

REJETS D'ELEVAGE DE POISSONS EN EAU DE MER : CONSEQUENCES POUR L'HUITRE *CRASSOSTREA GIGAS*

J.-M. CŒURDACIER *, M. HERAL **, M. LIANGE † ***, J. MOREAU **,
J. PROU *, D. RAZET ** et P. WILLIOT ***

* *ISTPM, Inspection sanitaire, 17390 La Tremblade, France.*

** *ISTPM, laboratoire Cultures marines, 17390 La Tremblade, France.*

*** *CEMAGREF, B.P. 3, 33610 Gazinet, France.*

Abstract

REJECTION OF FISH FARMING IN SEA WATER :
CONSEQUENCES FOR THE OYSTER *Crassostrea gigas*.

Reject waters from sea fish-ponds of rearing trout and turbot, show increased ammoniac and phosphate values. Protids, lipids and glucids contents of the waters remain low, with total values which do not overpass 1,7 mg.l⁻¹. Actually an important flow favours a dilution of organic matters from fish feces and left-over food. The sewage waters also show a phytoplanktonic biomass similar to the one in the environment. The weight-increase, and physiological state of the oysters in the sewage canal are indetical in 1982 to those of standard marshes, on the contrary in 1981 width-growth is the same but the weight-increase is lower by 65 % and must directly be related to higher tonnage in 1981, by 37 % compared to 1982. After showing that the oysters were likely to absorb sewage from fish farming ponds, the authors examine whether, for epidemiologic and rearing methods reasons, it is possible for both types of farming to cohabit as for as zoopathology is concerned. At bacteriological level, an increased amount of *Echerichia coli* affects the oysters downstream and an *Aeromonas hydrophila* significant level of contamination risks is noticed oysters by microorganisms coming from the fishes. The use of large-range antibiotics for the treatment of fishes can bring about problems which are then examined. The possible accumulation of those antibiotics in mollusks and antibioresistance transfert to germs may be pathogenic for man, are also discussed.

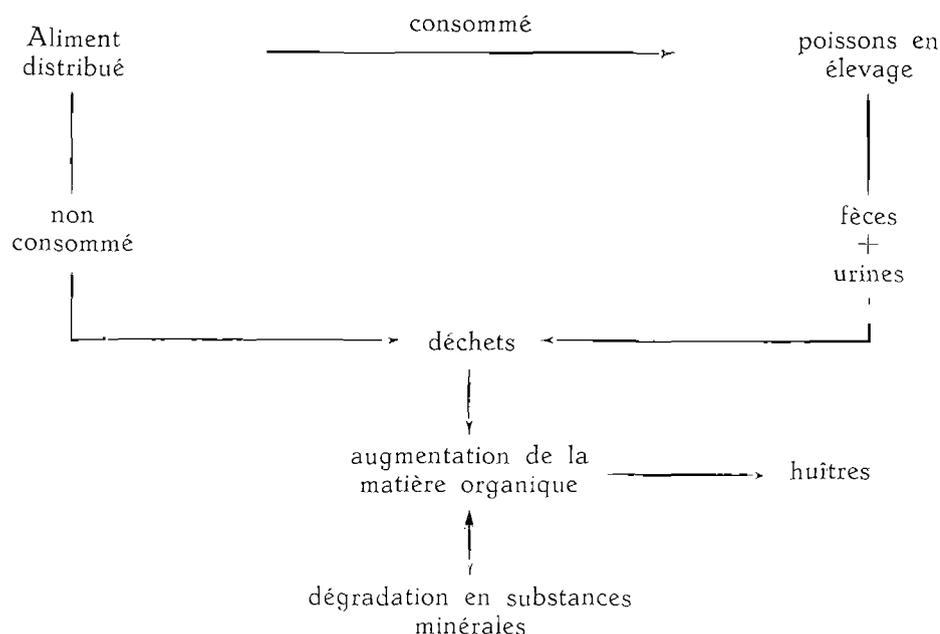
Ce travail est cosigné par ordre alphabétique. Les auteurs remercient particulièrement M. Guillaut et P. Carpentier d'Aquaculture Marine Française pour leur contribution active à ce travail.

Résumé

Les eaux de rejets d'une pisciculture marine de truites et de turbots présentent des teneurs en ammoniacque et en phosphate augmentées. Les teneurs en protides, lipides et glucides de ces eaux y restent faibles avec une teneur cumulée qui ne dépasse pas 1,7 mg. l⁻¹. En effet le débit élevé permet une dilution de la matière organique issue de l'excrétion des poissons et des aliments non utilisés. Les eaux du canal de rejet présentent par ailleurs une biomasse phytoplanc-tonique identique à celle du milieu environnant. La croissance, le gain de poids et l'état physiologique des huîtres dans le canal de rejet sont en 1982 identiques à ceux des huîtres des marais témoins. Par contre en 1981, la croissance en longueur est identique, mais le gain de poids est inférieur de 65 % et est à mettre en relation directe avec le tonnage élevé qui est en 1981 supérieur de 37 % par rapport à 1982. Après avoir montré que l'huître pouvait absorber les déchets de pisciculture, les auteurs examinent si pour des raisons épidémiologiques et de techniques d'élevage, la cohabitation est possible sur le plan zoosanitaire entre les deux formes de culture. Sur le plan bactériologique, une augmentation des teneurs en *Echerichia coli* est constatée dans les huîtres en aval de la pisciculture ainsi que la présence de *Aeromonas hydrophila* qui est révélateur du risque de contamination des huîtres par des microorganismes issus des poissons. Il est ensuite examiné les problèmes que peuvent poser l'utilisation des antibiotiques à large spectre pour le traitement des poissons, leur accumulation éventuelle dans les mollusques et le tranfert d'antibiorésistance qu'ils induisent à des germes qui sont éventuellement pathogènes pour l'homme.

Introduction.

Tout élevage intensif de poissons rejette un certain nombre d'éléments dissous et particu-laires dans le milieu environnant. Il se pose ainsi, lorsque les élevages de poissons sont à proxi-mité directe des secteurs conchylicoles, le problème de la compatibilité entre les déchets produits par une aquaculture de poissons et la production conchylicole.



Il est donc nécessaire d'estimer l'impact des rejets de pisciculture en milieu marin et de cerner leur effet sur la croissance et l'engraissement du mollusque.

Cette étude a été menée avec l'aide de l'Etablissement Public Régional de Poitou-Charentes.

En effet, l'aquaculteur peut trouver un intérêt à tirer profit des pertes inévitables d'aliment et des déchets en améliorant, par la production de mollusques, le taux de conversion déterminé par le rapport entre la quantité d'aliment distribuée et le gain de poids de la biomasse cultivée. Mais il faut déterminer si, pour des raisons épidémiologiques et de techniques d'élevage, la cohabitation de ces coquillages cultivés dans les eaux de rejets piscicoles est possible sur le plan zosanitaire. En effet, les poissons peuvent être les vecteurs de microorganismes pathogènes pour l'homme et les additifs alimentaires tels les antibiotiques peuvent poser des problèmes relatifs à la qualité des eaux dans l'environnement piscicole. C'est pour ces raisons que cette première expérience a été menée chez Aquaculture Marine Française, dont l'exploitation est située dans un secteur conchylicole à production élevée : l'estuaire de la Seudre (bassin de Marennes-Oléron).

1. Protocole expérimental.

La station d'aquaculture élève principalement des truites arc-en-ciel et des turbots. Les conditions de température de l'eau n'autorisent l'élevage de la truite que pendant la période hivernale, ainsi les expérimentations ne se déroulent que de février 1980 à avril 1980, de janvier 1981 à juin 1981 et de décembre 1981 à juin 1982. Trois populations d'huîtres de même origine et de

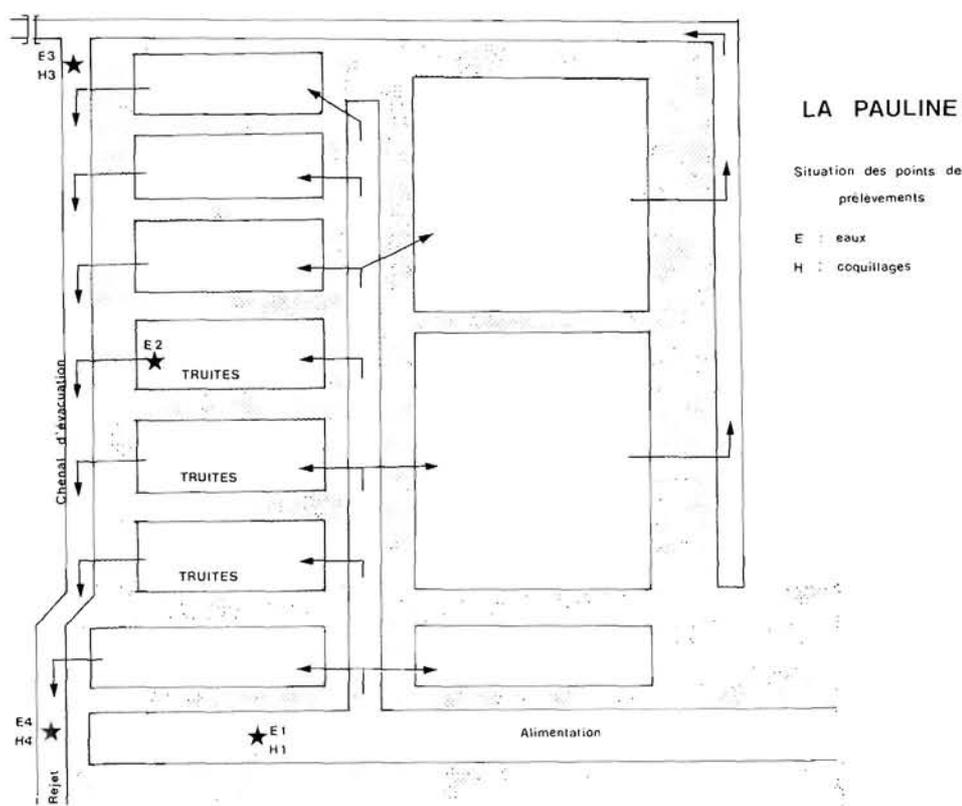


FIG. 1. — Plan de situation des prélèvements hydrologiques et localisation des populations d'huîtres étudiées dans les marais de la Pauline.

FIG. 1. — Location of hydrological samples and oyster populations studied in the « La Pauline » marshes.

même taille, prises au hasard, sont analysées mensuellement. Elles sont élevées dans la réserve d'alimentation (H1) ; dans le chenal d'évacuation, en amont des rejets des bassins à poissons (H3) ; dans la partie basse du chenal de rejet (H4). Ces populations sont intégrées dans

une biomasse cultivée dans le chenal de rejet de 1 500 kg d'huîtres en 1980, 2 400 kg en 1981 et 1 500 kg en 1982. Les analyses d'eau sont effectuées mensuellement aux mêmes stations (E1, E3, E4) et à une station supplémentaire (E2) située à la sortie d'un bassin d'élevage de truites (fig. 1).

2. Matériel et méthodes.

Eau.

Les températures sont notées à chaque prélèvement et sont enregistrées en continu à certaines stations. La pluviométrie des 5 jours précédant les analyses est relevée à la station météorologique de la Coubre. La salinité est déterminée par conductimétrie, l'ammoniaque est dosé selon le protocole de KOROLEFF (1970) et les teneurs des eaux en nitrites, nitrates, phosphates et silicates ont été déterminées par autoanalyseur Technicon suivant le protocole décrit par STRICKLAND et PARSONS (1972).

Matière organique particulaire. Les analyses de protides, lipides et glucides sont effectuées sur filtres Whatman GFC selon les méthodes respectives de LOWRY *et al.* (1951), DUBOIS (1956) et MARSH et WEINSTEIN (1966).

Biomasse phytoplanctonique. Elle est estimée par les dosages de chlorophylle *a* et de phéopigments selon la méthode de LORENZEN (1967) recueillis sur filtre Whatman GFC.

Coliformes totaux. Prélevés en flacons stériles, les recherches de coliformes totaux sont effectuées sur un bouillon lactosé bilié au vert brillant avec une cloche de Durham selon le protocole AFNOR (1981). Tous les résultats bactériologiques sont exprimés par la

moyenne géométrique du nombre le plus probable (MPN). Elle est égale à $\sqrt[n]{x_1 \cdot x_2 \cdot x_n}$ et est plus représentative que la moyenne arithmétique qui favorise la prise en compte des valeurs extrêmes.

Coliformes fécaux. Après une culture de coliformes totaux, un repiquage est incubé sur un milieu peptoné exempt d'indol, la production d'indol étant mise en évidence après addition du réactif de Kowacs selon le protocole AFNOR (1981).

Streptocoques fécaux. Ils sont recherchés sur les milieux sélectifs de Rothe et confirmés sur le milieu de Litsky.

Salmonelles et autres entero-bactéries. Après un préenrichissement sur eau peptonée à 37° C, et un enrichissement en milieu stérilisé à 37° C et 43° C, l'isolement est effectué sur milieu Hektoen et sur milieu Salmonelle et Shigelles, selon le protocole de COEURDACCIER et PROU (à paraître). L'identification s'effectue sur les galeries API 20E qui permettent parallèlement la détermination d'autres germes.

Huîtres.

Biométrie. Les valeurs maximales des longueurs, largeurs et épaisseurs sont mesurées sur 50 individus à l'aide d'un pied à coulisse. Les volumes totaux et les volumes de coquilles sont mesurées par déplacement d'eau dans des éprouvettes à débordement (BAIRD, 1958).

Poids. Toutes les pesées sont faites mensuellement au milligramme près. Le poids total, le poids de coquille, le poids frais de la chair et le poids sec de la chair des huîtres sont déterminés sur 10 individus selon les protocoles décrits par DESLOUS-PAOLI (1980).

Qualité des huîtres. Elle est exprimée par l'index de condition (QUAYLE, 1969) qui est égal au rapport du poids sec de la chair de l'huître sur le volume de la cavité intervalvaire. C'est la résultante d'un ensemble de facteurs qui représente un coefficient de remplissage de la cavité intervalvaire.

Bactériologie. Les analyses de coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques sont effectuées après broyage par ultra-turax en milieu stérile, les recherches et identifications s'effectuant selon les protocoles décrits précédemment pour les eaux.

3. Résultats.

Eau.

Paramètres physico-chimiques. Les caractéristiques de l'hydrologie sont regroupés sur la figure 2. Ainsi il apparaît que la salinité des bassins est plus dépendante de la salinité de l'estuaire

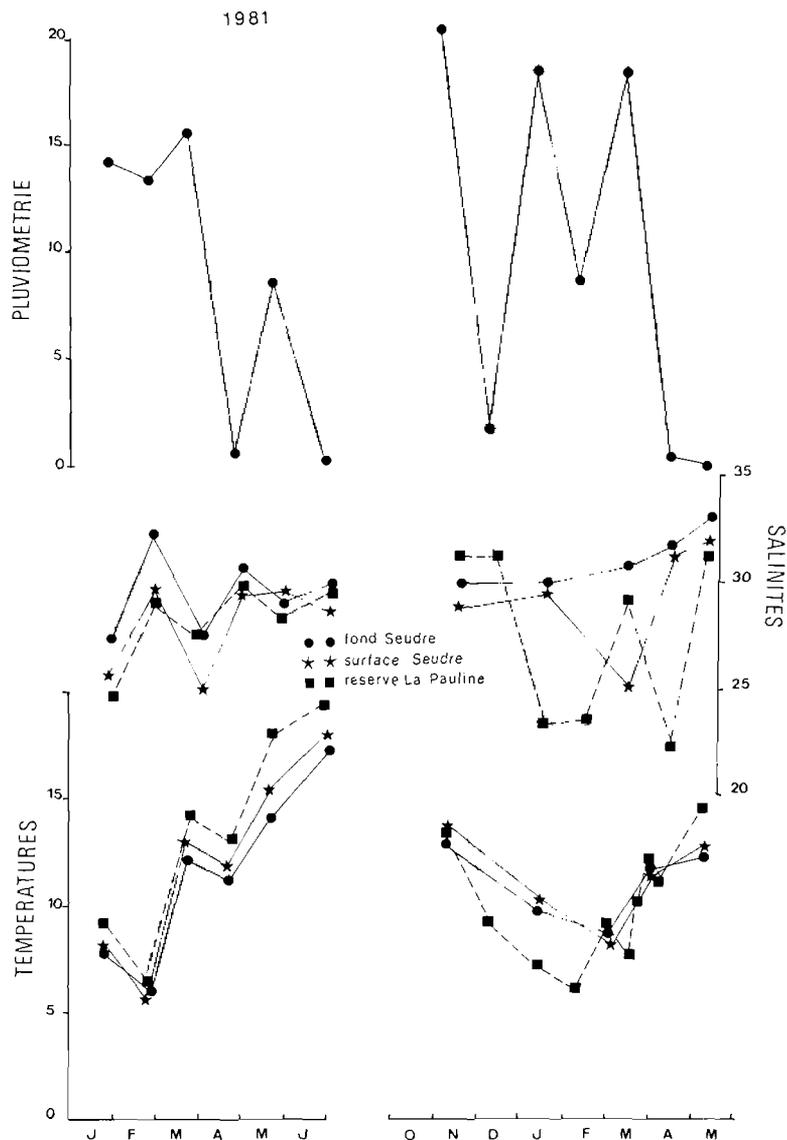


FIG. 2. — Variation de la pluviométrie des 5 jours précédant les prélèvements de la salinité et de la température dans les différents bassins.

FIG. 2. — A five-day variation of rain before salinity and temperature samples in the various ponds.

de la Seudre que de la pluviométrie des 5 jours précédents l'analyse sur le site. De même les températures de l'eau des bassins sont voisines de celles de la Seudre, les températures les plus basses étant du même ordre pendant les deux années, le minima étant en février 1981 et en janvier 1982.

1979 - 1980

Date	Station	NH ₄ ⁺ µatgNI ⁻¹	NO ₂ µatgNI ⁻¹	NO ₃ µatgNI ⁻¹	PO ₄ µatgPI ⁻¹
27/11/79	réserve	—	0,24	29,84	0,99
	entrée bassin	—	0,24	25,48	0,26
	sortie bassin	—	0,24	24,03	0,97
	rejet	—	0,24	22,90	0,79
11/12/79	réserve	8,33	0,19	17,10	0,65
	entrée bassin	6,72	—	—	—
	sortie bassin	9,11	0,22	16,93	1,41
	rejet	13,17	0,15	8,71	0,79
16/01/80 17/01/80	réserve	0,83	0,09	64,52	1,10
	entrée bassin	0,61	0,17	67,74	1,10
	sortie bassin	0,17	0,15	56,45	0,74
	rejet	0,28	—	—	—
14/02/80	réserve	0,44	0,37	56,45	1,17
	entrée bassin	6,83	0,31	64,52	1,30
	sortie bassin	13,05	0,52	58,06	2,08
	rejet	4,78	1,04	32,26	0,70
6/03/80	réserve	—	—	—	—
	entrée bassin	3,55	0,28	46,61	0,01
	sortie bassin	13,05	0,30	46,45	0,22
	rejet	5,33	5,00	27,10	0,37
2/04/80	réserve	—	0,65	45,81	2,63
	entrée bassin	1,33	0,54	40,32	4,31
	sortie bassin	12,89	0,89	35,32	1,07
	rejet	7,67	0,07	20,48	0,65
21/10/80	réserve	15,55	—	16,13	0,95
	entrée bassin	15,55	—	16,13	1,26
	sortie bassin	15,00	—	16,13	1,37
	rejet	—	—	—	—
13/11/80	réserve	—	—	—	—
	entrée bassin	2,44	—	20,97	0,63
	sortie bassin	6,89	—	16,13	0,74
	rejet	6,11	—	24,19	0,84

TABLE 1. — Teneurs en ammoniac (NH₄⁺) en nitrites (NO₂), nitrates (NO₃) et phosphates (PO₄) des différents bassins de 1979 à 1982.

TABLE 1. — Ammoniac (NH₄) nitrites (NO₂) nitrates (NO₃) and phosphates (PO₄) amounts in the ponds in 1979 and 1980.

1981 - 1982

Date	Station	NH ₄ ⁺ μatgNI ⁻¹	NO ₂ μatgNI ⁻¹	NO ₃ μatgNI ⁻¹	NO _x μatgPI ⁻¹
19/01/81	réserve	—	—	29,00	0,42
	entrée bassin	—	—	40,30	0,31
	sortie bassin	—	—	32,26	0,63
	rejet	—	—	29,03	0,53
29/10/81	réserve	1,50	1	14,52	0,84
	entrée bassin	1,43	1	17,74	1,05
	sortie bassin	1,68	1,09	17,74	1,05
	rejet	0,56	1,09	9,68	0,54
26/11/81	réserve	2,23	1	12,90	1,05
	entrée bassin	3,10	1,63	17,74	1,05
	sortie bassin	3,65	1,09	14,52	1,58
	rejet	3,21	2,17	16,13	1,07
29/12/81	réserve	2,83	1	67,74	1,37
	entrée bassin	1,76	1,63	67,74	1,05
	sortie bassin	2,71	1,63	38,71	0,84
	rejet	2,30	2,17	51,71	0,97
27/01/82	réserve	2,90	1	19,35	0,53
	entrée bassin	3,10	1	38,71	0,50
	sortie bassin	3,50	1	37,10	0,63
	rejet	4,90	1,63	38,71	0,97
24/02/82	réserve	1,29	1	25,81	0,79
	entrée bassin	1,10	1	19,35	0,50
	sortie bassin	1,40	1	8,06	0,74
	rejet	1,42	1,1	11,29	0,50
24/03/82	réserve	7,80	1	35,48	0,53
	entrée bassin	2,40	1	16,13	0,50
	sortie bassin	8,90	1	17,74	0,74
	rejet	7,70	1,1	13,71	0,64
28/04/82	réserve	1,25	1	19,35	0,53
	entrée bassin	0,7	1	12,90	0,50
	sortie bassin	1,50	1	8,55	0,53
	rejet	2,32	1,1	8,06	0,50

TABL. 1. — Suite

Ammoniaque. Les teneurs en ammoniaque sont relativement élevées à la sortie des bassins d'élevage et dans le chenal de rejet avec des teneurs oscillant entre 1,5 et 15 $\mu\text{atg N de NH}_4^+$ par litre (tabl. 1). On peut remarquer qu'à charges en poisson à peu près équivalentes, la quantité de NH_4^+ rejetée par un bassin est relativement constante, et ceci quelle que soit l'heure du prélèvement en fonction des heures d'alimentation. Les teneurs rejetées par un bassin sont 10 à 30 fois supérieures à celles des eaux de l'estuaire de la Seudre à la même époque (Réseau national d'observation). Cependant, on peut noter que pendant les périodes de froid, lorsque les animaux ne s'alimentent pas et que la nourriture n'est pas distribuée il n'y a pas de production d'ammoniaque dans les bassins d'élevage. Dans le canal de rejet, les concentrations en ammoniaque sont, en général, 3 fois plus faibles qu'à la sortie des bassins, soit à cause de dilutions variables qui proviennent de l'eau de l'ensemble du domaine, soit à cause d'une consommation par le phytoplancton du canal de rejet.

Nitrites, nitrates. Il ne se produit pas d'augmentation notable de nitrites à la sortie des bassins d'élevage (tabl. 1) car l'eau en circulation est constamment bien oxygénée, ce qui permet à cette forme transitoire de l'azote en voie de minéralisation, toxique pour les élevages de poissons, de toujours rester à l'état de trace. Les nitrates évoluent de manière identique, il ne semble pas qu'il se produise de minéralisation azotée dans les bassins, il faut rappeler qu'en période hivernale le temps d'activité des bactéries nitrificatrices est de l'ordre du mois. Au contraire, on constate une consommation régulière des nitrates qui pourrait être due à la production phytoplantonique de l'eau des différents bassins.

Phosphates. Contrairement aux nitrites et nitrates, il semble qu'il se produise une augmentation des sels phosphatés dans les bassins d'élevage de poissons (tabl. 1). Il faut noter que généralement la minéralisation du phosphore organique est plus rapide que celle de l'azote et que le sédiment vaseux, dont sont faits les bassins d'élevage, joue probablement un rôle important dans l'absorption, la minéralisation et le relargage des sels phosphatés. Par ailleurs, les aliments utilisés pour la nutrition des truites contiennent 14 % de matières minérales. Si on leur applique le coefficient de conversion de l'aliment, environ 6 % des substances minérales ajoutées avec la nourriture ne seraient pas consommées.

	Stations	Protéines mg.l ⁻¹	Lipides mg.l ⁻¹	Glucides mg.l ⁻¹	somme PLG
1981	E1	0,31 (0,22)	0,50 (0,30)	0,60 (0,22)	1,35 (0,73)
	E4	0,25 (0,12)	0,52 (0,23)	0,53 (0,23)	1,29 (0,41)
	E3	0,38 (0,26)	0,39 (0,16)	0,62 (0,22)	1,40 (0,46)
1982	E1	0,30 (0,22)	0,14 (0,06)	0,24 (0,12)	0,69 (0,29)
	E3	0,30 (0,17)	0,13 (0,06)	0,24 (0,19)	0,66 (0,38)
	E4	0,38 (0,27)	0,15 (0,05)	0,35 (0,24)	0,94 (0,46)

TABLE 2. — Teneurs en matière organique (moyenne et écart-type) des stations de la réserve (E1) et du chenal de rejet (E3 et E4) en 1981 et en 1982.

TABLE 2. — Organic matter amounts (mean and standard deviation) (mg l^{-1}) in the reserve pond (E1) and the outflow canal (E3 and E4) in 1981 and 1982.

Matière organique. La matière organique assimilable en tant que nourriture potentielle par les mollusques est le résultat de la somme des protides, lipides et glucides particuliers (tabl. 2).

Protéines. Les variations des teneurs en protéines sont du même ordre de grandeur en 1981 et 1982, il n'apparaît pas de différences significatives entre les différentes stations échantillonnées. Si l'on applique le coefficient de conversion calorique de BRODY (1945) aux protéines, elles représentent ainsi une valeur nutritive qui varie entre 0,5 et 4 calories (fig. 3). En 1981, les teneurs en protéines varient d'une manière synchrone avec la biomasse phytoplantonique.

En 1982, il en est de même excepté en octobre, où l'apport massif de protéines semble d'origine détritique et pourrait correspondre à une évacuation des déchets des poissons. Il est possible de relier les teneurs en protéines particulières de l'eau avec les quantités totales de protéines apportées par les aliments des poissons. Il est considéré que les truites, lorsque les températures permettent leur alimentation, sont nourries avec une quantité d'aliment égale à 2 % de la charge en élevage. Par ailleurs, l'aliment Aqualim utilisé contient 46 % de protéines, 15 % de lipides et 15 % de glucides (SABAUT comm. pers.). On peut ainsi calculer la quantité de chaque constituant biochimique ajoutée quotidiennement (tabl. 3). A raison d'un débit de 100 m³/h dans chacun des

Dates	Biomasse poisson	Nourriture kg/j	Protides kg/j	Lipides kg/j	Glucides kg/j
23/10/80	2 000	40	18,4	6,0	6,0
19/01/81	3 950	79	36,3	11,8	11,8
3/02/81	4 300	86	39,6	12,9	12,9
20/05/81	5 610	113	52,0	16,9	16,9
26/10/81	2 200	44	20,2	6,6	6,6
19/01/82	2 800	56	25,8	8,4	8,4
21/05/82	3 900	78	35,9	11,7	11,7

TABLE 3. — Evolution des biomasses de poissons et des quantités de nourriture apportée quotidiennement.

TABLE 3. — Evolution of fish biomasses and daily-provided food.

Dates	Protides kg/j	Lipides kg/j	Glucides kg/j	Protides mg/l	Lipides mg/l	Glucides mg/l
23/10/80	2,8	0,4	3,9	0,3	0,06	0,4
19/01/81	5,4	1,2	7,7	0,6	0,12	0,8
3/02/81	5,9	1,3	8,4	0,7	0,13	0,8
20/05/81	7,8	1,7	11,0	0,8	0,17	1,0
26/10/81	3,0	0,7	4,3	0,3	0,07	0,4
19/01/82	3,9	0,8	5,5	0,4	0,08	0,5
21/05/82	5,4	1,2	7,6	0,6	0,12	0,8

TABLE 4. — Evolution des teneurs des déchets en protéines, lipides et glucides.

TABLE 4. — Evolution of the protein, lipid and glucid waste amounts.

4 bassins d'élevage, il est estimé la quantité de chacun des constituants biochimiques contenue par litre d'eau en sortie de bassin (tabl. 4). Cette estimation est la différence entre la quantité d'aliment ajoutée et la quantité utilisée par les truites pour leur croissance, leur métabolisme et leur excrétion urinaire. Elle est déterminée grâce aux taux moyens de digestibilité des protéines (85 %) des lipides (90 %) et des glucides (35 %) de l'aliment (SABAUT comm. pers.). Ainsi on constate que les rejets en protéines peuvent varier entre 0,3 et 0,8 mg.l⁻¹, ceci dans l'hypothèse où tous les rejets resteraient en suspension sous forme particulière. Or, la teneur moyenne mesurée dans l'eau des rejets est de 0,35 mg.l⁻¹, ce qui signifie qu'il peut y avoir une quantité plus ou moins importante de protéines qui sédimentent dans les bassins, plutôt que d'être évacuées dans l'eau du canal de rejet ou qui seraient rejetées sous forme dissoute.

Lipides. Les variations des teneurs en lipides sont très différentes en 1981 par rapport à celles de 1982 (tabl. 3). Elles sont 4 fois supérieures en 1981 par rapport à 1982 avec des valeurs moyennes respectives de 0,50 et 0,14 mg.l⁻¹. Comme pour les protéines, il n'apparaît pas de différences significatives entre les différentes stations échantillonnées. Si l'on applique le coefficient de conversion calorique de BRODY (1945) aux lipides, ils représentent une valeur nutritive qui varie entre 0,5 et 8 calories par litre (fig. 3). Ainsi les lipides représentent en moyenne 5,7 cal.l⁻¹ en 1981 contre 1,7 cal.l⁻¹ pour les protéines, mais seulement 1,6 cal.l⁻¹ en 1982 contre 1,4 cal.l⁻¹ pour les protéines. Si on compare les teneurs en lipides particulières de l'eau du canal de rejet avec celles rejetées dans les déchets des poissons alimentés variant entre 0,06 et 0,17 mg.l⁻¹ (tabl. 5), on constate que la quasi totalité des lipides des déchets pourrait se retrouver dans l'eau contrairement à ce que nous avons remarqué pour les protéines.

Glucides. Comme pour les lipides, les teneurs en glucides sont plus élevées en 1981 avec une valeur moyenne de 0,58 mg.l⁻¹ (tabl. 2) qu'en 1982 avec une moyenne de 0,28 mg.l⁻¹. Comme pour les paramètres biochimiques, il n'apparaît pas de différences significatives entre les diverses stations échantillonnées. La teneur calorique des glucides oscille entre 0,2 et 4 cal.l⁻¹ (fig. 3). Les glucides

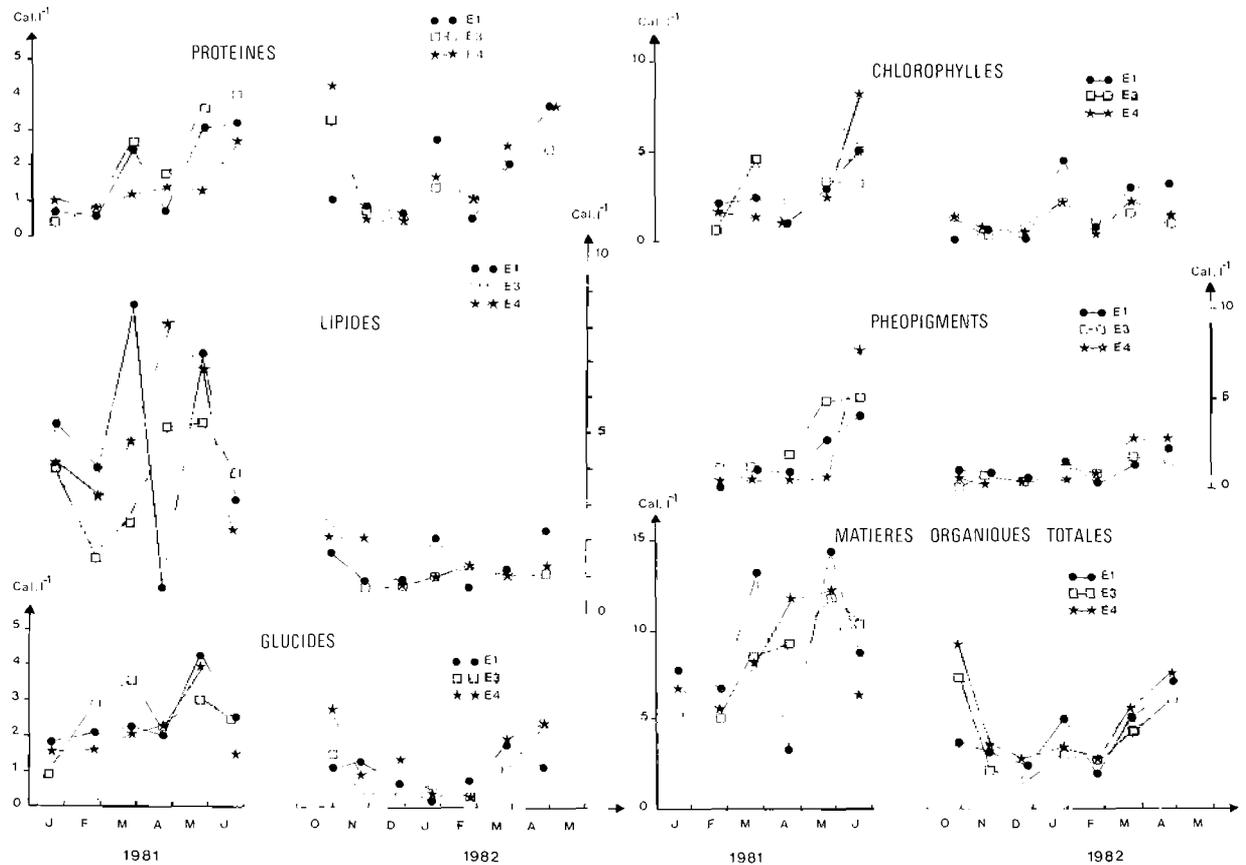


FIG. 3 et 4. — Variations des teneurs en protides, lipides, glucides et en chlorophylles, phéopigments et de la matière organique, exprimées en calories par litre d'eau de la réserve (E1) et du canal de rejet (E3 et E4).

FIG. 3 and 4. — Variations of the protid, lipid, glucid, chlorophyl, pheopigment and organic matter amounts in the reserve pond (E1) and in the outflow waste canal (E3 and E4).

contribuent à une valeur calorique moyenne de 2,4 cal.l⁻¹ en 1981 et 1,1 cal.l⁻¹ pour 1982. Les rejets des déchets des poissons varient entre 0,4 et 1 mg.l⁻¹ selon les charges (tabl. 4). Il apparaît que comme pour les lipides, la quasi totalité des glucides des déchets pourrait se retrouver sous forme particulière dans l'eau des rejets.

Biomasse phytoplanctonique. Elle est estimée par les résultats des dosages de chlorophylle qui représentent la part vivante du phytoplancton tandis que les teneurs en phéopigments traduisent l'importance du phytoplancton en voie de dégradation. Ainsi, on constate qu'en 1981 la biomasse phytoplanctonique est en moyenne deux fois supérieure à celle de 1982 avec respectivement 4,1 et 1,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de chlorophylle. Il en est de même pour les teneurs en phéopigments avec successivement 3,4 et 1,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En 1981, le pic printanier de production primaire se situe fin juin. Mais si il est comparé des séries chronologiques identiques, la biomasse phytoplanctonique est identique en 1981 et 1982, voisine de 3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de chlorophylle *a*. Comme pour la matière organique particulaire, il n'apparaît pas de différence significative entre les différentes stations échantillonnées.

Pour déterminer la valeur calorique du phytoplancton, la relation C organique = 60 chlorophylle *a* (STRICKLAND, 1960) est utilisée et il est ensuite appliqué le coefficient calorique de 11,4 cal.mg^{-1} de carbone organique (PLATT et IRVIN, 1973). Les mêmes conversions sont utilisées pour les phéopigments. Ainsi on constate (fig. 4) que, pendant la période d'élevage des poissons, le phytoplancton représente 0,5 à 5 cal.l^{-1} et le phytoplancton en cours de dégradation de 0,5 à 2 cal.l^{-1} . Au mois de juin, après les élevages, une valeur de 8 calories est atteinte, correspondant à la poussée phytoplanctonique printanière. Le pourcentage de chlorophylle active qui est indica-

	Stations	Chlorophylle <i>a</i> $\mu\text{g.l}^{-1}$	Phéopigment <i>a</i> $\mu\text{g.l}^{-1}$	% de chlorophylle active	
	1981	E1	4.03 (2,13)	2,80 (2,37)	63,2
	E3	4.16 (1,17)	4,38 (2,87)	48,8	(17,6)
	E4	4.29 (4,28)	3,12 (4,70)	65,6	(10,5)
1982	E1	2,44 (2,57)	1,68 (0,93)	44,3	(32,6)
	E3	1,67 (0,75)	1,37 (0,83)	56,6	(19,9)
	E4	1,62 (1,10)	1,96 (1,56)	44,9	(19,1)

Tabl. 5. — Teneurs en chlorophylle *a* et en phéopigments, moyenne et (écart-type), des stations de la réserve (E1) et du canal de rejet (E3 et E4) en 1981 et 1982.

TABLE 5. — Chlorophyll *a* and pheopigment amounts in the reserve pond (E1) and waste canal in 1981 and 1982.

date	25/02/81	26/03/81	22/04/81	25/05/81	29/12/81	28/01/82	26/02/82	25/03/82	29/04/82	moyenne	écart-type
E1	34	28	67	41	26	100	50	84	73	55,9	26,4
E3	42	70	46	69	81	100	67	72	40	65,2	19,6
E4	42	23	15	27	32	79	43	88	53	44,7	24,9

Tabl. 6. — Variations de la contribution du phytoplancton à l'explication de la matière organique particulaire (pourcentage).

TABLE 6. — Variations of the contribution of phytoplancton to particular organic matter (percentage).

teur physiologique de l'état des cellules phytoplanctoniques est compris en moyenne entre 40 et 65 %, il n'est pas différent d'une station à l'autre et d'une année à l'autre. Par contre il est inté-

ressant de comparer les valeurs caloriques du phytoplancton et celles de la matière organique totale obtenue par la somme des protides, lipides et glucides. Ainsi, on constate qu'en moyenne les teneurs caloriques du phytoplancton expliquent 55,9 % du total dans la réserve (E¹), 65,2 % en amont du chenal de rejet (E³) et seulement 44,7 % en aval du chenal de rejet (E⁴) (tabl. 6). Ce qui revient à dire que les débris organiques sont à l'origine de plus de la moitié de la nourriture potentielle disponible pour les huîtres à l'aval du canal de rejet (E⁴).

Etude bactériologique de l'eau.

Germes indicateurs d'une contamination fécale

Les teneurs en coliformes fécaux ou en streptocoques fécaux sont faibles quel que soit l'année et le point de prélèvement. Les moyennes géométriques varient pour chaque station de 1 à 3 germes test pour 100 ml d'eau (fig. 5 et 6). Cependant, dans certains cas il peut se produire une contamination parasite, ainsi les prélèvements du 30/10/81 montrent une charge en germes fécaux

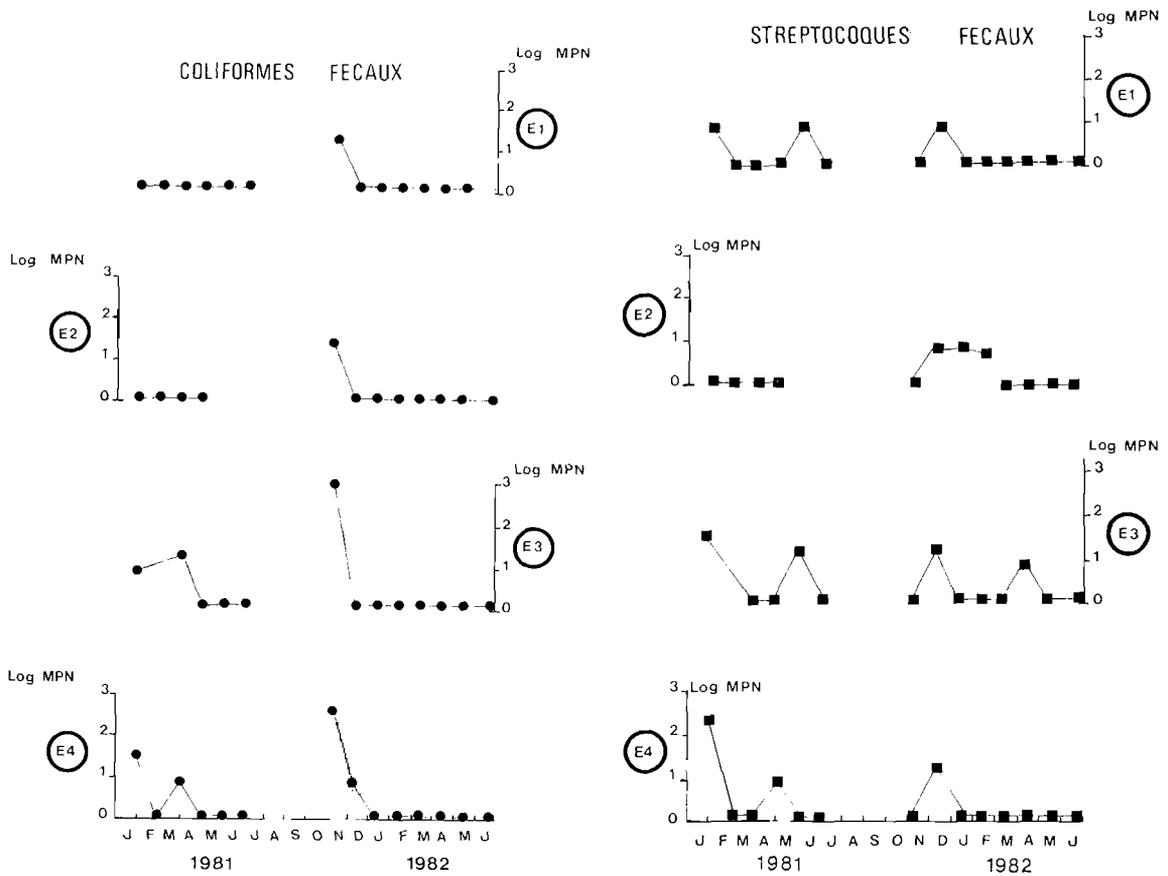


FIG. 5 et 6. — Evolution des teneurs de 100 ml d'eau en coliformes et streptocoques fécaux dans la réserve (E¹), à la sortie de bassins d'élevage de truites (E²) et dans le canal de rejet (E³ et E⁴).

FIG. 5 and 6. — Evolution of fecal coliform and fecal streptococcus amounts in 100 ml of water in the reserve pond (E¹), in the outflow of the trout-breeding basin (E²) and in the outflow canal (E³ and E⁴).

notable. Il faut remarquer que la pluviométrie en octobre 1981 est excédentaire de 96 mm par rapport à la moyenne du mois sur 11 ans. Ainsi il est vraisemblable qu'une contamination d'origine tellurique se produise, le taux important en coliformes totaux l'atteste, par contre, les élevages de poissons ne peuvent être mis en cause, car les résultats à la sortie des bassins ne s'écartent pas de la moyenne générale. L'hypothèse d'une contamination ayant pour origine le marais en friche ne peut être retenue, car il est entièrement endigué et n'abrite aucune autre activité humaine. Par

contre, il est possible que des apports contaminants s'effectuent par l'eau de la Seudre, cependant les analyses effectuées à l'extrémité de la réserve et celles effectuées dans le cadre de la surveillance de routine du milieu en Seudre, ne montrent pas à cette période une augmentation notable

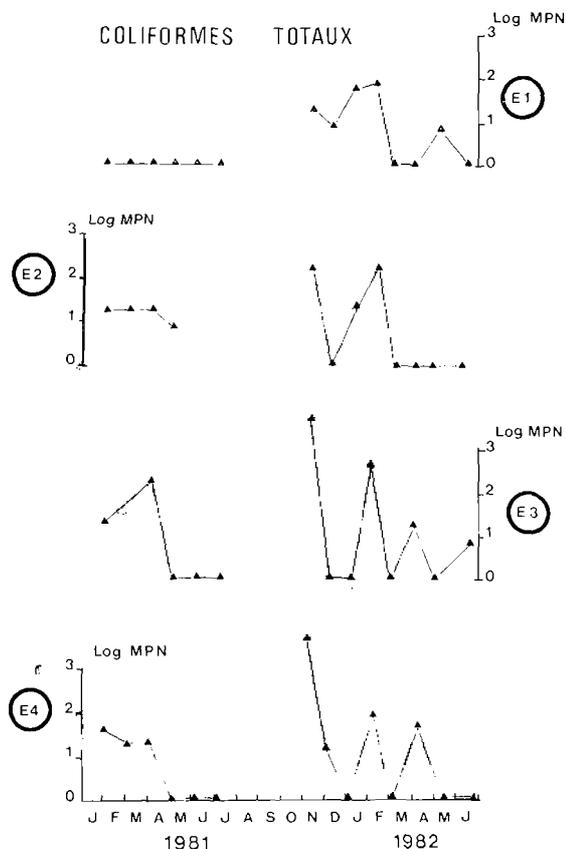


FIG. 7. — Evolution of total coliform amounts in 100 ml of water in the reserve pond (E1), at the outflow of trout-breeding basins (E2) and in the waste canal (E3 and E4).

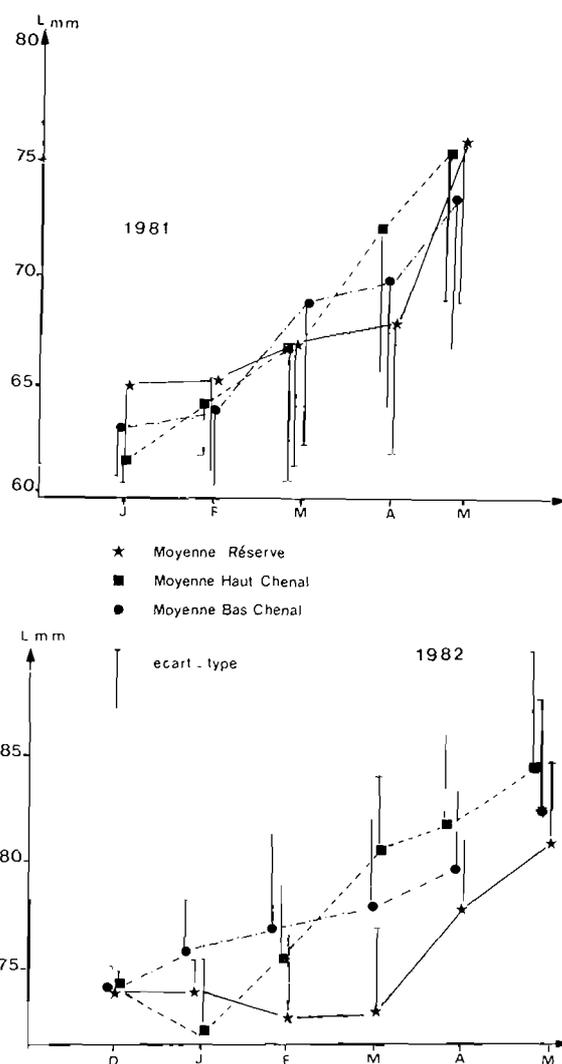


FIG. 8 (à droite). — Evolution des longueurs : moyennes et écart-type, des huîtres dans la réserve, dans le haut et le bas du chenal d'évacuation.

des teneurs en coliformes fécaux. Enfin, on ne peut exclure une contamination purement ponctuelle, endogène à l'élevage, provoquée par une remise en suspension du sédiment du chenal avec les bactéries qui lui sont associées. Des augmentations similaires sont observées dans le bassin de Marennes-Oléron lors des tempêtes.

Coliformes totaux

D'après la figure 7, on peut remarquer que lorsqu'il est décelé des coliformes totaux, on note généralement une faible augmentation de leurs concentrations entre les eaux d'entrée et de sortie du bassin d'élevage des truites.

Huîtres.

Les résultats concernent trois populations d'huîtres de même origine et âgées de 2 ans et demi. Elles sont élevées en 1981 et 1982 respectivement dans la réserve et dans le canal de rejet et traitées selon le protocole technique décrit au début de ce travail.

1981

date	station	longueur	poids	index	gain de longueur %	gain de poids %	gain d'index
février 81	réserve	65,29 (9,8)	33,10 (6,5)	47,75 (5,0)	—	—	—
	canal rejet amont	64,20 (7,4)	35,6 (9,6)	47,38 (8,3)	—	—	—
	canal rejet aval	65,10 (9,7)	23,5 (7,3)	46,37 (6,9)	—	—	—
mai 81	réserve	77,30 (7,6)	62,15 (8,2)	140,08 (19,7)	18,3	87,7	206,7
	canal rejet amont	76,51 (8,1)	41,51 (8,5)	72,57 (29,1)	19,1	16,6	53,1
	canal rejet aval	74,90 (6,7)	41,64 (8,4)	86,77 (12,6)	15,0	28,1	87,1

1982

date	station	longueur	poids	index	gain de longueur %	gain de poids %	gain d'index %
février 82	réserve	73,2 (5,3)	41,74 (2,1)	55,12 (15,5)	—	—	—
	canal rejet amont	75,0 (6,5)	42,15 (2,8)	95,84 (27,9)	—	—	—
	canal rejet aval	77,1 (5,6)	42,05 (3,0)	60,28 (5,6)	—	—	—
mai 82	réserve	81,3 (6,1)	66,00 (7,8)	127,18 (21,3)	11,0	58,3	131,7
	canal rejet amont	84,3 (5,0)	66,10 (7,9)	152,86 (34,1)	12,4	56,8	155,4
	canal rejet aval	83,5 (7,2)	66,05 (8,0)	146,69 (19,5)	8,3	57,1	143,3

TABLE 7. — Longueur, poids et index de condition moyens (écart-type) des huîtres, bilan de l'expérience de 1981 et 1982.

TABLE 7. Length, weight and condition index of *Crassostrea gigas*, 1981-1982.

L'étude de l'évolution des longueurs de la coquille montre, dans les trois secteurs en 1981 et 1982, une croissance faible jusqu'à la mi-mars (fig. 8) due au métabolisme ralenti pendant la

période hivernale. La croissance s'accroît au printemps dès le début du réchauffement des eaux (fig. 1). Elle reste synchrone et du même ordre de grandeur dans la réserve et dans le chenal d'évacuation. En effet, il n'apparaît pas de différence significative pour la croissance linéaire des huîtres entre les différentes stations. (fig. 8). Si l'on compare les croissances de 1981 et de 1982 du mois de février au mois de mai on constate (tabl. 7) que le gain de longueur varie de 15 à 19 % en 1981 et de 8 à 12 % en 1982. Il faut signaler qu'en 1982 il y a 37 % d'huîtres en moins, élevées dans le chenal de rejet, alors que les températures qui agissent directement sur la croissance linéaire de la coquille, sont du même ordre pendant la période considérée. Cependant les différences de performances peuvent être principalement dues au fait que les huîtres, quoique du même âge, n'ont pas les mêmes tailles au départ.

Comme pour les croissances linéaires il ne se produit guère de prise de poids avant le mois de mars que ce soit en 1981 et 1982 (fig. 9). L'augmentation de poids est importante d'avril à mai et correspond à la croissance mais aussi au début de la gamétogénèse. Si en 1982, l'évolution pondérale est identique dans les 3 stations d'élevage, en 1981 les huîtres témoins dans la réserve

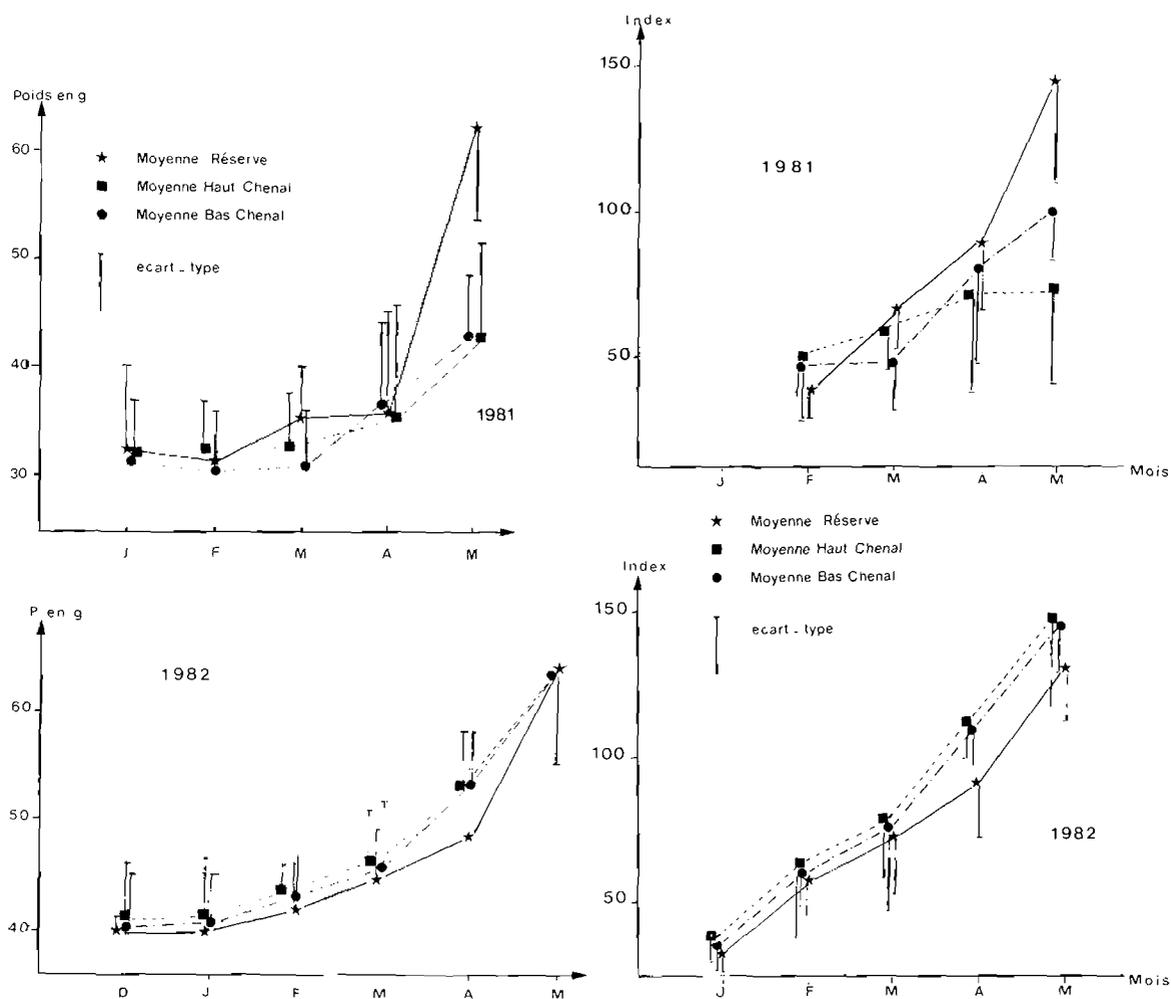


FIG. 9 et 10. -- Evolution des poids et de l'index de condition (moyennes et écart-type) des huîtres élevées dans différentes stations, réserve haut et bas du chenal d'évacuation.

FIG. 9 and 10. — Evolution of weights and condition index (means and standard deviations) of the oysters bred in various stations, up and down the waste canal reserve ponds.

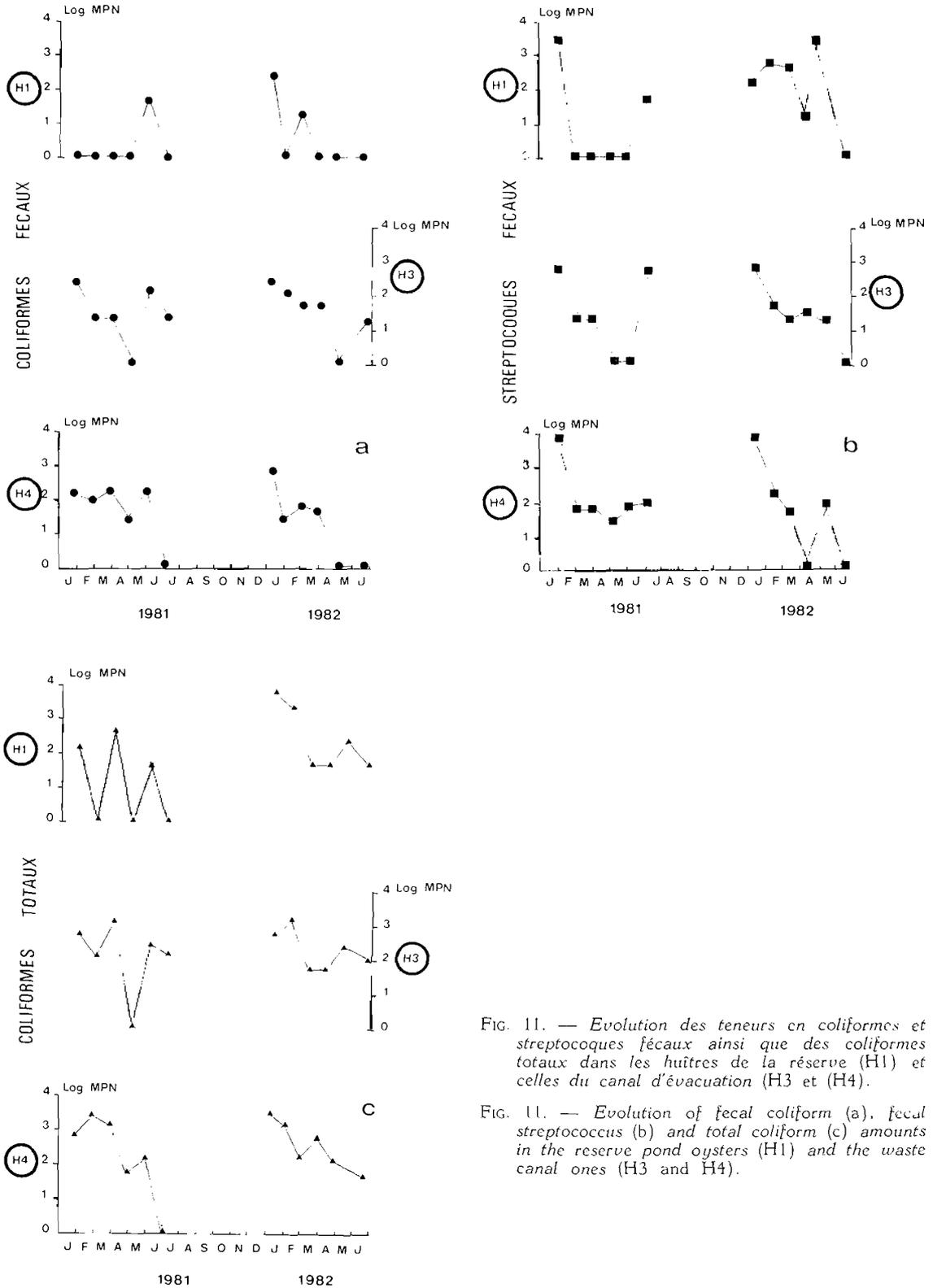


FIG. 11. — Evolution des teneurs en coliformes et streptocoques fécaux ainsi que des coliformes totaux dans les huîtres de la réserve (H1) et celles du canal d'évacuation (H3 et H4).

FIG. 11. — Evolution of fecal coliform (a), fecal streptococcus (b) and total coliform (c) amounts in the reserve pond oysters (H1) and the waste canal ones (H3 and H4).

montrent une augmentation de poids nettement supérieure à celles élevées dans le canal de rejet. Si l'on compare les gains de poids obtenus en 1981 et en 1982 (tabl. 7), on constate qu'en 1981 ils varient de 17 à 28 % dans le canal de rejet et atteignent 88 % dans la réserve, en 1982 le gain de poids est compris entre 57 et 58 % pour les 3 stations. Ainsi il apparaît nettement que les huîtres du canal de rejet en 1981 ont eu une prise de poids moins importante qu'en 1982, alors que les biomasses phytoplanctoniques sont du même ordre de grandeur en 1981 et en 1982. Par contre la quantité de nourriture potentielle (fig. 4) est plus importante en 1981 qu'en 1982. Ces résultats pourraient sembler contradictoires si l'on oubliait de faire intervenir les charges en élevages.

Dès le début de la mise en expérimentation des huîtres, leur index de condition s'améliore (fig. 10). En effet ces huîtres proviennent du bassin de Marennes-Oléron où pendant la période hivernale, HERAL, *et al.* (1983) ont mis en évidence que la forte turbidité associée à une faible quantité de nourriture induit un amaigrissement régulier des huîtres jusqu'au mois de mars. Ces huîtres élevées dans des eaux décantées ont un comportement identique à celui constaté en claires par DESLOUS-PAOLI *et al.* (1982). En 1982, le taux d'engraissement des mollusques évolue de manière identique dans les trois stations expérimentées, par contre en 1981 les huîtres témoins de la réserve présentent un index de condition deux fois plus élevé que celles élevées dans le canal de rejet. En 1981, l'index de condition augmente de 206 % dans la réserve et seulement en moyenne de 70 % dans le chenal d'évacuation, alors qu'en 1982 le gain moyen est de 143 % dans les trois stations (tabl. 7). Ainsi, dans la réserve, l'engraissement supérieur obtenu en 1981 est lié à la plus grande disponibilité en nourriture potentielle (fig. 4) de l'eau de ce bassin en 1981. Dans le chenal de rejet, la faible performance des huîtres, en 1981 ne pouvant s'expliquer que par la charge élevée de mollusques en élevage à cette station.

Bactériologie des huîtres.

Germes indicateurs d'une contamination fécale

Les charges en coliformes fécaux dans les huîtres évoluent de manière différente dans les 3 stations d'élevage (fig. 11 a). Ainsi, il apparaît une différence testée significative entre les teneurs en coliformes fécaux des huîtres de la réserve et celles du chenal d'évacuation en 1981 et 1982. La moyenne géométrique de l'ensemble des données est de 3 pour les huîtres de la réserve et de 32 et 35 pour les huîtres du canal de rejet. Ainsi dans les huîtres de la réserve les coliformes fécaux sont rares, voire indécélable par nos méthodes d'analyse. Par contre dans le chenal, leur présence dans les huîtres est constante et deux fois plus élevée par rapport aux normes de salubrité utilisées par le service contrôle de l'ISTPM pour les zones d'élevage des coquillages. Les teneurs moyennes en streptocoques fécaux (fig. 11 b) des huîtres de la réserve et du canal d'évacuation ne sont pas significativement différentes. Leurs moyennes géométriques sont respectivement de 29, 16 et 47.

Coliformes totaux

D'après la figure 11 c, on constate que l'évolution des teneurs en coliformes totaux dans les huîtres évoluent de manière quasi identique entre les différentes stations échantillonnées. Les moyennes géométriques sont de 62 pour les huîtres de la réserve et de 155 et 239 pour les huîtres du canal de rejet. Malgré les valeurs moyennes plus élevées du canal de rejet, il n'existe pas de différence testée significative entre les différentes stations. Le rapport des moyennes coliformes non fécaux sur coliformes fécaux est de 19,6 dans la réserve et n'est que de 3,8 en amont du chenal et de 5,8 en aval du chenal d'évacuation.

Salmonelles

Une recherche de salmonelle sur un lot d'huîtres du canal de rejet s'est révélée négative mais a permis d'isoler sur milieu Hektoen puis d'identifier sur galerie API 20E de nombreux *Escherichia coli* et une bactérie gram $-$: *Aeromonas hydrophyla*. Ce germe est connu dans les piscicultures d'eau douce pour provoquer chez les poissons d'élevage des lésions ouvertes de la peau ou des mortalités importantes (LEWIS et PLUMB, 1979). HAZEN *et al.* (1978) précisent que si généralement ce germe n'est pas considéré comme une bactérie marine, l'étude de sa répartition indique qu'il est présent dans les systèmes estuariens et qu'il résiste à toutes les salinités, ainsi il fut

reconnu comme agent d'ulcères chez *Gadus morhua*. Par ailleurs, il est généralement considéré (HAZEN *et al.*, 1978) qu'il peut être un agent pathogène pour l'homme.

4. Discussion.

Des paramètres hydrobiologiques pris en compte on peut retenir que, à la sortie des bassins d'élevage intensif de truites de mer, il se produit une augmentation significative des teneurs en ammoniacale lorsque les poissons ont un métabolisme actif. Parallèlement, il est mis en évidence une production de phosphates à la sortie des bassins d'élevage.

Alors qu'il est ajouté quotidiennement 18 à 52 kg de protéines, 4 à 11,3 kg de lipides et 1,6 à 4,5 kg de glucides dans les bassins d'élevage, uniquement 5,6 à 44,2 kg de protéines, 3,6 à 10,2 kg de lipides et 0,6 à 1,6 kg de glucides sont assimilés par les poissons. Le reliquat constitue les déchets sous formes de matières fécales qui sont évacuées par les eaux de rejet. Il y aurait ainsi plus de protéines, soit qui sédimentent dans les bassins, soit qui sont évacuées dans l'eau du canal de rejet sous forme dissoute. Par contre, pour les lipides et glucides, la quasi totalité de ceux issus des déchets pourraient se retrouver dans l'eau du rejet sous forme particulaire. Cependant, les teneurs en matières organiques y restent faibles (0,24 à 1,67 mg.l⁻¹), car l'eau circule dans les bassins d'élevage intensif avec un débit élevé de l'ordre de 100 m³/h par bassin. La biomasse phytoplanctonique est du même ordre de grandeur dans la réserve et dans le canal de rejet. Les eaux du canal d'évacuation présentent, par ailleurs, un bon potentiel car, enrichies en ammoniacale et phosphates elle devraient permettre une augmentation ultérieure significative de la biomasse phytoplanctonique. Si, dans l'exploitation Aquaculture Marine Française on ne constate pas, dans le chenal de rejet, des teneurs élevées en déchets organiques, il faut rappeler que la biomasse de poissons est relativement faible (2 à 5 t) par rapport aux débits d'eau en circulation et il s'ensuit une dilution élevée des déchets. Cependant, dans le cadre d'une exploitation plus importante et plus intensive, il sera nécessaire de vérifier si l'adéquation débit-charge est remplie aussi bien pour l'élevage de poissons lui-même, que pour la qualité des eaux de rejets.

Dans le cas présent, nous avons montré que les populations d'huîtres pouvaient se comporter favorablement dans le canal de rejet. La croissance linéaire de la coquille n'est pas différente de celle des huîtres de la réserve témoin. Par contre, la croissance pondérale et l'index de condition sont en 1981 nettement plus élevés dans la réserve, semble-t-il en liaison avec la plus grande disponibilité en nourriture potentielle. Le canal de rejet a, par ailleurs, une charge d'huîtres en élevage importante. En 1982, avec une charge d'huîtres inférieure de 37 %, dans le chenal, le gain de poids et l'état physiologique des mollusques sont identiques dans les trois stations expérimentées. Ainsi comme pour les claires à huîtres (ZANETTE et GARNIER, 1981), il est possible de déterminer la biomasse d'huître élevable dans le chenal d'évacuation des rejets de la pisciculture. Elle est de 1 500 kg, du moins si l'on veut une croissance pondérale et un engraissement identique à celle de la réserve qui, rappelons-le, sont nettement supérieurs à ceux rencontrés habituellement dans le bassin estuarien de Marennes-Oléron, pour la période considérée (HERAL *et al.*, 1982).

Sur le plan bactériologique, on peut noter que les analyses d'eau montrent une absence quasi totale de pollution fécale dans les 4 stations suivies. Par contre, il apparaît une différence significative entre les huîtres du canal de rejet et celles de la réserve pour les coliformes fécaux. Pour tenter d'expliquer les divergences entre les résultats sur l'eau et sur les huîtres dans le chenal d'évacuation, il faut rappeler que c'est une zone de décantation dans laquelle les matières en suspension et les bactéries associées sédimentent et sont par conséquent absentes des eaux de surface, mais les germes peuvent rester abondant au niveau du fond où vivent les huîtres. Par ailleurs, si les apports d'eau contaminée sont irréguliers, ou continus mais de faible concentration, le mollusque filtreur accumule les différents germes en les concentrant.

Pour expliquer l'apport des coliformes fécaux dans les huîtres, on peut envisager que cette prolifération serait provoquée par l'élevage des truites. En effet, GELDREICH (1970) évalue à 1 % le pourcentage des coliformes fécaux, par rapport aux coliformes totaux, dans le tube digestif des poissons élevés en bassin. Mais LE GAC (1981) montre que *Echerichia coli* peut se multiplier dans le tube digestif des poissons, si la température est supérieure à 16° C et HEUSCHMANN et BRUN-

NER cités par LE GAC (1981) montrent que *Salmonella thyphimurium* se multiplie à 9° C chez les poissons. Il faut remarquer que les auteurs cités ont travaillé sur des poissons d'eau douce et que les travaux de LE GAC portent sur un intestin artificiel. Cependant, comme dans nos expériences les températures hivernales ont été bien en dessous des seuils indiqués, et comme il n'a pas été constaté d'augmentation synchrone de coliformes totaux, il serait hasardeux d'attribuer la contamination des huîtres à la prolifération de germes dans l'intestin des truites. En effet, on ne peut exclure définitivement une contamination parasite, provenant des eaux de Seudre qui peuvent rentrer, selon la gestion de l'exploitation, à marée haute, dans le canal de rejet.

Par contre, le fait d'avoir pu isolé *Aeromonas hydrophyla* chez les huîtres est révélateur du risque que peut entraîner la cohabitation de deux espèces à physiologie différente : poissons et filtreurs qui accumulent les germes. Les uns étant par ailleurs consommés cuits et éviscérés, les autres crus et entiers. Il pourrait en être de même avec d'autres vibrionacés tel que *Vibrio anguillarum* ou *V. parahaemolyticus* par exemple. Afin de traiter ces vibrioses des poissons en élevage, l'aquaculteur utilise des antibiotiques. Dans l'expérience d'Aquaculture Marine Française les traitements antibiotiques n'ont pas été utilisés, cependant l'antibiotique couramment utilisé pour les traitements contre *V. anguillarum* est l'oxytétracycline associé à la nourriture. Les doses doivent être massives car un des symptômes des vibrioses est l'inappétence des poissons. D'autres antibiotiques peuvent être utilisés tels que les sulfamides, la sulfadiazine — triméthoprine ou de la fluméquine. L'inconvénient majeur est la possibilité de présence de concentration d'antibiotique résiduel. Ces doses peuvent alors être concentrées par les huîtres, puis ingérées par le consommateur. De même une dégradation en produit toxique pour l'homme n'est pas exclue, puisque dans le cas des tétracyclines, leur dégradation en milieu humide donne des produits néphrotoxiques. Par ailleurs, l'utilisation d'antibiotiques à large spectre peut entraîner la sélection de souche résistante du germe cible, mais aussi d'autres germes, qui peuvent être inclus dans le spectre pathogène pour l'homme.

Le passage de caractère antibiorésistant d'une bactérie à l'autre peut s'effectuer par transduction avec une diffusion limitée et par conjugaison, avec atteinte en quelques heures d'une population bactérienne complète. Pour le passage de caractère antibiorésistant, un facteur primordial est le contact interbactérien or on peut penser que les huîtres, concentrant les bactéries pourraient être un hôte favorisant. Ainsi MUNN (1977) rapporte que AOKI *et al.* ont mis en évidence que des souches naturelles de *Vibrio anguillarum* peuvent transmettre, *in vitro*, leur facteur antibiorésistant au *Vibro cholérique*. D'autres transferts de ce type sont rapportés entre des bactéries pathogènes des poissons et des salmonelles. Dans tous les cas l'utilisation d'antibiotiques à spectre étroit ou d'antibiotiques strictement vétérinaires pourrait réduire ce risque.

Conclusion.

Ainsi cette première étude a pu mettre en évidence que la compatibilité entre élevage intensif piscicole et la conchyliculture soulève de nombreux problèmes. En effet les charges en matières organiques dans les eaux de rejets de ces élevages doivent rester faibles pour ne pas induire de désoxygénation importante ayant pour conséquence une phase anaérobie et dégagement d'hydrogène sulfureux particulièrement toxique pour les juvéniles de mollusques (CALDWELL, 1975). Cet objectif peut être atteint soit en pratiquant une dilution des effluents par pompage d'un volume d'eau supplémentaire, soit en pratiquant un stockage des eaux de rejets dans une réserve éventuellement oxygénée pour sédimenter et minéraliser les principaux constituants organiques.

Par ailleurs, il a pu être mis en évidence avec une mycobactérie que des germes pathogènes pour les poissons peuvent se transférer chez le mollusque, ainsi se pose le problème de la cohabitation harmonieuse entre ces deux élevages, et ce n'est qu'avec un effort de recherche supplémentaire en particulier sur les vibrios qu'une réponse pourra être apportée. En effet, chez les vibrionacées, qu'ils soient d'origines naturelles ou anthropiques, il est nécessaire de préciser leur dynamique de prolifération, de propagation dans la chaîne alimentaire, ainsi que leur pouvoir pathogène particulièrement pour les poissons et pour les mollusques mais surtout pour l'homme.

Enfin, si dans ce travail nous n'avons pu développer la partie consacrée aux antibiotiques, une approche bibliographique met en évidence les risques d'accumulation de ces composés utilisés pour les traitements des élevages intensifs de poissons dans les mollusques cultivés à proximité. Cette

concentration des antibiotiques résiduels peut induire la sélection des souches résistantes avec passage du caractère antibiorésistant à des bactéries qui peuvent être éventuellement pathogènes pour l'homme. Ainsi il est nécessaire d'aborder tout un nouveau domaine d'étude en milieu marin. Il ne faut donc pas faire de ces premiers résultats une extrapolation qui ne pourrait s'effectuer sans investigations supplémentaires notamment sur les microorganismes et sur les antibiotiques en particulier si la cohabitation pisciculture-mollusque doit se poursuivre pendant les mois d'été. Ce n'est qu'ultérieurement qu'il faudra définir les charges d'huîtres qui pourront être élevées en aval de la pisciculture en fonction de la qualité et de la quantité de la matière organique.

Manuscrit déposé le 4-4-1983, accepté le 4-5-1983.

BIBLIOGRAPHIE

- Anonyme, 1981. — Dénombrement des coliformes fécaux dans les eaux conchylicoles et dans les coquillages marins vivants. — *NORME AFNOR. N.U. V 45 110*, juin 1981 : 11.
- Anonyme. — Etude expérimentale de l'influence des élevages intensifs de truites arc-en-ciel sur les concentrations en 3 germes Test (CT, CF, S.F) dans les huîtres creuses; ISTPM (à paraître).
- BAIRD (R.H.), 1958. — Measurement of condition in mussels and oysters. — *J. Cons.*, **23** (2) : 249-257.
- BRODY (S.), 1945. — Bionergetics and growth. — New York: Reinhold, 1 023 p.
- CALDWELL (R.S.), 1975. — Hydrogen sulfide effects on selected larval and adult marine invertebrate. *Water Res., Res. Inst.*, **31** : 27 p.
- DESLOUS-PAOLI (J.M.), 1980. — Contribution à l'étude de la biologie de l'huître *Crassostrea gigas* Thunberg dans le bassin et les claires de Marennes-Oléron. — Thèse 3^e cycle, Université d'Aix Marseille II : 121 p.
- DESLOUS-PAOLI (J.M.), ZANETTE (Y.), HERAL (M.), MASSE (H.) et GARNIER (J.), 1982. — Amélioration de la forme et de la qualité de l'huître *Crassostrea gigas* Thunberg dans les claires de Marennes-Oléron. — *Rev. Trav. Pêches Marit.*, **45** (3) : 181-194.
- DUBOIS (M.), GILLES (K.A.), HAMILTON (J.K.), REBECS (P.A.) et SMITH (F.), 1956. — Colorimetric method for determination of sugars and related substances. — *Anal. Chem.*, **28** (3) : 350-356.
- GELDRICH (E.), 1970. — Applying bacteriological parameters to recreational water quality. *J. Amer. Water Works Ass.*, **62** (2) : 113-120.
- HAZEN (T.C.), FLIERMANS (C.B.), HIRSCH (R.P.), ESCH (G.W.), 1978. — Prevalence and distribution of *Aeromonas hydrophyla* in the united states. — *App. Env. Micro. nov.*, **78** : 731-738.
- HERAL (M.), DESLOUS-PAOLI (J.M.) et SORNIN (J.M.), 1983. — Transferts énergétiques entre l'huître *Crassostrea gigas* et la nourriture potentielle disponible dans un bassin ostréicole : premières approches. — *Act. Bioch. mar., GABIM*, **5** (à paraître).
- KOROLEFF (F.), 1970. — Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue (revised). — CIEM, Information on Technics and Methods for Sea Water Analysis, Inter lab. Rep. **3** : 19-22.
- LE GAC (P.), 1981. — Le poisson vecteur de bactéries pathogènes pour les homéothermes : étude expérimentale. — Thèse Ecole nationale vétérinaire, Toulouse : 45 p.
- LEWIS (D.H.) et PLUMB (J.A.), 1979. — Bacterial disease. — *South. Coop. Series*, 225 : 15-24.
- LORENZEN (C.J.), 1967. — Determination of chlorophyll and phéopigments : spectrophotometric equations. — *Limnol. Oceanogr.*, **12** : 343-346.
- LOWRY (O.H.), ROSEBROUGH (N.I.), FARRAN (A.L.) et RANDALL (R.I.), 1951. — Protein measurement with the folin phenol reagent. — *J. Biol. Chem.*, **193** : 263-275.
- MARSH (J.B.) et WEINSTEIN (D.), 1966. — Simple charring method for determination of lipids. — *J. lipid. Res.*, **7** : 574-576.
- MUNN (C.B.), 1977. — Vibriosis, in : Fish and its control. — *Fish Mgmt*, **8** (1) : 11-15.
- PLATT (T.) et IRWIN (B.), 1973. — Caloric content of phytoplankton. — *Limnol. Oceanogr.*, **18** : 306-309.
- QUAYLE (D.B.), 1969. — Pacific oyster culture in British Columbia. — *J. Fish. Res. Bd Canada*, **26** (9) : 2 064-2 071.
- STRICKLAND (J.D.H.), 1960. — Measuring the production of marine phytoplankton. *Bull. Fish. Res. Bd Canada* n° 122 : 172.
- STRICKLAND (J.D.H.) et PARSONS (T.H.), 1968. — A practical hand book sea water analysis *Bull. Fish. Res. Bd Canada*, **167** : 311.
- ZANETTE (Y.) et GARNIER (J.), 1981. — Etude préliminaire de l'impact des huîtres *Crassostrea gigas* (thunberg) en élevage sur la biomasse des microorganismes des claires de Marennes-Oléron. — CIEM, C.M. 1981/L : 14