

Relations milieu–ressources : impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau)

Jean-Marc DESLOUS-PAOLI *, Philippe SOUCHU, Nabila MAZOUNI, Claude JUGE, Françoise DAGAULT

Ifremer DEL, BP 171, 1, rue Jean-Vilar, 34203 Sète cedex, France

* deslous@ifremer.fr

(Reçu le 6 mars 1998, accepté le 17 mars 1998)

Abstract – Relationship between environment and resources: impact of shellfish farming on a Mediterranean lagoon (Thau, France). Shellfish farming leaves its mark on the environment in which it has developed, and the men who depend upon it. These changes have altogether balanced the lagoon cycle and have caused disastrous episodic events. Increased water clarity caused by the uptake of particulate material by shellfish farming allows seagrass to grow in deeper areas of the lagoon (down to five metres). Shellfish farming nutrient transformations increase ecosystem productivity, even if the filtration pressure keeps phytoplankton biomass at a low level. Storage of phosphorus and nitrogen in animal tissue limits eutrophication in this ecosystem. Transfer of oysters from growout facilities increases animal and vegetal specific diversity. The presence of large amounts of shellfish allows for the development of a massive benthos, while organic enrichment from biodeposition changes the specific composition of soft-bottom benthos. In the deeper areas, (less than six metres), where summer thermoclines limit oxygen transfer from surface water, the organically enriched substrate induces oxygen depletion and ammonium and nitrogen sulfide accumulation in the water column. This ecosystem dysfunction kills benthic populations, and sometimes reaches pelagic populations and affects the shellfish farming economy. © Elsevier, Paris

lagoon / shellfish farming / biogeochemistry / benthos / eutrophication

Résumé – L'impact de la conchyliculture dans les lagunes méditerranéennes (étang de Thau) se manifeste aussi bien dans les mentalités des populations qui y vivent que dans le fonctionnement de la lagune. Les transferts d'huîtres entre bassins ont contribué à l'augmentation de la diversité spécifique des organismes végétaux et animaux. Le développement des supports colonisables dû à la conchyliculture a permis une installation massive de benthos de substrat dur, alors que l'enrichissement organique dû à la biodéposition a transformé le benthos de substrat meuble. Fonctionnellement, les transformations se font sentir aussi bien sur la masse d'eau (frein aux courants, enrichissement en sels nutritifs, impact sur le phytoplancton et la production primaire) que sur le système benthique (enrichissement en matière organique, développement des herbiers à zostères, changement faunistique). La conchyliculture joue aussi un rôle dans la limitation de l'eutrophisation de l'écosystème soumis aux apports du bassin versant. © Elsevier, Paris

lagune / conchyliculture / biogéochimie / benthos / eutrophie

1. INTRODUCTION

Tout comme l'installation d'une nouvelle activité dans un environnement traditionnel, le développement d'un maillon de la chaîne trophique ne peut qu'entraîner de profon-

des modifications dans la structure et le fonctionnement général d'un écosystème, qu'il soit humain ou naturel. En effet, le développement d'un maillon biologique (comme l'ostréiculture) dans l'écosystème peut, par réaction, changer le niveau des interactions directes et indirectes

entre les peuplements et avec leur milieu, au moins à travers leur impact dans la chaîne trophique.

Ainsi, l'installation et le développement de l'activité conchylicole dans la lagune de Thau, de 1911 à nos jours, sont à l'origine de changements profonds qui touchent autant les hommes que le milieu dans lequel ils tentent de développer des exploitations.

Dans cet exposé, à partir des résultats et publications des différents programmes développés sur la lagune de Thau, nous tenterons de synthétiser quelques-unes des transformations apportées au fonctionnement de cette lagune, transformations qui touchent tout autant le milieu humain qui en est à l'origine, que les différents constituants benthiques et pélagiques du milieu lagunaire.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

La plus grande partie de ce document puisera ses informations dans les articles et rapports ayant trait à la lagune de Thau, mais l'impact de la conchyliculture sur les sédi-

ments et son rôle dans l'eutrophisation impliqueront un certain nombre de résultats non encore publiés.

Secteurs d'études (*figure 1*) : de 75 km², 260 × 10⁶ m³, 3,5 m de profondeur moyenne (maximum 11 m), la lagune de Thau est concédée à la conchyliculture sur un cinquième de sa surface. Sur trois secteurs (A, B et C) sont régulièrement disposées 2474 tables de 600 m² soit 10,3 % de la surface concédée (2,06 % de la surface de la lagune), le reste des concessions étant constitué de couloirs d'eau libre.

Pour le milieu benthique : les données sur les sédiments ont été obtenues au cours du Programme national d'océanographie côtière (PNOC-OXYTHAU). Les sédiments ont été prélevés en plongée sous-marine à l'aide de carottes en polypropylène de 73 mm de diamètre. Trois prélèvements sont réalisés à chacune des cinq stations en juin 1993 (*figure 1*). Les carottes sont transportées en glacière au laboratoire. Pour la comparaison entre la zone conchylicole et l'étang libre, les carottes sont découpées tous les centimètres. Des carottages saisonniers sont effectués

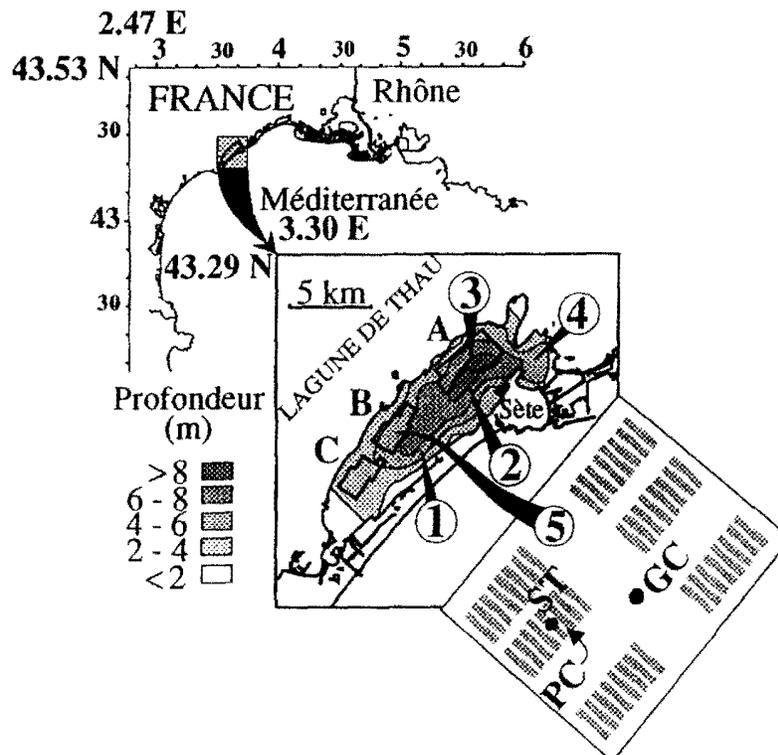


Figure 1. La lagune de Thau et ses secteurs conchylicoles A, B et C. Sites de prélèvement : 1-5, ST (sous-table), PC et GC (petit et grand couloirs).

Figure 1. Thau Lagoon and shellfish areas A, B and C. Sample sites: 1-5, ST (under table), PC and GC (Small and large channels).

Tableau I. Coefficients utilisés pour convertir les biomasses en élevage en phosphore.**Table I.** Factors used to convert culture biomass to phosphorus.

	Huîtres	Moules
% de coquille sur poids total	64,5 (Deslous-Paoli, 1982)	34 (Hamon, 1983)
% de chair humide sur poids total	11 (Deslous-Paoli, 1982)	20 (Hamon, 1983)
% de phosphore dans chair humide	0,155 (Penso, 1953)	0,165 (Penso, 1953)
% de phosphore dans la coquille		0,015 (Penso, 1953)

pour la comparaison des sédiments sous table conchylicole et dans les petits et grands couloirs. Le découpage, en tranches de 0 à 2 cm, de 2 à 5 cm puis tous les 5 cm jusqu'à 15 cm, est fait dans une boîte à gants sous atmosphère d'azote. La matière organique est estimée par perte au feu à 450 °C pendant 1 h. Les sels nutritifs sont extraits sous azote par centrifugation réfrigérée 15 min à 4000 tours·min⁻¹. L'ammonium est dosé manuellement par la méthode de Koroleff [46] après dilution. Après filtration sur filtre Whatman GF/F, les phosphates, nitrates et nitrites sont dosés selon les méthodes de Tréguer et Le Corre [72] sur autoanalyseur alliance EV2 [35, 66].

Pour le système pélagique : l'évolution de la quantité de phosphore annuellement fixée par l'élevage de 1975 à 1991 est calculée à partir de l'évolution des stocks de *Crassostrea gigas* et *Mytilus galloprovincialis*. Ces stocks sont estimés à partir des données administratives des Affaires maritimes corrigées selon Le Brun [53] puis validés grâce aux mesures directes de Hamon et Tournier [42, 43]. La conversion en phosphore des biomasses en élevage est obtenue en utilisant les coefficients du *tableau I*. La proportion d'épibiontes est estimée durant un cycle annuel au cours du programme PNOC-OXYTHAU [55] et appliquée sur les seules huîtres creuses, les moules n'étant que faiblement colonisées ; elle représente 45 % de l'élevage d'huîtres en terme d'azote. Ce coefficient sera appliqué pour le phosphore en supposant que les rapports N/P sont équivalents dans l'ensemble de la population d'épibiontes.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. La conchyliculture

3.1.1. Huîtres creuses *Crassostrea gigas*

Après la disparition en 1907 pour raison sanitaire, des sept établissements flottants installés en 1880, pour l'engraissement des coquillages dans les canaux de Sète, la conchyliculture se développe dans la lagune elle-même [9]. Malgré l'opposition des pêcheurs, 16 ha sont concédés en 1922, mais c'est à partir de 1945 que la conchyliculture se développe rapidement, entre Bouzigues et Mèze d'abord (1945–1951) puis, entre Mèze et Marseillan (1952–1957). Il faut alors attendre le remembrement de 1972 pour assister à un nouveau développement rapide du nombre de concessions [26]. Dans l'ensemble de la lagune, 53 % des parcs conchylicoles sont installés sur des fonds compris entre 3 et 5 m (*tableau II*). Toutefois, 93 % des parcs sont à des profondeurs inférieures à 5 m en secteurs conchylicoles B et C alors que dans le secteur A, 82 % des parcelles sont à des profondeurs supérieures à 5 m (*tableau II*).

Avec 25 000 t d'huîtres en élevage depuis 1982 (*figure 2*), c'est une production supérieure à 15 000 t qui est commercialisée chaque année : 57 % de l'élevage se déroule directement sur le collecteur, alors que 39 % des huîtres sont séparés des supports de collecte puis collés sur fils pour obtenir une meilleure qualité [43]. Les 4 % restant

Tableau II. Pourcentage de répartition des parcelles conchylicoles en fonction de la profondeur.**Table II.** Depth allocation of shellfish culture.

Profondeur (m)	2–3	3–4	4–5	5–6	6–7	7–8	>8
Zone Mèze-Marseillan	9	33	51	7			
Zone Bouzigues	1	6	1	18	19	21	24
TOTAL	5	21	32	12	9	10	11

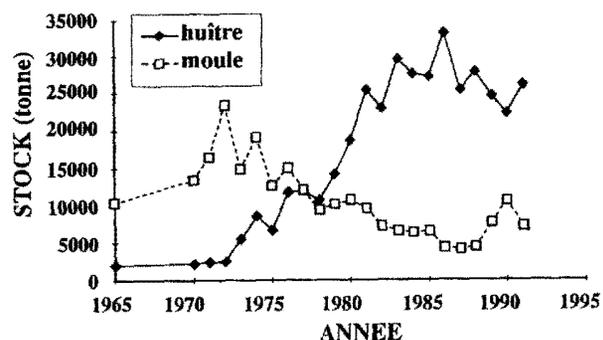


Figure 2. Évolution des stocks et production d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* et de moules *Mytilus galloprovincialis* dans la lagune de Thau (Deslous-Paoli, données non publiées).

Figure 2. Stock and production of Japanese oyster *Crassostrea gigas* and mussel *Mytilus galloprovincialis* in Thau Lagoon (Deslous-Paoli, unpublished data).

représentent le naissain (juvéniles en prégrossissement). Depuis 1991, avec l'arrêt de la vente des étiquettes sanitaires, il n'existe pas d'autre moyen d'estimer la production conchylicole que les comptages directs [42, 43].

3.2. Autres coquillages en élevage

L'élevage des huîtres plates *Ostrea edulis* représente 1400 t, mais cette production est fluctuante car tributaire du ramassage des juvéniles sauvages (données provenant des Affaires maritimes).

Les stocks de moules *Mytilus galloprovincialis* diminuent dans la lagune depuis 1972 (figure 2), particulièrement depuis le développement de l'élevage en mer ouverte. La lagune sert principalement de secteur de dépôt avant la commercialisation.

Si les stocks de coquillages en élevage ont été estimés par des mesures directes [42, 43], aucune étude n'a été réalisée sur la gestion biologique des élevages. Ces études seraient indispensables pour connaître l'évolution des supports sur lesquels se développent les épibiontes et donc l'évolution de leur stock dans la lagune. Une indication de leur importance est donnée par Mazouni [55].

3.3. Impact socio-économique

3.3.1. Évolution de la qualité sanitaire du milieu

À la fin du siècle dernier, alors que l'ostréiculture n'était pas encore installée dans la lagune de Thau, se posait déjà le problème de la qualité sanitaire des huîtres pêchées et

stockées en attente de commercialisation dans des établissements installés dans les canaux de la ville de Sète [9]. L'obligation de retrait de toutes les concessions de parcs ou entrepôts de coquillages des canaux de Sète et des emplacements des bords de l'étang de Thau situés à proximité des centres habités, faite en 1907, lança la mise en valeur de l'espace lagunaire qu'était Thau [27]. L'installation des premiers parcs au large de Bouzigues se fit donc sur des critères sanitaires.

Ainsi, bien que l'origine des contaminations ait été connue dès le début de l'installation de la conchyliculture, il fallut attendre les interdictions de commercialisation pour raisons sanitaires des années 1965–1971 [26] pour que l'assainissement se mette en place autour de la lagune et traite enfin à la source les rejets d'effluents bruts. En effet, 33 égouts directs sont mis en évidence par télédétection infrarouge dans les canaux de Sète [52], en plus des 47 recensés officiellement.

Plus récemment, en 1989, les fortes pluies et les vents d'est entraînent des conséquences dramatiques pour l'économie conchylicole [10]. Malgré ces problèmes (fermeture des ventes de coquillages en fin d'année pour cause de salmonelle) et leurs conséquences économiques, le raccordement de la ville de Sète à la station d'épuration avec rejet en mer n'est réalisé qu'à 70 % en 1996 et le *bypass* de la station se jette toujours dans les canaux à proximité de la communication avec la lagune. Ce retard met en évidence que la lutte pour la qualité des eaux et des produits conchylicoles dans les milieux lagunaires, nécessite une prise de conscience qui n'est pas encore complète à l'heure actuelle. Elle doit être accompagnée d'une surveillance de tous les instants (réseaux Remi d'Ifremer) et d'un effort continu d'entretien des systèmes d'épuration qui, après vingt ans, ne rendent plus les services pour lesquels ils ont été mis en place. Cette prise de conscience a entraîné un effort important vers l'aménagement et la surveillance des réseaux de collecte et de traitement des eaux usées (contrat de baie pour l'étang de Thau). Cela montre à quel point le développement d'une activité économique, et son retentissement sur la santé publique, peuvent conduire à préserver la qualité des eaux d'un milieu naturel et à être attentif aux interactions éventuelles des différentes activités installées sur le bassin versant. Actuellement le danger serait de vouloir résoudre le seul problème bactérien (le plus apparent) en utilisant des technologies de traitement [2] dans la filière de commercialisation au détriment de la qualité générale du milieu support de l'élevage.

3.4. Relation pêche, agriculture, conchyliculture

Avant l'installation de la conchyliculture dans la lagune (1911), la société bouzigaude (Bouzigues est le berceau de la conchyliculture sur la lagune de Thau) était socialement scindée en deux communautés distinctes et endogames, les pêcheurs et les viticulteurs, que la tradition opposait farouchement [36]. L'installation de la conchyliculture ne s'est pas faite sans heurts : les pêcheurs craignant de voir diminuer les ressources de leur communauté et de devoir partager un espace jusqu'ici réservé à leur usage exclusif [27], s'opposèrent violemment aux terriens qui ne voyaient en l'étang qu'une vaste friche à mettre en culture [37]. Pour les viticulteurs, les pêcheurs n'étaient que des pauvres gens qu'ils pouvaient employer dans les exploitations où ils pouvaient investir à la suite de problèmes dus aux maladies de la vigne [37]. Au-delà d'une nouvelle profession, conchyliculteur, naquit une société hybride qui alliait le savoir-faire des pêcheurs et la perception terrienne du milieu lagunaire à travers sa structuration et son langage [36]. En 1985, la conchyliculture compte 538 professionnels détenteurs ou codétenteurs de plus d'une concession, en plus des 309 pêcheurs adhérant à la coopérative des cinq ports et donc aussi conchyliculteurs [29]. Sur ces 538 conchyliculteurs, 412 sont monoactifs et 126 ont une autre activité (principalement la pêche mais aussi la viticulture ou le commerce).

En cinquante ans (*figure 3*), le nombre d'actifs déclarant vivre de la pêche sur la lagune est passé de 300 à 750 (limite imposée depuis 1987 à l'attribution des licences de pêche par les Affaires maritimes), et la conchyliculture s'est totalement développée (800 exploitations). Ainsi la pression d'exploitation sur la lagune a augmenté de façon significative et le développement de la conchyliculture a profondément transformé les mentalités.

3.5. Impact sur le système benthique

L'activité trophique des filtreurs en élevage (huîtres et épibiontes) [23, 55] entraîne un transfert des particules en suspension de la colonne d'eau vers le système benthique [1, 18, 22, 44, 65]. Même si elles en appauvrissent la composition durant le transit digestif [25], les quantités que les huîtres seules peuvent transférer sont estimées entre 40 000 et 50 000 t de matière sèche par an [41, 42].

Cet apport, constitué en partie de matières organiques, est sans doute responsable de l'augmentation de la teneur en matière organique que l'on enregistre pour les sédiments superficiels (0 à 5 cm) dans les secteurs conchylicoles A

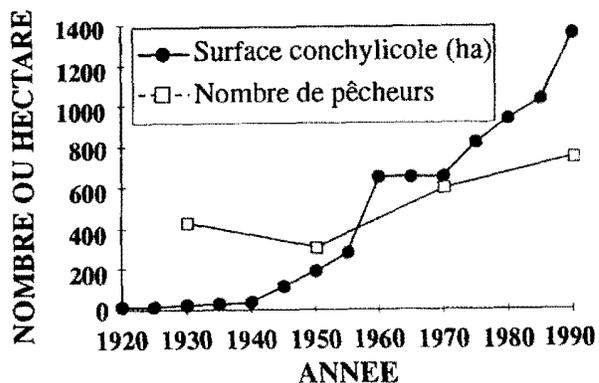


Figure 3. Évolution du nombre de pêcheurs sur la lagune de Thau et des surfaces concédées à la conchyliculture ([37] ; Affaires maritimes, comm. pers.)

Figure 3. Number of fishermen and shellfish farming zones in Thau Lagoon ([37]; Affaires Maritimes, pers. comm.).

et B (*figure 4*, stations 3 et 5) par rapport à ceux qui ont été collectés en dehors (*figure 4*, stations 1, 2 et 4). Daumas [19] rapporte des observations similaires sur des parcs en position intertidale, ainsi que Folke et Kautsky [28] sous des filières de moules. À cet impact s'ajoute l'effet de la profondeur qui apparaît dans les couches inférieures du sédiment (6 à 8 cm). Dans celles-ci, les concentrations en matière organique sont plus élevées (11–13 %) pour les sédiments prélevés dans les secteurs les plus profonds de la lagune (9–10 m) que ce soit en secteur conchylicole (*figure 4*, station 3) ou à l'extérieur (*figure 4*, station 2) et plus faibles (5–7 %) pour les sédiments prélevés à 4 ou 5 m de profondeur quel que soit le secteur (*figure 4*, stations 1, 5, 4). Les secteurs profonds servent de zone d'atterrissement pour les particules fines naturellement riches en matières organiques [60]. Un accroissement de la teneur en azote des cinq premiers centimètres des sédiments dans les secteurs conchylicoles et les secteurs profonds est ainsi observé par rapport au reste de la lagune (*figure 5*).

À l'intérieur des secteurs conchylicoles, le type d'élevage, en suspension sous des tables de 600 m², entraîne une concentration locale des éléments rejetés qui est aggravée par le frein hydrodynamique que constituent ces mêmes installations (Cugier, comm. pers.). Il en résulte une élévation des concentrations en matières organiques au droit des installations (*figure 6*) pour les sédiments superficiels (0 à 5 cm), accroissement moins marqué dans les couloirs des secteurs conchylicoles. Pour les sédiments profonds (5 à 10 et 10 à 15 cm) aucune différence

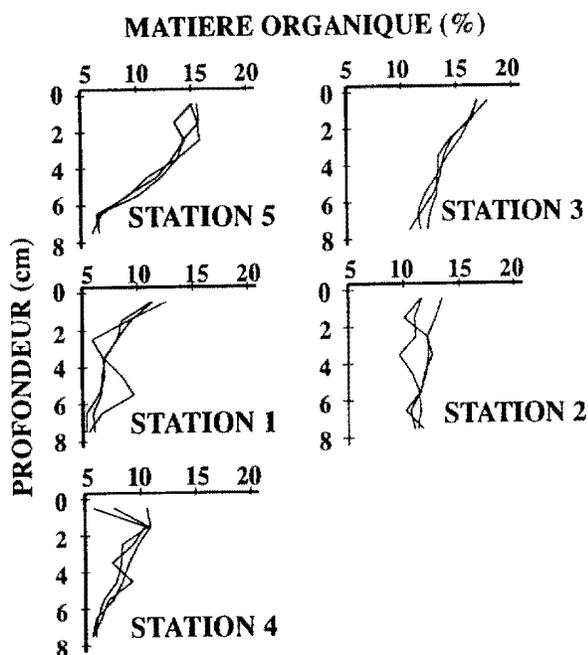


Figure 4. Pourcentage de matière organique dans les sédiments en fonction de la profondeur (cm) dans les grands couloirs des secteurs conchylicoles A et B (stations 3 et 5) et hors des secteurs conchylicoles (stations 1, 2 et 4) au mois de juin 1993. Trois répliqués par station.

Figure 4. Percent of organic matter in sediment as a function of sediment depth (cm) in large channels between suspended oyster frames (areas A and B, stations 3 and 5) and in free lagoon (stations 1, 2 and 4) in June 1993. Three replicates per station.

significative n'apparaît entre les stations (sous table, petits et grands couloirs) et en fonction des saisons, alors que les différences sont significatives (respectivement $p < 0,001$ et $p < 0,002$) pour les sédiments superficiels comme le signalent Wu et al. [75] pour des élevages de poissons dans un environnement subtropical.

Les concentrations en ammonium des eaux interstitielles sont supérieures sous tables par rapport aux différents couloirs (tableau III). Il existe une relation exponentielle significative ($r = 0,66$, $n = 31$, $p < 0,001$) dans les sédiments superficiels (0–2 cm) entre les concentrations en ammonium et la teneur en matière organique, cette relation n'existe pas pour les sédiments profonds. Ces éléments traduisent la forte reminéralisation benthique dans les couches superficielles des sédiments sous l'effet des apports de la conchyliculture [5]. Les capacités de reminéralisation des sédiments, plus intenses en été et automne, sont sans doute dépassées par les apports

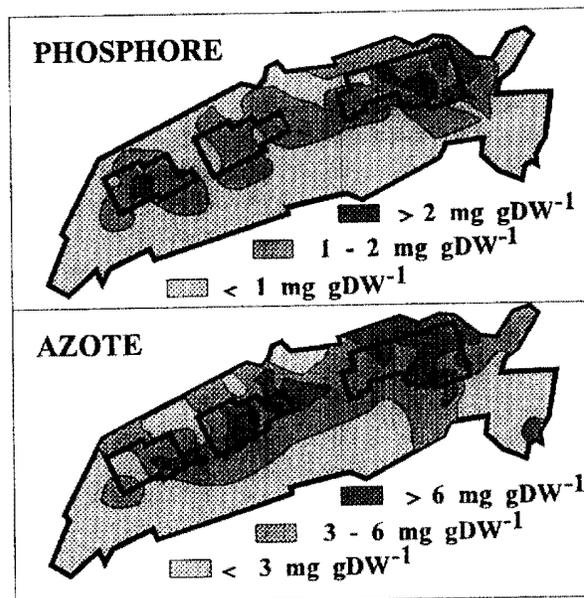


Figure 5. Cartographie de la teneur en phosphore et azote des sédiments superficiels (niveau 0–5 cm) dans la lagune de Thau (retracé d'après [62, 24]).

Figure 5. Phosphorus and nitrogen concentrations in the upper sediment (0–5 cm level) in Thau Lagoon (redrawn from [62, 24]).

annuels moyens de biodépôts au droit des tables [38], mais aussi à un degré moindre dans les couloirs. Grenz et al. [39] signalent qu'il faut une semaine pour que la fraction labile des biodépôts soit minéralisée, mais que la minéralisation de la fraction plus réfractaire nécessite plus de vingt jours et dépend de la température. Les phosphates dans les eaux interstitielles des sédiments superficiels ont un comportement différent puisque leur teneur reste en moyenne comprise entre 1,28 et 2,84 $\mu\text{mole L}^{-1}$, sauf en automne sous table (9, 27) et en été [59]. Ceci est à relier à l'épuisement de l'oxygène dans les sédiments qui en faisant baisser le potentiel d'oxydoréduction libère les phosphates liés aux hydroxydes de fer [58]. Les baisses d'oxygène se produisent en été, principalement dans les secteurs conchylicoles les plus profonds et en l'absence de vent [69, 70]. La baisse du potentiel d'oxydoréduction qui en résulte, induite par l'accroissement des concentrations en matières organiques du sédiment dû à l'ostréiculture, entraîne une augmentation des processus de réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium ainsi qu'une diminution des taux de nitrification [35]. Les flux qui en découlent sont jusqu'à cinq fois supérieurs sous les tables conchylicoles par rapport à l'extérieur pour les élevages d'huîtres [12, 56] et de

Tableau III. Concentration moyenne en ammonium ($\mu\text{mole}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les sédiments superficiels et profonds (0–2 cm/10–15 cm) et significativité de leurs différences (trois carottes par point). Juin 1993.

Table III. Mean ammonium concentration ($\mu\text{mole}\cdot\text{L}^{-1}$) in upper and deeper (0–2 cm / 10–15 cm) sediment (three replicates per station). June 1993.

	janvier	avril	juillet	octobre	ANOVA ($p <$)
Sous Table	35,8/63,9	66,5/121,3	167,2/287,2	152,8/135,3	0,0045/0,46
Petit Couloir	35,7/56,1	25,6/20,4	100,4/68,9	35,6/43,8	0,042/0,01
Grand Couloir	22,3/38,3	29,5/38,7	29,6/32,7	17,4/29,9	0,39/0,25
ANOVA ($p <$)	0,19/0,20	0,2/0,08	0,029/0,054	0,0008/0,0003	

moules [5, 4]. Ces flux sont accentués par les anoxies durant l'été et dans les secteurs profonds (données non publiées). Si, durant l'hiver, la couche superficielle (0–50 cm) des sédiments sous les tables d'élevage est enlevée, les flux sont réduits à la période printanière suivante d'un facteur 11 pour le phosphore, 5 pour l'ammonium et 3 pour l'oxygène par rapport aux flux sous des tables non dévasées [38]. Mais après l'été, période de forte production de biodépôts, l'effet du dévasage est estompé.

L'ensemble de ces paramètres du sédiment agit sur les populations benthiques. En 1908, les phanérogames et en particulier les zostères, constituaient l'essentiel des peuplements de macrophytes [68] mais étaient limitées en bordure de lagune. Les herbiers sont associés à des gastéropodes alors que les fonds nus sont dominés par les bivalves. Les années 1990 sont marquées par une richesse spécifique élevée, avec 169 taxons de macrophytes [7, 74] et plus de 80 % de la biomasse sur les fonds de la zone sud-ouest [32, 50]. Cette richesse spécifique très élevée, caractéristique de la lagune de Thau, a été augmentée par l'installation de nouvelles espèces importées par la conchyliculture. Ce sont 11 algues nouvelles qui apparaissent entre 1961 et 1971 à cause du transfert d'huîtres portugaises entre l'Atlantique et l'étang de Thau. Ce sont 106 algues nouvelles pour la région qui sont identifiées à partir de 1971 dont 20 espèces d'origine japonaise ou atlantique dues à l'introduction de naissain d'huître japonaise entre 1971 et 1976 [6, 74]. Mais c'est encore le cas à l'heure actuelle lors d'immersion non autorisée d'huîtres en provenance de Corée ou du Japon [74]. Ainsi, quatre espèces nouvelles, dont deux jusqu'à présent inconnues en Méditerranée, ont été identifiées près de Bouzigues en 1994 [74]. Les herbiers à zostères ont agrandi leur aire (figure 7) avec l'avancée des secteurs conchylicoles au sud-ouest de la lagune jusqu'à 5 m de profondeur [50, 54]. L'absence d'herbiers sous les tables elles-mêmes et leur présence dans les couloirs

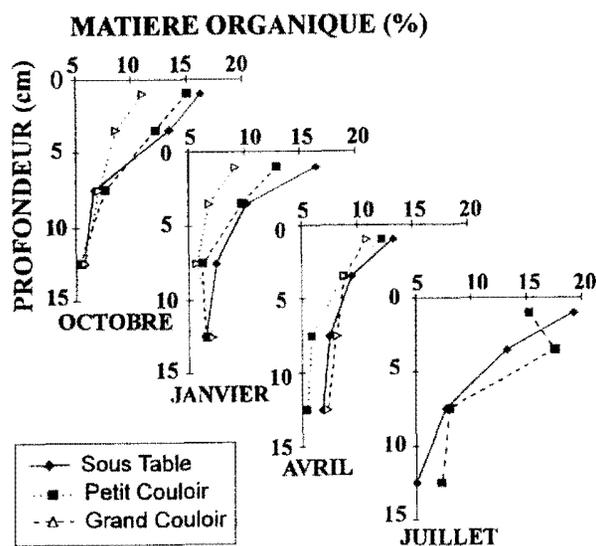


Figure 6. Pourcentage de matière organique dans les sédiments en fonction de la profondeur (cm) et de la saison sous table conchylicole (ST), dans les petits (PC) et grands couloirs (GC) de la zone conchylicole B.

Figure 6. Percent of organic matter in sediment as a function of sediment depth (cm) and season under suspended oyster frame (ST), in small (PC) and large (GC) channels between tables in area B.

adjacents sont constatées par des observations en plongée sous-marine. Cette extension entre les tables est sans doute à relier avec l'éclaircissement de l'eau provoqué par l'alimentation des filtreurs en élevage. En effet, le coefficient d'atténuation de la lumière est de $0,35\text{ m}^{-1}$ dans la lagune alors qu'il est compris entre 0,4 et $0,9\text{ m}^{-1}$ dans les secteurs conchylicoles (Bibent, données non publiées). Sur les fonds supérieurs à 5 m s'installent des Floridéophycées qui représentent 67 % de la biomasse algale totale [32, 33, 51]. Dans la partie nord-est, plus profonde et moins éclairée, les tapis d'algues sont décimés périodiquement par les anoxies estivales. Ces secteurs, riches en matière organique sont recolonisés par

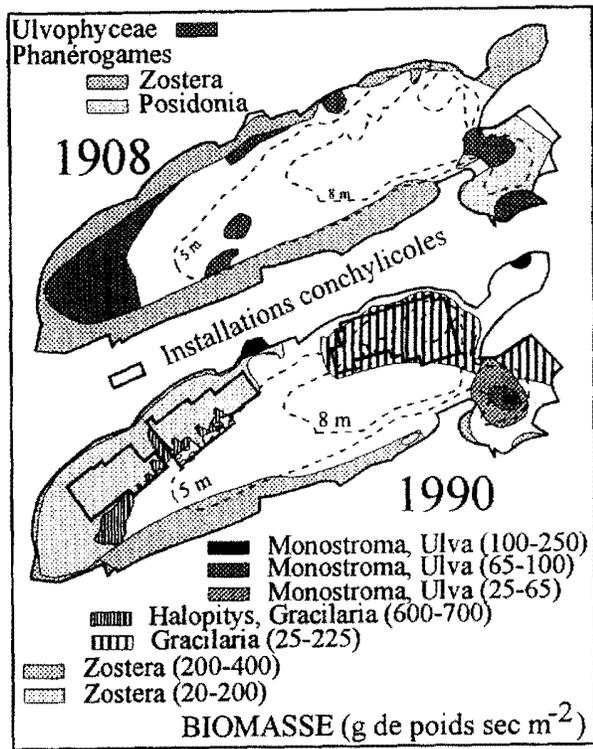


Figure 7. Comparaison cartographique de la distribution des macrophytes de la lagune de Thau en 1908 et 1990. D'après Sudry [68], Lauret [50] et Gerbal et Verlaque [33].

Figure 7. Comparison of macrophyte distribution in Thau Lagoon in 1908 and 1990. After Sudry [68], Lauret [50] and Gerbal and Verlaque [33].

des espèces opportunistes comme les polychètes *Capitella capitata* et *Scololepis fuliginosa* [40, 56] et par des tapis dérivants de gracilariales.

Sous les tables, les sédiments conchylicoles sont colonisés par du microphytobenthos (diatomées) avec des biomasses maximales (200 mgChl m^{-2}) par rapport aux couloirs [3]. Ce microphytobenthos est remis en suspension à partir d'une vitesse critique d'érosion comprise entre 15 et 20 cm s^{-1} dans la lagune de Thau [20], c'est-à-dire une vitesse critique de frottement moyenne de $0,88 \text{ cm s}^{-1}$. Cette vitesse, plus précisément définie pour les sédiments du golfe de Carteau est de $16,5 \text{ cm s}^{-1}$. L'impact des tables conchylicoles se fait sentir sur le macrobenthos. Les apports de benthos de substrat dur qui en proviennent (*fouling*) colonisent les nombreuses coquilles d'huîtres vides qui parsèment le sédiment. Les populations de substrat meuble (*figure 8*) sont transformées jusqu'à 30 m environ en dehors des structures [48].

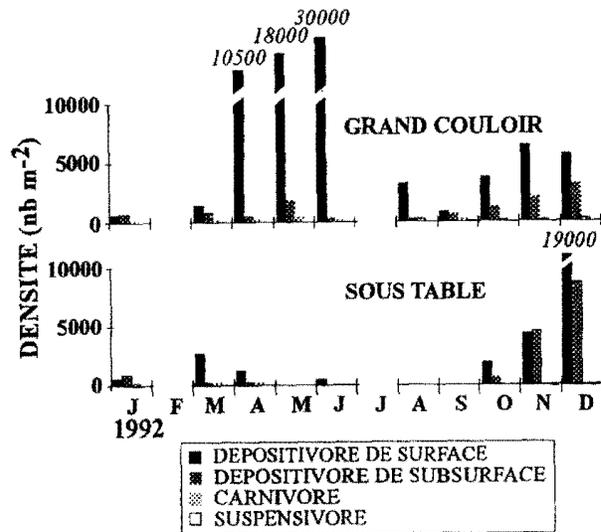


Figure 8. Évolution saisonnière de la densité des groupes trophiques constituant le benthos de substrat meuble dans la lagune de Thau [34].

Figure 8. Seasonal distribution of trophic group density for soft bottom benthos in Thau Lagoon [34].

À cette distance, se trouvent des peuplements qui caractérisent les sables vaseux de mode calme. Cependant cet impact est variable selon la situation des tables dans les secteurs d'élevage. L'enrichissement organique à l'aplomb des structures d'élevage et jusqu'à 3 m de la table est à l'origine de la réduction de la densité (*figure 8*), de la diversité spécifique et de la prolifération d'espèces indicatrices de pollution organique (*C. capitata*, *S. fuliginosa*, *Nereis caudata*) [34]. Au centre même de la table, la présence de gastéropodes tels que *Amycla corniculum* est caractéristique d'une pollution organique et d'un faible renouvellement des masses d'eau [31, 48] traduisant l'effet physique des structures sur le déplacement des masses d'eau (Cugier, comm. pers.).

Le zoobenthos de substrat dur représente 146 taxons grâce à la diversité et à l'importance des substrats offerts par les structures d'élevage. La surface colonisable est majoritairement représentée par les coquilles des huîtres. De plus, comme pour les macrophytes, des introductions liées aux transferts d'huîtres et de moules ont augmenté encore cette diversité spécifique [8] et peuvent être à la source de risques écologiques non négligeables comme la destruction d'une partie du cheptel par deux gastéropodes de la famille des *Muricidae* (*Ocenebra erinacea*, *Urosalpinx cinera*). L'ensemble des épibiontes représente envi-

ron 40 % de la biomasse sans coquille d'un élevage de plus d'un an [48, 55].

3.6. Impact sur le système pélagique

3.6.1. Impact sur le réseau trophique

L'activité alimentaire des filtreurs entraîne une diminution des densités des particules en suspension dans l'eau dans toutes les gammes de taille exceptées pour les plus grosses particules ($> 165 \mu\text{m}$) (Gentien, données non publiées). Si les huîtres seules sont peu efficaces sur les particules inférieures à $2 \mu\text{m}$, la pression de prédation exercée par l'ensemble des filtreurs en suspension sous les tables (huîtres, épibiontes, moules) est efficace jusque sur des particules inférieures au micromètre [55], les bactéries étant retenues avec une efficacité de 20 à 45 % (résultat non publié). Par contre, en exerçant une forte prédation sur les consommateurs de bactéries (protozoaires), les élevages peuvent localement favoriser leur développement. À l'opposé, les organismes correspondant aux particules les plus grosses (mésozooplancton) présentent sans doute des capacités d'échappement qui leur permettent de ne pas trop subir la prédation des élevages puisque les biomasses rencontrées dans les zones conchylicoles ne sont que deux à trois fois inférieures à celles rencontrées dans la lagune, alors que ces différences sont dix fois inférieures pour le microzooplancton [14, 47]. Cette prédation directe et la compétition trophique que les élevages de filtreurs entretiennent avec le zooplancton et les larves planctoniques pourraient avoir un impact local sur le recrutement d'autres espèces commercialement importantes [28].

Si l'activité alimentaire des filtreurs en élevage entraîne une déplétion des populations phytoplanctoniques dans les tables (*figure 9*) mais aussi dans les secteurs conchylicoles par rapport au reste de la lagune [71], le recyclage dont ils sont responsables [57] est favorable à la production primaire, particulièrement pour les cellules les plus petites [73]. De plus, en éliminant préférentiellement les particules les plus grosses au bénéfice du développement des particules inférieures à $1 \mu\text{m}$, c'est le réseau trophique microbien (bactéries, picoplancton, protozoaires) qui semble favorisé par rapport au réseau trophique herbivore (diatomées, zooplancton). Il n'est cependant pas démontré que cette pression de prédation soit à l'origine toute l'année de la dominance en densité d'une espèce de picophytoplancton eucaryotique, *Ostreococcus tauri*, genre et espèce inférieure à $1 \mu\text{m}$ récemment décrites [13, 16].

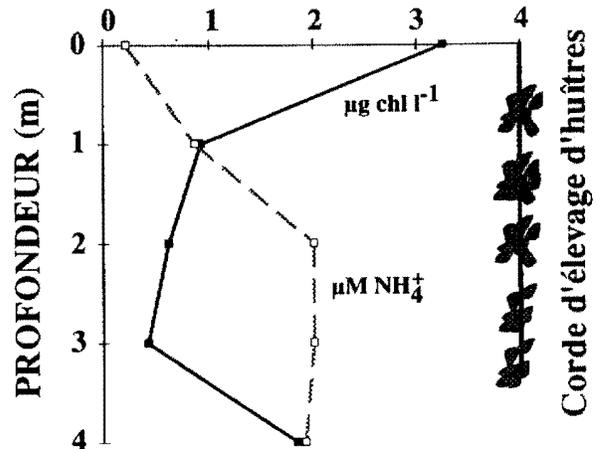


Figure 9. Profil moyen annuel des concentrations de chlorophylle et d'ammonium dans une table conchylicole de la zone B (Vaquer, comm. pers.).

Figure 9. Annual mean cross-section of chlorophyll and ammonium concentrations in a suspended culture table in area B (Vaquer, pers. comm.).

Cette espèce n'a pour l'instant été trouvée que dans la lagune de Thau.

3.7. Limitation de l'eutrophie

Depuis le début des années 1970, la concentration moyenne en phosphate des eaux de la lagune de Thau décroît régulièrement (*figure 10*) (réseau Ifremer-Del, [67]). Conjointement à cette décroissance, plusieurs

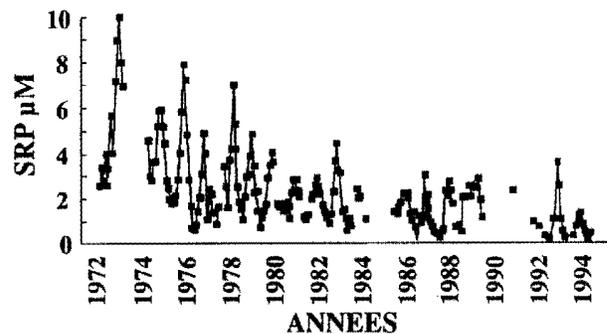


Figure 10. Évolution des concentrations en phosphate (SRP : soluble reactive phosphorus) dans les eaux de la lagune de Thau (données réseaux Ifremer-Del Sète [67]).

Figure 10. Evolution of phosphate concentrations (SRP: soluble reactive phosphorus) in the water column of Thau Lagoon (survey Ifremer-Del Sète [67]).

transformations importantes se sont produites dans et autour de la lagune de Thau. À l'intérieur de la lagune, le nombre des parcs d'élevage a doublé, passant de 1400 en 1970 à 2474 en 1991 et leur disposition a changé (remembrement). Autour de la lagune, la population a augmenté ainsi que le tourisme depuis les années 1960 [10]. Si en 1962 toutes les eaux usées étaient rejetées sans traitement dans le milieu naturel, c'est surtout au début des années 1970 que l'assainissement se développe de façon efficace [64], avec la proposition d'un schéma d'assainissement par l'Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse et l'installation de stations d'épuration et de bassins de lagunage ([10] ; Fauvel, non publié). De plus, à partir de la fin des années 1980, les conchyliculteurs eux-mêmes assainissent leurs apports aux bordures de la lagune en organisant le ramassage des déchets conchyliques. Nous ne traiterons ici que l'impact direct de la conchyliculture sur cette diminution des teneurs en phosphate des eaux de la lagune.

Malgré la baisse de production de moules, l'extension de l'élevage des huîtres creuses et des épibiontes associés a entraîné une augmentation régulière des quantités de phosphore fixées dans les stocks en élevages. L'année 1975 servant de référence, il apparaît, sur les 17 années suivantes, une relation significative entre l'augmentation de la quantité de phosphore fixée annuellement dans l'élevage (ΔQE_{PO_4}) et la diminution moyenne des concentrations de phosphates dissous dans l'ensemble de la lagune (ΔD_{PO_4}) :

$$\Delta D_{PO_4} = 1,97 \Delta QE_{PO_4} - 6,94 \quad (r = -0,74, p < 0,0025) \quad (\text{figure 11})$$

Ainsi, 29 % de la diminution des concentrations de phosphates dans les eaux de la lagune sont imputables au développement de la conchyliculture et des organismes qui y sont associés. Ceci confirme les observations de Larsson [49] sur la mytiliculture sur les côtes de Suède, de Cloern [15], d'Officier et al. [61], de Kaspar et al. [45] et de Folke et Kautsky [28]. Pour le reste (71 %), une partie est vraisemblablement due au piégeage dans les sédiments qui, subissant de moins en moins d'anoxies estivales, relarguent moins à cette période. Une autre est sans doute expliquée par la mise en place de l'assainissement à partir du début des années 1970 et sa montée en puissance. L'accroissement de la biomasse végétale, dû à la prolifération des espèces introduites depuis le début des années 1970, doit sans doute aussi intervenir dans cette diminution du phosphore dissous des eaux de la lagune.

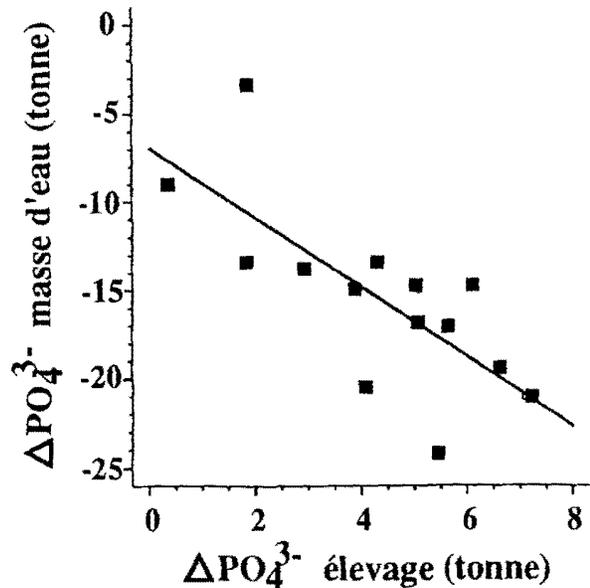


Figure 11. Relation entre l'augmentation de la fraction de phosphore fixée dans les élevages conchyliques et la diminution des quantités de phosphore dans l'eau de la lagune de Thau (17 années d'observation avec 1975 comme année de référence).

Figure 11. Relationship between the increase in phosphorus fraction in shellfish culture and decreased amount of phosphorus in Thau Lagoon water (survey of 17 years with 1975 as reference).

4. CONCLUSION

La conchyliculture a profondément marqué le milieu dans lequel elle s'est installée et développée. Cette empreinte a changé autant les hommes qui en vivent que le milieu dans lequel elle se développe. Ces transformations ont à la fois équilibré le fonctionnement lagunaire et rendu exceptionnels des dérèglements épisodiques qui y existaient déjà.

Ainsi, en accroissant le transfert vers les sédiments des éléments en suspension dans la colonne d'eau, et donc en éclaircissant l'eau, la conchyliculture a permis l'extension des herbiers sur des secteurs plus profonds qui ne leur étaient pas accessibles auparavant. En réinjectant massivement et rapidement des éléments nutritifs dans la colonne d'eau, elle agit favorablement sur la productivité de l'écosystème, même si par sa pression de prédation elle en élimine rapidement les produits (phytoplancton), sans doute favorisant le développement des espèces de petites tailles. Mais en fixant ces éléments, tels que le phosphore et l'azote dans les tissus des coquillages, qui sont périodiquement exportés de la lagune pour la com-

mercionalisation, elle participe activement à la limitation de l'eutrophisation de ces systèmes sous influence anthropique.

Par contre, en concentrant la matière organique sur le sédiment, particulièrement dans les secteurs profonds où l'installation transitoire de thermoclines limite la pénétration de l'oxygène atmosphérique près du fond [67], elle favorise l'apparition d'anoxie et vraisemblablement l'empoisonnement des eaux profondes par des émissions d' H_2S et de NH_4^+ [11]. Ces dérèglements, favorisant l'auto-épuration de l'écosystème, détruisent les populations benthiques, mais aussi, lorsqu'ils se prolongent, peuvent atteindre les élevages et les populations pélagiques [17] avec des conséquences économiques graves [30]. Les efforts d'aménagement et d'assainissement sur

le bassin versant depuis 1972 laissent espérer une diminution de l'occurrence de ces phénomènes (malaïgues).

Remerciements

Cette synthèse a été réalisée dans le cadre du programme Oxythau financé par le Programme national d'océanographie côtière (PNOG 1992–1995), par un contrat de plan État–Région Languedoc-Roussillon (1991–1994), par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) et par le département de l'Hérault. Les auteurs remercient l'ensemble des participants à ce programme.

RÉFÉRENCES

- [1] Asmus H., Asmus R.M., Phytoplankton-mussel bed interactions in intertidal ecosystems, in: Dame R.F. (Ed.), *Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, NATO ASI Series, G33 (1993) 57–84.
- [2] Auberger F., Bourgeois A., Desambrois D., Étude des possibilités d'amélioration de l'ostréiculture de l'étang de Thau suite à la crise de décembre 1989, Rapport ENSA (1990) 47 p.
- [3] Barranguet C., Alliot E., Plante-Cuny M.R., Benthic microphytic activity at two Mediterranean shellfish cultivation sites with reference to benthic fluxes, *Oceanol. Acta* 17 (2) (1994) 211–221.
- [4] Baudinet D., Flux nutritifs particuliers et dissous dans un écosystème mytilicole côtier méditerranéen, thèse doct. univ. Aix-Marseille-II (1991) 135 p.
- [5] Baudinet D., Alliot E., Berland B., Grenz C., Plante-Cuny M.R., Plante R., Salen-Picard C., Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface, in: Bonin D.J., Golterman H.L. (Eds.), *Fluxes between trophic levels and through the water-sediment interface*, Kluwer Academic Publishers, Belgium. *Hydrobiologia*, 207 (1990) 187–196.
- [6] Belsher T., Boudouresque C.F., Lauret M., Riouall R., L'envahissement de l'étang de Thau (France) par la grande Phaeophyceae *Sargassum muticum*. P.V. Congrès-Assemblée plénière Com. int. Explor. sci. Médit. 29 (4) (1984) 33–36.
- [7] Ben Maiz N., Boudouresque C.F., Lauret M., Riouall R., Inventaire bibliographique des macrophytes (algues, phanérogames) signalés dans l'étang de Thau (Hérault, France), *Naturalia monspeliensia*, sér. Bot. 52 (1988) 71–84.
- [8] Boudouresque C.F., Ribera M.A., Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin – conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs, First International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, C.F. Boudouresque, Meinesz A., Gravez V. (éd.), GIS Posidonie publ., France, 1994, 29–102.
- [9] Calvet L., L'ostréiculture à Cète et dans la région de l'étang de Thau, *Trav. Inst. Zool. Univ. Montpellier et Stat. Zool. Sète*, S2, mémoires 20 (1910) 1–104.
- [10] Catanzano J., Thébaud O., Le littoral. Pour une approche de la régulation des conflits d'usage, Institut océanographique/Ifremer, collection « PROPOS » (1995) 115 p.
- [11] Caumette P., Baleux B., Étude d'une eau rouge due à la prolifération de bactéries photosynthétiques (étang du Prévost, France), *Mar. Biol.* 56 (3) (1980) 138–194.
- [12] Chapelle A., Mesnage V., Mazouni N., Deslous-Paoli J.-M., Picot B., Modélisation des cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments d'une lagune soumise à une exploitation conchylicole, *Oceanol. Acta* 17 (6), (1994) 609–620.
- [13] Chrétiennot-Dinet M.J., Courties C., Vaquer A., Neveux J., Claustre H., Lautier J., Machado C., A new marine picoeucaryote: *Ostreococcus tauri* gen. et sp. nov. (Chlorophyta, Prasinophyceae), *Phycologia* 34 (1995) 285–292.
- [14] Cirillo J., Microzooplancton de deux sites dans une lagune nord-méditerranéenne (étang de Thau) : étude de peuplement par analyse d'image, mémoire DESS, univ. Corse (1994) 68 p.
- [15] Cloern J.E., Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay ? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9 (2) (1982) 191–202.
- [16] Courties C., Vaquer A., Troussellier M., Lautier J., Chrétiennot-Dinet M.J., Neveux J., Machado C., Smallest eukaryotic organism, *Nature* 370 (1994) 255.
- [17] Crivelli A., Ximénès M.-C., Alterations of the functioning of mediterranean lagoons and their effects on fisheries and aquaculture, in: Finlayson M., Hollis T., Davis T. (Eds.), *Managing*

- mediterranean wetlands and their birds, Proc. IWRB Internat. Symp., Grado, Italy, IWRB special publication, 20 (1992) 134–140.
- [18] Dame R.F., Spurrier J.D., Wolawer T.G., Carbon, nitrogen and phosphorus processing by an oyster reef, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 54 (1989) 249–256.
- [19] Dumas R., Organic matter at the sediment-water interface of an oyster bed, *Oceanis* 9 (3) (1983) 159–162.
- [20] Denis L., Grenz C., Plante-Cuny M.-R., Étude expérimentale de la remise en suspension du microphytobenthos, *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie, Écologie* 319 (1996) 529–535.
- [21] Deslous-Paoli J.-M., Croissance et qualité de l'huître *Crassostrea gigas* en élevage dans le bassin de Marennes-Oléron, *Téthys* 10 (4) (1982) 365–371.
- [22] Deslous-Paoli J.-M., Lannou A.-M., Geairon P., Bougrier S., Raillard O., Héral M., Effects of the feeding behaviour of *Crassostrea gigas* (Bivalve Molluscs) on biosedimentation of natural particulate matter, *Hydrobiologia* 231 (1992) 85–91.
- [23] Deslous-Paoli J.-M., Mazouni N., Souchu P., Landrein S., Pichot P., Juge C., Oyster farming impact on the environment of a mediterranean lagoon (Thau) (preliminary results of the OXYTHAU programme), in: Dame R.F. (Ed.), *Bivalve filter-feeders in estuarine and coastal ecosystem processes*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, NATO ASI Series, G33, 1993, 519–521.
- [24] Deslous-Paoli J.-M., Sornin J.-M., Durand F., Chevalier M., Lagabrielle R., Pelissier M., Tournier H., Juge C., Cartographie et caractéristiques des sédiments superficiels du secteur conchylicole de l'étang de Thau, Rapport interne Ifremer DRO/EM 91.03 (1991) 61 p.
- [25] Deslous-Paoli J.-M., Sornin J.-M., Héral M., Biodéposition et digestibilité des aliments in situ pour trois mollusques estuariens (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*, *Crepidula fornicata*), *Haliotis* 16 (1987) 233–245.
- [26] Fauvel Y., L'étang de Thau : compétition pour une exploitation, une redite, Rapport Ifremer DRV-SDA (1985) 48 p.
- [27] Fauvel Y., Conchyliculture sans marée histoire sans marée, tome 1 : les jeunes années 1859–1945, rapp. Ifremer DRV 87-01.SDA (1987) 161 p.
- [28] Folke C., Kautsky N., The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture, *Ambio* 18 (4) (1989) 234–243.
- [29] Garrabé M., Antona M., Le Brun E., Rey H., Étude économique des filières d'élevage aquacole en Méditerranée française, Contrat de recherche CEP – Ifremer n° 86 1 590906 (1986) 191 p.
- [30] Garrabé M., Cabassut M., Évaluation économique d'un cas de dystrophie lagunaire, CEP, univ. Montpellier-I, (1989) 191 p.
- [31] Géhant P., Jeanneret H., La macrofaune benthique de l'étang de Thau : approche biocoénotique, thèse univ. Montpellier-II (1984) 115 p.
- [32] Gerbal M., Analyse spatio-temporelle des peuplements phyto-benthiques de substrat meuble de l'étang de Thau (Hérault, France), thèse doct. univ. Aix-Marseille-II (1994) 241 p.
- [33] Gerbal M., Verlaque M., Macrophytobenthos de substrat meuble de l'étang de Thau (France, Méditerranée) et facteurs environnementaux associés, *Oceanol. Acta* 18 (5) (1995) 557–571.
- [34] Geringer d'Oedenberg M., Le rôle de la macrofaune dans les flux d'éléments dissous à l'interface eau-sédiment dans l'écosystème de l'étang de Thau, Mém. DEA, univ. d'Aix-Marseille-II (1993) 196 p.
- [35] Gilbert F., Souchu P., Bianchi P., Bonin M., Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151 (1997) 143–153.
- [36] Giovannoni V., Des jardiniers de l'eau, genèse d'une culture, mém. maîtrise ethnologie, univ. Montpellier-III (1987) 135 p.
- [37] Giovannoni V., Les pêcheurs de l'étang de Thau, écologie humaine et ethnologie des techniques, L'Harmattan, Paris (1995) 283 p.
- [38] Grenz C., Alliot E., Baudinet D., Helis L., Massé H., Influence des opérations de dévasage sur les flux de nutriments à l'interface eau-sédiment (bassin de Thau, France), *Vie et Milieu* 42 (2) (1992) 157–164.
- [39] Grenz C., Hermin M.N., Baudinet D., Dumas R., In situ biochemical and bacterial variation of sediments enriched with mussel biodeposits, in: Bonin D.J., Golterman H.L. (Eds.), *Fluxes between trophic levels and through the water-sediment interface*, Kluwer Academic Publishers, Belgium, *Hydrobiologia* 207 (1990) 153–160.
- [40] Guelorget O., Perthuisot J.P., Lamy N., Lefebvre A., Structure et organisation de l'étang de Thau d'après la faune benthique (macrofaune, méiofaune), Relations avec le confinement, *Oceanol. Acta* 17 (1) (1994) 105–114.
- [41] Hamon P.Y., Croissance de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) dans l'étang de Thau, Estimation des stocks de mollusques en élevage, thèse doct. USTL, Montpellier (1983) 331 p.
- [42] Hamon P.Y., Tournier H., Estimation de la biomasse en culture dans l'étang de Thau (été 1980), Sciences et Pêches, Bull. Inst. Pêches marit. 313 (1981), 1–23.
- [43] Hamon P.Y., Tournier H., Étude des stocks de mollusques élevés dans l'étang de Thau de 1981 à 1987, Rapp. Ifremer RIDRV - 90.43 - RA/SETE (1990) 121 p.
- [44] Hargrave B.T., Duplisea D.E., Pfeiffer E., Wildish D.J., Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured atlantic salmon, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96 (1993) 249–257.
- [45] Kaspar H.F., Gillepsie P.A., Boyer I.C., MacKenzie A.L., Effect of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38 (1985) 201–212.
- [46] Koroleff F., Determination of nutrients, in: Grasshoff K. (Ed.), *Methods of Sea-Water Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, 1976, 117–182.
- [47] Lam-Hoai T., Rougier C., Lassere G., Tintinnids and rotifers in a northern Mediterranean coastal lagoon. Structural diversity and function through biomass estimations, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152 (1997) 13–25.

- [48] Lamy N., Organisation, structure et dynamique des peuplements macrobenthiques d'une table conchylicole de l'étang de Thau (Hérault, France), thèse doct. univ. Montpellier-II (1996) 292 p.
- [49] Larsson A.M., Hydrographical and chemical observations in a coastal area with mussel farming, western Sweden, Rapport de l'Univ. de Gothenburg, Suède, 46 (1984) 29 p.
- [50] Lauret M., Les herbiers à zostères de l'étang de Thau, campagne 1990 des Onglous à Mèze, rapp. CEPRALMAR – Région Languedoc-Roussillon (1990) 10 p + cartes.
- [51] Lauret M., Les herbiers à Zostères de l'étang de Thau, Campagne 1994, de Mèze à la crique de l'Angle, bassin des Eaux Blanches, rapp. CEPRALMAR-Région Languedoc-Roussillon (1994) 12 p + cartes.
- [52] Lavenu F., La télédétection des radiations infrarouges appliquée à l'étude des étangs côtiers, et plus particulièrement à celle des étangs de Thau (Languedoc), thèse doct. univ. Montpellier-II, (1972) 74 p + annexes.
- [53] Le Brun E., La conchyliculture dans le bassin de Thau : approche des exploitations conchylicoles, rapport de contrat 84/3346, Centre régional de la productivité et des études économiques, univ. Montpellier-I (1985) 91 p.
- [54] Manaud F., Deslous-Paoli J.-M., Pichot P., Juge C., Hussenet J., Buchet V., Bodoy A., Le Mao P., Mauvais J.-L., Aquaculture en marais et lagunes – 1^{re} partie, Équinoxe (1993) 41, 14–36.
- [55] Mazouni N., Influence des élevages ostréicoles sur le fonctionnement d'un écosystème lagunaire méditerranéen, Étude in situ de l'influence des filtreurs (coquillages et épibiontes) sur le flux de matières particulières et dissoutes, thèse doct. univ. Aix - Marseille-II (1995) 174 pp + annexes.
- [56] Mazouni N., Gaertner J.C., Deslous-Paoli J.-M., Landrein S., Geringer d'Oedenberg M., Nutrient and oxygen exchanges at the water sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France), J. Exp. Mar Biol. Ecol. 205 (1996) 91–113.
- [57] Mazouni N., Gaertner J.C., Deslous-Paoli J.-M., Influence of oyster culture on water column characteristics in a coastal lagoon (Thau, France), Hydrobiologia, 373/374 (1998) 149–156.
- [58] Mesnage V., Contribution à l'étude de la mobilité des formes de phosphate à l'interface eau-sédiment dans les écosystèmes lagunaires, thèse doct. univ. Montpellier-I (1994) 252 p.
- [59] Mesnage V., Picot B., The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a Mediterranean coastal lagoon, Hydrobiologia 297 (1995) 29–41.
- [60] Millet B., Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau, Validation d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau), Oceanol. Acta 12 (1989) 37–46.
- [61] Officier C.B., Smayda T.J., Mann R., Benthic filter feeding: a natural eutrophication control, Mar. Ecol. Prog. Ser. 9 (1982) 203–210.
- [62] Pena G., Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau, thèse doct. univ. Montpellier-II (1989) 143 p.
- [63] Penso G., Les produits de la pêche, Vigot, Paris, 1953, 418 p.
- [64] Sauvagnargues J.C., Battista J., Schaeffer A., Étude de la pollution de l'étang de Thau, rapp. ISTPM, Sète (1972) 66 p.
- [65] Sornin J.-M., Collos Y., Delmas D., Feuillet-Girard M., Gouleau D., Nitrogenous nutrient transfers in oyster ponds: role of sediment in deferred primary production, Mar. Ecol. Prog. Ser. 68 (1990) 15–22.
- [66] Souchu P., Gasc A., Cahet G., Vaquer A., Collos Y., Deslous-Paoli J.-M., Biogeochemical composition of Mediterranean waters outside the Thau lagoon, Estuar, Coast. Shelf Sci. 44 (1997) 275–284.
- [67] Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J.-M., Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France), Mar. Ecol. Prog. Ser. (1998) sous presse.
- [68] Sudry L., L'étang de Thau, essai de monographie océanique, Ann. Inst. océanogr., Monaco, 1 510° / (1910) 1–208, 1 carte.
- [69] Tournier H., Audabram D., Landrein S., Deslous-Paoli J.-M., L'oxygène dans l'étang de Thau, contribution à l'étude de risque de « malaïgue », rapp. Ifremer DRO 90.02 EM/SETE (1990) 27 p.
- [70] Tournier H., Deslous-Paoli J.-M., Variations spatio-temporelles estivales de l'oxygène dans les secteurs conchylicoles de l'étang de Thau, actes du colloque, Le littoral, ses contraintes environnementales et ses conflits d'utilisation, Nantes, 1–4 juillet 1991, Amiard J.C., Robert J.M. (éd.), Isomer, univ. Nantes (1992), 121–124.
- [71] Tournier H., Pichot Y., Répartition de la chlorophylle a dans l'étang de Thau : richesse nutritive pour les mollusques d'élevage, Rev. Trav. Inst. Pêches marit. 49 (1–2) (1985) 13–24.
- [72] Tréguer P., Le Corre P., Manuel d'analyse de sels nutritifs dans l'eau de mer, Utilisation de l'autoanalyseur II Technicon, 2^e édition, Lab. Océanogr. Chim., univ. Bretagne occidentale, Brest (1975) 110 p.
- [73] Vaquer A., Troussellier M., Courties C., Bibent B., Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau lagoon (northwest Mediterranean coast), Limnol. Oceanogr. 41 (8) (1996) 1821–1828.
- [74] Verlaque M., L'étang de Thau (France), un site majeur d'introduction d'espèces en Méditerranée – relation avec l'ostréiculture. Second International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Ribera M.A., Ballesteros E., Boudouresque C.F., Gomez A., Gravez V. (Eds), Publicacions Universitat Barcelona (1996) 423–430.
- [75] Wu R.S.S., Lam K.S., MacKay D.W., Lau T.C., Yam V., Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment, Mar. Envir. Res. 38 (1994) 115–145.