/kg de poisson	Brigolin et al., 2014
N rejeté en solide, organique	15 % du N de l'aliment distribué 7,1 gN/kg de poisson	5 % du N consommé	Lefebvre et al., 2001
		7-9 % de N de l'aliment consommé	Fontinha et al., 2021
		13 gN/kg de poisson	Brigolin et al., 2014

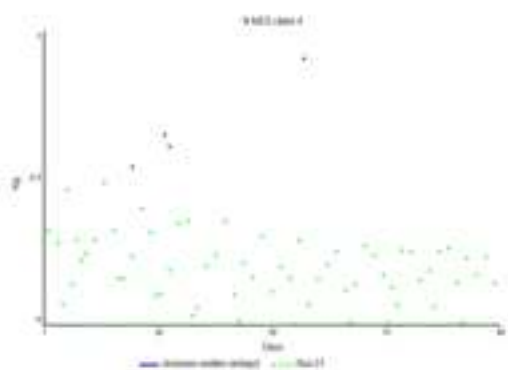
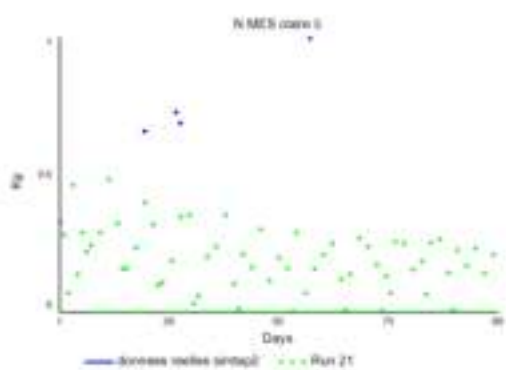
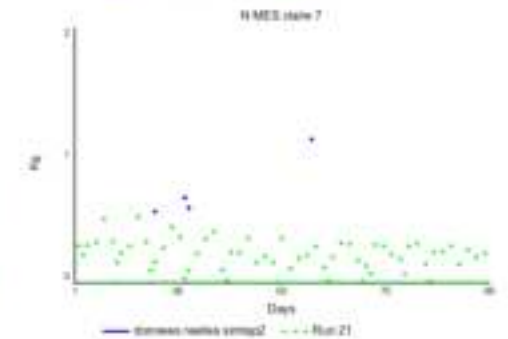
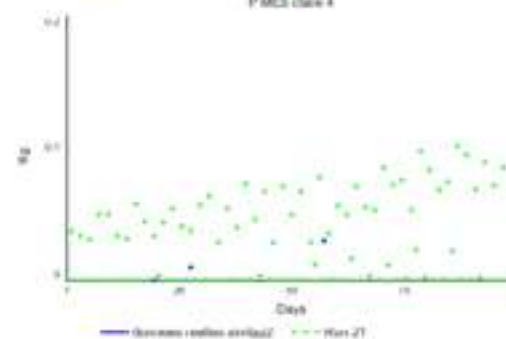
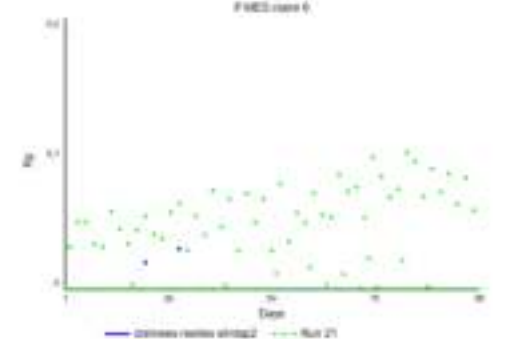
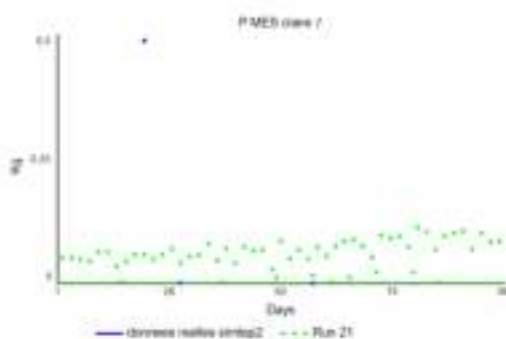
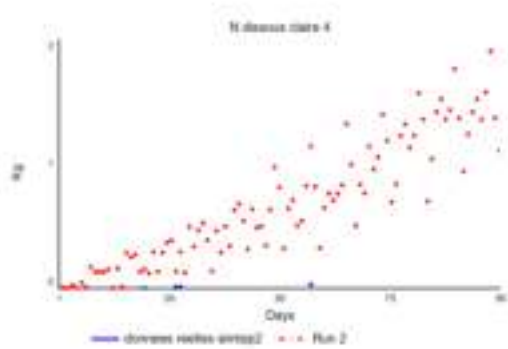
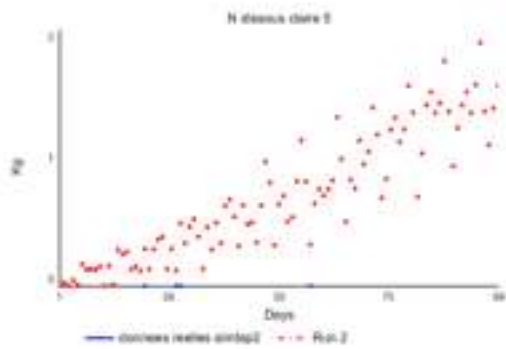
		Valeur	Référence
P fixé	3,1 gP/kg de poisson 40,2 % de l'aliment distribué	De 44,7% à 142% de P de l'aliment pour des juvéniles (5g)	, Oliva-Teles, 2002
		36% de P de l'aliment distribué 54% de P de l'aliment consommé	Brigolin et al., 2014
		4,3 gP/kg de poisson	Brigolin et al., 2014
P rejeté en dissous, forme minérale	4,08 gP/kg de poisson 62,3% de P de l'aliment distribué	22,5% de P de l'aliment distribué 34 % de P de l'aliment consommé	Brigolin et al., 2014
		2,7 gP/kg de poisson	Brigolin et al., 2014
P rejeté en solide, organique	1,61 gP/kg de poisson 21% de P de l'aliment distribué	6,3% de P de l'aliment consommé	Brigolin et al., 2014
		4 gP/kg de poisson	Brigolin et al., 2014

Annexe VIII. Courbes de croissance des crevettes (simulations et données réelles)



Annexe IX. Résultats de modélisation du phytoplancton et des transferts de N et P sous forme dissoute et particulaire





Résumé

L'objet de cette étude est d'expérimenter et de modéliser un système d'aquaculture multi-trophique intégrée. Les espèces impliquées sont la daurade royale (*S. aurata*), la crevette impériale (*P. japonicus*), l'huître (*C. gigas*) et la palourde (*R. philippinarum*). Cette étude s'inscrit dans le projet européen SIMTAP (self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic) dont l'objectif est d'améliorer la durabilité de l'aquaculture marine. La modélisation qui a été construite a pour but de comprendre et quantifier les échanges de nutriments entre espèces, au travers des flux d'azote et phosphore dans le système. Ces deux nutriments sont des facteurs limitants de la croissance des différentes espèces. Des modèles de croissance et de rejets ont été construits et assemblés pour les quatre espèces ainsi que pour le compartiment phytoplancton.

Les taux d'azote et de phosphore fixés par rapport à l'azote et le phosphore apportés par l'aliment des daurades ont montré des niveaux 2 et 1,85 fois plus élevés que pour l'élevage de daurades seul. Les quantités totales d'azote et phosphore présents dans le système à l'état final estimées par la modélisation sont plus élevées que les quantités apportées par l'aliment. La plus grande partie de l'azote et du phosphore serait fixée par les espèces élevées (43,9 % de l'azote, 59,5 % du phosphore). Ce travail montre l'intérêt des AMTI pour leur capacité de remédiation des rejets aquacoles, tout en réalisant une production supplémentaire d'espèces aquacoles.

Abstract

The aim of this study is to experiment and to modelize an Integrated Multi-Trophic Aquaculture system. Species cultivated are Gilthead seabream (*S. aurata*), Kuruma shrimp (*P. japonicus*), Pacific oyster (*C. gigas*) and Manila clam (*R. philippinarum*). This study is included in a European research project, SIMTAP (self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic) which objective is to perform sustainability in marine aquaculture.

The model is made to understand and quantify nutrients exchanges between species, through nitrogen and phosphorus fluxes in the system. Both of those nutrients are limiting factors of the several species growth. Growth and emission models were built and joined together for the four species and for phytoplankton.

Rates of nitrogen and phosphorus fixed by species in relation to nitrogen and phosphorus brought by fish feed shown levels twice and 1,85 times higher than in seabream breeding only. Total nitrogen and phosphorus quantities presents in final state estimated are higher than quantities brought by fish feed. The model brings out that most of the nitrogen and phosphorus are fixed by species (43,9 % of nitrogen, 59,5 % of phosphorus). Therefore, this study shows the interest of IMTA as it enables to remediate aquaculture emissions while realizing additional production of marine species.

Fiche de confidentialité et de diffusion du mémoire

Confidentialité

Non Oui si oui : 1 an 5 ans 10 ans

Pendant toute la durée de confidentialité, aucune diffusion du mémoire n'est possible ⁽¹⁾.

Date et signature du maître de stage ⁽²⁾ : 29/10/2021
(ou de l'étudiant-entrepreneur)

A la fin de la période de confidentialité, sa diffusion est soumise aux règles ci-dessous (droits d'auteur et autorisation de diffusion par l'enseignant à renseigner).

Droits d'auteur

L'auteur ⁽³⁾ **Nom Prénom Inès Chambéron**

autorise la diffusion de son travail (immédiatement ou à la fin de la période de confidentialité)

Oui Non

Si oui, il autorise

- la diffusion papier du mémoire uniquement⁽⁴⁾
- la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé
- la diffusion papier et électronique du mémoire (joindre dans ce cas la fiche de conformité du mémoire numérique et le contrat de diffusion)

(Facultatif) accepte de placer son mémoire sous licence Creative commons CC-By-Nd (voir Guide du mémoire Chap 1.4 page 6)

Date et signature de l'auteur : 29/10/2021

Autorisation de diffusion par le responsable de spécialisation ou son représentant

L'enseignant juge le mémoire de qualité suffisante pour être diffusé (immédiatement ou à la fin de la période de confidentialité)

Oui Non

Si non, seul le titre du mémoire apparaîtra dans les bases de données.

Si oui, il autorise

- la diffusion papier du mémoire uniquement⁽⁴⁾
- la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé
- la diffusion papier et électronique du mémoire

Date et signature de l'enseignant : 12/11/2021 PD

(1) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'AGROCAMPUS OUEST s'engagent à respecter cette confidentialité.

(2) Signature et cachet de l'organisme

(3) Auteur = étudiant qui réalise son mémoire de fin d'études

(4) La référence bibliographique (= Nom de l'auteur, titre du mémoire, année de soutenance, diplôme, spécialité et spécialisation/Option) sera signalée dans les bases de données documentaires sans le résumé