

EFFET DES BIODÉPÔTS DE L'HUÎTRE *CRASSOSTREA GIGAS* (THUNBERG) SUR L'ACCUMULATION DE MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES PARCS DU BASSIN DE MARENNES-OLÉRON.

J. M. SORNIN⁺, M. FEUILLET⁺⁺, M. HÉRAL⁺⁺⁺, J. M. DESLOUS-PAOLI⁺⁺⁺ (1)

⁺ *Laboratoire de géologie Marine Université de Nantes 44037*

⁺⁺ *Laboratoire de Cultures Marines I.S.T.P.M. La Rochelle 17000*

⁺⁺⁺ *Laboratoire de Cultures Marines I.S.T.P.M. La Tremblade 17390*

RÉSUMÉ

L'accumulation de biodépôts apporte des modifications géochimiques du sédiment sous jacent non négligeables avec une augmentation qui peut atteindre 83 % de la teneur en carbone organique. En piégeant in situ les biodépôts recueillis directement sous les tables ostréicoles on obtient un dépôt journalier compris selon la saison entre 8 et 99 g de carbone par m². Le recyclage des quantités importantes de matières organiques augmente la consommation d'oxygène, le milieu plus réducteur favorise notablement l'ammonification et la réduction des sulfates en sulfures. Ainsi on peut considérer qu'il y a jusqu'à 4 fois plus de H₂S dans les zones de culture intensive d'huîtres. Or le dégagement de H₂S semble être néfaste pour la filtration des huîtres (Ito et Imaï, 1955) et pour la survie des larves d'huîtres (Caldwell, 1975).

(1) avec la collaboration technique de F. Guerguin-Mornet, C. Hérault, D. Razet, M. Taquet.

ABSTRACT

The accumulation of biodeposits brings about geochemical modifications of the underlying sediment, that are noticeable. The increase can reach 83% of the amount of organic carbon. By catching the deposits on the spot and by gathering them directly from the oyster tables we get a daily deposit that can weigh, according to season, between 8 and 99 g of carbon a square meter. The recycling of important quantities of organic matter increase the oxygen needs and the most reducing environment provides opportunities for ammonification and reduction of sulfate into sulfur. So we can consider that there is as much as 4 times more sulfurous hydrogen in intensive oyster-growing areas. This output of sulfurs seems to cause the oyster filtration some damage (Ito et Imaï, 1955) as well as the survival of oyster larvae (Caldwell, 1975).

INTRODUCTION

Si des études biologiques ont pris en compte les mécanismes qui régissent la filtration des mollusques ainsi que les différents paramètres qui peuvent influencer expérimentalement sur la production de fèces et pseudofèces, peu de travaux ont essayé d'appréhender in situ la biodéposition ainsi que l'évolution géochimique du sédiment sur lequel s'accumule les rejets fécaux des mollusques cultivés. Ito et Imaï (1955) ont attribué le déclin de la productivité des zones ostréicoles japonaises à l'accumulation de matière organique sur les sols où les cultures sont répétées annuellement. En 1957, Lund s'est attaché à l'importance de la biodéposition pour les dépôts sédimentaires des bancs naturels d'huîtres. Plus récemment, Kusuki (1977, 1978) montre l'influence des biodépôts sur la détérioration des zones de cultures d'huîtres. En effet, les rejets fécaux riches en matière organique peuvent provoquer après minéralisation la formation d'azote ammoniacal et de sulfures néfastes pour les mollusques cultivés.

Il nous a paru intéressant d'étudier les effets de l'accumulation de matières organiques rejetées par l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur le sol des parcs ostréicole du bassin de Marennes-Oléron (France), en suivant les différentes étapes du cycle: rejets, accumulation dans le sol, puis enrichissement des eaux interstitielles.

METHODOLOGIE

1. Prélèvements des échantillons

Pour recueillir les biodépôts en milieu naturel, nous avons disposé des pièges à sédiment directement sous les tables de culture (fig. 1). La technique des pièges utilisés a été détaillée par Sornin (1981).

Différents réceptacles témoins ont aussi été mis en place pendant 24 heures sous des installations vides ou

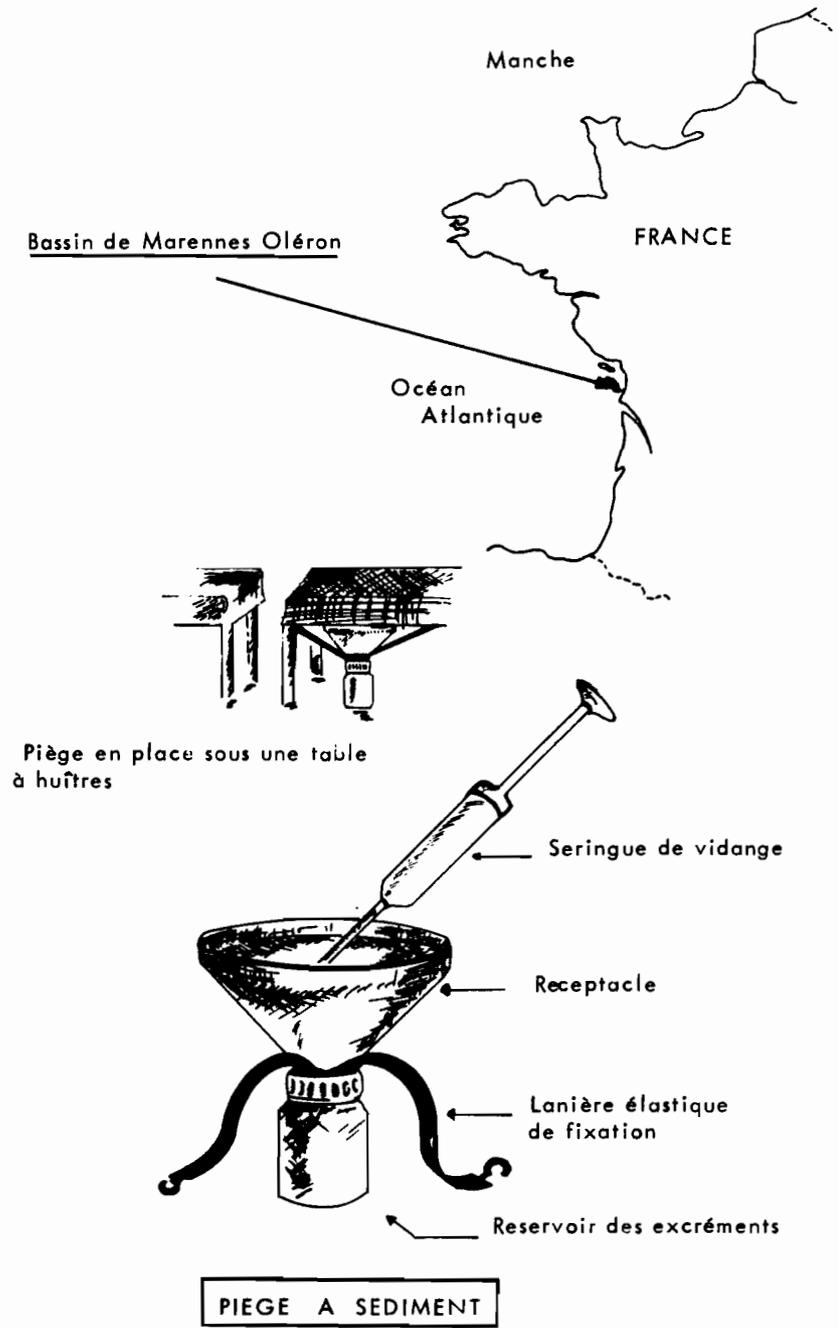


Fig. 1. Situation géographique du bassin de Marennes-Oléron. Piège à sédiment et leur position sous les tables ostréicoles.

Tableau 1: Evolution pondérale moyenne de la chair des huîtres âgées de 2 ans et de la biomasse de chair en culture. Résultats exprimés en gramme de chair sèche.

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Poids	0,75	0,75	0,88	1,27	1,59	1,91	2,04	1,34	1,30	1,25	1,09	1,00
Biomasse	150	150	176	254	318	382	408	268	260	350	218	200

hors des cultures. On récolte ainsi les sédiments dus à la filtration biologique in situ et ceux liés à la décantation des matières en suspension dans l'eau.

Les quantités de biodépôts sont calculées par différence entre les quantités recueillies sous les huîtres disposées selon le même mode de culture.

La vase superficielle des sols soumis ou non à la biodéposition est récoltée à l'aide d'un "rabot à vase" qui permet de recueillir des couches d'environ cinq millimètres d'épaisseur. Ainsi trois niveaux ont été étudiés: 0 à 5 mm, 5 à 10 mm et 10 à 15 mm. Les prélèvements sont effectués sur des surfaces de l'ordre de 0,5 m². Ensuite, l'extraction des eaux interstitielles est faite dans les 24 heures par centrifugation à 3 000 tours pendant 10 minutes. Puis elles sont filtrées sur membrane Whatman G.F.C.

II. Méthodes de dosages.

Le carbone organique a été dosé par voie humide avec le mélange sulfochromique (Allison, 1935; Anne, 1945; Walkley, 1947).

Le dosage de l'azote organique total a été réalisé par la méthode de Kjeldahl, celui de l'azote minéral (Azote nitrique et azote ammoniacal échangeable) par la méthode de Drouineau et Gouny (1947) sur sédiment humide.

L'hydrogène sulfuré est dosé après fixation sous forme de sulfure de zinc et dosé en retour par le thiosulfate.

La matière organique est estimée globalement par la perte au feu, une fraction aliquote des prélèvements étant brûlée à 450°C pendant deux heures.

Les pigments chlorophylle a et phéopigments sont dosés par la méthode spectrophotométrique de Lorenzen (1967).

L'ammoniaque dans les eaux interstitielles et sus-jacentes a été dosé selon la méthode de Koroleff (1969).

ANALYSE DES BIODEPOTS

Les biodépôts ont été recueillis sous 4 huîtres. La densité des huîtres cultivées est de 200 au m² dont la biomasse chair sèche a évolué pendant l'année 1980 (tableau 1).

I. Analyse pondérale

Les quantités de biodépôts subissent des variations saisonnières (fig. 2): — pendant les mois d'hiver (octobre à mars) le poids de sédiment sec rejeté est élevé et varie entre 8,5 et 44,0 g par gramme de chair sèche d'huître.

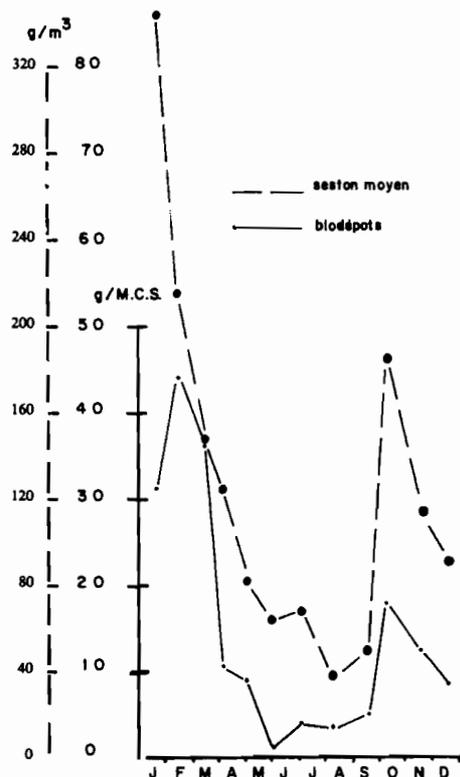


Fig. 2. Evolution saisonnière des quantités de biodépôts excrétés par les huîtres (en g. par g. de chair sèche = g/M.C.S.) et du seston moyen de la colonne d'eau (g/m³).

— Pendant les mois d'été (avril à septembre) il est plus faible et compris entre 1,2 et 8,2 g par gramme de chair sèche d'huître.

Ces variations sont principalement dues aux variations de la turbidité de l'eau. Ainsi une corrélation positive hautement significative ($r = 0,76$) a pu être mise en évidence, entre le seston moyen de la colonne d'eau (g/m³) et la quantité de biodépôts rejetée (g/g de chair sèche = g/M.C.S.) (Fig. 3).

$$\text{biodépôts} = 0,125 \text{ seston moyen} - 0,8$$

Si l'on tient compte de la biomasse cultivée on obtient ainsi des dépôts qui varient entre 6 600 g/m² (le 20/20/80) et 480 g/m² (3/06/80) par jour.

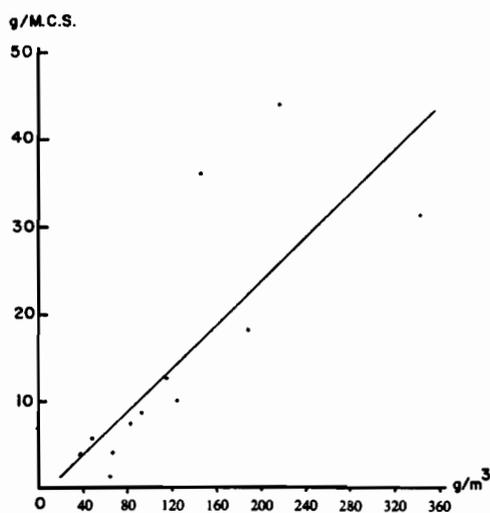


Fig. 3. Relation entre les biodépôts excrétés par les huîtres (g/M.C.S.) et le seston moyen de la colonne d'eau (g/m³):
Y = 0,125 X - 0,8

II Carbone organique

Les teneurs relatives en carbone organique des pièges situés sous les huîtres vivantes connaissent une nette augmentation en juin-juillet, puis baissent en septembre (fig. 4).

Les quantités de carbone organique rejetées sont étroitement liées à la quantité globale de biodépôts.

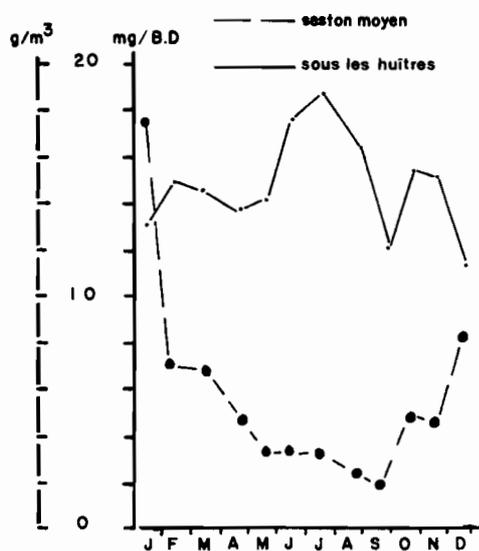


Fig. 4. Evolution saisonnière de la teneur en carbone dans les biodépôts (mg/g de biodépôts = mg/BD) et dans le seston moyen de la colonne d'eau (g/m³).

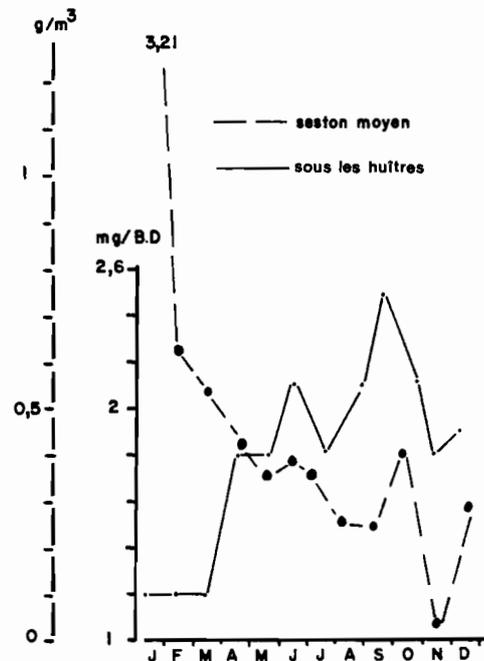


Fig. 5. Evolution saisonnière de la teneur en azote dans les biodépôts (mg/BD) et dans le seston moyen de la colonne d'eau (g/m³).

Elles suivent les mêmes variations: faibles valeurs pendant l'été et fortes en hiver. Il en est de même pour le carbone recueilli dans le seston de la colonne d'eau, cependant il n'y a pas de corrélation statistique ($r = 0,52$) entre les quantités de carbone des pièges situés sous les huîtres vivantes et celles recueillies dans le seston.

En tenant compte de la densité de répartition des huîtres, les quantités de carbone organique rejetées dans les pièges situés sous les huîtres vivantes varient entre 99,0 g/m² (20/02/80) et 7,6 g/m² (3/06/80) par jour.

III Azote organique total

L'azote présent dans les pièges situés sous les huîtres vivantes montre de fortes teneurs en juin et en septembre-octobre (fig. 5). Ceci coïncide avec de légères augmentations mesurées dans le seston à ces dates. Les quantités globales d'azote rejetées varient entre 3 mg/M.C.S. en juin et 53 mg/M.C.S. en février. De même que précédemment, on peut estimer la quantité d'azote rejetée dans les pièges situés sous les huîtres vivantes entre 7,95 g/m² (20/02/80) et 1,15 g/m² (3/06/80) par jour.

IV Matières organiques estimées par perte au feu

Les teneurs relatives (fig. 6) de la matière organique par rapport au poids de sédiment récolté dans les pièges montrent une augmentation sensible en mai —

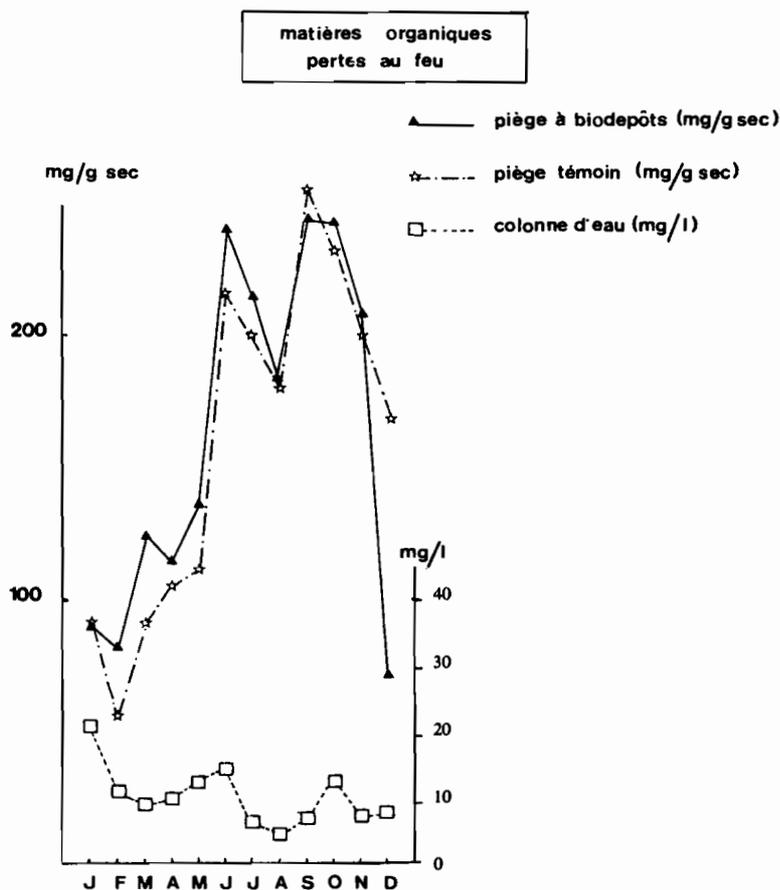


Fig. 6. Evolution saisonnière des teneurs en matières organiques des biodépôts, du piège témoin et de la colonne d'eau. valeurs estimées par la perte au feu.

juin et septembre — octobre. Ce cycle saisonnier est en relation étroite avec les teneurs en matières organiques du seston de la colonne d'eau excepté en période hivernale. En effet, à cette période la quantité totale de matières organiques en suspension dans l'eau est élevée, et en conséquences la quantité récoltée dans le piège témoin atteint sa valeur maximale (452 g/m^2) mais le pourcentage de matière organique de ce sédiment reste faible (6,8 %).

L'enrichissement du sédiment par les biodépôts en matières organiques a été calculé en faisant la différence entre la quantité dans les pièges sous les huîtres (g/m^2) avec une biomasse de 200 huîtres, et la quantité dans le piège témoin (g/m^2). Ainsi sur le tableau 2, on constate trois périodes principales d'accumulation dues aux rejets des fèces et pseudofèces par l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg), le mois de mars (473 g/m^2), le mois de mai (245 g/m^2) et le mois d'octobre (780 g/m^2).

V. Chlorophylle a et phéopigments

La teneur en chlorophylle a est un indice de la biomasse phytoplanctonique vivante dans les biodépôts, tandis que l'abondance des phéopigments est caractéristique du phytoplancton en voie de dégradation. Le cycle annuel de la biomasse phytoplanctonique de la colonne d'eau est très proche en 1980 de celui décrit pour l'année 1979, à cette même station, par Héral et al. (1980). Dans les fèces et pseudofèces des huîtres (fig. 7) on retrouve le même cycle saisonnier mais nettement amplifié. L'effet de la filtration et de la nutrition des mollusques a pour conséquence, par l'intermédiaire des biodépôts, une augmentation très nette des teneurs relatives en chlorophylle a et en phéopigments des sédiments récoltés sous les huîtres pendant la poussée phytoplanctonique des mois de mai et juin.

L'enrichissement des biodépôts en matières organiques d'origine phytoplanctonique est calculée

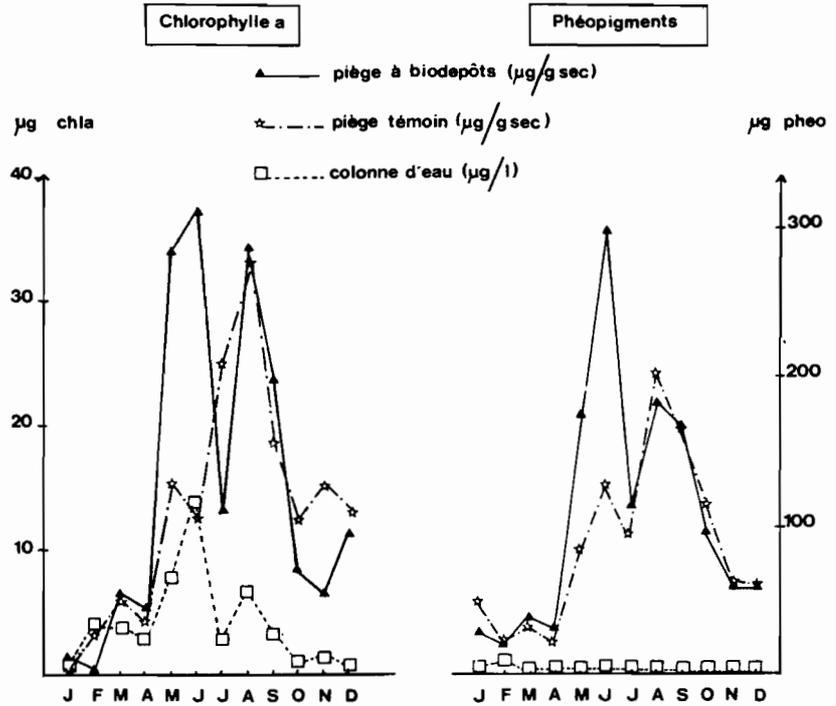


Fig. 7. Evolution saisonnière des teneurs en chlorophylle a et phéopigments des biodépôts, du piège témoin et de la colonne d'eau.

de la même manière que pour la matière organique (tableau 2). On constate des variations synchrones des chlorophylles et phéopigments, ce qui montre que l'utilisation du phytoplancton est effectif mais non complet. Les trois périodes d'accumulation sont les mois de mars, mai et septembre-octobre, ce qui correspond aux périodes d'enrichissement en matière organique qui semble donc exclusivement d'origine végétale.

LE SOL RECEPTEUR

Conjointement aux analyses faites sur les biodépôts, des prélèvements de sédiments superficiels ont été effectués sur des sols soumis ou non à la biodéposition.

1. Carbone et Azote

Ces 2 éléments ont eu en 1980 un comportement saisonnier différent. Le carbone a subi sous les cultures d'huîtres une augmentation plus sensible dans le premier niveau (0 à 0,5 mm de profondeur) à la fin du printemps (juin — juillet). (Fig. 8). Ceci a été confirmé par des échantillonnages effectués pendant cette période dans des bassins fermés (claires à huîtres) qui montrent des taux de carbone organique toujours

Tableau 2: Enrichissement des biodépôts en matières organiques, chlorophylle a, et phéopigments, en fonction de la saison.

	mat. org. g/m ²	Chlo/mg/m ²	Phéo/mg/m ²
J	- 32,6	+ 5,4	- 233,8
F	+ 297,5	+ 0,5	+ 35,2
M	+ 433,7	+ 19,3	+ 125,2
A	+ 108,4	+ 6,7	+ 50,2
M	+ 253,7	+ 74,4	+ 367,2
J	+ 210,2	+ 9,6	+ 58,7
J	- 19,3	- 2,2	+ 88,6
A	+ 143,6	- 3,8	- 49,3
S	+ 168,1	+ 26,1	+ 125,1
O	+ 779,8	+ 11,8	+ 286,3
N	+ 130,4	- 15,9	+ 33,6
D	- 180,3	- 4,0	- 5,8

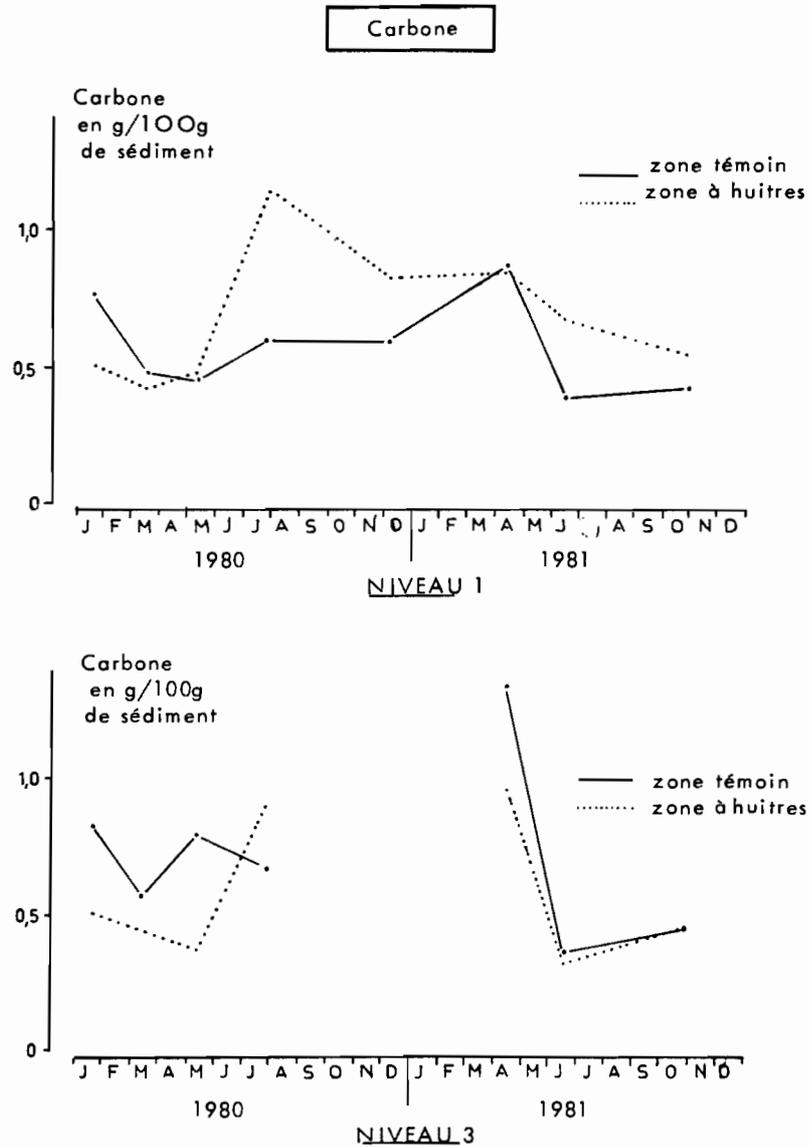


Fig. 8. Evolution saisonnière du carbone dans le sédiment des parcs à huîtres.

plus élevé sous les cultures. (Fig. 9). Ainsi l'augmentation moyenne est de l'ordre de 37%.

A l'inverse, c'est en hiver que l'azote montre de fortes accumulations (Fig. 10). Ceci correspond aux apports par les biodépôts des quantités d'azote les plus importantes de janvier et février 1980 (jusqu'à 7,95 g/m²/j). Il est à noter qu'à cette époque, le sédiment a connu un enrichissement en fraction fine

(<45 μm) et que sa teneur a doublé: 66% en janvier, contre des teneurs moyennes annuelles de 30%.

II. Les sulfures

La production de sulfure est plus intense dans les zones où sont cultivées les huîtres, en particulier au niveau de l'interface (niveau 1: 0 à 0,5 mm) et ceci tout au long de l'année sauf en hiver (Fig. 11). On note

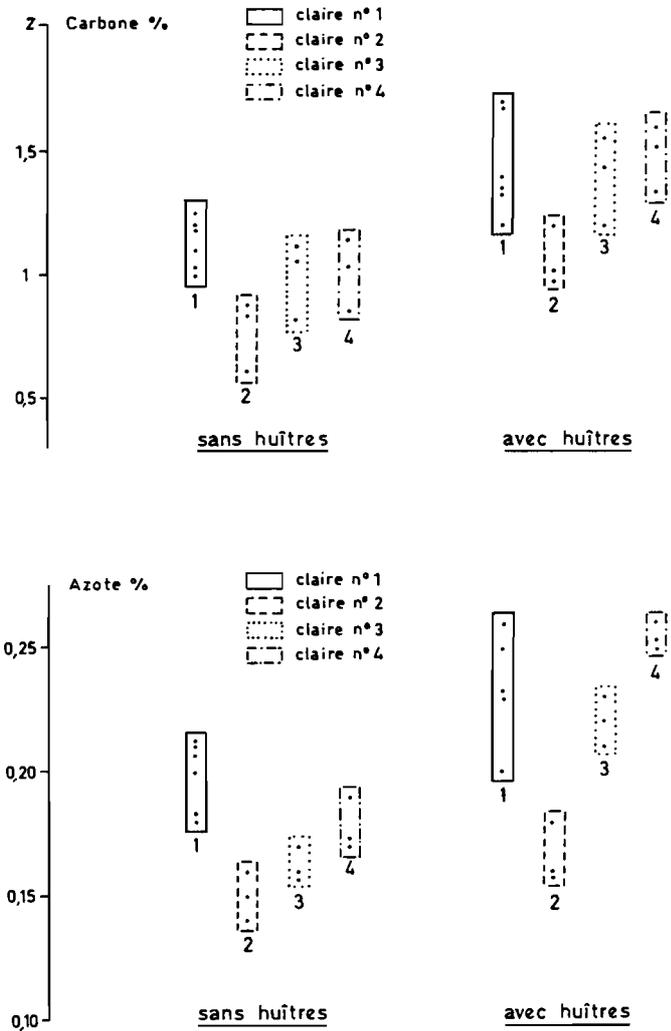


Fig. 9. Taux de carbone et d'azote dans le sédiment des claires à huîtres.

deux maxima en janvier et en juillet, sensibles pour les deux niveaux (0 à 0,5 mm et 1 à 1,5 mm).

Cependant les taux les plus forts et les variations les plus importantes se rencontrent pour les sédiments les plus superficiels (niveau 1).

III. Azote minéral (Ammoniacal échangeable et nitrique)

Prépondérant par rapport à l'azote nitrique, l'azote ammoniacal échangeable est plus élevé dans les zones où sont cultivées les huîtres (1,39 contre 0,81%). Sa

faible production hivernale 0,10% correspond au blocage de la minéralisation de l'azote organique total (0,75%) (Fig. 12.)

En septembre, le pic d'azote ammoniacal correspond à la minéralisation du matériel organique de la partie superficielle du sédiment (probablement d'origine phytoplanctonique et phytobenthique).

Le pic de mars fait suite à l'accumulation de matière organique observée dans les parcs d'élevage, accumulation physique et non due aux biodépôts. Le déclenchement de la minéralisation serait favorisé par

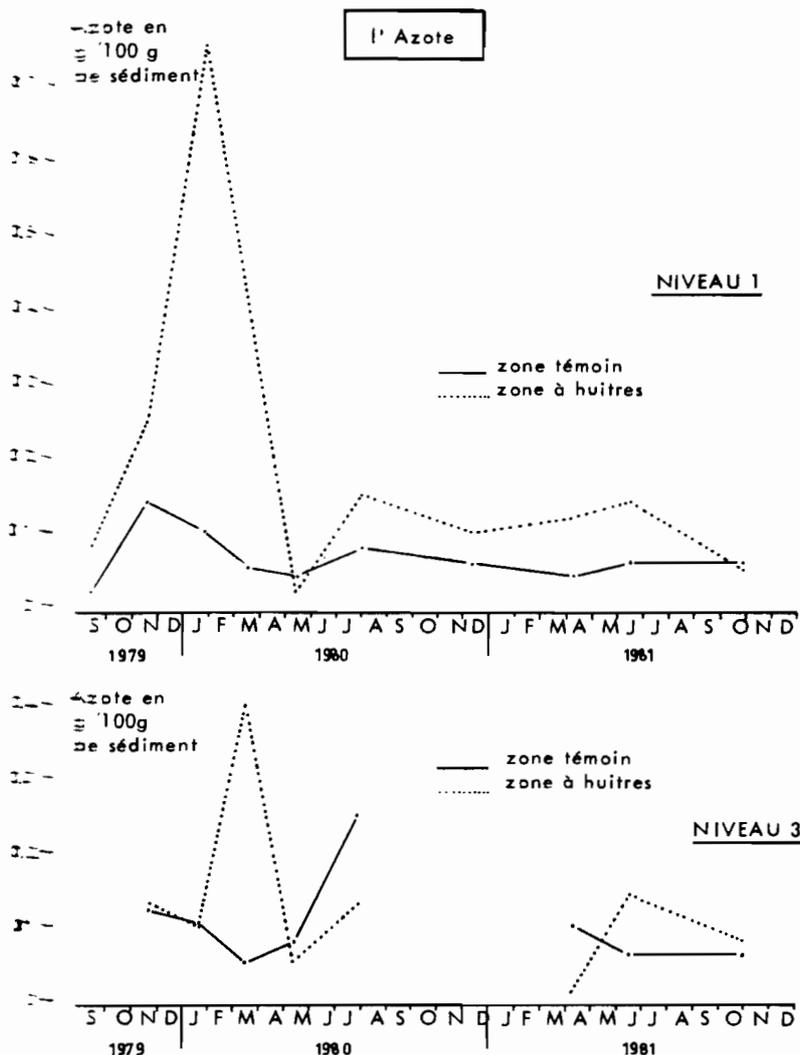


Fig. 10. Evolution saisonnière de l'azote dans les sédiments des parcs à huîtres.

l'élévation de la température et la reprise de l'activité bactérienne avec alternance d'anaérobiose et d'aérobiose (Canaudfour 1965).

LES EAUX INTERSTITIELLES

I. L'Ammoniaque dissous dans les eaux interstitielles

L'eau interstitielle des zones d'élevage est particulièrement riche en ammoniaque dissous, atteignant 170 µg at N/l en septembre. Ceci a déjà été

constaté dans d'autres sites (Feuillet & Gouleau, 1977) (Fig. 13). Il faut souligner l'activité du sédiment en mai (68,4 µg at N/l, niveau 1 et 212,4 µg at N/l, niveau 3).

Le gradient de concentration par rapport aux premiers centimètres du sédiment est positif, ce qui indique une diffusion de l'ammoniaque du sédiment vers l'eau sus-jacente.

Par ailleurs, l'ammoniaque échangeable (absorbé sur les argiles et la matière organique) est beaucoup plus important que l'ammoniaque dissous dans les

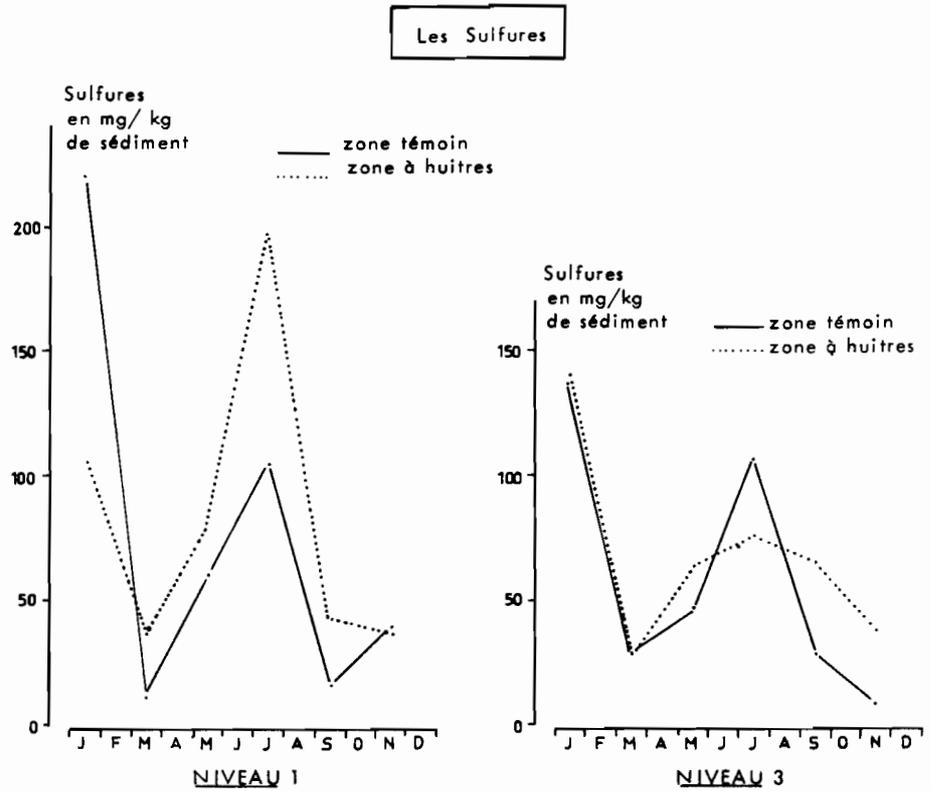


Fig. 11. Evolution saisonnière des sulfures du sédiment dans les parcs à huîtres.

eaux interstitielles, 3 à 60 fois plus élevé selon les périodes de l'année. Contrairement à Rosenfeld (1979) nos résultats entre l'ammoniaque échangeable et l'ammoniaque dissous ne sont pas corrélés.

DISCUSSION

Les quantités de biodépôts rejetées sont liées à la charge sestonique de la colonne d'eau. Ainsi plus le seston est abondant et plus les biodépôts seront nombreux.

Ce phénomène a déjà été mis en évidence en laboratoire (Lund, 1957; Ota, 1959 et Tenore & Dunstan, 1973). Ces mêmes auteurs ont de plus étudié la qualité de ces biodépôts : le taux de décharge des fèces reste à peu près constant tandis que les pseudo-fèces croissent proportionnellement à la turbidité (Loosanoff, 1947; Haven et Morales-Alamo, 1966). Ceci n'a pu être vérifié par nos expériences in situ. On supposera cependant que pour de fortes turbidités nos observations portent plus sur les pseudo-fèces que sur les fèces eux-mêmes.

D'autre part on voit nettement une plus faible excréation particulaire quand la turbidité atteint des valeurs trop fortes: en janvier 1980, 343 g/m³ dans le seston moyen. Ceci confirme la difficulté des huîtres à vivre en milieu trop turbide.

La disproportion entre les valeurs mesurées in situ et en laboratoire (tableau 3) peut provenir de la forte turbidité qui règne dans le bassin étudié et qui provoque des rejets considérables.

Il en est ainsi en hiver où nous mesurons les plus fortes quantités de biodépôts, alors que Bernard (1974) trouve des valeurs maximales en été et minimales en hiver.

Enfin, ce phénomène masque aussi le rôle que pourrait avoir les faibles températures hivernales. En effet, Walne, (1972) et Tsuchiya, (1980) ont démontré l'influence d'une diminution de la température sur la baisse du taux de filtration et donc sur la production des biodépôts. De même la présence de nombreuses particules minérales dans le seston provoque de faibles teneurs en matières organiques dans les biodépôts. Ainsi, le taux de carbone organique est compris entre 1 et 2% dans les biodépôts récoltés in situ, alors que

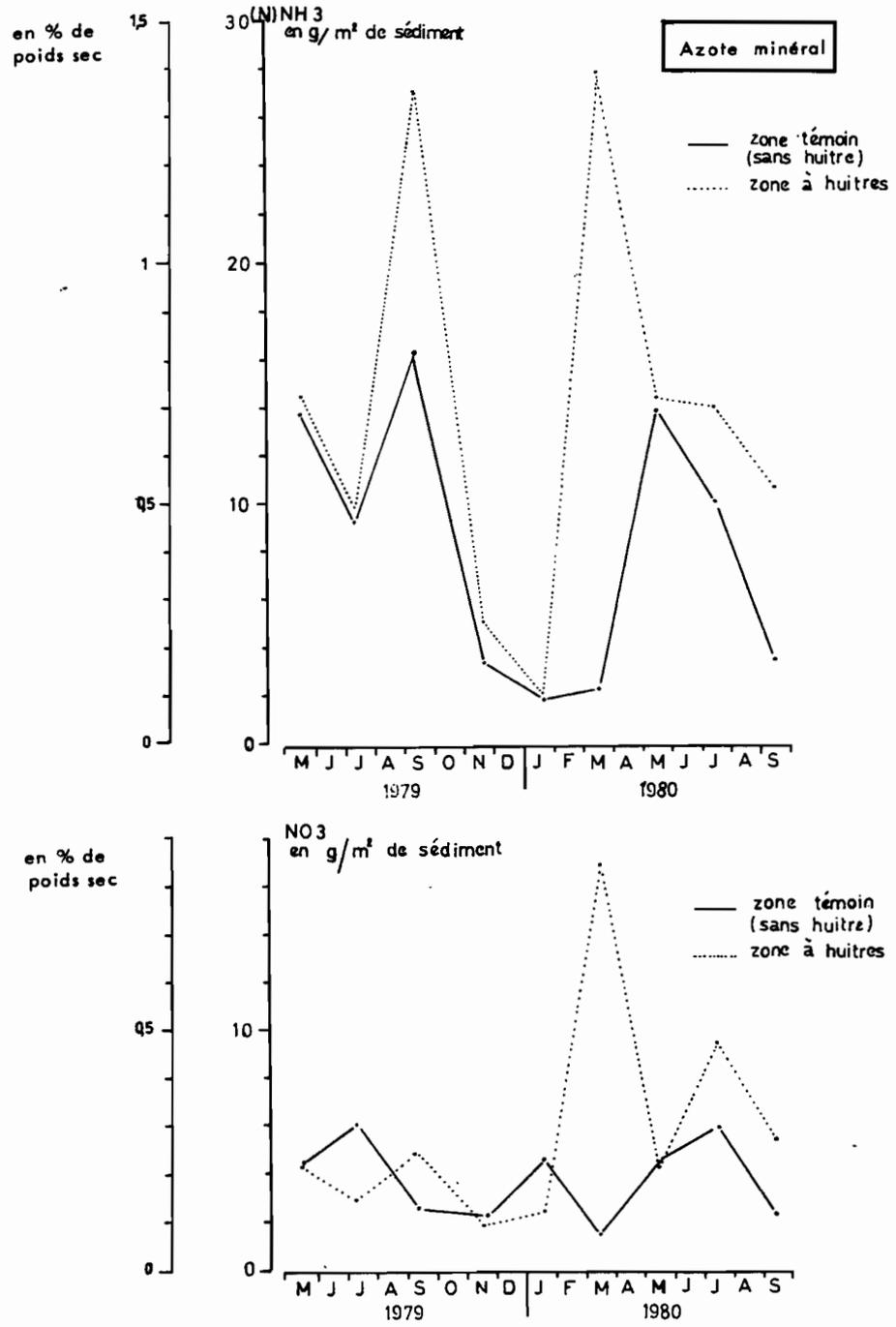


Fig. 12. Evolution saisonnière de l'azote minéral du sédiment des parcs à huîtres.

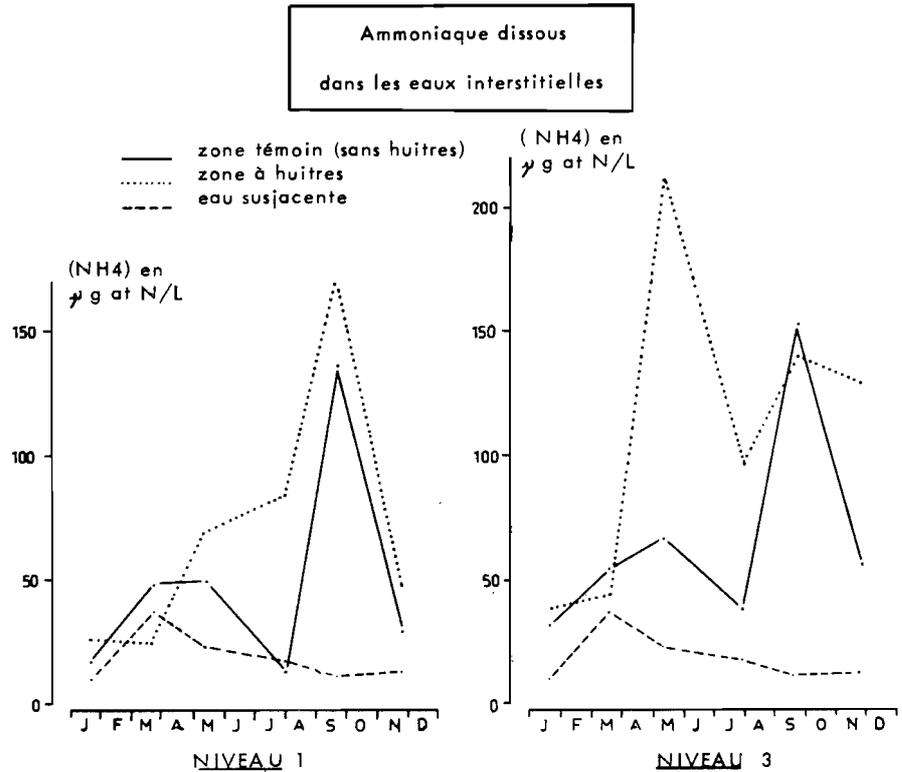


Fig. 13. Evolution saisonnière de l'Ammoniaque dissous dans les eaux interstitielles.

les mesures effectuées en laboratoire ou dans des zones de cultures peu turbides sont de l'ordre de 10% (Arakawa, 1970; Kusuki, 1977). Si les teneurs relatives en matières organiques des biodépôts suivent les variations saisonnières du phytoplancton, les quantités globales rejetées, liées à la quantité globale de biodépôts, suivent à leur tour des variations totalement inverses: les faibles valeurs se rencontrent

pendant l'été, les plus fortes en hiver. Les fortes valeurs hivernales sont dues à un effet physique des installations d'élevage qui provoquent une sédimentation élevée, que l'on retrouve d'ailleurs dans le piège témoin. Ce n'est qu'au printemps et à l'automne que l'activité biologique de l'huître entraîne un enrichissement élevé de la teneur en matière organique d'origine phytoplanctonique.

Tableau 3: Quantité de biodépôts rejetées en 24 heures.

Espèces		* mesure en laboratoire		** mesure in situ		Auteurs
		Avril	Juin Juillet	Août		
<i>Crassostrea virginica</i> *	g/MCS	0,29	0,13	0,20		Haven et Morales-Alamo 1966
	g/huître	0,14	0,19	0,22		
<i>Crassostrea gigas</i> *	g/huître	0,17	0,23	0,19		Bernard, 1974
	g/MCS	10,2	1,2	3,5		
<i>Crassostrea gigas</i> **	g/huître	1,3	2,4	4,7		ce travail

Si pour le carbone on trouve des augmentations sensibles de la teneur en carbone organique du sol en juin et juillet, par contre le comportement de l'azote est différent pendant les périodes froides où il y a stockage des matières protéiniques; la minéralisation se trouvant ralentie. Aussi observe-t-on une accumulation de l'azote en hiver, qui est favorisée par les apports des biodépôts des cultures de l'ordre de 8 g d'azote/m², accumulation que d'autres auteurs ont déjà observée dans des milieux identiques (Feuillet, 1980).

Ce stockage hivernal de matière organique azotée s'accompagne d'une accumulation sensible des particules fines. Ceci provoque en janvier une augmentation de la teneur en sulfure du sol. Une deuxième période d'accumulation de sulfure dans le sol a lieu à la fin du printemps et au début de l'été. Elle correspond, avec un léger décalage, à l'augmentation de carbone d'origine phytoplanctonique que nous avons notée au printemps. De telles augmentations de sulfures consécutives aux apports carbonés ont déjà été mises en évidence par Cahet (1974). Or l'hydrogène sulfuré est un gaz dont la teneur élevée dans les eaux des zones conchylicoles peut avoir de graves conséquences pour les mollusques d'élevage (Ito & Imai, 1955; Caldwell 1975). Cependant, à la vue de nos résultats, une telle accumulation ne semble pas prendre de fortes proportions dans le bassin Marennes Oléron. En effet, la présence de matière organique dans le sol subit des variations saisonnières marquées et les accumulations périodiques semblent correctement se minéraliser sans qu'il y ait de piégeage durable au niveau du sol, ce qui contribue à un enrichissement en ammoniacque, par suite de l'ammonisation au sein de l'eau interstitielle (Huc, 1973).

BIBLIOGRAPHIE

- ALLISON, L. E. 1935. Organic soil carbon by reduction of chromic acid. *Soil Science*, 40, 311-320
- ANNE, P. 1945. Dosage rapide du carbone organique dans le sol. *Annales Agronomiques*, 2, 161-172
- ARAKAWA, D. 1970. Scatological studies of the bivalvia (Mollusca). *Advances in Marine Biology*, 8, 307-436
- BERNARD, F. R. 1974. Annual biodeposition and cross energy budget of mature pacific oysters *Crassostrea gigas*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31, 185-190
- CAHET, G. 1974. *La matière organique et la sédimentation récente dans le golfe du Lion*. Thèse d'état. Paris, 263 p. + annexes
- CALDWELL, R. S. 1975. Hydrogen sulfide effects on selected larval and adult marine invertebrate. *Water Resources, Research Institut*, 31, 27 p.
- DROUINEAU, G. & GOUNY, P. 1947. Contribution à l'étude du dosage de l'azote nitrique par la méthode Dewarda. *Annales Agronomiques*, 2
- DUCHAUFOR, Ph. 1965. *Précis de pédologie*. Masson & Cie, Editeurs
- FEUILLET M. & GOULEAU D., 1977. Action des épandages de craie (ou Ca CO₃) sur les vases des claires et des parcs ostréicoles. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 41 (4), 417-436.
- FEUILLET M., 1980. Contribution à l'étude des fonds ostréicoles du marais des Loirs au Nord des Sables d'Olonne. *Bulletin de la société de géologie de Normandie et Amis du Muséum du Havre*, 67 (2), 43-61.
- HAVEN D. S. & MORALES — ALAMO R., 1966. Aspects of biodeposition by oyster and other invertebrate filter feeders. *Limnology & Oceanography*, 11, 486-498.
- HERAL M., RAZET D., MAESTRINI S., GARNIER J., 1980. Composition de la matière organique particulaire dans les eaux du bassin de Marennes-Oléron. Apport énergétique pour la nutrition de l'huître. *Comité international pour l'Exploration de la Mer, Comité des Mollusques et Crustacés n° L 44*.
- HUC A. Y., 1973. *Contribution à l'étude de l'humus marin et de ses relations avec les Kerogènes*. Thèse Université de Nancy, 83 p. + annexes.
- ITO S. & IMAI T., 1955. Ecology of oyster bed on the decline of productivity due to repeated cultures. *The Tohoku Journal of Agricultural Research*, 4, 251-268.
- KOROLEFF F., 1969. Direct determination of Ammonia in natural waters as indophenol blue. *International Conseil of the Exploration of the Sea*, C. M. 1969/C, 9, 19-22.
- KUSUKY Y. 1977. Fundamental studies on the deterioration of oyster growing grounds II: organic content of faecal materials. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 43 (2), 167-171.
- KUSUKY Y., 1978. Relationship between quantities of faecal material produced and of the suspended matter removed by japanese oyster. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 44 (11), 1183-1185
- LOOSANOFF, V. L. 1947. Effect of different concentration of microorganisms on the feeding of oysters (*O. Virginica*). *Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service*, 51 (42), 31-57
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheophytin: spectrometric equation. *Limnology and Oceanography*, 12, 343-346
- LUND, E.-J. 1957. Self-silting by the oyster and its significance for sedimentation geology. *Publication of the Institut of Marine Science, University of Texas*, 4 (2), 320-327
- OTA, S. 1959. Studies on feeding habits of *Pinetada martensii*. Seasonal changes in amount of feces. *Bulletin of the National Pearl Research Laboratory* 5, 429-433
- ROSENFELD, J. K. 1979. Ammonium adsorption in near-shore anoxic sediments. *Limnology and Oceanography*, 24 (2), 356-364.
- SORNIN, J. M. 1981. *Processus sédimentaires et biodéposition liés à différents modes de conchyliculture*. Thèse université de Nantes, 188 p.
- TENORE, K. R. & DUNSTAN, W. N. 1973. Comparison of feeding and biodeposition of three bivalves at different food levels. *Marine Biology*, 21, 190-195
- TSUCHIYA, M. 1980. Biodeposit production by the mussel *Mytilus edulis* (L) on rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 47, 203-222.
- WALKLEY, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. *Soil Science*, 104 (2), 135-144
- WALNE, F. R. 1972. The influence of current speed, body size and water temperature on the filtration rate of five species of bivalve. *Journal of the Marine Biological Association of the UK.*, 52, 345-374.

