

Découvrez les publications récentes de l'Ifremer dans le [catalogue en ligne](#) du service des éditions.  
Découvrez également un ensemble de documents accessibles gratuitement dans [Archimer](#)

# La conchyliculture française

1° Partie

Le milieu naturel et ses variations

Louis Marteil

Septembre 1974



## AVANT-PROPOS

Voici un ouvrage attendu par beaucoup : professionnels, chercheurs et, plus généralement, tous ceux que les cultures marines passionnent.

Attendu pourquoi ? La réponse est simple : il n'existait jusqu'alors en français aucune œuvre moderne qui traite de l'ensemble des questions conchylicoles.

Cet ensemble de trois fascicules présente également une certaine originalité puisqu'il renferme à la fois des informations recueillies dans diverses publications et le résultat de recherches méditées ou d'observations personnelles. Recherches et observations se sont effectuées au centre de Nantes et surtout dans les laboratoires côtiers de l'Institut : Boulogne, Quistreham, Saint-Servan, Lorient, La Trinité, La Rochelle, La Tremblade, Arcachon, Sète, Cayenne ainsi qu'à la Martinique.

Les articles proposés ont été regroupés et revus par M. Louis MARTEIL dont la réputation dans ce domaine n'est plus à établir tant sur le plan national qu'international. Ils sont présentés suivant trois thèmes principaux. Il s'agit tout d'abord de l'environnement et plus précisément du milieu marin dans lequel se font les principales opérations, captage, élevage et affinage ; milieu naturel, s'entend, mais aussi milieu dégradé par l'action de l'homme. Ce premier thème est l'objet de ce premier fascicule.

Les sujets qui seront traités par la suite sont : tout d'abord les grands phénomènes biologiques ou pathologiques qui concernent les mollusques d'élevage (reproduction, alimentation, engraissement, maladies, parasites), puis la technologie, qu'il s'agisse des diverses techniques d'élevage et d'affinage ou même de conditionnement des produits.

Aussi, c'est une vraie monographie, une « somme », dont la parution débute avec ce numéro. Sans craindre de paraphraser l'adage, on peut dire à son propos : « Elle n'était pas, ...il a fallu la faire ».

Claude MAURIN.



## SOMMAIRE

LE MILIEU NATUREL .....	223
<i>Les centres de production</i> .....	223
Les centres ostréicoles .....	225
Les centres mytilicoles .....	226
CHAPITRE I. — LE MILIEU PHYSICO-CHIMIQUE .....	227
<b>I. L'eau de mer</b> .....	227
a) <i>Transparence, turbidité</i> .....	227
b) <i>Température</i> .....	229
c) <i>Salinité</i> .....	235
d) <i>Les gaz dissous</i> .....	243
e) <i>Les substances dissoutes dans l'eau</i> .....	247
f) <i>Les mouvements de l'eau</i> .....	253
g) <i>Hydrologie des principaux centres conchylicoles</i> .....	261
<b>II. Les sols</b> .....	269
a) <i>Propriétés des sols</i> .....	269
b) <i>Amendement mécanique des sols, ses effets</i> .....	273
c) <i>La fertilisation des sols en conchyliculture</i> .....	276
d) <i>Evolution des sols du fait de la culture</i> .....	278
BIBLIOGRAPHIE .....	279
CHAPITRE II. — LE MILIEU BIOLOGIQUE .....	283
<b>Le phytoplancton</b> .....	283
<b>Le zooplancton</b> .....	285
<i>Biologie sommaire du phytoplancton</i> .....	285
<i>Evaluation de la production de phytoplancton, notion de productivité primaire</i> ..	286
<i>Phytoplancton de quelques régions conchylicoles</i> .....	288
<b>Le microphytobenthos</b> .....	293
<i>Facteurs contrôlant la productivité primaire</i> .....	294
<i>Toxicité d'organismes planctoniques ; les eaux rouges</i> .....	296
BIBLIOGRAPHIE .....	297
CHAPITRE III. — LES ALTERATIONS DU MILIEU NATUREL.	
<b>LES POLLUTIONS</b> .....	299
<b>I. Les pollutions chimiques</b> .....	299
<i>Définitions</i> .....	299

<i>Généralités sur l'action des polluants</i> .....	301
<i>Pouvoir tampon de l'eau de mer</i> .....	303
<i>Influence de la turbidité</i> .....	303
<b>A. Pollution tellurique</b> .....	303
1° Pollution d'origine domestique .....	304
2° Pollutions liées aux activités agricoles .....	306
3° Pollutions industrielles .....	310
<b>B. Pollution pélagique</b> .....	320
1° Pollution par les hydrocarbures .....	320
<i>Conclusion</i> .....	325
<b>II. Les pollutions bactériennes</b> .....	325
<i>Devenir des microorganismes dans la mer</i> .....	326
A. Conditions de prélèvements .....	327
B. Phénomènes de dispersion .....	327
<i>Survie des germes dans le milieu marin</i> .....	328
A. Facteurs influant sur la teneur microbienne globale .....	328
B. Résistance des divers groupes de germes .....	330
<i>Conséquences des pollutions bactériennes sur les coquillages et sur la conchyli-</i> <i>culture</i> .....	332
Les coquillages .....	332
La conchyliculture .....	333
<i>Conclusion</i> .....	334
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	335

## LE MILIEU NATUREL

On définit *l'écologie* comme la science des interactions entre les êtres vivants et leur environnement. On étudie ainsi, à la fois, les organismes animaux et végétaux et le milieu où ils vivent afin de préciser les principes généraux qui déterminent leurs relations. Les ouvrages spécialisés apporteront aux lecteurs intéressés l'information nécessaire sur les divers aspects de l'écologie. On se bornera ici à définir les caractéristiques principales du milieu dans lequel vivent les huîtres et les moules, les effets que, seuls ou combinés, les divers facteurs peuvent exercer sur la reproduction, la croissance ou l'engraissement, les causes d'altération de l'environnement, les modifications et les conséquences qu'elles entraînent.

Un premier chapitre sera consacré au milieu physico-chimique ; un second traitera de ce qui sera appelé, par commodité, le milieu biologique où l'on étudiera seulement le plancton renvoyant à la deuxième partie du manuel l'étude des prédateurs, des parasites ou des maladies. Le dernier chapitre enfin définira les altérations du milieu susceptibles d'influer sur la vie des coquillages ou de mettre en question leur salubrité.

Il convient cependant, avant tout, de situer géographiquement les principaux secteurs de production d'huîtres ou de moules et les particularités des élevages qui y sont pratiqués.

### Les centres de production.

En France, l'industrie coquillière, ou conchyliculture, est presque exclusivement limitée à l'élevage des huîtres et des moules. Les productions moyennes annuelles s'établissaient en 1972, selon les statistiques de la Direction des Pêches maritimes, entre 60 000 et 70 000 tonnes d'huîtres dont 15 000 à 20 000 t d'huîtres plates et entre 32 000 et 40 000 t de moules, représentant 10 % environ du tonnage des produits marins débarqués mais 25 à 30 % de la valeur totale de l'ensemble des pêches maritimes françaises. La France vient en Europe au premier rang pour la production d'huîtres mais au troisième rang après l'Espagne (plus de 100 000 t) et la Hollande (plus de 80 000 t) pour celle des moules. Le Japon avec 240 000 t et les U.S.A. avec 180 000 t ont une production d'huîtres supérieure à la sienne.

Jusqu'à 1970, deux espèces d'huîtres étaient implantées sur nos rivages où elles formaient des bancs naturels et étaient l'objet d'une culture : l'huître plate, *Ostrea edulis*, mieux connue sous ses appellations commerciales de Belon, de Cancale ou de Marennes ; l'huître portugaise, *Crassostrea angulata*, vendue encore sous le nom d'huître de claire. Elles occupaient naturellement deux domaines séparés par l'estuaire de la Vilaine ; au nord, en Bretagne, dominait, et prédomine toujours, l'huître plate ; au sud, de Noirmoutier à Marennes, Oléron et Arcachon, l'huître portugaise. On verra plus loin l'importance des facteurs écologiques dans cette distribution géographique des espèces. Toutefois, leur élevage pouvait être pratiqué là même où leur reproduction échouait ; c'est ainsi que l'huître portugaise était cultivée dans certains secteurs normands, bretons et méditerranéens. Depuis l'épizootie qui, en 1970-1971, les décima sur les gisements et les parcs, les huîtres portugaises ont été rempla-



*Le bassin d'Arcachon, vue aérienne verticale (photo Léo NEVEU - J. FORPOMES)*



cées en grande partie par *Crassostrea gigas*, huître du Pacifique ou huître japonaise. Ce mollusque semble s'être acclimaté en France et nous ferons état des observations déjà faites sur sa biologie en notre pays.

Deux espèces de moules existent à l'état naturel en France et font l'objet d'un élevage : *Mytilus edulis*, appelée parfois moule atlantique, et la moule méditerranéenne, *Mytilus galloprovincialis*.

### **Les centres ostréicoles.**

L'huître plate est particulièrement cultivée en Bretagne dans les centres de Cancale et de la baie du Mont Saint-Michel, en baie de Saint-Brieuc, à Paimpol et dans les estuaires du Trieux et de Tréguier, à Morlaix et en Penzé dans les Abers Wrach et Benoît, en rade de Brest, dans les rivières de Pont-l'Abbé, du Belon et de Merrien ainsi que dans les divers secteurs du littoral morbihanais : rivière d'Étel, baie de Quiberon, baie de Plouharnel, rivières de la Trinité, Saint-Philibert et Auray, golfe proprement dit. On en pratique encore l'élevage en rivière de Pénerf, au Croisic, en baie de Bourgneuf, à Marennes et à Arcachon mais à titre complémentaire de la culture des huîtres creuses, *C. angulata* et *C. gigas*. On la trouve aussi en Méditerranée soit à l'état naturel soit en élevage dans l'étang de Thau et sur la côte orientale de la Corse.



Vue aérienne du bassin de Marennes-Oléron.

Au premier plan et au centre, le banc de Lamouroux, plus au fond le viaduc d'Oléron, au fond à droite, le Pertuis de Maumusson (photo R. MET. studio RADAR).

Les huîtres creuses, portugaises ou japonaises, sont particulièrement cultivées au sud de la Vilaine, notamment en baie de Bourgneuf-Noirmoutier, dans le bassin des Sables d'Olonne, sur le littoral de La Rochelle et de l'île de Ré, dans le secteur Marennes-Oléron, y compris les rives de la Charente et de la Seudre, l'estuaire de la Gironde et le bassin d'Arcachon. Elles sont élevées dans d'autres centres où elles ne se reproduisent pas, notamment en Normandie dans le secteur de Saint-Vaast-la-Hougue, dans les divers centres bretons, le Morbihan proprement dit excepté, et les étangs méditerranéens.

Les surfaces concédées aux ostréiculteurs sur le domaine public maritime dépassent 18 000 ha, affectées sensiblement par moitié à la culture des plates et des creuses. La plus grande partie de cette superficie a été accordée dans la zone intertidale, émergeant aux basses mers, sauf pendant la période des mortes-eaux. Toutefois, depuis 1950, 4 500 ha ont été répartis au-dessous des plus basses-mers, entre le O des cartes et les lignes de sonde — 8 à — 10 pour un mode d'élevage

dit d'eau profonde ; c'est dans les grandes baies des deux rives de la Bretagne (Quiberon, Brest, Saint-Brieuc, Saint-Michel) que se trouvent la quasi-totalité de ce type d'exploitation qu'on retrouve aussi à l'est du Cotentin. En Méditerranée enfin, on pratique l'élevage en suspension.

### *Les centres mytilicoles.*

En France, la moule est élevée sur des terrains émergents, sur les côtes de la Manche et de l'Atlantique, en suspension en Méditerranée. L'élevage en « eau profonde » qui, en Hollande connaît une grande faveur, n'est pas pratiqué sur le littoral français ; l'élevage sur bouchots y est, en revanche, largement adopté. On trouvera dans la troisième partie de ce manuel une description de ces diverses techniques de culture développées sur une surface de 906 ha et une longueur, pour les lignes de pieux constituant les bouchots, de 1 600 km.

Du nord au sud, les principaux centres mytilicoles se trouvent de part et d'autre de la presqu'île du Cotentin, dans la baie du Mont Saint-Michel et les baies voisines de la Fresnaye et de l'Arguenon, en baie de Saint-Brieuc, dans l'estuaire de la Vilaine, au Croisic et à Saint-Brévin, en baie de Noirmoutier et surtout dans la région de La Rochelle où le secteur de l'Aiguillon est le plus ancien centre voué à la mytiliculture ; on exploite aussi des bouchots dans le bassin de Marennes-Oléron où domine cependant l'ostréiculture. En Méditerranée, l'élevage des moules est activement pratiqué dans les étangs, à Thau notamment et en Corse.

On trouvera dans les monographies générales de la conchyliculture, que publie périodiquement la Direction des Pêches maritimes (Secrétariat général de la Marine Marchande), les informations complémentaires qu'on souhaiterait obtenir sur les divers aspects réglementaires, sociaux ou économiques. L'énumération que nous avons voulu faire des secteurs géographiquement affectés à la conchyliculture témoigne tout à la fois de l'importance de l'industrie coquillière en France et de la diversité des milieux où elle est pratiquée.

## CHAPITRE I

### LE MILIEU PHYSICO-CHIMIQUE (1)

Physiciens et chimistes ont exploré et continuent d'explorer scientifiquement la mer, le sol et le sous-sol qu'elle recouvre. Nous nous bornerons ici à rappeler succinctement les données essentielles des connaissances acquises en soulignant l'influence que peuvent exercer les principaux facteurs de l'environnement sur le comportement des mollusques comestibles.

#### I. — *L'eau de mer.*

##### a) *Transparence, turbidité.*

L'eau de mer ne constitue pas un milieu optiquement pur. Sa transparence, extrêmement variable dans l'espace et dans le temps, dépend de la quantité de matières en suspension qui peuvent être à la fois des éléments vivants du plancton et des éléments détritiques organiques et minéraux.

Dans le domaine de l'écologie on préfère généralement exprimer la turbidité de l'eau plutôt que sa transparence. Le caractère plus ou moins turbide des eaux côtières est lié à de nombreux facteurs.

a) *L'état de la mer* ; les phénomènes de turbulence entraînent la remise en suspension des vases et des sables ainsi que celle de tous les éléments qui se déposent sur les fonds en période de calme ou bien qui y vivent habituellement à la surface des sédiments.

b) *Les apports continentaux* ; la turbidité est toujours plus élevée pendant la période de crue des fleuves et des rivières qui drainent alors, vers la mer, une masse alluvionnaire importante : elle est plus faible en période d'étiage.

c) *La production saisonnière de zooplancton et de phytoplancton* ; du printemps à l'automne le matériel organique vivant et ses déchets représentent une fraction élevée des éléments en suspension.

D'une façon générale, la transparence des eaux diminue au fur et à mesure que l'on s'approche des côtes. Elle est faible dans les zones d'estuaire (Gironde, Charente, Vilaine) et à forte turbulence. Les eaux sont plus claires dans les secteurs abrités, peu ou pas influencés par les eaux douces et à fonds sableux (bassin d'Arcachon).

---

(1) Par J.-P. DELTREIL, M. FEUILLET, P. GRAS, J. MARIN et L. MARTEIL.

L'importance de la phase particulaire, au sein des eaux conchylicoles, constitue l'un des facteurs du milieu susceptible d'influencer plus ou moins directement le comportement des mollusques à tous les stades de leur développement. Il est donc important, pour l'écologiste, de pouvoir mesurer la turbidité.

#### *Mesure de la transparence et de la turbidité.*

La technique la plus simple et la plus ancienne de mesure de la transparence de l'eau de mer utilise l'appareil de Secchi ; elle consiste à évaluer la profondeur à laquelle disparaît un disque blanc lesté, de 30 centimètres de diamètre, descendu verticalement dans l'eau. Un tel procédé a permis de mettre en évidence des différences importantes : dans la mer des Sargasses, la profondeur maxima de visibilité atteint 66,5 mètres alors que dans les eaux côtières elle est limitée à 1 mètre seulement (PÉREZ et DEVÈZE, 1963). Dans certaines eaux d'estuaire très turbides ces valeurs sont de l'ordre de la dizaine de centimètres.

Deux méthodes permettent d'évaluer avec précision la turbidité.

#### *Dosage pondéral.*

On dispose actuellement de membranes filtrantes en fibres de verre ou à base d'esters de cellulose qui couvrent une gamme de porosités étendue et qui sont douées d'un pouvoir séparateur élevé. L'extraction des éléments particuliers en suspension s'effectue par filtration, sous vide partiel, d'une quantité d'eau donnée au travers d'une membrane dont la porosité est de l'ordre de 0,5 microns. La turbidité est exprimée en poids de matières sèches en mg/l ou en g/l.

#### *Dosage néphélométrique.*

Le néphélomètre permet de mesurer la diminution de l'intensité du courant produit par une cellule photoélectrique émissive lorsqu'on interpose entre elle et une source lumineuse d'intensité constante un échantillon d'eau plus ou moins turbide. Le néphélomètre immergé donne la possibilité d'effectuer des mesures directes de turbidité *in situ* à différentes profondeurs.

La turbidité des eaux conchylicoles est très variable : des valeurs comprises entre 10 et 30 mg/l sont les plus fréquentes ; elles sont rarement inférieures à 5 mg/l et sont les plus élevées dans les eaux d'estuaire pour lesquelles la turbidité peut atteindre plusieurs centaines de mg/l.

#### *Influence de la turbidité sur le comportement des mollusques.*

##### *Action directe sur la filtration.*

Une huître ou une moule immergée dans l'eau turbide d'un aquarium la clarifie ; c'est une conséquence de l'activité de pompage et de filtration de ces mollusques que VIALANES avait utilisé pour déterminer, dans une expérience restée célèbre mais souvent mal interprétée, les rapports (et non les quantités absolues) des volumes d'eau filtrée par des moules, des huîtres plates et portugaises dans un laps de temps déterminé.

La turbidité intervient sur l'activité valvaire (NELSON, 1921). L'huître augmente la fréquence d'ouverture et de fermeture de ses valves ; ces mouvements brusques ont pour but essentiel d'évacuer l'excès de matières retenues par les branchies, empêchant ainsi l'engorgement de l'appareil. Ces rejets sont appelés pseudofèces. Si la présence d'une faible quantité de vase peut éventuellement stimuler l'activité de pompage des huîtres (LOOSANOFF, 1952), il y a plus souvent réduction : à 600 mg/l, le taux de pompage diminue de 32 %. Encore faut-il noter que les effets de la turbidité varient selon les espèces ; *C. angulata* s'accommode mieux d'eaux limonneuses et de fonds meubles que *O. edulis* en raison de sa capacité de filtration plus grande.

Une turbidité excessive, par le colmatage du filtre branchial, diminue l'activité de filtration, gêne l'accomplissement des fonctions de nutrition et de respiration et perturbe aussi l'activité des mollusques. Elle est responsable, en certains cas, du « chambrage » des coquilles ou en aggrave

les conséquences si la cause initiale en est l'annélide *Polydora*, dépréciant la valeur commerciale des coquillages, des huîtres en particulier.

#### Action indirecte sur la nutrition.

Le phytoplancton, dont les diatomées représentent une part importante, constitue la base de l'alimentation des mollusques microphages que sont l'huître et la moule. Sa production peut être limitée par la présence, dans les eaux littorales, de matières en suspension qui modifient qualitativement et quantitativement la pénétration de la lumière incidente dans l'eau. Toutefois, il a été établi qu'un éclaircissement trop intense diminue la photosynthèse ; par ailleurs, les eaux limpides n'assurent pas nécessairement la production phytoplanctonique la plus élevée. En outre, toutes les espèces n'ont pas les mêmes exigences sur le plan de la quantité et de la qualité des radiations lumineuses qui sont absorbées sélectivement par les particules en suspension.

On notera encore que les apports continentaux, s'ils augmentent la turbidité, enrichissent aussi les eaux en sels nutritifs et en matières organiques qui, soit directement soit indirectement, entrent dans le cycle des ressources nutritives du milieu. Enfin les phénomènes de turbulence remettent en suspension des organismes benthiques, source de nourriture.

#### Action sur la vie larvaire.

Les expériences de DAVIS (1960) ont montré qu'œufs et larves d'huîtres sont particulièrement sensibles à la turbidité, et que la croissance des larves de *C. virginica* devient négligeable pour une teneur en vase de 1,5 g/l. Dans le milieu naturel, cependant, de nombreuses espèces

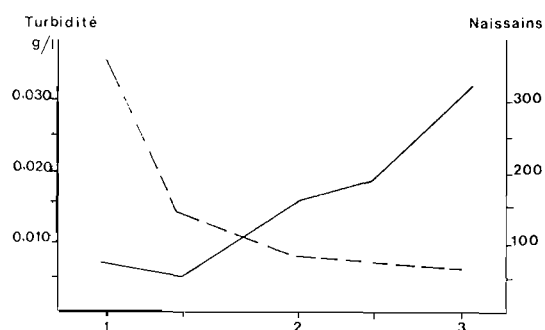


FIG. 1. — Relation entre la turbidité et l'intensité des fixations de *Ostrea edulis* en rivière d'Auray.

de mollusques vivent et se reproduisent dans des eaux turbides : les larves de *C. angulata* évoluent bien et se fixent abondamment, si toutes les autres conditions sont réunies, dans les eaux limoneuses de la Gironde ou de la Charente. En limitant la pénétration de certaines radiations nocives, par exemple des rayons ultra-violettes dont ABOUL ÉLA (1958) a montré qu'ils pouvaient retarder le développement des œufs de *C. angulata* et même tuer les larves de *O. edulis*, la turbidité peut, dans certaines limites, favoriser la vie larvaire. En revanche le dépôt des éléments en suspension accroît la salissure des collecteurs d'huîtres et peut constituer un facteur limitant du captage du naissain (MARTEIL, 1960). La figure 1 montre la relation entre la turbidité et l'intensité des fixations de *O. edulis* en rivière d'Auray.

#### b) Température.

La température est l'un des phénomènes les plus facilement perceptibles et mesurables. Son influence sur le comportement des mollusques est communément admise mais elle mérite d'être succinctement précisée.

#### Mesures.

On distinguera les mesures instantanées, faites à un moment donné ou à intervalle régulier, des mesures en continu où les valeurs sont à tout instant enregistrées.

##### Mesures instantanées.

Ces mesures, pour avoir quelque signification, doivent être effectuées dans des stations de

référence fixes convenablement choisies, au même moment de marée chaque fois, en surface et en profondeur et avec une fréquence suffisante.

Un thermomètre à mercure, gradué au  $1/10^{\circ}$  de degré, immergé, suffit pour obtenir une précision satisfaisante dans le domaine, fluctuant, des zones littorales ; il donne à un moment et en un point donnés, la température des eaux superficielles. Des appareils moins fragiles gradués en  $1/5$  ou même en  $1/2$  degré donneront aux professionnels une évaluation suffisante.

Les mesures en profondeur exigent en revanche l'emploi d'un thermomètre à renversement (fig. 2) qui, monté sur un dispositif commandé par un messenger envoyé de la surface, bascule à la profondeur désirée ; la colonne de mercure se brise, ce qui empêche toute variation de la valeur atteinte avant le renversement. L'engin peut être associé à une bouteille de prélèvement ou non. Des appareils de mesure électrique permettent aussi d'obtenir directement la température, grâce à une thermo-sonde munie d'un câble souple, immergée à la profondeur voulue ou maintenue à profondeur constante.

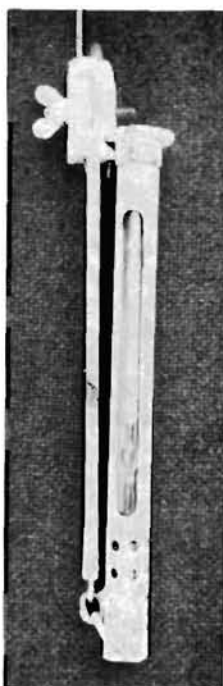


FIG. 2. —  
Thermomètre à renversement.

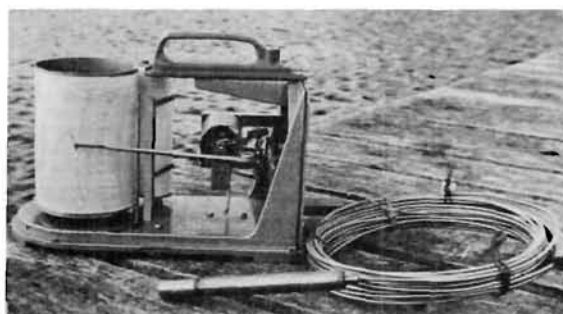


FIG. 3. — *Thermomètre enregistreur (RICHARD), à sonde.*

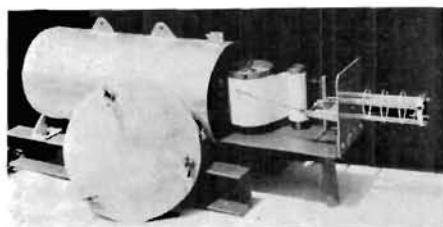


FIG. 4. — *Thermomètre enregistreur (BOUCHET), à caisson étanche.*

#### Mesures en continu.

On utilise des thermographes. Dans l'appareil à sonde, celle-ci contenant un liquide ou un gaz dilatables, « capte » la température et la transmet à un système enregistreur par un capillaire souple (fig. 3). A cet engin insubmersible et qui doit être installé à poste fixe, BOUCHET a substitué un autre appareil constitué lui aussi d'un thermographe enregistreur mais enfermé dans un caisson étanche, lesté (fig. 4). On peut aussi mesurer en continu les températures, au niveau du sol, en particulier au niveau des parcs à coquillages pendant la succession des périodes d'immersion et d'émersion.

#### *Les variations de la température et leurs effets.*

D'une façon générale, sur les côtes françaises, la température moyenne des eaux oscille entre  $+ 3^{\circ}$  et  $+ 10^{\circ}\text{C}$  en hiver et dépasse  $20^{\circ}$  en été, atteignant éventuellement  $25$  à  $30^{\circ}$

en milieu ouvert et même 50° dans les milieux fermés ou semi-fermés comme les claires (MOREAU, 1970).

Une corrélation existe entre les température de l'air et de l'eau qui permet, si l'on dispose d'un nombre suffisant d'observations, d'utiliser les températures atmosphériques pour estimer, du moins globalement, l'évolution des températures des eaux littorales. Celles-ci se réchauffent mais aussi se refroidissent plus vite que les eaux océaniques. Les eaux superficielles sont plus directement influencées que les eaux profondes par les variations des températures extérieures si bien que l'on constate assez souvent une stratification de la surface au fond. Toutefois, bien des facteurs interviennent qui modifient localement ce schéma : proportions relatives des apports océaniques et continentaux, rythme de la marée, courants, époque de l'année. Ainsi dans le bassin d'Arcachon, en hiver, les courbes de température de l'eau présente deux maxima et deux minima correspondant respectivement aux pleines et basses mers tandis qu'en été les maxima résultent au contraire d'un échauffement à basse mer et les minima de l'entrée dans la baie d'eaux océaniques plus froides, l'écart pouvant dépasser 3° (fig. 5). Dans certains milieux fermés ou coupés temporairement de leur communication avec le large (étangs, claires), la température de l'eau suit la

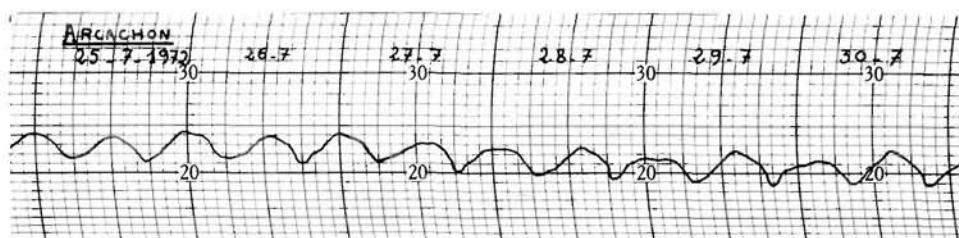


FIG. 5. — Températures à Arcachon : les maxima correspondent au moment des basses mers, les minima à l'entrée des eaux océaniques.

température de l'air, présentant des maxima diurnes alternant avec des minima nocturnes (fig. 6). En claires, l'amplitude de ces variations dépasse parfois 10° en l'espace de quelques heures.

C'est dans la zone de balancement des marées, où sont implantés un grand nombre de parcs d'élevage, que les mollusques sont soumis aux variations de température les plus importantes. L'été,

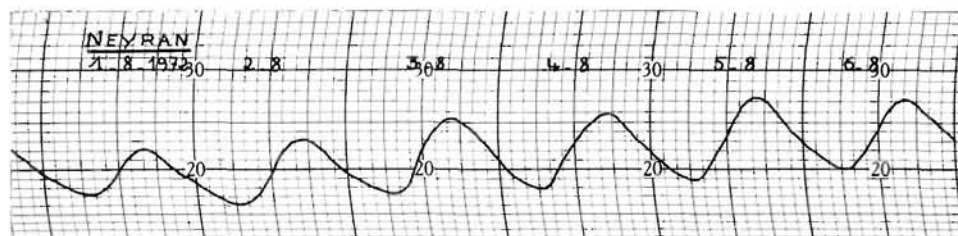


FIG. 6. — Températures à Neyran (milieu fermé) : maxima diurnes, minima nocturnes.

par fort ensoleillement, la température au niveau du sol peut atteindre 40° au cours de la basse mer de jour et descendre, 2 ou 3 heures après, 15 à 20° plus bas à l'arrivée des eaux océaniques plus froides apportées par le flot. En revanche, dans les eaux profondes, l'amplitude est plus faible et les variations plus lentes.

Bien qu'eurythermes, c'est-à-dire tolérant un large intervalle de température, les mollusques supportent plus ou moins bien les larges variations. Ainsi les huîtres du genre *Crassostrea* (*C. angulata* et *C. gigas*) résistent mieux que l'huître plate aux températures extrêmes observées sur les parcs et gisements émergents. Chez tous, les répercussions seront différentes selon l'état physiologique ou le stade du développement.

#### Sur la gamétogénèse.

La température est l'un des principaux facteurs déterminant le rythme sexuel des animaux marins.

On admet, à la suite de nombreux travaux, qu'il y a parmi les espèces à large distribution géographique comme *O. edulis*, *C. virginica* ou *Mytilus edulis* des températures minimales favorables à l'incitation et au déroulement normal de la gamétogénèse et une température minimale critique au-dessous de laquelle les émissions de produits sexuels ne peuvent se produire (LUBET et CHOQUET, 1971), températures qui, pour une même espèce, peuvent varier localement, ce qui a conduit à la notion de races physiologiques.

Sous nos latitudes, la durée de la gamétogénèse est déterminée en outre par les températures du milieu où vivent les huîtres pendant l'hiver et le début du printemps.

VILELA (1954), MARTEIL (1960), LE DANTEC (1968) l'ont montré pour *O. edulis* et *C. angulata* : il y a corrélation entre la précocité ou le retard du développement sexuel et les températures des premiers mois de l'année, la gamétogénèse débutant et s'accélégrant chez ces espèces dès que la température atteint et dépasse 10°. Chez la moule, au contraire, où l'été est une période de repos sexuel, la gamétogénèse peut s'effectuer à 7-8° mais des températures élevées (18°) l'arrêtent (LUBET, 1959). L'influence de la température au stade du développement sexuel se trouve confirmée par les résultats obtenus en laboratoire où le stade de maturation peut résulter du maintien des géniteurs à une température appropriée même en dehors de leur période normale de reproduction, si les besoins alimentaires se trouvent satisfaits.

#### Sur l'émission des gamètes.

L'émission des produits sexuels chez les individus parvenus au stade de maturité est déterminée par divers stimuli. Des variations positives ou négatives, de 2 à 4° créent, même en milieu naturel, le choc nécessaire à une ponte ou à une éjaculation massive chez l'huître plate (MARTEIL, 1960) et chez l'huître portugaise (LE DANTEC, 1968). BOUXIN (1956) et LUBET (1959) ont obtenu des résultats analogues chez la moule.

C'est entre 16 et 23° qu'apparaissent généralement, dans nos eaux, les larves de *Crassostrea angulata* et, semble-t-il, de *C. gigas* récemment introduite en France, les plus nombreuses étant trouvées à partir de 20° chez l'huître plate, la libération des larves a lieu entre 15 et 22°, les émissions les plus importantes survenant entre 18 et 20°.

#### Sur la survie et la croissance des larves.

Les conditions optimales de température indispensables pour assurer la meilleure croissance des larves émises sont voisines de 20° pour *O. edulis*, 22° pour *C. angulata* et 23-25° pour *C. gigas*. A des températures inférieures, la vitesse de croissance se ralentit et le taux de survie diminue. KORRINCA (1941), à partir d'observations faites dans l'Escaut oriental, a pu établir qu'à des températures de 18°, 20° et 22°, la durée de vie pélagique des larves d'huîtres plates était respectivement de 12, 10 et 6 à 7 jours. MARTEIL (1960) constatait, dans les rivières morbihannaises, une durée de 8 à 14 jours pour des températures moyennes de l'eau comprises entre 18 et 15°.

En élevage artificiel et dans des conditions de nutrition favorables, LOOSANOFF (1954-1965) a observé la réalisation de l'ensemble des métamorphoses de la larve de *C. virginica* en 8 à 10 jours à une température de 25° alors qu'il fallait 20 jours à 20° et un mois ou plus à des températures inférieures.

On notera enfin qu'en ce qui concerne les espèces du genre *Crassostrea* (*C. angulata* et *C. gigas*) les exigences thermiques des larves pélagiques semblent être d'autant plus grandes que la salinité est plus élevée.

#### Sur le comportement et la croissance des huîtres.

Indépendamment des autres facteurs, notamment de la nutrition, la croissance dépend de l'activité des mécanismes permettant de capter les aliments, c'est-à-dire chez les mollusques lamellibranches, des quantités d'eaux filtrées. Ainsi que l'a noté GALTSOFF (1964) les mollusques sont plus sensibles aux variations de la température elle-même ; la fréquence, l'amplitude et le sens des variations thermiques auxquels ils seront soumis dans le milieu naturel influenceront donc leur comportement.



A température constante, l'huître maintient ses valves ouvertes plus ou moins longtemps. His (1972) a enregistré chez *C. angulata* et *C. gigas* des durées d'ouverture quotidiennes toujours supérieures à 12 h et atteignant 24 h pour des températures supérieures à 10° mais également pour des valeurs aussi basses que 5°. En cas de variations, comme il s'en produit dans le milieu naturel, l'activité valvaire est modifiée ; l'huître tend à s'ouvrir quand les eaux s'échauffent et à se refermer quand elles se refroidissent. Pour des valeurs inférieures à 10°, toute variation positive s'accompagne d'une augmentation et toute variation négative d'une diminution de la durée journalière d'activité dont la courbe présente alors une grande similitude d'aspect avec celle des fluctuations de la température.

La circulation d'eau est étroitement liée aux températures : très faible entre 0 et 5°, elle augmente lentement jusqu'à 15°. Entre 15° et 25° elle est pratiquement constante chez *C. virginica* (GALTSOFF, 1964). D'une façon générale, le taux de pompage chez l'huître reste faible au-dessous de 8° et la nutrition s'arrête pratiquement à + 3° ; l'activité est maximale pour des températures de 25-30°. *C. angulata* cesse de croître au-dessous de 8 à 10° tandis que *C. gigas*, plus tolérante aux basses températures, continue sa croissance en hiver (His, 1972). Chez l'huître plate, l'activité est réduite au-dessous de 8 à 10°. Chez la moule, les conditions optimales de croissance se situent entre 10 et 20°. Là où, comme à Vigo, la température de l'eau ne descend pas au-dessous de 10°, la croissance ne s'arrête pas atteignant son maximum en été (ANDREU, 1958), ou bien ne présente qu'un ralentissement provisoire comme dans les étangs méditerranéens (ARNAUD, 1958) pendant les courtes périodes où la valeur de 10° n'est pas atteinte.

On doit noter que, pour importante qu'elle soit en elle-même, l'action de la température reste liée à celle des autres facteurs du milieu. En étudiant la salinité, on soulignera les effets particuliers de l'intervention conjuguées de ces deux facteurs sur le comportement des coquillages.

On verra plus loin les conditions habituelles de température existant dans un certain nombre de régions de production. Il sera facile d'en déduire la durée moyenne de la période de croissance et les dates normales auxquelles elle commence et elle finit, compte tenu des fluctuations annuelles.

### *Influence et effets du gel.*

Les conditions climatiques qui règnent sur les côtes françaises sont telles que l'on assiste rarement à la formation de glace dans les eaux marines ou même saumâtres. Ce fut pourtant le cas des hivers 1956 et 1963 au cours desquels on enregistra des températures de l'air inférieures à 0° pendant plus de trois semaines consécutives, avec des minima atteignant jusqu'à — 14°. Dans toutes les régions conchylicoles, on observa la formation de glace sur les parcs à coquillages et dans les bassins de stockage. L'ensemble de la faune marine subit de graves dommages.

L'influence du gel se manifeste principalement sur les mollusques élevés dans la zone de balancement des marées qui subissent à la fois les basses températures de l'air au moment de l'émersion et l'action de la glace qui se forme ou se dépose sur les parcs. En 1963, la mortalité des huîtres due au gel a été faible sur les parcs de niveau bas ne découvrant pas par fort coefficient de marée ; par contre elle a atteint 1/3 de la population sur les parcs à longue durée d'émersion de la région de Marennes-Oléron. Sur les côtes bretonnes, 2/3 des jeunes huîtres plates semées à des niveaux élevés ont péri.

Les effets du gel sur les mollusques peuvent être divisés en deux catégories.

#### **Effets mécaniques.**

Sur les parcs de captage, le gel provoque la désagrégation du mortier qui recouvre les tuiles collectrices et entraîne la chute et la perte du naissain (fig. 7). En 1963, 40 à 60 % de la surface des collecteurs du bassin d'Arcachon était ainsi décrépie. L'éclatement de la pellicule de rouille sur les tiges de fer et l'effritement des coquilles garnies de jeunes huîtres aboutissent aux mêmes effets.

En se déposant sur les parcs à basse mer, les blocs de glace écrasent de leur poids les installations de captage (fig. 8) ou enfouissent les huîtres dans les sols meubles où elles périront par la suite, ou bien encore les mollusques prisonniers de la glace sont emportés par les courants et dispersés en dehors des parcs.

Effets biologiques.

D'une façon générale l'action des basses températures entraîne un ralentissement de l'ensemble des fonctions physiologiques des mollusques pouvant aller jusqu'à l'arrêt complet et à la mort en cas de gel prolongé.



FIG. 7. — *Effet du gel sur l'enduit calcaire des collecteurs* (photo LE DANTEC).



FIG. 8. — *Dépôt de glace sur les huîtres* (photo LE DANTEC).

On observe d'abord une diminution de la résistance et du pouvoir de contraction du muscle adducteur. Les huîtres gelées ont tendance à laisser leurs valves entrouvertes et ne les refermer que lente-

ment et difficilement. Ce mauvais fonctionnement favorise l'introduction et l'accumulation de sable, vase et détritrus divers à l'intérieur de la cavité palléale et leur dépôt sur les branchies sans que l'animal puisse s'en débarrasser ; il périt ainsi, à plus ou moins brève échéance, dans un délai pouvant atteindre jusqu'à six semaines. La turbidité accélère le processus. Les effets du gel ne sont donc pas immédiats.

ABOUL ELA (1958) a montré que le déchirement des fibres du muscle adducteur consécutif à l'action du gel était dû à la formation de cristaux de glace à l'intérieur du tissu musculaire. Les excitations mécaniques (chocs, manipulations) augmentent ainsi la gravité des lésions et il est recommandé de ne pas toucher aux mollusques qui viennent de subir la congélation ou même en période de froid rigoureux.

L'action prolongée du gel affecte également la coquille des mollusques. Chez l'huître, on observe une fissuration ou même un éclatement du calcaire qui se produit préférentiellement au niveau des amas crayeux tendres, fréquents à la face interne des valves chez les huîtres. Si ces dépôts sont disloqués au niveau de l'insertion musculaire, il peut y avoir décollement du muscle qui aboutit à une mort rapide de l'animal. TROCHON (1963) indique que 80 % des huîtres mortes après les froids de l'hiver 1963, présentaient des lésions de ce type ; il précise que, chez les sujets survivants, ces atteintes ont évolué par la suite vers une forme de chambrage de la coquille qui a déprécié la valeur marchande des produits.

Enfin, l'affaiblissement général des mollusques qui résulte d'une atteinte par le gel diminue leur résistance aux infections parasitaires ; le flagellé *Hexamita*, rare dans les huîtres en temps normal, se développe rapidement et pullule chez les sujets les plus fatigués ou mourants. En 1963, 40 à 80 % des huîtres survivantes à l'issue du dégel étaient infestées par ce parasite ; il avait pratiquement disparu deux mois plus tard avec le retour à des conditions de milieu normales (MARTEIL, 1963).

Les effets du froid sont accentués si les autres facteurs du milieu deviennent en même temps défavorables. Par exemple, les effets combinés du gel et du douçain sont fréquemment à l'origine d'une mortalité hivernale du naissain dans certains secteurs d'estuaire soumis saisonnièrement à une dessalure excessive des eaux.

Bien qu'il soit difficile en matière d'écologie de considérer l'influence d'un seul facteur indépendamment des autres composants du milieu, il apparaît que les différents aspects de la biologie des mollusques sont de façon primordiale et impérative liés à la température qui, soit directement soit indirectement, détermine leurs rythmes biologiques et modifie sans cesse leur comportement dans les conditions naturelles de leur milieu d'élevage.

### c) Salinité.

La caractéristique principale de l'eau de mer est d'être salée. Parmi les sels dissous, certaines substances existent à de très fortes concentrations comme les ions Chlore (Cl) et Sodium (Na). Aussi utilise-t-on habituellement les termes de salinité, de chlorinité ou de chlorosité pour exprimer la teneur de l'eau de mer en sels.

La *chlorinité* (Cl ‰) de l'eau de mer est la concentration en ions halogènes (Cl, I, Br) estimée par argentimétrie. On définit cette valeur en toute rigueur comme étant égale à 0,3285234 fois le poids d'argent précipité à partir de 1 kg d'eau de mer (pesée).

La *chlorosité* (Cl/litre), définition peu employée, est la quantité de chlore déterminée par méthode volumétrique, rapportée à 1 litre d'eau de mer. La chlorosité est obtenue en multipliant la chlorinité d'une eau par sa densité à 20°.

La *salinité* (S ‰), terme le plus couramment utilisé, est le poids en grammes, sous vide, des éléments solides obtenus à partir de 1 kg d'eau de mer après évaporation et chauffage à 480 °C jusqu'à poids constant. En pratique, la salinité est définie à partir de la chlorinité par l'équation de Knudsen :

$$S \text{ ‰} = 0,030 + 1,805 \text{ Cl ‰}$$

Cette relation est établie empiriquement à partir de très nombreuses expériences. Elle n'est qu'approximative pour des masses d'eau à régime de salinité très fluctuant (milieux saumâtres).

La salinité est exprimée par kilogramme et non par litre d'eau de mer car le volume varie avec la température (si l'on prenait le litre pour unité, il faudrait indiquer en même temps la température).

Les commissions internationales de standardisation des mesures en hydrologie ont conclu que la

mesure de la chlorinité était préférable à cause de sa relative simplicité et qu'on en déduisait la salinité par application de la formule de Knudsen. Des tables donnent pour chaque valeur de la chlorinité, la salinité correspondante.

Densité	Température (en °C)					
	0	5	10	15	20	25
1 006	7,5	7,5	7,8	8,5	9,4	11,7
1 007	8,7	8,7	9,1	9,8	11,5	13,3
1 008	9,9	10,0	10,3	11,4	12,7	14,3
1 009	11,2	11,3	11,8	12,7	14,2	15,5
1 010	12,4	12,6	13,0	14,3	15,5	17,1
1 011	13,7	13,9	14,4	15,5	16,8	18,9
1 012	14,9	15,1	15,7	16,8	18,3	20,1
1 013	16,1	16,5	17,1	18,0	19,6	21,3
1 014	17,4	17,6	18,3	19,3	20,8	22,5
1 015	18,6	19,9	19,6	20,6	21,9	24,2
1 016	19,9	20,4	20,9	21,7	23,4	25,5
1 017	21,1	21,6	22,2	23,2	24,9	26,8
1 018	22,4	22,9	23,5	24,8	26,3	28,2
1 019	23,6	24,0	24,9	26,1	27,9	29,3
1 020	24,9	25,5	26,1	27,5	29,1	30,8
1 021	26,1	26,6	27,5	28,7	30,2	32,1
1 022	27,4	28,0	28,7	30,2	31,4	33,4
1 023	28,6	29,2	30,0	31,5	32,9	34,7
1 024	29,8	30,6	31,2	32,7	34,1	35,9
1 025	31,1	31,8	32,5	34,1	35,3	37,1
1 026	32,4	32,9	34,0	35,2	36,7	38,4
1 027	33,6	34,2	35,1	36,3	38,0	39,7
1 028	34,8	35,5	36,3	37,8	39,2	41,1
1 029	36,1	36,5	37,5	39,0	40,5	
1 030	37,3	37,8	38,7	40,1		

TABLE. 1. — *Equivalence salinité-densité en fonction de la température.*

On a adopté une « eau de mer normale », de chlorinité déterminée avec une très grande exactitude par le laboratoire hydrographique de Copenhague (I.A.P.S.O. Standard Sea Water — Charlottenlund Slot — 2920 Denmark) qui sert de référence et permet ainsi de comparer les mesures effectuées.

## Principes et techniques des mesures.

### Méthode titrimétrique Mohr-Knudsen.

Cette méthode permet de calculer la chlorinité, la salinité étant ensuite obtenue grâce à la formule de Knudsen.

La différence de chlorinité entre deux échantillons d'eau peut être estimée avec une grande précision, par un titrage au nitrate d'argent, avec un indicateur, le bichromate de potasse par exemple. On titre d'habitude une « eau de mer standard » dont la chlorinité a été déterminée, à la fois par des analyses pondérales et volumétriques et on obtient ainsi la différence de chlorinité entre l'eau à analyser et l'eau standard. Pour chaque titrage d'eau normale, on calcule la grandeur définie par la formule :

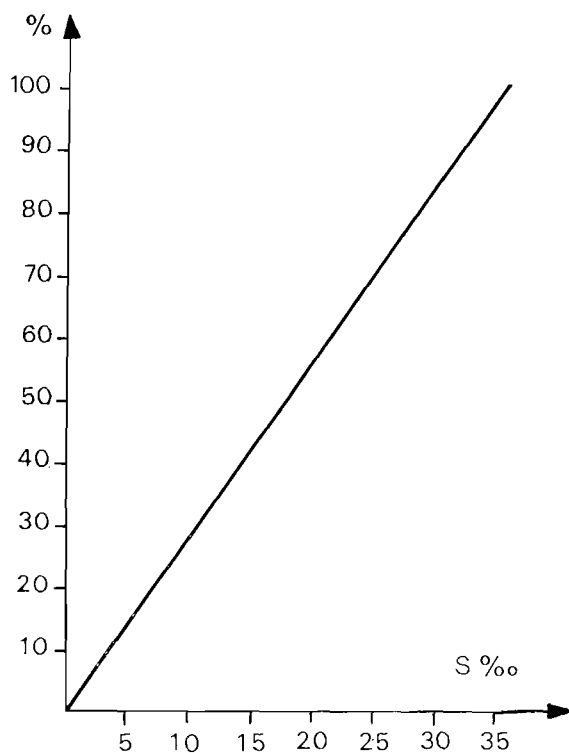
$$\alpha = N - A$$


FIG. 9. — Pourcentage d'eau de mer aux différentes salinités (d'après FRANCIS-BŒUF, 1948).

(N = chlorinité indiquée sur le tube d'eau normale utilisée A : lecture à la burette du titrage de l'eau normale). On cherche sur les tables hydrographiques de Knudsen la valeur la plus proche du chiffre calculé et avec la table correspondante on note la correction qui, additionnée à la lecture de la burette, donne la chlorinité de l'eau. La précision de la méthode est basée sur l'écoulement de quantités égales de liquides tant de la pipette que de la burette, au cours des analyses consécutives.

### Méthode couramment utilisée.

Dans les eaux littorales soumises à de fréquentes et parfois sensibles variations de salinité, on peut se contenter d'une méthode simplifiée. On utilise une burette ordinaire ; 10 ml d'eau de mer sont dosés par une solution contenant 27,25 g de nitrate d'argent. La salinité de l'échantillon est égale au volume de nitrate utilisé. Toutefois, une eau plus diluée ne pesant pas autant que l'eau normale, les proportions ne sont pas exactement identiques, il est donc nécessaire d'appliquer une correction donnée dans les tables préparées par HARVEY (1949).

### Mesure de la salinité à l'aide d'appareils (salinomètre).

De récents progrès dans les techniques de la mesure de la salinité ont permis d'utiliser divers appareillages basés sur des méthodes conductimétriques. Ces appareils permettent un grand nombre de mesures, suppriment le travail fastidieux de l'analyse chimique, et ont l'avantage d'être utilisés *in situ*.

### Détermination de la salinité à partir d'une mesure de la densité.

Un procédé simple ne nécessitant qu'un appareillage réduit composé d'un densimètre étalonné de 1 000 à 1 030 et d'un thermomètre, peut être utilisé par les conchyliculteurs qui seront ainsi renseignés sur la salinité d'une eau avec une précision suffisante. Le principe est basé sur le fait que la densité d'une eau de mer est proportionnelle à sa salinité et inversement proportionnelle à sa température. Des tables de concordance entre la densité à diverses températures et les salinités ont été établies (tabl. 1).

On remplit une grande éprouvette avec l'eau à étudier. On y plonge le thermomètre et le densi-

mètre. Après 1 ou 2 minutes, on lit la température, puis on retire le thermomètre. On lit ensuite la graduation à laquelle s'est stabilisé le densimètre. Il convient de noter que des phénomènes de capillarité consécutifs notamment à la tension superficielle du liquide, provoquent à l'entour de la tubulure supérieure du densimètre un ménisque qui peut conduire à une erreur de lecture. Celle-ci doit être faite à la base du ménisque. Il suffit ensuite de se reporter au tableau qui indique, pour les chiffres trouvés, la salinité.

Equivalence salinité-pourcentage d'eau de mer.

Dans les estuaires, les fluctuations de la salinité sont parfois importantes (fig. 9). On pourra aisément déterminer l'influence dominante soit de l'eau de mer soit de l'eau douce en se rapportant au tableau de correspondance (tabl. 2) (FRANCIS-BŒUF, 1948).

Salinité ‰	Eau de mer %
35	100
30	86
25	71
20	57
15	43
10	28
5	14
1	3

TABLEAU 2.

*Les variations de salinité et leurs effets.*

La salinité moyenne des eaux océaniques est proche de 35 ‰ ; elle est plus forte ici (régions tropicales ou Méditerranée), plus faible ailleurs (mer Baltique, etc.). Dans les zones littorales, l'influence des apports fluviaux est perceptible à une distance plus ou moins grande des embouchures en fonction du débit, de la vitesse des courants, etc., mais c'est dans les estuaires qu'on enregistre les plus grandes variations. Les fortes dessalures y correspondent aux périodes de crues et provoquent une stratification en « lames » plus ou moins épaisses, la salinité décroissant du fond vers la surface et de l'aval vers l'amont. En période d'étiage, les salinités tendent à devenir semblables en tous les points de l'estuaire, avec parfois des valeurs plus fortes en amont qu'en aval sous l'effet de l'évaporation. Entre ces périodes extrêmes, les salinités diminuent progressivement en automne sous l'influence de l'augmentation de la pluviosité et augmentent au printemps sous l'action de l'évaporation. Le rythme de la marée et son coefficient interviennent par ailleurs dans la distribution des eaux douces et salées. Les valeurs minimales surviennent au voisinage de la basse mer, les valeurs maximales au voisinage de la pleine mer (fig. 10). L'amplitude des variations peut être considérable ; dans la partie amont de la rivière d'Auray (Morbihan) la salinité des eaux superficielles à pleine mer fluctue entre 3 ‰ en période de crue et 36 ‰ en période d'étiage, celle des eaux profondes (— 3 m), au même moment de marée, aux mêmes périodes, s'éteignant de 15 à 36 ‰.

Dans les milieux fermés, semi-fermés ou dans les étangs méditerranéens le rôle de l'évaporation est très important. Pour les régions méditerranéennes de la France, REMENIERAS (1960) et CASTANY (1967) s'accordent pour admettre que la hauteur d'eau évaporée par les grandes nappes d'eau libre se situe entre 1 000 et 1 500 mm par an. ARNAUD et RAIMBAUD (1969) ont mis en évidence, pour l'étang de Salses-Leucate en Méditerranée, « des correspondances remarquables » entre la phase de croissance

des salinités et les mois où l'évaporation est la plus élevée, cette période correspondant par ailleurs à un minimum de pluie et à l'étiage des résurgences. Pour ces auteurs, pendant les 5 mois où l'évaporation est la plus forte, les quantités d'eau évaporées sont voisines de 3 à 4 m<sup>3</sup>/s. L'influence de la salinité sur le comportement des mollusques varie selon l'état physiologique considéré ou leur âge.

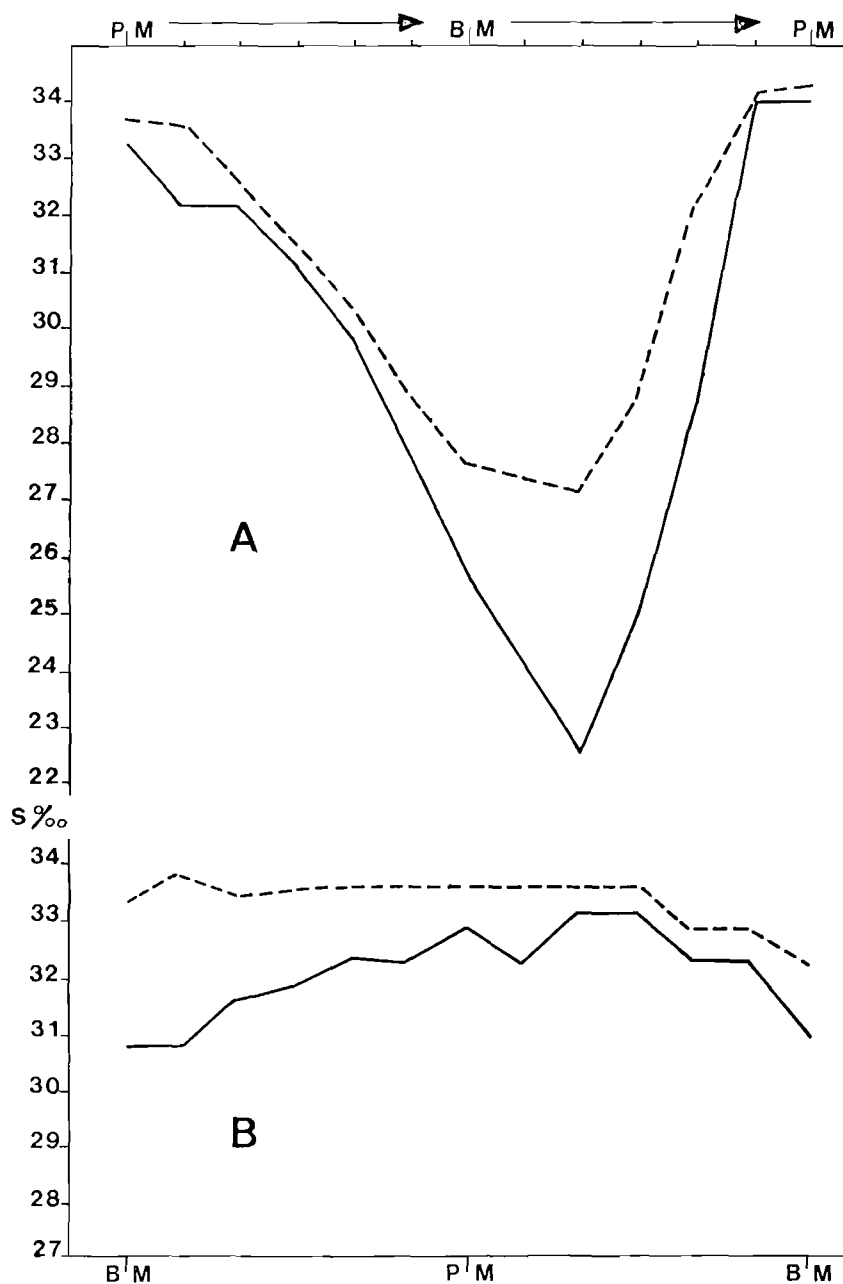


Fig. 10. — Variations de la salinité pendant un cycle de marée en rivière d'Auray.

Sur la gamétogénèse.

L'action a surtout été étudiée chez les huîtres, mollusques euryhalins, c'est-à-dire supportant de larges variations de salinité. Chez *O. edulis*, MARTEIL (1960) observait qu'une diminution prolongée de

ce facteur, associée souvent à une augmentation de la turbidité pendant l'hiver, provoque un retard important du développement sexuel et une réduction du pourcentage maximum d'huîtres parvenant au stade de maturité. Chez *C. angulata*, LE DANTEC (1968) soulignait que la durée de la gamétogénèse, même influencée par la température, est également fonction de la salinité dans le bassin d'Arcachon. MARTEIL constatait en Morbihan qu'à température égale, une légère dessalure accélèrait la rapidité du phénomène. Chez les moules, LUBET (1959) notait que les basses salinités automnales et hivernales retardaient la gamétogénèse des jeunes individus de *M. edulis*. Cependant, il reste difficile de dissocier l'action de la salinité de celle de la température et de la nutrition.

#### Sur l'émission des gamètes.

Chez l'huître plate MARTEIL (1960) ne constate pas d'incidence, en dépit des variations de salinité enregistrées en rivièrre d'Auray en 1956 (33,6 à 34,6 ‰) et en 1958 (29,3 à 32,8 ‰), sur le rythme des émissions ni sur leur importance.

Chez la moule une variation de salinité peut constituer un stimulus actif sur des animaux ayant des produits sexuels mûrs, mais l'expérience montre que les dates d'émissions ne correspondent pas toujours aux brusques changements de salinités que l'on enregistre dans le milieu. Pour LUBET (1959) ces variations ne seraient efficaces, comme les variations de température, que sur certains stades bien limités.

Les observations de LE DANTEC (1968) pour *C. angulata* dans le bassin d'Arcachon et de GRAS et coll. (1971 et 1973) pour *C. gigas* dans le bassin de Marennes-Oléron confirment les hypothèses émises par LOOSANOFF, DAVIS, INGLE pour *C. virginica* et par AMEMIYA pour *C. gigas*, à savoir :

les conditions de milieu, de la salinité notamment, qui règnent pendant la période de maturité influencent la première ponte ;

la température inférieure de ponte est d'autant moins élevée que la salinité est plus basse.

MARTEIL et BARRAU (1972) notent que les conditions favorables à la reproduction de *C. gigas* au Japon (température élevée, salinité basse) se retrouvent aussi, bien que plus irrégulièrement sur le plan des températures, en baie de Vancouver en Colombie britannique (Canada). Dans ces pays, la période de la mousson ou la fonte des neiges abaissent la salinité, en été.

#### Sur la survie des larves.

Chez l'huître plate, KORRINGA (1941) ne constatait aucune influence des salinités comprises entre 25 et 35 ‰ sur le développement larvaire, de fortes émissions et de bonnes fixations se produisant en Hollande pour des salinités de 27 à 29 ‰. De même, les travaux de MARTEIL (1960) montrent que la survie des larves jusqu'au stade de fixation peut se produire dans les rivières morbihannaises pour des salinités allant de 23,8 à 35,7 ‰.

Chez l'huître portugaise *C. angulata*, de bonnes fixations ont pu être obtenues avec des salinités comprises entre 34 et 35,5 ‰ (CORBEIL, 1968). Il semble que dans ce cas la température ait une action déterminante sur l'évolution des larves. D'une manière générale, les diverses observations effectuées sur nos côtes tant par LE DANTEC à Arcachon, que par TROCHON et GRAS à Marennes-Oléron et MARTEIL en Morbihan permettent de dire que le développement des œufs de *C. angulata* et des larves véligères a lieu pour des salinités moyennes comprises entre 18 et 35 ‰.

Pour les huîtres de Long Island Sound (*C. virginica*) la salinité optimale serait de 22,5 ‰ dans les limites de 15 à 35 ‰ tandis que pour celles de Maryland (Chesapeake Bay) elle serait de 12 à 15 ‰ dans les limites de 7,5 à 22 ‰.

#### Sur les jeunes huîtres et les adultes.

Bien que la concentration osmotique des liquides du corps tende à rester élevée lorsque l'eau de mer est diluée (FINGERMAN et FAIRBANKS, 1955) et que parmi les mollusques comestibles, l'huître et la moule soient euryhalins, les variations de salinité influencent plus ou moins gravement le comportement des diverses espèces.

Huîtres plates et creuses de nos côtes peuvent supporter des salinités de 45 ‰ telles qu'on en trouve en été dans les claires de la Seudre. Il existe toutefois des salinités optimales qu'on peut situer



entre 32 et 37 ‰ pour *O. edulis*. Jusqu'à 25-27 ‰, la croissance de cette espèce reste bonne. Au-dessous de 22 ‰ et au-dessus de 42 ‰, elle devient médiocre. Les huîtres du genre *Crassostrea* voient leur croissance perturbée pour des salinités de 15 à 20 ‰ et devenir franchement mauvaise au-dessous.

Dans les cas de forte dessalure prolongée, en période de crue des rivières, des phénomènes de mortalité peuvent survenir. On les attribue au « douçain », terme traduisant la chute de salinité observée. Ainsi, le naissain de *C. angulata* meurt au bout de 10 à 15 jours si la salinité est inférieure à 5 ‰ (LE DANTEC et HIS, 1968) et l'huître plate se trouve en très grave danger lorsque la salinité tombe à 15 ‰ et au-dessous.

En dehors même de ces cas extrêmes, les variations de salinité perturbent le comportement des mollusques lamellibranches, leur croissance et leur engraissement.

En période de dessalure, les lamellibranches se ferment au jusant et n'entrouvent leur valves qu'au moment où les eaux du flot ont atteint une salinité appropriée. On peut donc assimiler, comme le soulignait BOUXIN (1957), le temps pendant lequel ils ont été plongés dans l'eau dessalée à une période d'émersion où cesse leur activité.

En outre, tout transfert d'un milieu à un autre de salinité différente entraîne une période d'adaptation dont la durée est proportionnelle à l'amplitude de la variation. C'est un fait d'expérience trop souvent oublié. L'adaptation, si elle a lieu, demande 2 à 3 semaines pour *O. edulis* ; au-delà, ou la crois-

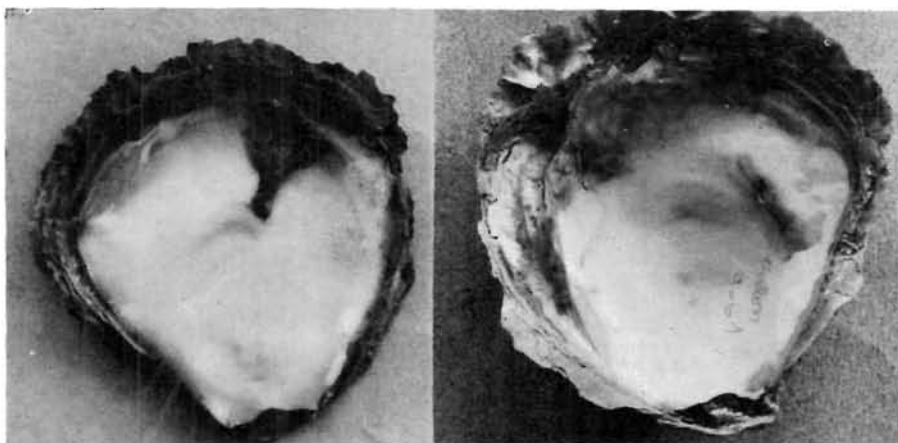


FIG. 11. — Effets de la dessalure sur l'huître plate (photo MARIN).

sance reprend, ou la mortalité apparaît et peut se prolonger pendant deux ou trois mois. Cette perturbation se manifeste par une rétraction du manteau dont les bords se décollent des valves et par la sécrétion de nouvelle coquille à l'intérieur même des valves (fig. 11). Des « chambres » peuvent se former, emplies ou non de vase.

Chez les moules, *M. edulis* se classe, suivant les travaux de RICCI (1957) et SCHLIEPER (1955), parmi les animaux marins poïkilosmotiques. L'isotonicité (entre 30 et 15 ‰) peut être atteinte d'après ces auteurs au bout d'environ 24 heures. Les limites létales de salinités seraient situées aux environs de 4 à 5 ‰ pour la limite inférieure et de 60 ‰ pour la limite supérieure. Toutefois dans les eaux de salinité très basse comme en mer Baltique, la croissance est très lente et la première maturité sexuelle apparaît tardivement.

On ajoutera, enfin, que la salinité peut être un facteur limitant pour certaines espèces parasites ou prédatrices et, par là, favoriser l'implantation ou le développement des populations de mollusques comestibles. Ainsi, l'astérie voit-elle son habitat menacé par la dessalure qu'elle ne peut supporter. Sa répartition dans nos estuaires et dans nos baies suit approximativement la distribution des eaux de salinité de 15 à 20 ‰. Inversement, le développement de certaines maladies parasitaires peut être favorisé par des faibles salinités.

#### Effets combinés de la température et de la salinité.

Les organismes, *in situ*, réagissent à leur environnement total plus qu'à un seul facteur. Aussi,

comme le soulignait KINNE (1964), « l'analyse monofactorielle peut conduire à des conclusions écologiquement sans valeur ». Les interactions des divers éléments sont des phénomènes complexes où il est difficile de différencier l'influence réelle de chaque facteur pris isolément.

On sait cependant que l'influence de la salinité varie selon la température et inversement. Aussi, pendant leur vie pélagique, les larves du genre *Crassostrea* ont des exigences thermiques d'autant plus grandes que la salinité est plus élevée. On sait encore que la croissance du naissain de *C. angulata*, déficiente à 8 et 9°, est nulle et s'accompagne de mortalités, si la salinité est alors inférieure à 10 ‰ et que les eaux sont turbides ; elle sera satisfaisante entre 10 et 20° si les salinités sont comprises entre 20 et

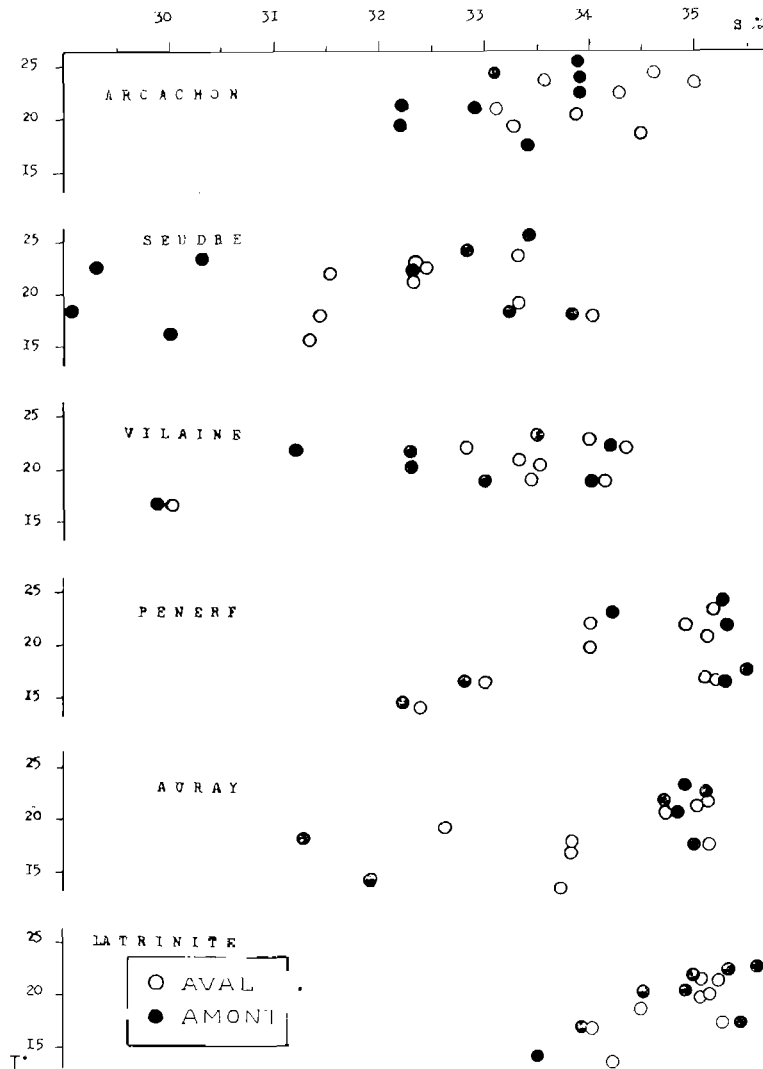


FIG. 12. — Température - salinité au moment de la reproduction de *Crassostrea angulata* (1955).

25 ‰ mais elle sera excellente, aux mêmes températures, pour des salinités de 28 à 30 ‰. Au-delà d'une salinité de 31 ‰, les exigences thermiques seront plus grandes (LE DANTEC, 1964). Enfin, une élévation de température, qui augmente l'activité et les besoins des mollusques, peut causer des mortalités chez les diverses espèces ou avoir des conséquences graves si elle survient en même temps qu'une baisse de salinité. Sur le plan pratique, on peut dire que les mollusques supportent mieux les dessalures en

période froide qu'au printemps, en été ou en automne et qu'on doit en tenir compte pour déterminer l'époque des transferts et des semis.

La distribution des espèces sur nos côtes est elle-même déterminée en grande partie par les conditions de température et de salinité. *C. angulata* et maintenant *C. gigas* trouvent de façon habituelle les conditions favorables à leur reproduction et à leur maintien au voisinage des estuaires dont le débit estival permet un léger abaissement de la salinité et du fait de la latitude, bénéficient d'une température plus élevée qu'ailleurs. On en retrouve donc les gisements jusqu'à la Vilaine (fig. 12), tandis qu'au nord de ce fleuve l'huître plate, *O. edulis*, est implantée dans des eaux légèrement plus froides en été et plus salée.

Il existe un mode d'expression de ces deux facteurs qui rend compte simultanément des variations périodiques de la température (T) et de la salinité (S). Ce sont les diagrammes T-S où les températures sont portées en ordonnée et les salinités en abscisse.

#### d) Les gaz dissous.

On peut dire que tous les gaz atmosphériques sont présents dans l'eau de mer grâce aux échanges qui s'effectuent entre l'inter-face eau-air, mais ils n'ont pas la même densité, la même stabilité, la même importance pour les êtres vivants. On n'étudiera ici que trois d'entre eux, l'oxygène, le gaz carbonique et l'hydrogène sulfuré dont les incidences sont grandes sur la vie des mollusques et leur culture.

#### L'oxygène dissous.

C'est le plus important des gaz en ce qui concerne la vie des animaux. Sa raréfaction ou une chute brutale de sa pression partielle peut entraîner la mort de nombreux mollusques. Sa concentration (exprimée en millilitres ou en milligrammes d'oxygène dissous par litre d'eau de mer) est la résultante d'actions de facteurs antagonistes mettant en jeu des processus physiques, chimiques et biologiques.

Certains facteurs contribuent à augmenter la teneur des eaux en oxygène dissous ; ils agissent essentiellement dans la couche superficielle des eaux, la couche euphotique. Ce sont les phénomènes qui permettent le renouvellement des surfaces de contact avec l'air atmosphérique, comme l'action des vents et des courants. La vitesse de diffusion de l'oxygène sera alors essentiellement fonction du degré de sous-saturation de l'eau de mer et de la rapidité de renouvellement des surfaces air-eau. Ce sont aussi toutes les réactions biochimiques intervenant dans la photosynthèse. Les plantes vertes et les organismes constituant le phytoplancton peuvent même provoquer une légère sursaturation des eaux de surface. Dans des cas limites où la densité des organismes phytoplanctoniques atteint des valeurs extrêmes, dans des phénomènes d'eaux rouges par exemple, la sursaturation de l'eau peut atteindre et même dépasser 200 %.

D'autres facteurs contribuent à diminuer la teneur des eaux en oxygène dissous ; contrairement aux facteurs précédents, ils ne sont pas localisés dans la couche de surface mais répartis dans tout le milieu. Ce sont les phénomènes de respiration des animaux et végétaux marins et des processus d'ordre chimique comme les oxydations ou biologiques comme les réactions enzymatiques et l'action bactérienne.

En outre, l'oxydation des sulfures de fer ou de manganèse et des matières organiques en suspension ou se trouvant sur les fonds nécessite une grande quantité d'oxygène dissous.

#### Technique de dosage.

La méthode utilisée est celle de Winkler. Cette technique ne présente aucune difficulté expérimentale mais nécessite de grandes précautions tant au prélèvement qu'au dosage. Dans la pratique, l'oxydation, en milieu alcalin et ioduré, de l'hydroxyde manganéux s'effectue sur le terrain ; la suite du dosage est réalisé au laboratoire.

Il existe une méthode plus récente de mesure de l'oxygène dissous dérivée du principe polarographique (électrode de type Clark) qui permet d'effectuer des mesures *in situ* et en continu. L'étalonnage des appareils utilisés doit cependant être réalisé au moyen du dosage titrimétrique de Winkler qui reste la méthode de référence.

Pourcentage de saturation de l'eau en oxygène (O<sub>2</sub> %).

La solubilité de l'oxygène de l'air dans l'eau est influencée par la température et la salinité : lorsque ces deux valeurs augmentent, la quantité d'oxygène dissous diminue. Aussi, est-il intéressant, en biologie conchylicole, de connaître non seulement la valeur absolue de la teneur en oxygène d'un échantillon mais le pourcentage de saturation auquel elle correspond en fonction de sa température et de sa salinité, ce qui permettra de comparer des eaux prélevées à différentes stations et à diverses époques.

On utilise dans ce but la table de Fox (1907) qui a calculé pour des températures de — 2° à + 30 °C et des chlorinités de 0 à 20 ‰, la quantité d'oxygène en ml/l que peut absorber l'eau quand elle est saturée d'air sec à 760 mm de pression. Le pourcentage correspond à la quantité d'oxygène mesurée (en ml/l) divisée par la valeur de saturation donnée par la

$$\text{table } (O_2 \% = \frac{Q}{S} \times 100).$$

### Variations et effets sur les mollusques

Dans les conditions normales, la teneur des eaux en oxygène est suffisante pour assurer la vie des huîtres ou des moules élevées sur nos côtes. Dans le bassin d'Arcachon, on relève 70 % de saturation dans les chenaux en vives-eaux, 50 % en mortes-eaux à pleine mer tandis qu'à basse mer, sous l'effet de l'agitation créée par les vents, la saturation est atteinte. Par temps calme, temps orageux, vents de sud-est ou forte turbidité, ces pourcentages peuvent tomber à 39 % et 26 % (LE DANTEC, 1968). Dans la région de Marennes-Oléron, la saturation est presque toujours observée et parfois dépassée (GRAS et coll., 1972). En Morbihan, les valeurs relevées en rivière d'Auray varient de 60 à 93 % en aval, de 60 à 75 % en amont (MARTEIL, 1960). Dans le Belon, la teneur est comprise habituellement entre 90 et 110 % (MARIN, 1971).

Des déséquilibres peuvent survenir localement pour des causes diverses : conditions atmosphériques, absence de courants, augmentation exceptionnelle du matériel organique, lui-même consommateur d'oxygène, avancées d'eaux profondes sous-saturées, surpopulation éventuelle de bassins ou de réservoirs, etc. On connaît bien les accidents survenant, en période estivale, aux huîtres entreposées dans les bassins-dégorgeoirs, les claires ou les étangs peu profonds.

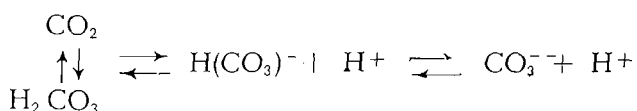
La consommation d'oxygène de certains mollusques a été évaluée. JORGENSEN (1960) a estimé que dans les différentes espèces d'huîtres, la consommation doublait lorsque la température s'élevait de 16 à 28°, et triplait lorsqu'elle passait de 10 à 28 °C. Dans ces conditions, la couverture des besoins qui peut être assurée à 15° risque de ne plus l'être à 20 et 25°.

Certes l'huître, comme l'a montré expérimentalement HIS (1970) chez *C. angulata*, peut, sous des conditions moyennes de température et de salinité, survivre une quinzaine de jours dans un milieu confiné sans possibilité de réoxygénation, grâce à sa faculté de clore ses valves lorsque les conditions deviennent défavorables. En milieu naturel, les huîtres ensablées ou envasées peuvent également survivre s'il n'y a pas dégradation du matériel organique et accumulation de substances toxiques (hydrogène sulfuré par exemple) dans un milieu privé d'oxygène. En fait, l'affaiblissement que manifeste le relâchement du muscle adducteur dès que la résistance faiblit, s'il est sans effet immédiat en aquarium, entraîne en nature des phénomènes irréversibles (engorgement des branchies, attaques d'animaux divers, etc.) qui provoquent rapidement la mort du mollusque. En pratique, on peut considérer que les bivalves sont menacés dès que le pourcentage de saturation en oxygène dissous reste constamment au-dessous de 70 %.

### « Système » gaz carbonique.

L'eau de mer contient du gaz carbonique sous diverses formes qui constituent ce que l'on appelle le « système » gaz carbonique. Le CO<sub>2</sub> est ainsi présent sous forme d'ions carbonates et bicarbonates, de molécules non dissociées de CO<sub>2</sub> et d'acide carbonique qui sont, à chaque instant, en équilibre les uns avec les autres et avec les ions hydrogène du milieu.

L'ensemble peut être, d'un point de vue dynamique, schématisé suivant les équations réversibles suivantes :



( $\text{HCO}_3^-$  = ion bicarbonate ;  $\text{CO}_3^{--}$  = ion carbonate.)

Ces équations permettent de comprendre le rôle joué par l'alcalinité ou l'acidité.

a) Un apport d'acide fort, à de l'eau de mer, va déplacer l'équilibre vers la gauche et contribuera à la formation de gaz carbonique libre.

b) Un apport de substances alcalines aboutira à une réaction en sens inverse, c'est-à-dire à la formation d'ions carbonates.

La teneur en «  $\text{CO}_2$  total » de certaines eaux varie, d'après PERES et DEVEZE (1963), de 40 à 50 mg de  $\text{CO}_2$ /l, mais, comme pour l'oxygène et les autres gaz, la pression partielle du système carbonique dans les eaux est sous la dépendance de facteurs abiotiques. Elle augmente avec la température, la salinité, la précipitation du carbonate de calcium mais aussi avec la respiration de tous les organismes marins. Inversement, elle diminue avec la température, la salinité, la solubilisation du  $\text{CaCO}_3$  et avec l'activité photosynthétique.

La connaissance de ce système permet donc de mieux comprendre l'importance du pH de la réserve alcaline et de l'effet tampon de l'eau de mer.

Le pH d'une eau étant, sauf cas particuliers, supérieur à 7, ceci suppose qu'elle contient un excédent alcalin susceptible de compenser rapidement une diminution de pH, dû par exemple à un apport d'acides ou de composés acides dans le milieu. Cet excès de base ou réserve alcaline est constituée essentiellement par des cations basiques associés à des radicaux d'acides faibles comme les acides carboniques ou boriques. Elle confère à l'eau de mer la propriété des solutions tampons qui, en limitant les variations de pH, permet le maintien de conditions de milieu favorables à la vie des organismes marins.

Le pH ou concentration en ions hydrogène.

Température et salinité sont les caractéristiques principales de l'eau de mer mais elles ne suffisent pas pour mener à bien les études sur la biologie des divers organismes. Parmi les divers ions contenus dans l'eau de mer, certains présentent une importance particulière ; ce sont, par exemple, ceux qui donnent à la solution des sels dissous un caractère acide ou alcalin.

Le pH d'une eau est, par définition, le logarithme décimal de l'inverse de sa concentration en ions  $\text{H}^+$ .

$$\text{pH} = \log \frac{1}{[\text{H}^+]}$$

C'est l'expression de son acidité ou de son alcalinité. Rappelons que le pH varie de 0 à 14, la neutralité correspond à un pH égal à 7. Les eaux moyennement acides ont un pH qui varie de 5 à 6, les eaux très acides ont un pH inférieur à 5 et les eaux basiques un pH supérieur à 7.

*Mesures.*

La mesure du pH d'une eau s'effectue par potentiométrie ou par colorimétrie. Toutes les précautions doivent être prises pour que la valeur déterminée soit bien exacte, c'est-à-dire qu'aucune modification de l'équilibre ionique de l'eau n'intervienne entre le moment du prélèvement et celui de la détermination du pH. Dans tous les cas il est souhaitable d'effectuer les mesures *in situ*.

a) *Méthode potentiométrique.*

Elle doit être utilisée de préférence à la méthode colorimétrique à cause de sa plus grande précision. On utilise toujours l'électrode en verre et l'électrode de référence au calomel (AFNOR

90008). On effectue le tarage de l'appareil à l'aide de solutions étalons : solution de phthalatemonopotassique 0,025 M de pH = 6,88 à 20°, solution de borax 0,01 M de pH = 9,22 à 20 °C.

b) *Méthode colorimétrique.*

Elle nécessite l'emploi de solutions tampons à pH donné en présence d'indicateur coloré. On compare les colorations obtenues à des valeurs étalons.

Les variations et leurs effets.

En haute mer, la concentration en ions hydrogène varie, dans des limites assez étroites, dans les couches superficielles ; les valeurs les plus basses y sont exceptionnellement inférieures à 8 et les plus élevées dépassent rarement 8,3. Toutefois, dans les eaux peu profondes et dans les zones littorales, les écarts peuvent être plus importants. La concentration en ions hydrogène de l'eau de mer dépendant de sa concentration en gaz carbonique, l'utilisation du CO<sup>2</sup> par les plantes conduit à une augmentation du pH tandis que la respiration des organismes agit dans un sens opposé. Dans les zones d'estuaire, le pH varie en outre en fonction du coefficient de marée, de la stratification densimétrique, du site, de la salinité, de la température.

Dans les secteurs conchylicoles français, les valeurs de pH fluctuent entre 7 et 8,5 mais se maintiennent, en moyenne, entre 8 et 8,3. Les pH les plus bas peuvent être mesurés aussi bien en hiver qu'en été ; en période de crues, les apports d'eaux douces peuvent le faire tomber à 7, parfois même à 6,8 en amont ; en été, l'augmentation de la température ou la dégradation des matières organiques peuvent conduire à des valeurs de 7,4-7,5 qui ont été constatées aussi bien en rivière d'Auray (PAULMIER, 1972) qu'en Seudre (GRAS et coll., 1972). C'est pendant la période de forte activité photosynthétique que les pH y atteignent leurs valeurs les plus élevées.

GALTSOFF (1964) a montré, expérimentalement, qu'un abaissement du pH pouvait exercer un effet prononcé sur le taux de consommation d'oxygène par les huîtres : pour un pH de 6,5 à 25°, la consommation est réduite à 60 % de la normale. Pour DAVIS et CALABRESE (1966), travaillant sur *C. virginica* le pH ne doit pas, au cours de la reproduction être inférieur trop longtemps à 6,8 ni se maintenir au-dessus de 9.

*L'hydrogène sulfuré.*

L'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S) est un gaz dont la teneur dans les eaux des zones conchylicoles peut atteindre, accidentellement, des valeurs élevées et avoir de graves conséquences pour les mollusques d'élevage.

Sa présence plus ou moins importante dans le milieu se traduit par une raréfaction de l'oxygène dissous pouvant aller, dans les cas extrêmes, jusqu'à une anaérobiose totale dans les couches profondes. Il tend alors à s'établir au sein des eaux un gradient avec une teneur maximum d'H<sub>2</sub>S au fond et un minimum en surface, ce gradient s'inversant pour l'oxygène dissous.

Conditions de formation.

Certains biotopes, par leurs caractéristiques topographiques, climatiques et hydrobiologiques, semblent propices à la formation de l'hydrogène sulfuré, étape d'un grand cycle biologique, celui du soufre.

La formation de l'hydrogène sulfuré peut être schématiquement représenté par la figure 13. L'hydrogène sulfuré peut provenir soit de la minéralisation anaérobie du soufre organique (voie 1), soit de la réduction du soufre oxydé (sulfato-réduction), c'est la voie 2.

Technique de dosage.

Le dosage doit être effectué peu de temps après le prélèvement. S'il doit être différé, l'échantillon est conservé à 20 °C. Il est réalisé avec l'appareil de Francke. Le principe est le suivant : les composés soufrés, sous forme réduite, libèrent sous atmosphère neutre (azote), par aci-

dification et chauffage, de l'acide sulfhydrique ( $H_2S$ ) qui, en présence d'acétate de zinc, se transforme en sulfure de zinc (insoluble). Ce dernier, en milieu acide, libère  $H_2S$  qui est oxydé en présence d'une quantité donnée d'iode. L'iode en excès est titré en retour par une solution de thio-sulfate de sodium.

#### Influence sur la vie des mollusques.

Dans les conditions écologiques normales, le soufre, sous forme de sulfures provenant de la décomposition de la matière organique, est oxydé en sulfate par les nombreuses bactéries sulfo-oxydantes comme les bactéries sulfureuses vertes et pourprées ou les bactéries chimiotrophes telles que celle des genres *Beggiatoa*, *Thiospirillopsis*, *Thioploca* et *Thiotrix*. L'activité des bactéries sulfo-oxydantes est normalement contre-balancée, comme l'indique la figure 13, par celles des bactéries sulfato-réductrices ; mais il peut arriver que, par suite de conditions écologiques particulières, l'hydrogène sulfuré s'accumule déterminant des conditions anaérobies toxiques pour la plupart des êtres vivants. Il peut alors s'établir, au sein des eaux, de « véritables périodes de crises » analogues à celles décrites au cours de phénomènes bactériens d'eaux rouges (DEVEZE et FAUVEL, 1966). Pour VATOVA (1963), qui a étudié les conditions hydrographiques de la Mer Grande et de la Mer Piccolo de Tarente, ce sont des conditions de milieu anaérobies aggravées par une production d'hydrogène sulfuré qui sont responsables des « remarquables mortalités » constatées en 1962 dans les élevages de moules de la Mer Piccolo.

AUBERT (1970) signale que la libération de l'hydrogène sulfuré peut être particulièrement

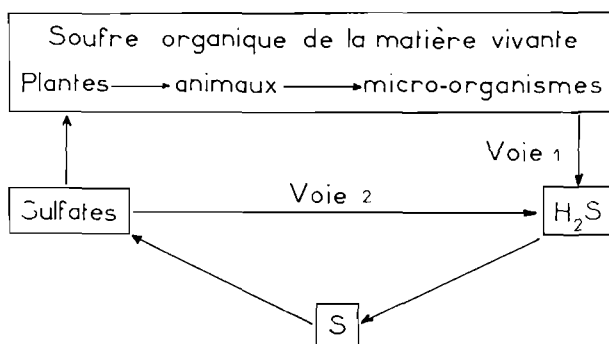


FIG. 13. -- Diagrammes de formation d' $H_2S$  (extrait de Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 35 (2), p. 216).

lourde de conséquences sur la fertilité du milieu marin si l'on envisage les conditions abiotiques qu'elle peut provoquer.

Pour SENEZ, les mortalités saisonnières observées dans l'étang du Canet sont effectivement liées à la libération d'hydrogène sulfuré par les bactéries sulfato-réductrices.

Enfin, plus récemment, pour GRAS (1971) qui étudia les mortalités d'huîtres plates de la rivière Belon, il semble que l'on puisse considérer que l'apport de sels nutritifs (formation d'hydrogène sulfuré (voie 2), par des eaux sous-saturées en oxygène dissous et l'augmentation de matière organique (formation d'hydrogène sulfuré-voie 1) pendant la période estivale aient préparé le milieu à un état de dystrophie, favorisant une explosion bactérienne qui contribua à créer un milieu anaérobie à la fois par augmentation de la consommation d'oxygène et par dégagement d'hydrogène sulfuré.

#### e) Les substances dissoutes dans l'eau.

##### Composants principaux de l'eau de mer.

Ils constituent 99,95 à 99,97 % du poids des éléments entrant dans la composition de l'eau de mer. HARVEY (1949) donne les pourcentages des sels dissous dans les eaux océaniques (tabl. 3). Il précise toutefois que, dans la zone côtière, ces proportions sont modifiées par les apports d'eau douce continentale.

L'importance majeure du chlore (Cl) et du sodium (Na) ayant été signalée à propos de la salinité, il convient de souligner, parmi les ions principaux, le rôle du calcium et du magnésium.

*Calcium et magnésium.*

Ces deux cations sont dosés par la méthode complexométrique, adaptée à l'eau de mer par DE SOUZA (1954). On emploie le versénate de sodium (complexon III) et deux indicateurs colorés : le murexide pour le calcium, l'ériochrome noir pour la somme calcium + magnésium.

Le calcium.

Dans les eaux océaniques, le taux de calcium est pratiquement constant, de l'ordre de 400 à 420 mg/l (SVERDRUP 1954, MURRAY et HJORT 1912) ; le rapport du calcium à la chloronité (Ca/Cl) reste compris entre 0,0209 et 0,0217 (HARVEY 1949, PERES et DEVEZE 1963).

Dans les eaux côtières, à cause de l'influence des eaux douces continentales, le taux de calcium est extrêmement variable, dans le temps et dans l'espace. Pour une région déterminée, il dépend en effet de la pluviosité, et de la nature pétrographique du bassin versant drainé par les eaux fluviales et de ruissellement.

Dans les régions à terrains calcaires, les eaux douces s'enrichissent en calcium, et l'importance de leurs apports peut être très appréciable. Ainsi, dans l'étang de Thau, les teneurs sont comprises entre 420 et 480 mg/l ; le rapport Ca/Cl y est toutefois voisin de celui de la mer (KURC, 1961). Dans les régions à terrains siliceux, les eaux fluviales sont dépourvues de calcium et diluent cet élément dans l'eau de mer. On a ainsi trouvé, en Bretagne-sud, des taux variant entre 186 et 350 mg/l dans l'estuaire du Belon (MARIN, 1971), et entre 143 et 305 mg/l dans l'estuaire de la rivière d'Auray avec un rapport Ca/Cl compris entre 0,0137 et 0,0187 (PAULMIER, 1972).

Cations		Anions	
Na	30,4 %	Cl	55,2 %
Mg	3,7 %	SO <sub>4</sub>	7,7 %
Ca	1,16 %	Br	0,19 %
K	1,1 %	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,07 %
Sr	0,04 %	HCO <sub>3</sub> et CO <sub>3</sub>	0,35 %

TABL. 3. — Pourcentages des sels dissous dans les eaux océaniques (d'après HARVEY, 1949).

Le calcium, en se combinant aux ions carbonates, forme l'essentiel du test calcaire de nombreux organismes planctoniques et invertébrés marins notamment des mollusques, gastéropodes et bivalves.

Ces animaux sont susceptibles de prélever, dans le milieu, des quantités énormes de cet élément, puisque environ 40 % du poids de leur coquille sont constitués par du Ca pur.

WILBUR et JODREY (1952), BEVELANDER (1952), JODREY (1953), WILBUR (1964), ont décrit le processus de formation de la coquille chez les mollusques, à partir du calcium présent dans l'eau ambiante. Celui-ci parvient dans le manteau, soit directement, soit véhiculé par le sang à partir des autres parties du corps. Le manteau concentre le calcium et secrète des cristaux de carbonate de calcium qu'il dépose, sur la face interne de la coquille, en même temps qu'une trame organique de nature essentiellement protéique, la *conchyoline*.

L'incidence du taux de calcium sur la croissance a été étudiée chez certains coquillages. Pour une teneur en calcium s'élevant de 125 à 400 mg/l, KADO (1960) observa, chez l'huître *Crassostrea gigas*, une augmentation des dépôts de carbonate de calcium dans la coquille. ARNAUD (1966) remarqua, dans l'étang de Salses, que la croissance linéaire de la moule, *Mytilus gallo-provincialis*, était ralentie quand la teneur en ions Ca descendait en dessous de 250 mg/l.

Il existe donc, dans le milieu marin, une mobilisation importante du calcium. Les organismes le fixent sous forme de CO<sub>3</sub> Ca il est solubilisé à partir des tests d'animaux morts. Cet équilibre Ca-CO<sub>3</sub> Ca dépend de phénomènes biochimiques où interviennent notamment, la température, la salinité, le pH, et le gaz carbonique. En règle générale, toute acidification du milieu conduit à la dissolution du CO<sub>3</sub> Ca et à la libération du calcium ; toute alcalinisation entraîne, au contraire, la précipitation de CO<sub>3</sub> Ca.



### Le magnésium.

Le magnésium se trouve essentiellement dans l'eau de mer sous la forme de carbonate et d'hydroxyde. Dans les océans, la moyenne générale de cet élément est de 1 272 mg/l ; le rapport Mg/Cl y est en moyenne de 0,067 (HARVEY, 1949 ; PERES et DEVEZE, 1963).

Dans les eaux littorales, le taux de magnésium varie dans de grandes proportions, d'une région à l'autre :

étang de Thau : 923 — 1 222 mg/l (ARNAUD, 1966),  
étang de Salses : 591 — 886 mg/l (ARNAUD, 1966),  
claires charentaises : 1 020 — 1 320 mg/l (MOREAU, 1970),  
rivière d'Auray : 600 — 1 750 mg/l, et Mg/Cl = 0,077 en moyenne (PAULMIER, 1972),  
estuaire du Belon : 900 — 1 800 mg/l (MARIN, 1971).

Cette variabilité du taux de magnésium, tout au long du littoral français, est probablement en rapport étroit avec les variations de pH du milieu, la précipitation pouvant se réaliser dans la bande alcaline (pH = 9) (PERES et DEVEZE, 1963).

Le magnésium est un constituant des chlorophylles qui en renfermeraient de 1 à 26 % (JAVILLIER et coll., 1959). Ces pigments verts, agents de la photosynthèse, jouent un rôle capital dans l'activité des végétaux. A cause de son utilisation par les plantes marines, phytoplancton et phytobenthos, il y a en mer un cycle biochimique du magnésium (alternance d'activités végétales intenses et de phénomènes de biodégradation chlorophyllienne). Ce cycle est très souvent masqué dans les eaux littorales où pour un même endroit, les variations saisonnières du Mg sont, comme celle du Ca, intimement liées aux variations de salinité. Les teneurs les plus fortes en magnésium sont, en effet, observées pendant la période d'étiage ; les plus faibles, au cours de la période à forte pluviométrie.

### *Constituants secondaires de l'eau de mer.*

Ils sont nombreux et ne composent que 0,025 % (HARVEY, 1949 ; PERES et DEVEZE, 1963) à 0,050 % (FRANCIS-BOEUF, in « LA MER », 1953) en poids, de la totalité des éléments présents dans l'eau de mer. Seuls seront étudiés, ici, ceux dont l'importance biologique est évidente.

### *Les métaux.*

#### Le cuivre.

La teneur en cuivre peut être déterminée par la réaction au diéthylthiocarbamate de sodium (BARNES, 1959). Elle est en moyenne de 10 µg/l dans l'eau de mer, mais connaît de grandes variations géographiques (de 1 à 34 µg/l). Cette concentration varie, par ailleurs, en fonction des apports d'eaux douces, généralement plus riches en cet élément. Pour un secteur déterminé, il existe des fluctuations dans le temps et dans l'espace. ATKINS (1932) a ainsi trouvé dans les eaux de la Manche, des teneurs de 10 µg/l. Aux embouchures du Mississippi, on observe des concentrations variant de 15 à 25 µg/l, qui diminuent vers le large, jusqu'à atteindre en surface 5 µg/l (PERES et DEVEZE, 1963).

Le cuivre est adsorbé par les particules sédimentaires et les organismes marins. Il intervient dans la biologie de ceux-ci sous différents aspects. Il entre dans la composition de l'hémocyanine, pigment respiratoire jouant le rôle de transporteur d'oxygène, contenu dans le sang de certains invertébrés marins (mollusques et crustacé). Il favorise, par ailleurs, la fixation des larves d'huîtres et leur métamorphose (PRYTHORCH, 1934). Ainsi, pour des teneurs inférieures à 2 µg/l, des larves ne se développeraient pas après fixation. En revanche, au delà d'une concentration de 8 µg/l, le cuivre deviendrait toxique pour les organismes marins. BOUGIS (1959) a montré que pour des teneurs supérieures à 10 µg/l, le développement des larves d'oursins étaient sérieusement perturbé. Cette toxicité du cuivre, à de fortes concentrations, est exploitée pour lutter contre les bryozoaires encroûtants qui provoquent des mortalités de naissains d'huîtres fixés sur collecteurs ainsi que dans les peintures antisalissantes des coques de bateaux (peintures antifouling), pour détruire les astéries ou réduire la croissance des chlorophycées sur les collecteurs. Les organismes marins ayant la propriété de concentrer les métaux lourds en solution, le cuivre existe normalement dans l'huître à des taux infé-

rieurs ou égaux à 50 mg/kg de matière fraîche (HINARD, 1932). Cette quantité peut s'élever considérablement si la concentration de cet élément dans l'eau est importante, et pourra atteindre jusqu'à 580 mg/kg de chair fraîche (LADOUCE et LE GOFF, 1956). Le mollusque prend alors une couleur vert glauque, ou présente des amas verdâtres sous la masse viscérale. Ces huîtres ne sont pas toxiques pour la consommation, mais leur saveur est fortement modifiée (LE DANTEC, 1968).

#### Le fer.

Il peut être dosé par deux méthodes, celle de Cooper au 2 : 2' dipyridyl et celle de Lewis et Goldberg à la bathophénantroline.

Dans l'eau de mer, le fer existe sous les formes solubles (ions ferreux et ferriques, composés organiques), et insolubles en suspension (hydroxydes). Dans les eaux océaniques, la teneur en fer varie entre 1 µg/l et 50-60 µg/l (HARVEY, 1949 ; PERES et DEVEZE, 1963). Les concentrations d'ions ferreux et ferriques, dissous dans l'eau, sont infinitésimales. A des pH respectifs de 8,0 et 8,5, l'eau de mer ne peut, en effet, contenir plus de  $4 \cdot 10^{-7}$  et  $3 \cdot 10^{-8}$  µg/l de fer ionisé, en vraie solution (COOPER, 1937).

Le phytoplancton exige, pour son métabolisme, la présence de fer dans l'eau. Une carence en cet élément est un facteur limitant du développement des diatomées. Celles-ci auraient la possibilité d'assimiler le fer sous toutes ses formes, y compris celle insoluble en suspension.

La teneur en fer de l'eau de mer connaît donc des variations saisonnières, en raison de son utilisation par le phytoplancton. Elle présente un minimum au printemps et en été, et un maximum en hiver. Ainsi au large, loin de toute influence continentale, le fer pourra, lors des floraisons phytoplanctoniques, être totalement absent ou n'exister qu'en très faible quantité, dans la couche euphotique. Dans les eaux profondes, zone d'accumulation des matières organiques d'origine planctonique, sa concentration est toujours plus forte, car une partie du fer contenu dans les organismes végétaux morts est remise en suspension ou en solution.

Les eaux littorales sont, en raison des apports fluviaux, beaucoup plus riches en fer total que les eaux du large. Dans l'estuaire de la rivière d'Auray, PAULMIER (1972) a observé des teneurs variant entre 350-400 µg/l et 100-200 µg/l. Les teneurs maximales correspondent à un apport de fer terrigène pendant la période à forte pluviométrie (hiver) ; les teneurs minimales sont trouvées pendant la période d'étiage qui est aussi celle d'utilisation de cet élément par le phytoplancton. Ainsi, dans la zone côtière où sa concentration descend rarement en-dessous d'un certain seuil, le fer est toujours suffisant pour permettre le développement éventuel des végétaux planctoniques (PAULMIER, 1972). Le fer est concentré, comme le cuivre, par les animaux marins. Quand ils vivent dans des eaux très riches en fer, les coquillages, notamment les huîtres, prennent fréquemment une coloration rougeâtre qui intéresse la coquille et la chair.

#### Le manganèse.

Cet élément a été peu étudié jusqu'à présent. THOMPSON et WILSON (1935) ont trouvé dans les eaux du Pacifique des teneurs comprises entre 1 et 10 µg/l. Le manganèse est indispensable aux végétaux planctoniques pour leur développement. Ceux-ci ont d'ailleurs la faculté de concentrer cet élément. THOMPSON et WILSON (1935) ont trouvé, en effet, 0,07 % de Mn dans les cendres d'un plancton essentiellement végétal.

#### La silice.

Elle existe dans l'eau de mer sous forme de silicates, en solution vraie et en suspension colloïdale. Ceux-ci sont dosés par la méthode de THOMPSON et ROBINSON (1948), au molybdate d'ammonium.

Les diatomées possèdent des carapaces de nature siliceuse : les frustules. La silice est, pour cette raison, soumise aux cycles biologiques de ces micro-organismes, et sa concentration varie dans de larges proportions, dans le temps et dans l'espace. En Manche, dans la couche superficielle (0-25 m), ATKINS (1923-1930) et COOPER (1933) ont observé que la concentration en silicates variait de 0,17 µatg Si/l au printemps (début de la phase d'utilisation par le phytoplancton) à 3,30-6,70 µatg Si/l en hiver (phase de régénération après le déclin des diatomées).

Sous la couche euphotique, les teneurs en silice sont beaucoup plus élevées. A ces niveaux, les eaux sont enrichies par la dissolution des carapaces des micro-organismes morts, qui sédimentent. Dans les eaux côtières, ce cycle de la silice biogène est souvent masqué par des apports terrigènes. Dans les régions à terrains siliceux, notamment, les eaux douces continentales amènent à la mer de grandes quantités de silicates. C'est donc en fonction de la pluviométrie et des débits fluviaux que varie la teneur en silice. Le maximum est trouvé dans les eaux de surface, en période de crue, le minimum près du fond, en période d'étiage. Dans l'estuaire du Belon, MARIN (1971) a trouvé des taux variant, en moyenne, de 16 à 110  $\mu\text{atg/l}$  de Si. La corrélation négative qui lie les teneurs en silice et les salinités, est alors très étroite :  $r = -0,945$ , pour les eaux de Southampton (BANOUB et BURTON, 1968) ;  $r = -0,937$ , pour les eaux de l'estuaire de la rivière d'Auray (PAULMIER, 1972).

### Les sels nutritifs.

Ils contiennent du phosphore et de l'azote, éléments nutritifs du phytoplancton. Ils jouent donc un rôle essentiel dans la productivité primaire des mers. Corrélativement, leur carence est un facteur limitant le développement des végétaux planctoniques et, par la suite, la vie dans les océans.

#### Le phosphore minéral.

Il existe dans l'eau de mer sous forme dissoute, particulière et adsorbée, à la surface, des matériaux détritiques. Les phosphates inorganiques dissous, qui constituent la forme directement assimilable par le phytoplancton, sont communément dosés par la méthode de MURPHY et RILEY (1962).

Loin de toute influence continentale, dans la couche d'eau superficielle, la concentration en phosphates est faible, en valeur absolue, parce que soumise au cycle du plancton végétal consommateur. En Manche, par exemple, les teneurs varient de 0,020 à 0,540  $\mu\text{atg P/l}$  (COOPER, 1933). Sous la couche photosynthétique, le taux de phosphates est beaucoup plus élevé. Il passe par un maximum au niveau d'une couche d'eau intermédiaire (entre — 750 et — 1 000 m dans les régions tropicales de l'Atlantique nord) où, pour des raisons de densité, s'accumulent des matières organiques qui régénèrent, en se dégradant, des phosphates inorganiques. Ces eaux profondes constituent de véritables réservoirs à phosphates. Ceux-ci pourront être réutilisés dans la couche euphotique, à la faveur de phénomènes d'*upwelling* (remontée vers la couche superficielle d'eaux profondes).

Les eaux littorales sont, en moyenne, plus riches en phosphates que les eaux océaniques. Ces sels, en effet, ne proviennent pas seulement de la minéralisation des déchets organiques accumulés sur le fond mais encore sont apportés par les eaux douces continentales et par les déversements d'eaux usées domestiques. Pour cette raison, les eaux côtières sont une zone de grande fertilité et de grande productivité phytoplanctonique. Dans l'estuaire du Belon où elles sont comprises, en moyenne, entre 0,159 et 0,491  $\mu\text{atg P/l}$  (MARIN, 1971), les teneurs en phosphates inorganiques dissous sont minimales de mai à septembre (périodes d'activité phytoplanctonique, et d'étiage), et maximales d'octobre à avril (remise en disponibilité des phosphates après dégradation des matières organiques et apports par les eaux fluviales et de ruissellement). Ce schéma classique, observé en 1968, fut quelque peu modifié en 1969 où devait se produire, en juillet, un phénomène d'*épi-upwelling* provoquant une très nette augmentation de la concentration en phosphates inorganiques dissous (MARIN, 1971).

En période d'intense floraison phytoplanctonique, de tels apports de sels nutritifs, par *upwelling* ou par pollution, peuvent susciter une recrudescence de l'activité végétale, et entraîner un déséquilibre écologique (phénomène d'eutrophisation).

#### L'azote minéral.

Il joue dans la productivité primaire des eaux marines un rôle analogue à celui du phosphore minéral. Il a été étudié sous les trois formes pouvant être directement utilisées par le phytoplancton : l'azote ammoniacal, l'azote des nitrites, et l'azote des nitrates, qui correspondent chacun à un stade, plus ou moins avancé, de la minéralisation des matières organiques.

### *L'azote ammoniacal.*

Il est dosé par la méthode de RICHARDS et KLETSCH (1964). Sa concentration varie d'une région à l'autre, mais elle est cependant plus élevée dans les eaux côtières qu'en haute mer. DARDIGNAC-CORBEIL (1971) a ainsi mesuré, dans le Bassin des Chasses des Sables d'Olonne, des teneurs comprises entre 4 et 24  $\mu\text{atg N-NH}_3/\text{l}$  alors que COOPER (1933) n'avait trouvé, dans les eaux superficielles de la Manche, que des teneurs variant entre 0,1 et 2,9  $\mu\text{atg N-NH}_3/\text{l}$ . Dans les différentes aires maritimes on observe, par ailleurs, que les concentrations les plus fortes se trouvent dans une couche d'eau supérieure d'une épaisseur de 200 m environ, sous laquelle N-NH<sub>3</sub> est pratiquement inexistant.

L'azote ammoniacal est régénéré par la dégradation des matières organiques, et par l'excrétion des animaux marins. Une partie importante arrive, en outre, à la mer avec les eaux douces continentales et les eaux de pluie. Dans la zone euphotique, N-NH<sub>3</sub> est soumis au cycle des végétaux planctoniques, et connaît les deux phases d'utilisation (teneurs minimales) et de régénération (teneurs maximales).

### *L'azote des nitrites.*

Les nitrites sont le stade intermédiaire entre l'ammoniaque et les nitrates. Ils peuvent être dosés par la méthode de SHIN (1941) appliquée à l'eau de mer par BENDSCHNEIDER et ROBINSON (1952). Ils sont aussi plus abondants dans les eaux littorales que dans les eaux océaniques où ils se limitent également aux 200 m supérieurs. COOPER (1933) mesura, dans les eaux superficielles de la Manche, des teneurs variant de 0 à 0,8  $\mu\text{atg N-NO}_2/\text{l}$  et DARDIGNAC-CORBEIL (1971) trouva, dans le Bassin des Chasses des Sables d'Olonne des taux allant de 0 à 2  $\mu\text{atg N-NH}_2/\text{l}$ .

Très variables d'une région à l'autre, les concentrations en nitrites de l'eau de mer sont toujours très faibles.

### *L'azote des nitrates.*

Il peut être dosé par la méthode de MULLIN et RILEY (1955). C'est sous cette forme, stade ultime de l'oxydation de l'azote minéral, que cet élément se trouve en quantité la plus importante dans l'eau de mer.

Les nitrates sont issus de l'ammoniaque après une oxydation secondaire, ou bien élaborés par les microorganismes de la nitrification (AUBERT M., AUBERT B. et AUJALEU, 1969). De plus, dans la zone littorale, où une partie d'entre eux provient des apports fluviaux, les nitrates sont plus abondants que dans les eaux océaniques. COOPER (1933) a trouvé dans les eaux de la Manche (entre 0 et 25 m) des teneurs comprises entre 0,3 et 8,3  $\mu\text{atg N-NO}_3/\text{l}$ ; DARDIGNAC-CORBEIL (1971) a dosé, dans le Bassin des Chasses des Sables d'Olonne des taux variant entre 0 et 22,6  $\mu\text{atg N-NO}_3/\text{l}$ . En rivière d'Auray (PAULMIER, 1972), les fluctuations des nitrates sont sensiblement les mêmes (entre 0,2 et 25  $\mu\text{atg N-NO}_3/\text{l}$ ).

Le cycle des nitrates est comparable à celui des phosphates. Dans la zone euphotique, leur concentration est minimale pendant les floraisons phytoplanctoniques, et maximale en dehors de celles-ci. Les eaux profondes sont également riches en N-NO<sub>3</sub>; les teneurs les plus fortes sont trouvées au voisinage des sédiments. Les phénomènes d'upwelling permettent la remise en disponibilité de ces nitrates.

### *Le rapport nitrates/phosphates.*

Nitrates et phosphates sont utilisés dans la même proportion par les organismes végétaux. Ainsi les diatomées contiennent 6,8 à 9,2 fois plus d'azote que de phosphore (COOPER, 1937). Dans l'eau de mer, le rapport nitrates/phosphates (N/P) est beaucoup plus variable. En rivière d'Auray, ce rapport, en 1970, fut compris entre 0,2 et 51,2 (PAULMIER, 1972).

### *Les matières organiques.*

On distingue habituellement les matières organiques vivantes et les matières organiques inertes. Celles-ci, existant sous forme particulière en suspension colloïdale et en solution vraie, proviennent

des déchets du métabolisme des animaux marins et de la dégradation biologique des organismes morts.

Les matières organiques particulières s'accumulent sur le fond, et c'est au niveau des sédiments que la dégradation est la plus intense. En se dégradant, les matières organiques consomment de l'oxygène et régénèrent des sels nutritifs inorganiques (phosphates, sels azotés) qui seront à nouveau utilisés par les organismes autotrophes, premier maillon de la chaîne alimentaire dans le milieu marin.

Il n'existe pas de méthode vraiment valable pour doser ces matières organiques. Elles sont habituellement dosées par la méthode de GIRAL (1927) et BOURY (1952), dans laquelle elles sont oxydées par le permanganate de potassium en milieu acide, et en présence de sulfate de manganèse pour remédier à l'action des chlorures.

#### f) Les mouvements de l'eau.

##### *Les marées.*

La marée se manifeste par des mouvements alternatifs du niveau marin. La mer monte pendant le flux jusqu'à un niveau maximum atteint à l'étalement de pleine mer ; elle descend pendant le reflux jusqu'à un niveau minimum, celui de l'étalement de basse mer ; et ainsi de suite. Le niveau de la mer oscille donc autour d'une position moyenne, pratiquement constante pour un même lieu, qui est le « niveau moyen » de la mer. La différence entre les niveaux d'une pleine mer et d'une basse mer, est « l'amplitude de marée », ou marnage.

La marée est causée par l'attraction qu'exerce la masse de la lune sur la mer. Il se crée, un premier « bourrelet » liquide dont le sommet est dirigé vers notre satellite et, par suite de la déformation de la surface de la mer, un second « bourrelet » diamétralement opposé au premier. Chaque « bourrelet » suit le mouvement de la lune autour de la terre, et fait le tour de celle-ci en 24 h 50, durée d'un jour lunaire. Chaque point de la mer connaît donc, théoriquement, deux hausses périodiques de niveau séparées de 12 h 25. Il en est ainsi sur les côtes françaises de la Manche et de l'Atlantique, où le niveau de la mer s'élève et s'abaisse environ deux fois par jour : les marées y sont semi-diurnes.

Le soleil exerce aussi une attraction sur la mer, qui est toutefois inférieure à celle de la lune. Le rapport des actions moyennes de la lune et du soleil est, en effet, d'environ 2,25 (ROUCH, 1948). Si les deux astres sont alignés, leurs actions s'ajoutent, il se produit des marées de fortes amplitudes, ou marées de vive-eau ; les plus fortes se situent au voisinage des équinoxes. Si les deux astres sont en quadrature, leurs actions se retranchent ; les marées sont alors de faible amplitude, ce sont des marées de morte-eau ; les plus faibles ont lieu au voisinage des solstices.

De la vive-eau à la morte-eau, on est en « *déchet* » ; de la morte-eau à la vive-eau, en « *revif* ». Par suite des variations de leurs distances à la terre, l'action conjuguée du soleil et de la lune varie d'un jour à l'autre, ce qui se traduit par des différences d'amplitude de marée. Chaque marée se voit attribuer un *coefficient* qui, exprimé en centièmes, peut varier de 120 (marée de grande vive-eau) à 20 (marée de grande morte-eau). Ce coefficient indique le rapport entre la hauteur de la marée du jour auquel il correspond et celle d'une marée-type. Cette marée-type, calculée pour certaines positions bien définies de la lune et du soleil, correspond au coefficient 100. Quand cette marée-type se produit, l'eau monte, dans chaque port de référence, d'une hauteur  $H$ , au-dessus du niveau moyen de la mer ;  $H$  est l'*unité de hauteur* du port de référence considéré qui varie d'un port de référence à un autre, en fonction de la configuration de la côte et du fond ; c'est un facteur géographique. Le coefficient est un facteur astronomique ; il est le même pour tous les ports, mais varie d'un jour à l'autre. Chaque année, le Service hydrographique de la Marine publie un « *Annuaire des marées* » qui donne, pour chaque jour, des prédictions sur la marée, dans les différents ports de référence (coefficient, heures de pleines mers et de basses mers).

Sur le littoral français, la marée de type semi-diurne se fait sentir avec des amplitudes variables, sur les côtes de la Mer du Nord, de la Manche et de l'Atlantique (tabl. 4). Sur la côte française méditerranéenne, la marée est de type mixte. Comme dans de nombreuses mers intérieures, les amplitudes de marée y sont très faibles, de l'ordre de quelques décimètres.

Incidences sur la vie des mollusques et leur culture.

Les mollusques, lamellibranches ou gastéropodes, d'intérêt économique, sont des animaux benthiques qui vivent naturellement dans des zones immergées ou rarement émergées, à l'occasion des marées de vive-eau. Cette aire de peuplement (fig. 14) correspond à la partie inférieure de l'étage médio-littoral et à la partie supérieure de l'étage infralittoral (zonation de PERES, 1961).

	Amplitude V.E.	Amplitude M.E.
	( $A = 0,94 \times 2 H$ )	( $A = 0,45 \times 2 H$ )
Boulogne	7,95	4,70
St-Vaast-la-Hougue	5,75	3,17
Granville	11,69	5,55
Cancale	11,30	5,70
Paimpol	9,85	4,70
Rade de Morlaix	7,80	3,70
Aber Wrach	6,93	3,30
Brest	6,02	2,88
Loctudy	4,32	2,06
Concarneau	4,30	2,10
Port Louis	4,38	2,16
Port Haliguen	4,62	2,20
La Trinité	4,76	2,28
Port Navalo	4,33	2,10
Penerf	4,83	2,33
Le Croisic	4,80	2,30
Noirmoutier	5,02	2,40
St-Gilles-sur-Vie	4,68	2,25
La Rochelle	5,06	2,60
La Cayenne (Marennes)	4,66	2,28
Arcachon	3,92	2,10

TABLE. 4. — Amplitudes de marées, en mètres, dans quelques ports de référence (d'après ROUCH, 1948); V.E.: vive-eau, M.E.: morte-eau.

Les coquillages se trouvant dans les niveaux les plus élevés connaissent des émergences de plusieurs heures par mois, lors des basses mers de vive-eau. Pour conserver leur humidité, ils s'isolent dans leur coquille jusqu'à ce qu'ils soient de nouveau baignés par les eaux.

Les mollusques planctonophages (huîtres, moules, palourdes, coques, etc.) vivant en terrains découvrants, disposent évidemment de moins de temps pour s'alimenter que ceux « d'eaux profondes ». Ils ont toutefois l'avantage d'avoir acquis, après des émergences répétées, « l'habitude »

de garder leurs valves hermétiquement fermées. A sec, ils conservent leur fraîcheur pendant plusieurs jours, et peuvent donc être commercialisés, sans problème, dans les marchés de l'intérieur.

L'existence ou l'absence de marée est un des facteurs déterminant le mode de culture des mollusques (ostréiculture et mytiliculture). Sur les côtes de la Manche et de l'Atlantique, l'élevage est essentiellement pratiqué en terrains découvrants, soit directement sur le sol, soit en légère surélévation (poches et civières ostréophiles, bouchots). Toutefois, depuis quelques années, se développe, en Bretagne, l'ostréiculture sur sol, en terrains non découvrants (à une profondeur maximum de — 5 m, niveau SH, en Bretagne sud). Cette culture, appelée « culture en eaux profondes », s'est affranchie de la marée, mais exige des moyens matériels puissants. Sur les côtes méditerranéennes, en « l'absence » de marée, les huîtres et les moules sont élevées traditionnellement en suspension, sous des traverses ou des radeaux. L'ostréiculture sur sol, en « eaux profondes », commence également à y être pratiquée.

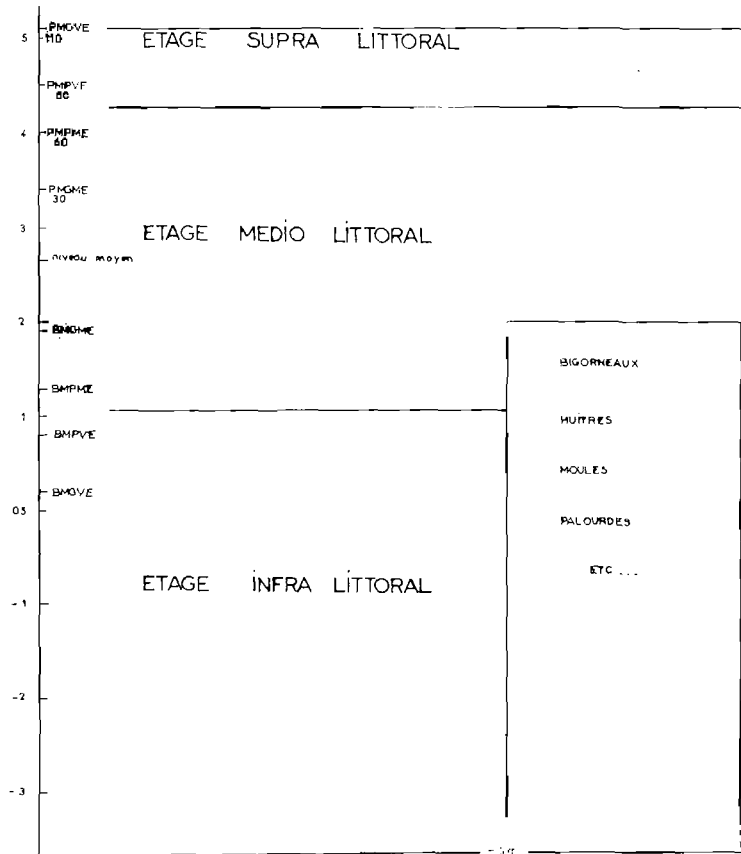


FIG. 14. — Distribution bathymétrique des mollusques d'intérêt économique.

### Les courants.

Un courant est un déplacement de particules d'eau. Il est caractérisé par sa vitesse et sa direction. Dans la zone côtière, les courants sont la conséquence des vents et des marées. Les courants dus aux vents sont qualifiés d'apériodiques car ils ne présentent aucune régularité quant à leur vitesse et leur direction. Ce sont les courants de dérive et de pente, qui près des côtes se combinent pour donner la circulation littorale. Celle-ci peut se résumer de la façon suivante (fig. 15) : dans l'hémisphère nord, un vent venant de la gauche d'un observateur qui regarde la mer, provoque une élévation du niveau ; cet afflux d'eau contre la côte s'accompagne d'une plongée des eaux superficielles. Au contraire, un vent venant de la droite chasse vers le large les

eaux de surface, et entraîne la montée, en remplacement, d'eaux plus profondes. C'est à la faveur d'un tel déplacement que parviennent, dans la zone euphotique, des eaux profondes, riches en sels nutritifs et pauvres en oxygène dissous (phénomène d'*upwelling*).

Les courants de marée sont des courants périodiques ; ils ont la même période que les oscillations de la marée. Le flot est le courant qui accompagne le flux. Près de terre, étales de courant et de niveau coïncident. Ces courants peuvent être alternatifs, ils conservent une même direction pendant le flot, et ont au cours du jusant une direction opposée. Ils peuvent être giratoires, ils prennent alors pendant une période de marée toutes les directions. Entre ces deux types extrêmes (alternatifs et giratoires) existent des types intermédiaires. La force des courants de marée est proportionnelle au coefficient ; ces courants sont plus forts en vive-eau qu'en morte-eau ; ils sont par ailleurs particulièrement violents au passage des seuils sous-marins et dans les étranglements (golfe du Morbihan : 8 nœuds, au jusant, en vive-eau ; goulet de la rade de Brest : 4 à 5 nœuds, à mi-jusant, en vive-eau). L'action des courants de marée, dont l'influence peut s'exercer jusqu'à 12 milles de terre, est prépondérante dans la zone côtière.

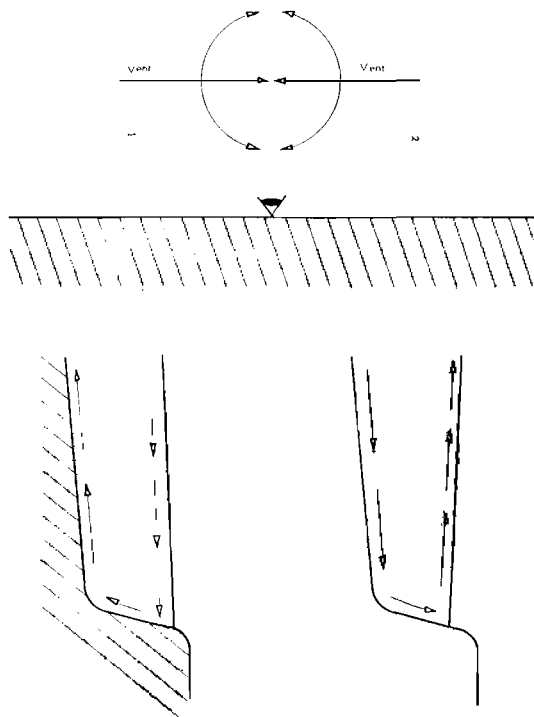


FIG. 15. — Schéma de la circulation littorale.

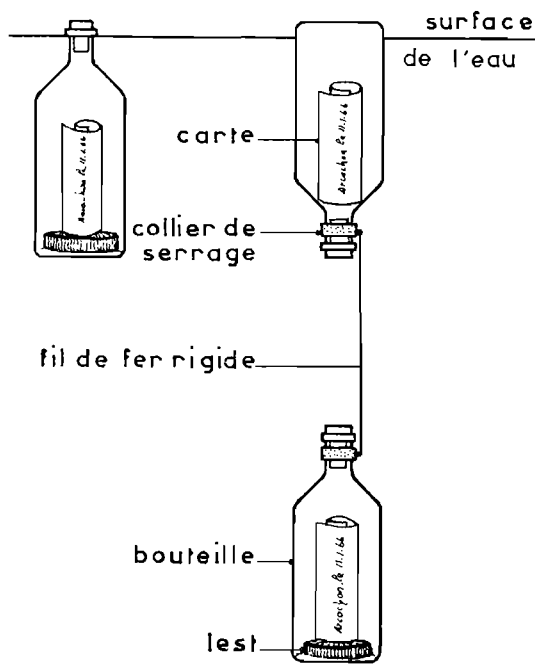


FIG. 16. — Modèle de flotteurs pour mesures de surfaces.

#### Techniques de mesure.

La vitesse et la direction du courant en un point sont déterminées par l'emploi de courantmètres. Ces appareils, immergés à partir d'une embarcation, ou fixés à une bouée, permettent des mesures à différentes profondeurs.

Dans le courantmètre Mecabolier par exemple, la vitesse est mesurée grâce à une hélice ou moulinet ; celle-ci tourne d'un nombre de tours proportionnel à la vitesse du courant. La direction de celui-ci est donnée par un compas ; ce courantmètre, qui est équipé intérieurement d'un système d'enregistrement, peut être laissé en mer huit jours.

Pour déterminer la trajectoire des courants superficiels, on jette à la mer, en un point précis, des flotteurs (cartes-flotteurs, ou bouteilles lestées) (fig 16) qu'on laisse dériver. Quand un flotteur est retrouvé, on a des renseignements sur la direction qu'il a suivie et sur le temps qu'il a mis pour parcourir la distance séparant le point de départ du point d'arrivée (fig. 17).



### Rôle des courants.

Les courants jouent un rôle sédimentologique essentiel. Ils interviennent dans la mise en mouvement des particules (érosion), dans leur transport (ils sont responsables de la turbidité des eaux) et dans leur sédimentation. Les courbes expérimentales de HJULSTROM (1939) montrent la relation qu'il y a entre le diamètre des particules sédimentaires et la vitesse des courants, dans les phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation. Il y a sédimentation des particules dès que la vitesse du courant descend au-dessous d'un certain seuil; cela se produit naturellement au niveau des bancs de sable et des vasières. Toutefois, tout ce qui réduit accidentellement la vitesse des courants provoque le dépôt des particules transportées. C'est le cas de certaines installations conchylicoles (bouchots, rampes d'élevage en surélévation, tracats de collecteurs) qui, lorsqu'elles sont orientées perpendiculairement aux courants, sont souvent à l'origine d'un engorgement.

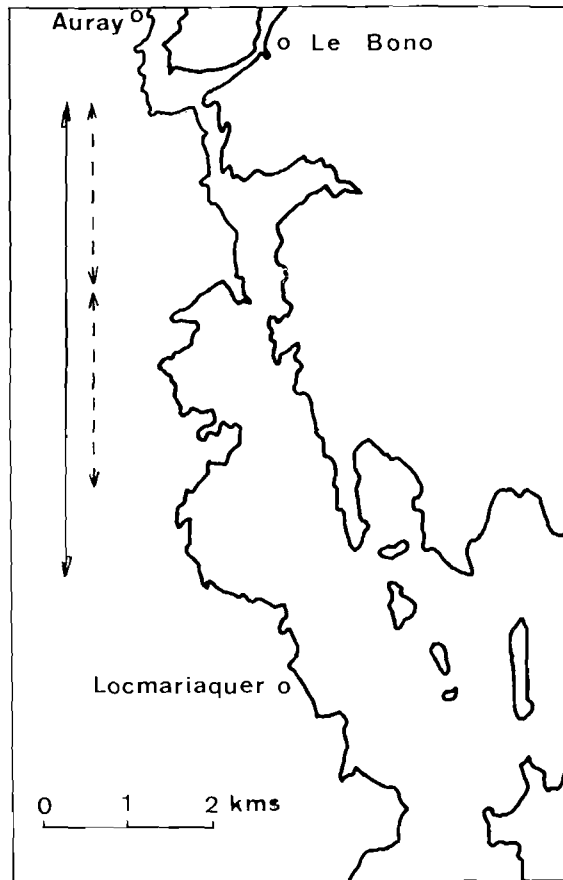


FIG. 17. — Dérive des flotteurs de surface en rivière d'Auray (trait plein : en vives eaux ; tirets : en mortes-eaux).

Les courants assurent le renouvellement de l'eau. Ils facilitent son oxygénation, mobilisent le stock alimentaire planctonique et entraînent les déchets du métabolisme. En outre, ils agissent sur la dispersion des embryons au cours de leur vie pélagique. MARTEIL (1955, 1956) remarqua que les courants de vive-eau conduisent à la dispersion des larves alors qu'en morte-eau, au contraire, les faibles amplitudes de déplacements des masses d'eau favorisent leur concentration. Parvenues au terme de leur vie pélagique, les larves, par ailleurs, ne peuvent se fixer qu'en l'absence de courants forts, au voisinage des étales de pleine mer et de basse mer.

### *La houle et les vagues.*

La houle est le mouvement oscillatoire de l'eau qui peut s'observer en l'absence de vent. Près de la côte, sur fond de sable, la houle est à l'origine des *ripple-marks* (fig. 18) si la profondeur est inférieure à sa demi-longueur d'onde. L'existence de ces rides, symétriques ou asymétriques, est révélatrice d'un fond instable. Si un tel sol, découvrant ou en « eau profondes », reçoit un semis d'huîtres, celles-ci risquent d'être progressivement enfouies, surtout quand il y a déplacement de sable (*ripple-marks* asymétriques).

Les vagues, elles, résultent d'un vent fort. Leur action qui se fait sentir sur des fonds plus importants provoque la remise en suspension des matériaux de fond et par là une élévation sensible de la turbidité telle qu'elle peut être responsable chez l'huître d'une réduction du taux de filtration, de la formation de « chambres » à l'intérieur de la coquille, et d'un colmatage des branchies pouvant entraîner la mort.



FIG. 18. — *Les ripple-marks.*

### *Les mouvements de convection.*

Ce sont des mouvements verticaux, résultant de l'instabilité statique entre deux couches d'eau superposées, de densités différentes et se produisant quand le poids spécifique de l'eau supérieure est plus élevé que celui de l'eau inférieure. Ces mouvements, dus généralement au refroidissement des eaux de surface, ou à l'augmentation de leur salinité (par évaporation), ont également lieu au niveau de l'interface eau-sédiment. A ce niveau, les mouvements de convection sont en grande partie à l'origine des échanges entre les eaux interstitielles des sédiments et les eaux sus-jacentes, surtout dans le cas de sédiments perméables (CALLAME, 1960, 1961).

### *Le régime des estuaires.*

Parce qu'ils sont des zones abritées, les estuaires offrent, du moins dans leurs parties basses, des secteurs particulièrement propices aux activités conchylicoles. Par définition, l'estuaire est la partie inférieure d'un cours d'eau remontée par la mer lors du flux. Les estuaires n'existent donc que le long des côtes où se fait sentir la marée. En fait, la marée y joue un rôle primordial, par les conditions hydrodynamiques et hydrologiques qu'elle entraîne. Il se traduit, en effet, par :

- a) la propagation de l'onde de marée et la variation du niveau des eaux dans l'estuaire ; c'est la *marée dynamique* ;
- b) la pénétration des eaux salées océaniques et leur mélange avec les eaux douces fluviales ; c'est la *marée de salinité*.

#### *La marée dynamique.*

On connaît les facteurs qui déterminent la plus ou moins grande avancée de l'onde de marée dans un estuaire : ce sont les suivants.

a) *La pente du chenal* : une pente faible facilite la pénétration de la marée ; c'est le contraire si la pente est raide.

b) *Le coefficient de la marée* : l'onde de marée se fait sentir d'autant plus loin vers l'amont, que le coefficient est plus élevé. La différence d'amplitude entre une vive-eau et une morte-eau se traduit par le balancement dans l'estuaire de volumes d'eau différents. Ainsi, dans l'estuaire du Belon (MARIN, 1971), le volume d'eau oscillant entre une pleine mer et une basse mer est deux fois plus élevé en vives-eaux (3 730 000 m<sup>3</sup> pour un coefficient de 95 et une amplitude de 4,5 m) qu'en mortes-eaux (1 860 000 m<sup>3</sup> pour un coefficient de 45 et une amplitude de 2,1 m).

c) *La morphologie de l'estuaire* : la faible profondeur du lit, les irrégularités du profil longitudinal (barres, bancs de sable, méandre) sont autant d'obstacles à la pénétration de l'onde de marée.

d) *Le vent et la pression atmosphérique* : un vent fort, soufflant face à l'embouchure d'un estuaire, accentue le flux et s'oppose au reflux. Il en est de même quand la pression barométrique est faible. C'est le contraire, si le vent souffle vers la mer, et si la pression barométrique est élevée. Les dénivellations ainsi provoquées, et qui s'ajoutent ou se retranchent à celles résultant directement

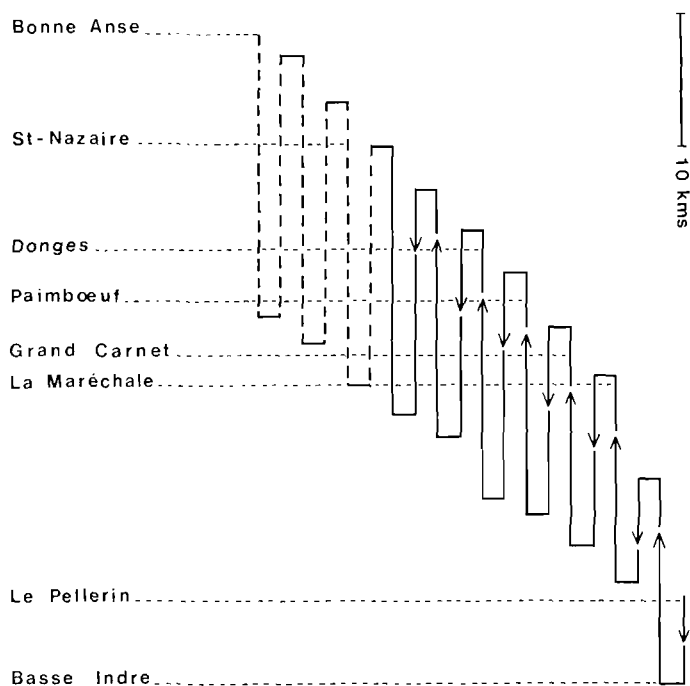


FIG. 19. — Trajectoire des particules de la tranche d'eau superficielle en Loire (d'après BERTHOIS, cité par OTTMANN, 1968).

de la marée, sont généralement de quelques décimètres à un mètre, et d'autant plus spectaculaires que l'estuaire est plus évasé.

L'onde de marée met un certain temps pour se propager dans l'estuaire. La pleine mer a lieu d'abord à l'embouchure, puis avec des décalages de plus en plus marqués vers l'amont. La vitesse de propagation dépend essentiellement de l'amplitude de la marée. Vers l'amont, celle-ci décroît normalement, par amortissement ; elle peut toutefois être renforcée s'il y a rétrécissement de la vallée (OTTMANN, 1968).

Au flux, les eaux océaniques refoulent vers l'amont les eaux fluviales. Au reflux, celles-ci s'écoulent vers la mer avec les eaux marines. Le volume d'eau mobilisée pendant la marée descendante est ainsi supérieur à celui du flux. Il en résulte la prépondérance du jusant sur le flot, d'autant plus marquée que l'on remonte le cours de l'estuaire. Ainsi, au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'embouchure, la durée du flot diminue, celle du jusant augmente.

Dans un estuaire où les masses d'eau sont « canalisées », les courants de marée sont généralement plus forts que le long des côtes. Par ailleurs, flot et jusant y décrivent rarement la même trajectoire. FRANCIS-BŒUF (1947) a fait d'intéressantes remarques sur les courants de marée dans les estuaires :

- a) la vitesse du jusant est maximum environ 4 heures après la pleine mer, celle du flot environ 2 heures avant la pleine mer ;
- b) pour un même débit fluvial, la vitesse augmente avec le coefficient de marée ;
- c) le flot est maximum à une certaine profondeur (entre 2 et 4 m dans l'estuaire de la Tees, en Grande-Bretagne), le jusant est maximum en surface ;
- d) la vitesse des courants de marée ne varie pas régulièrement de l'aval à l'amont, mais en fonction de la forme de l'estuaire (il y a accélération quand la vallée se rétrécit, ralentissement quand elle s'élargit) ;
- e) en surface, le jusant est supérieur au flot, au fond, le flot est supérieur au jusant. En moyenne, la vitesse du jusant est plus élevée que celle du flot, de même, la vitesse moyenne du courant de surface est supérieure à celle du courant de fond ;
- f) souvent le flot commence à se faire sentir sur le fond, alors qu'en surface le jusant se poursuit toujours.

Dans la couche d'eaux superficielles, la prédominance du jusant sur le flot se solde par un transport, vers la mer, de particules liquides ou en suspension. Les eaux douces, notamment, alternativement refoulées vers l'amont et progressant vers l'embouchure, décrivent un incessant mouvement de va-et-vient, pour réaliser finalement un déplacement résultant vers l'aval. Dans la Tees, par exemple, une descente vers l'aval de 850 m correspondrait à un déplacement de 8 900 m. En Loire, BERTHOIS, cité par OTTMANN (1968), montra qu'une particule qui progressait à chaque marée de 3 900 m avait accompli en réalité 17 500 m ; il lui fallait ainsi plus de quinze jours pour effectuer les 60 km qui séparent Nantes de la mer (fig. 19). Dans l'estuaire du Belon (environ 7 km de long), les eaux fluviales mettraient entre 2,5 et 6 jours pour atteindre l'océan (MARIN, 1971).

#### La marée de salinité.

L'onde de marée peut se faire sentir jusqu'à un niveau que n'atteignent pas les eaux salées. La marée dynamique a, en effet, une extension plus grande que la marée de salinité, qui ne se manifeste que dans la partie marine des estuaires, et correspond à la pénétration des eaux océa-

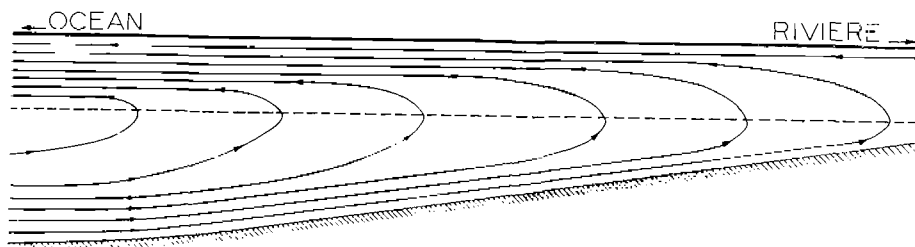


FIG. 20. — Structure d'estuaire. Mouvement résiduel indépendant de la marée (d'après PRITCHARD, cité par GALTSOFF, 1964).

niques. Celles-ci, par suite de leur densité supérieure, pénètrent sous la forme d'un « coin salé » qui progresse sur le fond et sous la couche d'eau douce. Le mélange eau douce-eau salée se fait progressivement.

Par le jeu du flux et du reflux, le « coin salé » oscille entre l'amont et l'aval. Son extension vers l'amont dépend de la morphologie de l'estuaire, mais surtout de l'amplitude de marée et du débit fluvial (fig. 20).

a) *L'amplitude de marée* : la progression vers l'amont du « coin salé » augmente avec l'amplitude de marée. La remontée des eaux océaniques dans l'estuaire est plus importante en vives-eaux qu'en mortes-eaux.

b) *Le débit fluvial* : les eaux fluviales font obstacle à la pénétration des eaux salées. Cette opposition, sensible lors des crues, est pratiquement nulle en étiage.

Dans le régime hydrologique d'un estuaire, on est ainsi amené à distinguer deux périodes :  
*une période de crue* : la différence de salinité est très marquée entre les deux extrémités de la partie marine de l'estuaire de même qu'entre les eaux de surface et de fond, qui sont alors stratifiées. Cette stratification densimétrique peut toutefois disparaître s'il y a brassage de la couche d'eau (fig. 21).

*une période d'étiage* : dans toute la partie marine de l'estuaire, la salinité est élevée ; la différence entre l'aval et l'amont est faible. La stratification densimétrique est souvent nulle.

**g) Hydrologie des principaux centres conchylicoles.**

Les principaux centres conchylicoles en France ou à l'étranger ont fait l'objet d'études hydrologiques de la part des chercheurs des laboratoires spécialisés dans les recherches appliquées à l'ostréiculture ou à la mytiliculture. On peut donc établir une comparaison entre les régimes hydrologiques des secteurs de reproduction ou d'élevage et souligner les particularités des uns et des autres.

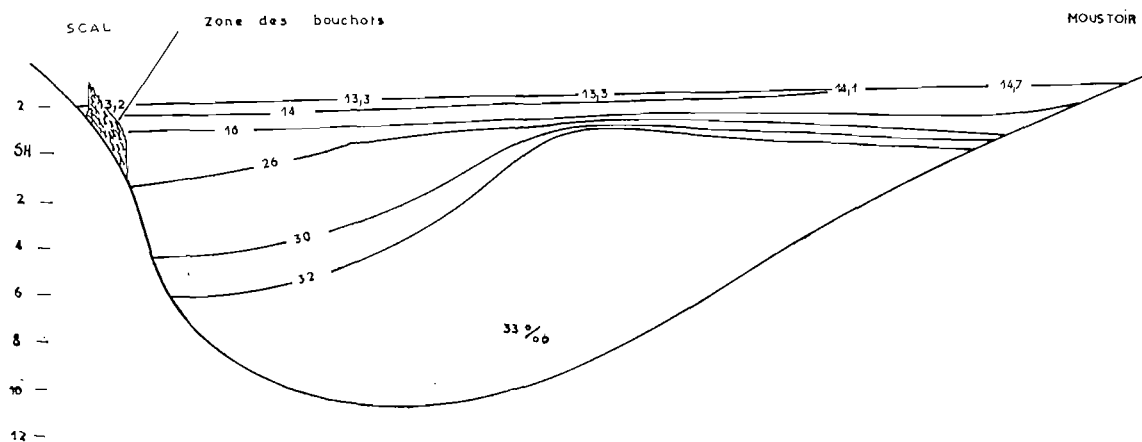


FIG. 21. Stratification des eaux dans la zone des bouchots, en Vilaine (1972).

**Rivières de Morlaix et de Penzé.**

Situées en bordure d'une côte granitique où la mer est violente, les courants sont rapides et la marée atteint une hauteur de 9 m, les deux rivières ne sont, dit JOUBIN (1908), que de « simples ruisseaux dont les estuaires considérables, à l'aspect de fjords, ne répondent pas, par leurs dimensions, au minuscule débit du cours d'eau ».

Leur régime hydrologique offre quelques particularités. Les courbes des températures et des salinités y présentent de notables différences avec celles des rivières morbihannaises. Compte tenu de la latitude, le réchauffement printanier y débute plus tardivement que sur la côte sud mais le refroidissement automnal et hivernal s'y manifeste avec le même retard ; le décalage est d'environ un mois. En outre, les températures estivales atteignent des valeurs moins élevées et dépassent rarement 17-18° ; en hiver, elles ne descendent pas au-dessous de + 6° (fig. 22). Il en résulte déjà que la croissance des huîtres plates mises en élevage y débute plus tardivement qu'en Morbihan mais se poursuit plus avant dans la saison. L'activité reproductrice se prolonge hors de la saison estivale ; si les températures sont rarement favorables à une bonne évolution des larves, les pontes peuvent avoir lieu jusqu'en novembre, ce qui n'est pas sans créer quelques problèmes au moment de l'expédition des huîtres vers les centres de consommation.

Les salinités varient très peu au cours de l'année dans les parties aval, l'amplitude ne dépassant pas habituellement 1,5 ‰ dans les eaux profondes. Même en surface, les variations restent faibles dans les stations proches de l'embouchure en période de crues. Les salinités s'abaissent davantage en

amont sans tomber au-dessous de 30 ‰ à Morlaix ; elles sont descendues exceptionnellement au-dessous de 20 ‰ et même de 10 ‰ en Penzé en période de crue.

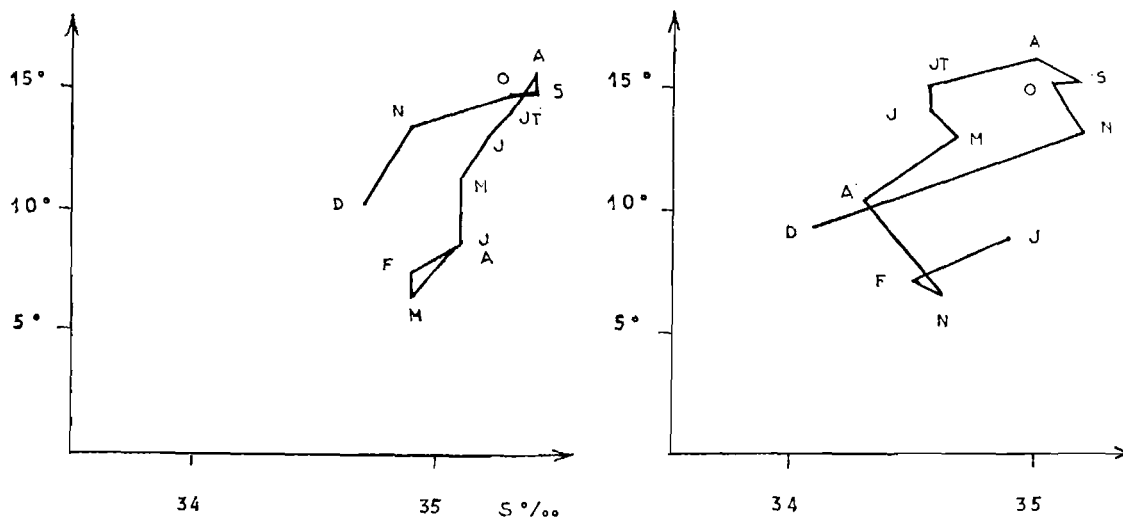


FIG. 22. — Rivière de Morlaix (Finistère). Diagramme T-S 1965 ; fond (à gauche) et surface (à droite).

**Le Morbihan.**

La zone littorale du Morbihan se trouve séparée en trois régions bien distinctes : à l'est, le bassin Pénérf-Vilaine entre la presqu'île de Rhuy et la pointe de Piriac ; au centre, la baie de Quiberon proprement dite et les rivières d'Auray, de Crach, de Saint-Philibert et le golfe ; à l'ouest, le secteur

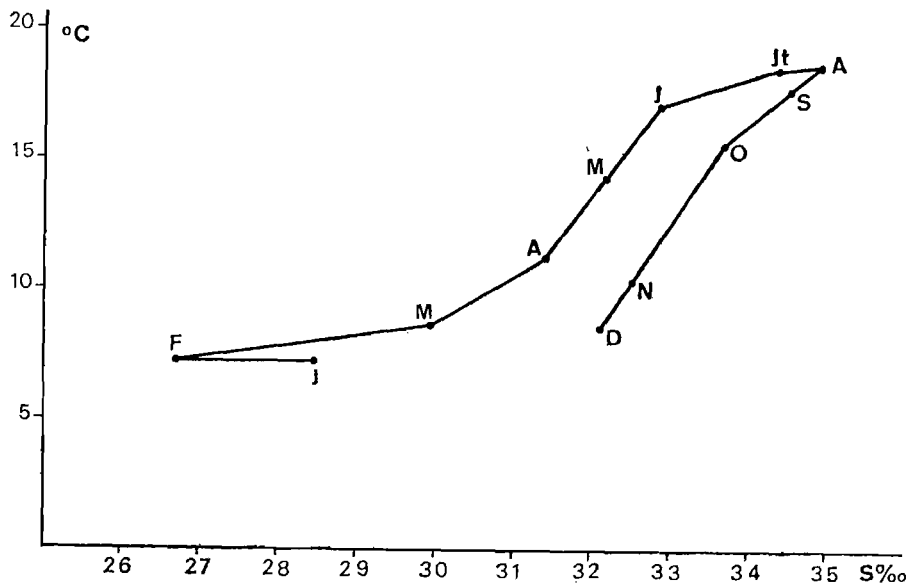


FIG. 23. — Rivière d'Auray (Morbihan). Diagramme T-S (moyennes mensuelles 1961-1971).

d'Étel-Lorient. La baie de Quiberon se trouve particulièrement bien abritée par l'avancée de la presqu'île par les îles d'Houat, d'Hoëdic et par Belle-Ile. Chacun de ces estuaires, chaque baie, chaque anse abrite des parcs ou des gisements ; c'est le domaine privilégié de l'huître plate qui s'y reproduit

et qu'on y élève. L'huître creuse, portugaise d'abord, japonaise ensuite, fait l'objet d'un élevage aux deux extrémités du secteur morbihannais, à Pénérf et à Etel.

Les différences thermiques entre les divers estuaires sont généralement peu accusées et ne se manifestent que par une intensité plus ou moins grande des phénomènes de refroidissement ou de réchauffement. Les températures de la rivière de Crach par exemple, qui s'ouvre largement sur la baie de Quiberon, suivent plus fidèlement les variations de la température de la mer que celles de la rivière d'Auray qu'en sépare le goulet de Port-Navalo. Les valeurs de la température oscillent habituellement entre + 3° à + 5° en hiver à 20-22° en été.

Les salinités sont directement influencées par les apports fluviaux et la pluviosité (fig. 23). On peut distinguer pour chacune des rivières morbihannaises un régime de crue et un régime d'étiage. Les effets des crues se manifestent spectaculairement dans les estuaires d'Auray et de la Vilaine ; ils sont moins marqués ailleurs. Les baisses de salinité sont plus fortes en amont qu'en aval ; on peut alors relever des valeurs inférieures à 5‰ dans les eaux superficielles des parties amont à pleine mer et à 15 - 20‰ dans la moyenne partie de la Vilaine, à toutes les profondeurs. En été, dès que

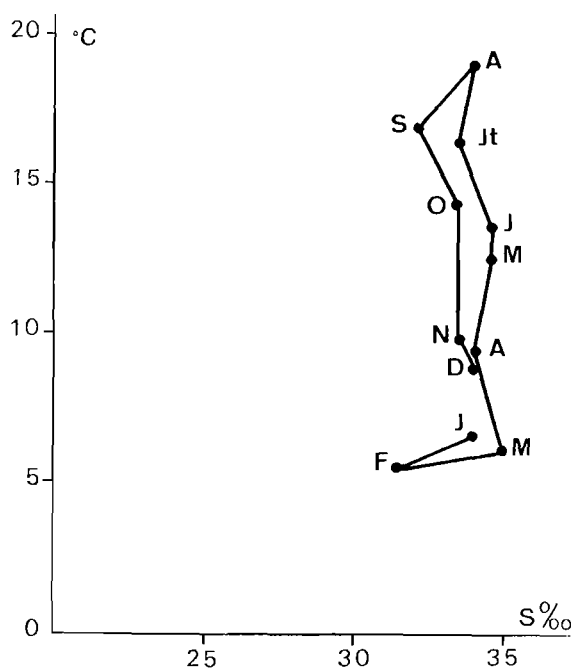


FIG. 24. — Baie de Bourgneuf. Diagrammes T-S (d'après LE GALLO, 1971).

cessent les pluies, l'équilibre tend à se rétablir, de la surface au fond, de l'aval à l'amont ; les salinités deviennent égales ou supérieures à 35‰.

Les turbidités, faibles dans la plupart des rivières à l'exception de la Vilaine, n'augmentent sensiblement qu'en période de crues. À Auray, elles varient de 3 à 14 mg/l en aval, à 5 et 28 mg/l en amont selon l'importance des apports.

Ces conditions hydrologiques, comme la faible vitesse des courants en période de morte-eau favorisent la reproduction de l'huître plate, de la rivière d'Auray jusqu'à l'anse de Plouharnel. Les différences des régimes hydrologiques de l'estuaire de la Vilaine et du Bassin morbihannais, proprement dit, expliquent en outre l'implantation des huîtres du genre *Crassostrea* dans le secteur Pénérf-Vilaine où températures et salinités sont plus favorables qu'ailleurs à la reproduction de ces mollusques (MARTEIL 1960).

La vitesse des courants dans les rivières morbihannaises, en dehors des parties les plus étroites (goulet de Port-Navalo), varie entre 0,10 m/s et 0,40 m/s (MARTEIL 1956) selon le coefficient de marée. Elle est du même ordre dans la partie occidentale de la baie de Quiberon.

### Baie de Bourgneuf.

Séparée de l'océan atlantique par l'île de Noirmoutier, la baie de Bourgneuf communique avec lui par deux ouvertures d'importances très inégales ; au nord, entre les pointes Saint-Gildas et de l'Herbaudière, la passe est large de 12 km alors qu'au sud, elle se réduit à un étroit goulet. Sur la côte continentale, les vasières sont très plates alors que le substrat rocheux prédomine sur les rivages de Noirmoutier.

L'hydrologie de la baie est caractérisée par l'influence qu'exercent la Loire sur les variations de salinité et de turbidité ainsi que les marées sur la remise en suspension des vases déposées sur le rivage de la côte orientale. Les salinités dans les chenaux oscillent de 32,5 à 34,6 selon que la Loire est en crue ou non (fig. 24) ; dans la zone littorale, les pluies et les apports des ruisseaux qui s'y déversent peuvent les abaisser au-dessous de 30 ‰. Les températures varient de 6 à 19° au cours de l'année mais peuvent s'élever jusqu'à 21° et 22° pendant la période estivale près du rivage (CORBEIL, 1968). Les turbidités oscillent, selon GOULEAU (1971), de 7 à 8 mg/l en moyenne au large jusqu'à 15 à 30 mg/l à proximité des vasières.

Les huîtres du genre *Crassostrea* se sont établies sur la côte continentale, de la Bernerie à Fromentine, dans la zone où la température atteint, en été, les valeurs les plus hautes et les turbidités les teneurs les plus fortes. Sur la côte de Noirmoutier, l'huître plate, espèce indigène, s'est maintenue et son exploitation encore timide pourrait y être développée.

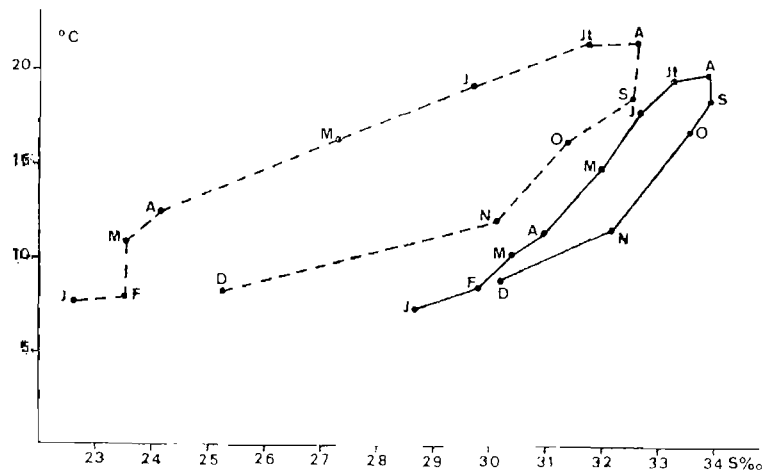


FIG. 25. — Bassin de Marennes-Oléron. Diagrammes T-S ; moyennes mensuelles (1966-1973) des eaux de surface en Seudre (tirets) et à la station de Mériqnac (trait plein).

### Marennes-Oléron.

Le bassin Marennes-Oléron forme une vaste baie limitée, à l'ouest, par l'île d'Oléron qui le protège des vents dominants et des effets de la houle atlantique, et par la côte continentale, à l'est et au sud ; il reçoit les eaux de la Charente et de la Seudre mais aussi celles de nombreux ruisseaux collecteurs et des marais qui bordent les rivages. Largement ouvert au nord par le pertuis d'Antioche, il communique encore au sud avec l'océan par une passe étroite, le pertuis de Maumusson. La topographie particulière du bassin influence son hydrologie.

Cette hydrologie s'apparente étroitement au régime des eaux d'estuaire. Les apports d'eau douce, par la Seudre et la Charente, affectent plus intensément la salure des eaux aux voisinages de leur embouchure qu'à proximité des pertuis où l'influence océanique est prépondérante. En période de crue, la salinité peut descendre au-dessous de 5 ‰ dans la partie amont de la Seudre mais tombe rarement au-dessous de 15 ‰ au milieu du bassin. La stratification des eaux de salinité différente en surface et au fond, nettement marquée à la saison des pluies en Seudre, diminue dans le coureau d'Oléron et disparaît dans les pertuis. En été, la salinité remonte dans tous les secteurs du bassin



mais dépasse rarement 32-33 ‰. Toutefois, dans les claires, elle peut être supérieure à 40 ‰ alors que la température s'élève au-delà des valeurs mesurées en eaux libres où elles oscillent entre 6° et 22° s'abaissant exceptionnellement, par grand froid, aux environs de 0° (1963) mais pouvant aussi, surtout en Seudre dépasser 23° en été (fig. 25).

La configuration géographique du secteur et les apports de matières en suspension par les eaux fluviales concourent à l'envasement du bassin particulièrement dans les zones à faible courant. De fortes teneurs en sulfures peuvent être dosées dans les vases ; or, la fertilité du milieu marin peut être gravement affectée par la libération de sulfures dans l'eau à partir des parties fines du sédiment.

L'hétérogénéité du milieu, dans l'espace et le temps, explique en grande partie comment le bassin Marennes-Oléron peut être si favorable au captage, à l'élevage ou à l'affinage des huîtres et connaître cependant parfois des périodes difficiles.

### **Gironde.**

L'estuaire reçoit les eaux douces de la Garonne et de la Dordogne. Aussi, le régime hydrologique de la partie aval, affectée à l'ostréiculture, subit-il des fluctuations importantes sur le plan des salinités et sur celui des turbidités. Entre la partie aval où l'influence océanique prédomine et la partie amont, existe une zone saumâtre qui, sur la rive gauche, s'étend de la point de Grave au port de By (LE DANTEC, 1968). Si la salinité moyenne annuelle est d'environ 20 ‰, les variations saisonnières sont importantes : en été, elle atteint 25,9 ‰, oscille entre 20 et 22 ‰ pendant une courte période tant au printemps qu'en automne et tombe à 16,5 ‰ de décembre à avril.

Le régime thermique de la Gironde est très semblable à celui du bassin d'Arcachon.

### **Bassin d'Arcachon.**

Le bassin d'Arcachon affecte une forme triangulaire de 84 km de périmètre ; sa surface avoisine 15 500 ha dont 5 000 ha de bancs de sable et de vase, les « crassats », qui entre les chenaux de

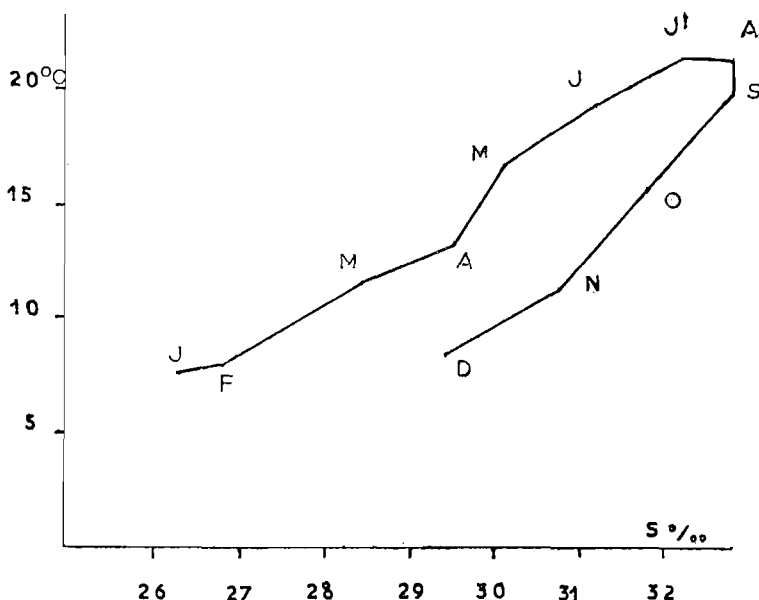


FIG. 26. — Bassin d'Arcachon (Eyrac). Diagrammes T-S des valeurs moyennes en surface.

toute importance, émergent à marée basse. Il communique avec l'océan par des « passes » encombrées de bancs de sable particulièrement instables. Il reçoit les eaux de plusieurs cours d'eau dont l'Eyre est le principal.

Les variations des températures saisonnières sont beaucoup plus grandes à Arcachon qu'au large de la côte des Landes. De même, comme le souligne LE DANTEC (1968), « les variations saisonnières sont très importantes particulièrement pendant les grandes marées ; c'est une conséquence de la nature du sol, le sable subissant rapidement les variations de la température de l'air ». Les températures moyennes de l'eau pour l'ensemble du bassin varient de 8° à 21° et suivent une courbe sensiblement parallèle à celle de l'air ; elles peuvent être plus faibles ou plus fortes selon les stations et les années, descendre jusqu'à 4° ou monter à 22° et plus (fig. 26).

Les salinités moyennes oscillent de 26 à 33 ‰. Leur régime est saisonnier comme dans toutes les régions littorales et varie de l'aval à l'amont. L'influence de la nappe phréatique a été soulignée par LE DANTEC (1968). L'influence des eaux douces se fait sentir dès le début de l'automne sur la côte sud où elle s'accroît en hiver ; sur la côte ouest à la fin de l'hiver et au début du printemps ; dans la zone centrale de la baie à la fin du printemps. En période de crue, dans les zones amont, les salinités peuvent descendre au-dessous de 20 ‰.

L'importance des variations de température et de salinités, d'une station à l'autre, explique « l'existence dans la zone Est de la baie d'aires limitées où peuvent s'installer et demeurer des populations à caractère océanique, comme les gisements d'huîtres plates implantés dans ou à l'accroche des cuvettes constituant des réserves d'eau salée dans les zones habituellement soumises à dessalure ».

La vitesse des courants est généralement faible en période de morte-eau et comprise entre 0,30 m/s et 0,40 m/s ; elle double en vive-eau pour atteindre 2 m/s, en surface, dans les grands chenaux.

Les effets combinés des températures et des salinités au moment de la reproduction des huîtres *Crassostrea* ont été bien étudiés à Arcachon et en Gironde. Les températures exigées pour une bonne évolution des larves sont plus fortes à mesure que s'élèvent les salinités ; inversement, et c'est le cas en Gironde, pour des salinités plus faibles, les exigences de température sont moins grandes.

### ***Etang de Thau.***

Situé à proximité immédiate de Sète, l'étang de Thau comprend deux parties d'inégale importance, le grand Etang couvrant 6 900 ha et celui des Eaux Blanches d'une superficie de 600 ha environ. Il a une longueur maximale de 19,500 km et sa plus grande largeur atteint 4,500 km. La profondeur moyenne varie de 1 à 3 m dans la crique de l'Angle et de 3 à 4 m dans le secteur ouest ; çà et là, existent des fosses ou des surélévations. Ses communications avec la mer sont assurées par les canaux de Sète et depuis peu par le « Grau » de Marseillan. Il reçoit les eaux du canal du Midi et de nombreux ruisseaux s'y déversent. Bien que très faible, le phénomène de marée y est sensible ; les échanges avec la mer en dépendent partiellement mais les vents exercent une influence déterminante (AUDOUIN, 1962).

Le régime thermique de l'étang est encore plus étroitement lié qu'ailleurs aux températures de l'air, en raison de sa faible profondeur. La température moyenne de l'eau est minimale en février, maximale en juillet-août. Elle varie habituellement entre 4° et 22° mais peut, en période de grand froid, tomber aux environs de 0° (février 1956) ou par forte chaleur atteindre 28° (1973).

La salinité moyenne s'établit aux environs de 34 ‰. Elle peut exceptionnellement descendre à 30 ‰ (1972) ou dépasser 37 ‰ (1968).

La vitesse des courants qui, dans l'étang des Eaux Blanches oscillent entre 0,10 et 0,20 m/s, est plus faible dans le grand étang. Ces conditions écologiques, si elles sont favorables à la croissance des mollusques comme à l'utilisation de techniques telles que l'élevage en suspension, le sont aussi au déclenchement des phénomènes d'eutrophisation susceptibles de provoquer des mortalités qui affectent périodiquement les mollusques de l'étang.

### ***La ria de Vigo (Espagne).***

La ria de Vigo est la plus méridionale des rias basses de la Galice, au nord-ouest de l'Espagne. Protégée à son embouchure par les îles Cies, elle communique avec l'océan Atlantique par trois ouvertures dont la plus large, au sud, à 5 km de largeur et 67 m de profondeur. Elle comprend deux parties

bien distinctes : l'anse de San Simon en amont, très peu profonde, où se jette les rias de Verdugo et de Redondela et la zone aval dont la profondeur atteint 20 m à hauteur de Vigo et 40 m plus à l'ouest. Elle est encaissée entre des rives abruptes qui, avec les îles Cies, en font un secteur particulièrement bien abrité. On y pratique l'élevage des moules avec un succès considérable, comme dans les rias voisines d'Arosa et de Pontevedra ou, depuis quelques années, l'ostréiculture s'est développée, les jeunes huîtres plates provenant des parcs bretons.

Si les valeurs moyennes annuelles de salinité restent comprises entre 32 et 35 ‰, sauf dans l'anse de San Simon où elles descendent au-dessous de 31 ‰ et si les températures moyennes annuelles oscillent entre 13° au fond et 15° en surface (fig. 27), des variations mensuelles et locales surviennent comme dans tous les estuaires (SAIZ et coll., 1957). La caractéristique principale du régime hydrologique de la ria réside dans le fait que la température de l'eau, si elle ne s'élève pas autant qu'en

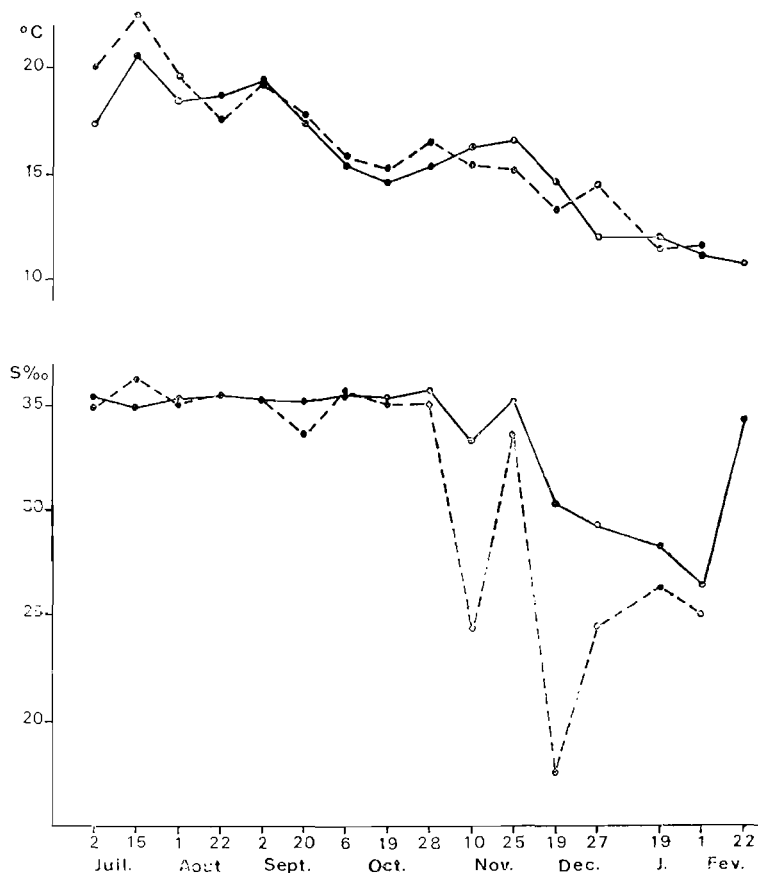


FIG. 27. — *Ria de Vigo* (Espagne). Températures et salinités des eaux de surface en aval (*trait plein*) et en amont (*tirets*) de juillet 1955 à février 1956 (d'après SAIZ et coll., 1957).

Méditerranée, ne descend presque jamais au-dessous de + 10°. Cette particularité explique, avec la richesse planctonique des eaux (ANDREU, 1958), les résultats surprenants obtenus dans les élevages de moules et d'huîtres.

La reproduction de la moule y débute tôt, la croissance ne s'arrête pas, même s'il y a un léger ralentissement en hiver. Aucun des centres français d'élevage ne présente des conditions aussi favorables à la conchyliculture.

#### **Les estuaires de Crouch et du Roach (Angleterre).**

Sur la côte Est de l'Angleterre (Essex), au nord de l'embouchure de la Tamise, les rivières du

Crouch et du Roach forment un ensemble assez comparable à celui des rivières d'Auray et du Bono (Morbihan). Long de 25 km environ et profond à son embouchure de 10 à 12 m, le Crouch reçoit un affluent, le Roach, un peu moins long et profond. Dans ces deux estuaires sont implantés des gisements naturels et des parcs d'élevage d'huîtres plates dont le laboratoire de BURNHAM-ON-CROUCH, construit après la dernière guerre, a tenté la mise en valeur.

MISTAKIDIS (1951) a rapporté les observations faites sur les salinités et les températures de l'eau mesurées à pleine mer à une station située à 8 km environ de l'embouchure en 1949, année où l'été fut, en Bretagne, particulièrement chaud et favorable à la reproduction d'*O. edulis*. Le diagramme T-S (fig. 28), établi sur les données de cet auteur, révèle que l'amplitude annuelle des températures est du même ordre que celle des rivières morbihannaises ; les salinités, même en hiver, restent élevées et dépassent parfois, en été, 36 ‰ du fait de l'évaporation. Les conditions habituelles de l'été sont cependant peu favorables à une reproduction abondante de l'huître plate.

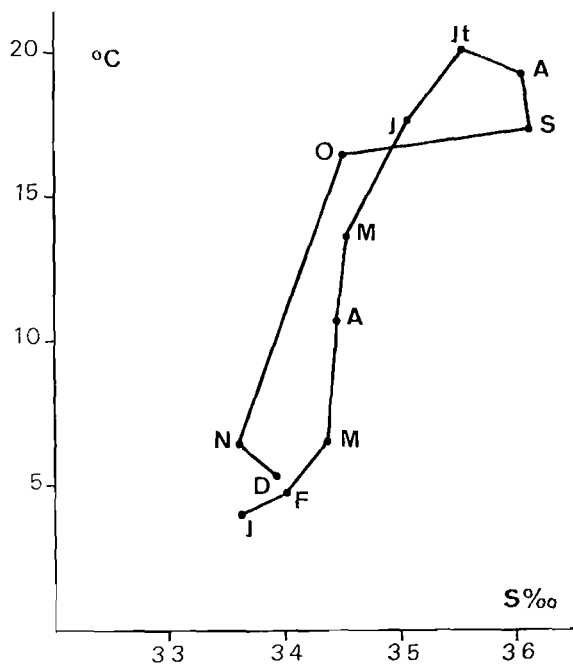


FIG. 28. — Rivière du Crouch (Angleterre). Températures - salinités en 1949 (d'après MISTAKIDIS, 1951).

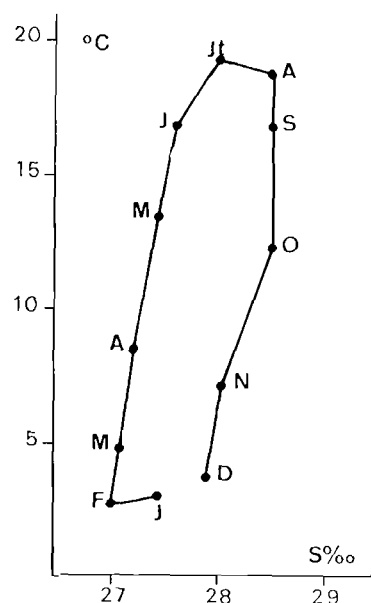


FIG. 29. — Oosterschelde (Hollande). Températures - salinités ; moyennes mensuelles 1921-1931 (d'après KORRINGA, 1941).

### L'Oosterschelde (Hollande).

C'est dans l'Escaut oriental ou Oosterschelde, dans la province de Zélande, qu'ont été implantés les parcs à huîtres qui ont fait la réputation de la Hollande. C'est dans la même région qu'étaient cultivées les moules avant que l'industrie mytilicole ne soit transférée à l'abri des îles de la Frise, plus au nord. L'Oosterschelde reste encore jusqu'à la réalisation complète des ouvrages du plan Delta le siège d'une importante industrie conchylicole.

La région zélandaise est presque entièrement composée d'îles formées par les bouches de l'Escaut et de la Meuse. L'Escaut oriental passe entre deux groupes d'îles. Les fonds sont irréguliers, les criques, les baies et les chenaux nombreux, les zones intertidales très vastes.

La profondeur excède parfois 8 m. Le marnage varie de 3 à 4 m et la vitesse des courants, selon KORRINGA (1941), à hauteur du banc de Yerseke, dans la zone ostréicole, oscille entre 0,30 m/s et 0,50 m/s en surface. L'Oosterschelde communiquait avec la Mer du Nord par une large ouverture facilitant les renouvellements d'eau. En outre, la proportion d'eau douce déversée directement dans la baie était insignifiante supprimant ainsi les variations de salinité dangereuses pour l'huître. Les valeurs moyennes de salinité calculées par mois pour la période 1921-1939 montrent en effet une stabilité assez

remarquable au cours de l'année bien qu'elles restent inférieures à 30 %. Des fluctuations saisonnières sont bien entendu relevées.

Les températures moyennes de l'eau pour la même période varient entre 3° en hiver et 19° en été (fig. 29) ; bien qu'il y ait formation de glace, les courants de marée empêchent la prise de l'ensemble du bassin. C'est donc le régime des salinités directement influencées par celles de la Mer du Nord au voisinage des rejets de fleuves importants qui distinguait essentiellement l'Oosterschelde de la plupart des autres centres européens.

## II. — Les sols.

### a) Propriétés des sols.

#### La texture et la granulométrie.

Un sédiment est constitué de particules de dimensions variées. La fréquence statistique des grains de différentes tailles est la composition granulométrique ; celle-ci est déterminée par l'analyse granulométrique. On est ainsi amené à distinguer des fractions granulométriques, dont les limites dimensionnelles peuvent varier avec les auteurs ; il existe donc plusieurs classifications. Celle de BOURCART (1957) n'est pas établie de façon arbitraire, mais à partir d'arguments physiques ; les fractions s'y caractérisent, en effet, par des propriétés différentes. On peut s'inspirer de cette classification et distinguer les phases suivantes :

graviers et granules	20 à 2 mm	sables fins	0,2 à 0,05 mm
sables grossiers	2 à 0,5 mm	limons	0,05 à 0,002 mm
sables moyens	0,5 à 0,2 mm	argile	< à 0,002 mm

L'analyse de la fraction de sédiment supérieure à 0,05 mm est faite par tamisage à sec, à l'aide d'une batterie de tamis dont les mailles sont dans un rapport constant d'un tamis au suivant. Cette technique n'est utilisée que pour les matériaux sableux et graveleux. Pour les matériaux cohérents, limons et argiles, on a recours à la sédimentométrie. Celle-ci repose sur l'application de la loi de Stokes qui exprime la vitesse de chute des particules dans un liquide visqueux, en fonction de leurs diamètres (les grains sont assimilés à des sphères). Il existe deux méthodes d'analyse de la sédimentation des particules : une méthode de mesure continue (densimètre Mériaux), et une méthode de mesure discontinue (pipette d'Andreasen).

Les résultats de l'analyse granulométrique (pourcentages en poids des classes dimensionnelles) sont représentés graphiquement en coordonnées semi-logarithmiques. Deux modes de représentation sont particulièrement intéressants : l'histogramme de fréquence et la courbe cumulative (fig. 30). Le premier permet de connaître la fraction granulométrique modale (la plus importante en poids) ; selon que telle ou telle phase est prépondérante, on a :

- un sol graveleux* : graviers et granules dominants,
- un sol sableux* : sables, grossiers et moyens, dominants,
- un sol sablonneux* : sables fins dominants,
- un sol vaseux* : limons et argiles dominants.

Il peut exister des intermédiaires entre ces différents types de sols (sol sablo-vaseux, par exemple) ; le sédiment est alors plurimodal.

La courbe cumulative permet de définir certains paramètres caractéristiques, parmi lesquels :

- la médiane, Md : abscisse dont l'ordonnée est 50 %,
- le 1<sup>er</sup> quartile : abscisse dont l'ordonnée est 25 %,
- le 3<sup>e</sup> quartile : abscisse dont l'ordonnée est 75 %.

Ceux-ci servent au calcul d'indices de classement qui traduisent la dispersion des classes dimensionnelles, à savoir :

- le « Sorting index » de TRASK :  $So = \sqrt{Q1/Q3}$ ,
- le  $Qdphi$  de KRUMPHIN :  $Qdphi = \text{Log } 2 So$ .

Plus  $So$  et  $Qdphi$  sont grands, plus le sédiment est mal trié.

Les compositions granulométriques des sols exploités pour la conchyliculture varient d'un secteur à l'autre et, à l'intérieur d'une même zone, en fonction des conditions hydrodynamiques. En général, ils ont leurs modes dans les sables moyens, les sables fins et les limons comme le montrent les deux exemples choisis : Belon (MARIN, 1971) et Bassin d'Arcachon (DELTREIL, 1969) (fig. 30 et 31).

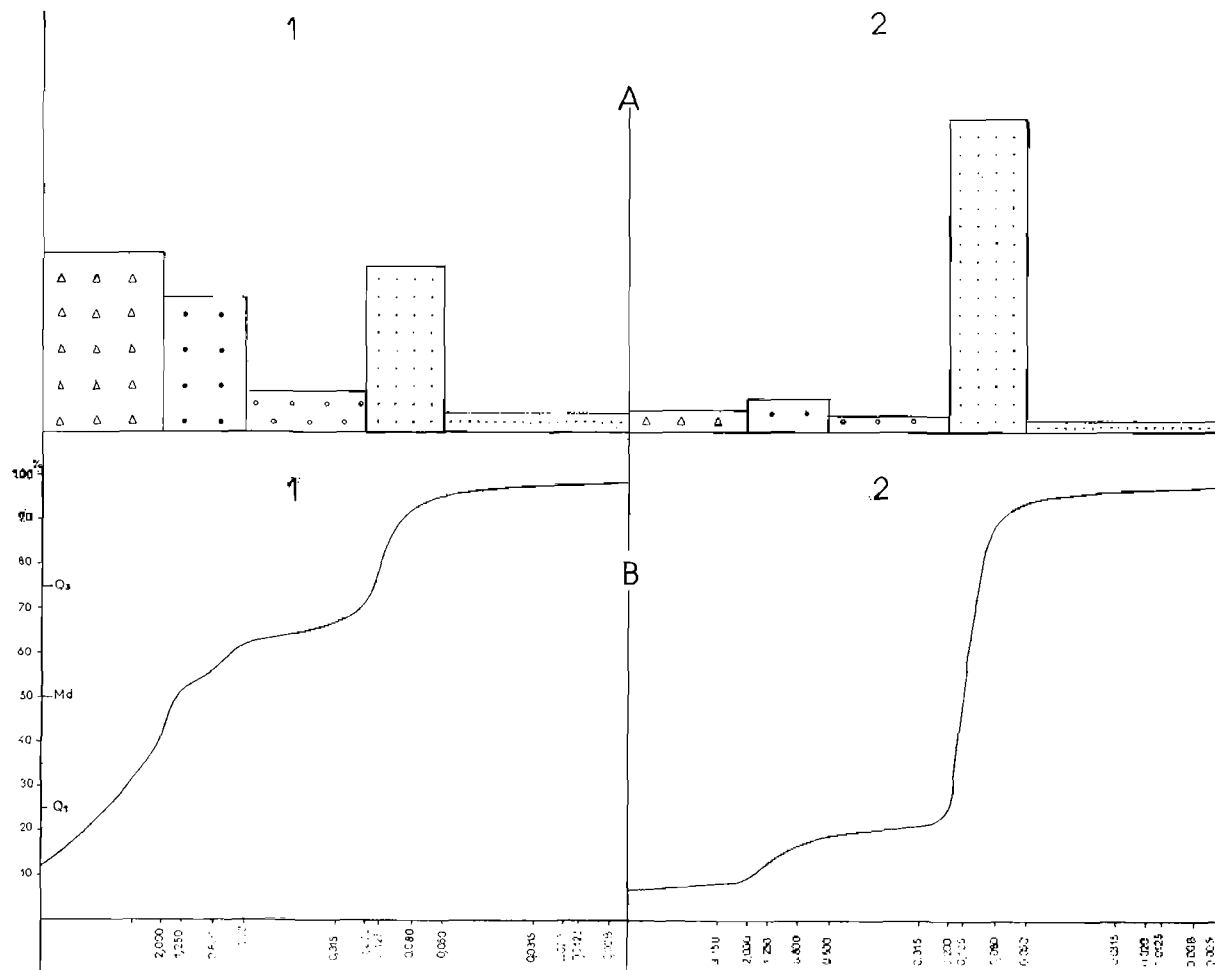


FIG. 30. — Belon. Compositions granulométriques de deux sols de parcs à huîtres. A - Histogrammes de fréquence : polygones > 500 μ, cercles blancs : 125 à 500 μ, cercles noirs : 50 à 125 μ, pointillés < 50 μ. (Pour chaque phase, les surfaces des rectangles sont proportionnelles aux pourcentages en poids). B - courbes cumulatives (D'après MARIN).

### La porosité.

« La porosité est le volume des vides du sol exprimé en pourcentage de volume total » (DUCHAUFOR, 1960). Elle est obtenue par la formule :  $V_v \times 100/V = n$  où  $V_v$  = volume des vides ;  $V$  = volume total. Le complément de la porosité :  $100 - n$ , est le volume occupé par les grains solides, c'est la compacité du sol.

Les vides des sédiments marins toujours immergés sont remplis en permanence par l'eau. Dans le cas des terrains découvrants, l'eau interstitielle s'écoule et s'infiltre progressivement, lors des émergences, faisant place à l'air ; dans ce cas,  $V_v = V_e + V_a$  ( $V_e$  = volume occupé par l'eau ;  $V_a$  = volume occupé par l'air) ; cela jusqu'à ce que le sol soit de nouveau submergé.

Dans les sols de parcs de la zone intertidale, les volumes occupés par l'air, en fin d'émersion, restent faibles, même dans la couche superficielle (cinq premiers centimètres), à cause notamment de la situation des terrains à des niveaux relativement bas et de leur pente voisine de 0° (terrains pra-

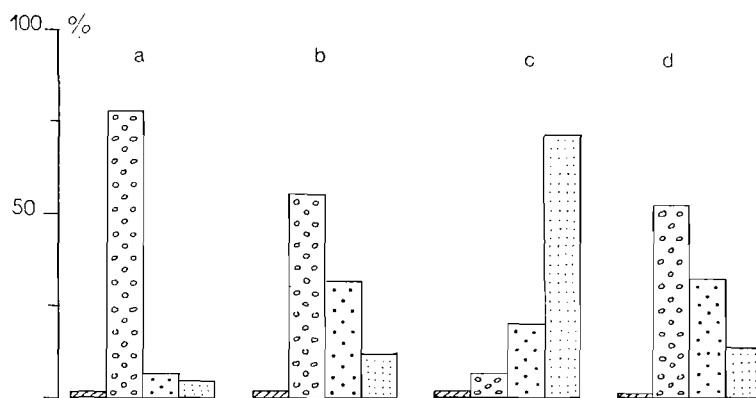


FIG. 31. — Arcachon. Variations locales de la composition granulométrique du sol des parcs à huîtres en fonction du niveau (haut vers le bas) ; a et b) secteur ouest, c et d) secteur est (d'après DELTREIL, 1969).

tiquement horizontaux). Il est clair que la plus grande partie des interstices des sédiments continue à être occupée par l'eau d'imbibition. Par ailleurs, pour des parcs de pente et de niveau équivalents, la teneur en air des sols dépend de leur texture ; elle est d'autant plus élevée que le sédiment est plus grossier.

Nature du sol	Médiane (en mm)	Teneur en air %	Teneur en eau %	Porosité totale %
sablonneux	0,125	4,8	52,7	57,5
sableux	1,250	8,5	42,7	51,2

TABL. 5. — Relation liant teneur en air, teneur en eau, porosité totale et texture (d'après MARIN, 1971).

Nature du sol	Médiane (en mm)	Porosité totale %	Porosité capillaire		Porosité non capillaire	
			par rap. au volume total %	par rap. à la porosité totale %	par rap. au volume total %	par rap. à la porosité totale %
sablonneux	0,125	57,5	47,0	81,7	10,5	18,3
sableux	1,250	51,2	32,7	63,9	18,5	36,1

TABL. 6. — Porosités capillaires, porosités non capillaires et textures (d'après MARIN, 1971).

Contrairement aux teneurs en air, les teneurs en eaux sont fortes dans les sols de parcs. La relation qui les lie aux textures est également étroite : un sédiment hétérogène contenant une fraction grossière importante retient l'eau moins facilement qu'un sédiment homogène riche en éléments fins. Une grande partie de l'eau est, en effet, retenue par capillarité, et les vides sont pour la plu-

part remplis par de « l'eau capillaire ». Cette porosité capillaire constitue, dans les sols de parcs, l'essentiel de la porosité totale, celle-ci étant, elle-même, la moitié ou plus du volume total du sol (tabl. 5).

La différence entre la porosité totale et la porosité capillaire est la porosité non capillaire. A la limite, c'est le volume des vides susceptibles d'être occupé par l'air, en fin de période d'émersion du sol (tabl. 6). La notion de porosité non capillaire est très intéressante. Elle traduit, en effet, la faculté d'aération du sol par renouvellement de l'eau d'imbibition, non retenue par capillarité.

#### *La perméabilité.*

La perméabilité d'un sol, exprimée en cm/mn (centimètre par minute), est la distance verticale qu'y parcourt une colonne d'eau de 1 cm de longueur et de 1 cm<sup>2</sup> de section. Elle varie avec la texture du sol, et est d'autant plus élevée que la porosité non capillaire est plus forte.

Pour les sables (2 mm à 0,05 mm), la perméabilité varie entre 6 et 0,06 cm/mn. MARIN (1971) a mesuré des perméabilités de 3,40 cm/mn sur des sables moyens (0,5 à 0,2 mm), et de 0,45 cm/mn sur des sables fins (0,2 à 0,05 mm).

Pour les limons (50 à 2 microns), les limites de la perméabilité sont 0,06 et 0,000006 cm/mn. Dans une vase de médiane 16 microns, elle est de l'ordre de 0,0018 cm/mn (MARIN, 1971).

Les sols perméables sont donc les sols graveleux et sableux ; les sols imperméables, les sols vaseux ; les sols sablonneux sont peu perméables.

#### *Le carbonate de calcium.*

La teneur des sédiments en carbonate de calcium peut être évaluée à l'aide du calcimètre Bernard par attaque de l'échantillon à l'acide chlorhydrique. Elle peut être mesurée sur la totalité du sédiment ou sur chacune des fractions granulométriques. Le carbonate de calcium se trouve essentiellement sous forme de fins débris organogènes (débris coquilliers, spicules, tests de foraminifères) incorporés aux sables moyens et aux poudres. La présence de fragments de coquilles dans les graviers et les sables grossiers est notée çà et là, valves d'*Ostrea* ou de *Crassostrea*, de moules, de coques (*Cardium edule*) de gastéropodes, etc...

La teneur globale en calcaire dépend, pour chaque sol, de nombreux facteurs. MARIN (1971) a pu établir que dans l'estuaire du Belon elle variait en fonction de la situation des parcs, ceux d'avant étant plus riches en CO<sub>3</sub> Ca que ceux d'amont, de l'importance relative des différentes fractions granulométriques, de l'importance des apports étrangers qui diminue la teneur naturelle.

Il est extrêmement difficile de dresser une carte de répartition des teneurs en carbonate de calcium des sols des parcs des différentes régions, voire d'un même secteur. Les mesures effectuées çà et là confirment cependant que sur la côte atlantique les teneurs varient habituellement entre 5 et 15 % à Arcachon (DELTREIL, 1969), 3,6 et 21 % à Marennes (Comm. pers., 1972) 1,5 et 5 % en Morbihan (MARTEIL, 1962), 13 et 44 % au Belon (MARIN, 1971), 24 et 31 % sur les côtes bretonnes de la Manche (MARTEIL, 1962). Localement on enregistre ici et là des valeurs plus élevées ou plus faibles.

#### *La matière organique.*

Elle est communément dosée sous forme de carbone organique et d'azote totale, et exprimée en pourcentages de poids de sédiment sec.

Sur les sols, la matière organique provient, pour une part des apports extérieurs tels que plancton, débris végétaux, etc..., mais se constitue également sur place, par la décomposition des algues se développant *in situ*, par le développement des bactéries, et par l'accumulation des déchets du métabolisme des animaux benthiques. Il convient ici, de souligner la contribution des mollusques d'élevage à l'enrichissement des sols en matière organique. L'existence sur les parcs de très fortes concentrations d'animaux est à l'origine de ce que ITO et IMAI (1955) ont appelé une « pollution organique des sols », par accumulation de quantités appréciables de fèces et de pseudo-fèces. Ces auteurs ont calculé que 60 000 à 100 000 huîtres japonaises, *Crassostrea gigas*, rejettent par an entre 600 kg et 1 tonne de fèces (poids sec). La quantité de fèces évacuées par des huîtres plates, *Ostrea edulis*, serait légèrement inférieure ; 100 000 huîtres de 3 ans rejetteraient environ 600 kg de fèces en une année (MARIN, 1971).



Dans les sédiments, la matière organique est étroitement liée à la richesse en limons, par une relation linéaire (DELTREIL, 1969 ; LONGERE, DOREL et MARIN, 1972). Dans les zones soumises à l'action de courants importants, où la turbulence ne permet pas le dépôt de particules fines, la matière organique est, en effet, entraînée, désintégrée par action mécanique, et décomposée rapidement. Dans les zones abritées et de calme relatif, où se trouvent la plupart des terrains exploités pour la conchyliculture, la matière organique tend à s'accumuler et à s'incorporer aux sols.

DELTREIL (1969) a trouvé dans les sols ostréicoles du bassin d'Arcachon des taux de carbone organique variant, avec la composition granulométrique, entre 0,09 et 4,92 %. Dans les sols des parcs du Belon, MARIN (1971) a mesuré, sur les fractions des sédiments inférieures à 0,5 mm des teneurs en carbone organiques comprises entre 0,89 et 0,14 %, et des taux d'azote total oscillant entre 0,105 et 0,040 % ; les rapports C/N étaient, quant à eux, compris entre 13,8 et 2,7. Les valeurs de ce rapport, si elles traduisent l'origine de la matière organique, caractérisent également son degré d'évolution. Au Belon, d'après MARIN, les maxima (C/N supérieur à 10) correspondraient à des apports récents de matière organique essentiellement végétale ; les minima (C/N inférieure à 6) seraient la conséquence d'une minéralisation intense de cette matière organique, par suite d'une recrudescence de l'activité bactérienne.

#### *Les échanges entre les sols et l'eau.*

Les sols sont le siège privilégié de la dégradation des matières organiques par les micro-organismes. Cette décomposition libère dans le sédiment des éléments nutritifs inorganiques, phosphorés et azotés, qui se trouvent en solution dans les eaux interstitielles et absorbés sur les particules solides.

BARBIER (1956), par ses recherches à l'aide de phosphore marqué par P32, a prouvé l'existence, pour chaque espèce d'ions, d'échanges permanents entre les deux phases, liquide et solide, d'un sol. Ainsi, si dans ce système l'équilibre est rompu (apport ou prélèvement d'ions en solution), il se rétablit par simple diffusion. En ce qui concerne, par exemple, les phosphates, ces ions, dits isotopiquement échangeables, représentent la fraction diffusible du phosphore du sol.

Les sédiments constituent donc de véritables réserves de sels nutritifs. FEUILLET (1971) a observé, dans les sols ostréicoles du Bassin des Chasses des Sables d'Olonne, que les concentrations en phosphates, ammoniacque, et nitrates des eaux interstitielles étaient très supérieures à celles des eaux sus-jacentes. C'est d'ailleurs par l'intermédiaire des eaux interstitielles que les éléments nutritifs sont transférés des sols à l'eau qui les recouvre. Ce transfert peut être facilité par l'agitation du fond sous l'effet de la turbulence, mais a communément lieu par le jeu des courants de convection, ou par diffusion moléculaire. Cette dernière, dans le cas des sols pratiquement imperméables, est la seule voie d'échange (CALLAME, 1960, 1961, 1965).

Dans les sols peu perméables ou imperméables, et à forte porosité capillaire, la dégradation des matières organiques a très souvent lieu dans des conditions anaérobies. Ceci entraîne la formation de sulfures et d'hydrogène sulfuré, et contribue à rendre la couche superficielle du sol réductrice. Ce phénomène est particulièrement fréquent en période estivale, quand de grandes quantités de matières organiques se déposent sur les sols où prolifèrent les bactéries de la minéralisation anaérobie du soufre organique (GRAS, 1971). Si la perméabilité du sol est suffisante, des courants de convection peuvent provoquer la remontée rapide de l'eau interstitielle et le dégagement d'H<sub>2</sub>S à la surface du terrain. Suivant la teneur en O<sub>2</sub> dissous des eaux sus-jacentes, l'hydrogène sulfuré libéré est oxydé et détruit ou crée à la surface du sol des conditions anaérobies peu propices à la vie. L'observation, sur le terrain, de la couleur de la couche superficielle des sols est un procédé rapide, et parfaitement valable, d'appréciation de l'état d'oxydation (teintes jaunâtres, ou verdâtres), ou de réduction (teintes noirâtres) dans lequel elle se trouve.

#### **b) Amendement mécanique des sols, ses effets.**

Certains sols, situés dans des zones ou à des niveaux propices à l'élevage des bivalves, n'ont cependant pas la texture, la stabilité, la « dureté » (résistance à la compression) convenant à la conchyliculture. Il en est ainsi des terrains trop meubles, sablonneux ou vaseux, où les coquillages déposés à même le sol, risquent l'enfouissement ; ces terrains sont par ailleurs peu perméables ou même imperméables et ils ont des porosités capillaires élevées ce qui favorise la formation éventuelle de sul-

fures et d'hydrogène sulfuré dans la couche superficielle. Ce sont encore des terrains sableux ou sablonneux où se forment des rides de sable (*ripple-mark*) qui, en se déplaçant sous l'effet de la houle,

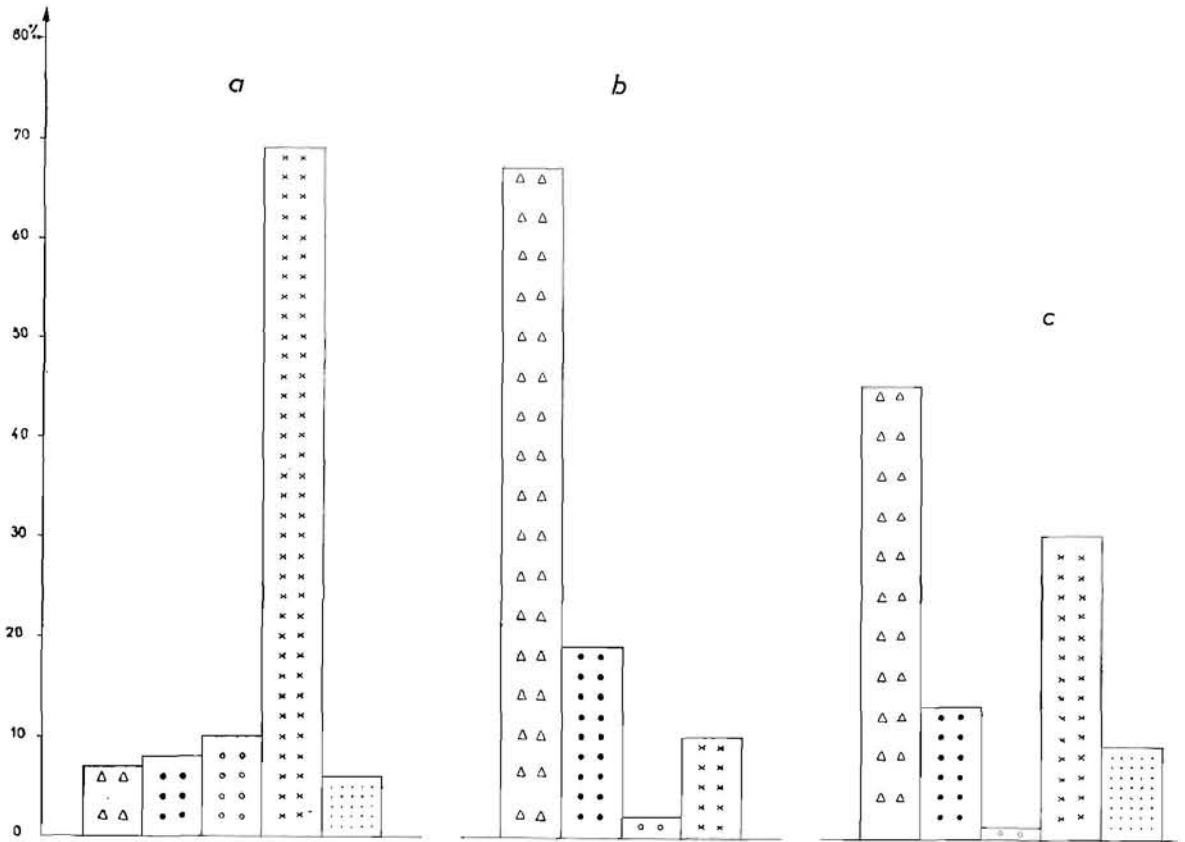


FIG. 32. — Belon. Effet de l'amendement mécanique sur la texture du sol ; a) sol naturel, b) arène granitique utilisée pour l'amendement, c) texture après amendement (d'après MARIN).



FIG. 33. — Sol envahi par les arénicoles.

peuvent recouvrir les semis d'huîtres. Ce sont aussi les sols recouverts d'une couche végétale de zostères ou ceux qui sont envahis par des annélides polychètes, (*Lanice conchilega*, *Sabella pavonina*, et

surtout *Arenicola marina*) qui ameublissent la couche superficielle et en rendent le profil tourmenté (fig. 33).

Il est toutefois possible de rendre la plupart des sols aptes à l'élevage en y apportant les corrections nécessaires. On trouvera, dans la troisième partie de cet ouvrage, le détail des opérations qui y parviennent par l'enlèvement de la couche superficielle ou bien par l'apport d'éléments grossiers.



FIG. 34. — Amendement du sol d'un parc par épandage de gravillons avant le semis d'huîtres.

sables, granulés et graviers (fig. 34), coquilles d'huîtres, pierres ou fagots de bois, nappes de grillages ou de matières plastiques ou planchers enfouis, couverts d'une mince couche de sable, etc.

On modifie ainsi la composition originelle des sols. Les amendements, en rendant la couche superficielle hétérogène et en déplaçant sa médiane vers les classes dimensionnelles élevées (fig. 32)

Dates	Soufre des sulfures en mg/kg sédiment frais	
	sol A (médiane 0,125 mm)	sol B (médiane 1.250 mm)
1-07-1969	79,6	40,0
29-07-1969	216,0	76,0
27-08-1969	216,0	80,0
25-09-1969	136,0	36,0
10-12-1969	96,0	32,0

TABL. 7. — Variation des taux de sulfures dans la couche superficielle de deux sols de parcs (d'après MARIN, 1971). Le sol B a été obtenu à partir du sol A par amendement mécanique.

augmentent la perméabilité et la porosité non capillaire de la partie supérieure du sol, facilitent son oxygénation et réduisent les taux de sulfures (tabl. 7). Ils durcissent le sol, le stabilisent en l'alourdissant et empêchent enfin la multiplication des annélides qui ne trouvent plus la granulométrie qui leur convient (BRIENNE et MARTEIL, 1968).

### c) La fertilisation des sols en conchyliculture.

L'idée d'améliorer la fertilité des fonds ostréicoles remonte à 1870 où les frères DE MONTAUGÉ, à Arcachon, envisageaient déjà l'apport de fertilisants ultérieurement tentés un peu partout dans les divers domaines de l'aquaculture, de la conchyliculture notamment. La fertilisation répond-elle à une nécessité biologique dans le milieu naturel ? Quels résultats peut-on en attendre dans le domaine conchylicole ?

#### *Nécessité d'un apport fertilisant, choix des amendements.*

Le cycle biologique du phytoplancton présente un rythme saisonnier lié à l'ensemble des facteurs physico-chimiques du milieu et notamment à la présence, en quantité suffisante, de sels nutritifs azotés et phosphorés qui sont nécessaires aux organismes végétaux pour réaliser leur propre synthèse organique. En hiver, la production végétale est faible et le milieu s'enrichit en éléments minéraux ; à partir du printemps ils seront activement consommés par la succession des poussées phytoplanctoniques et lentement régénérés par la suite. En été, malgré une température et une intensité lumineuse élevées favorables au développement du phytoplancton, sa densité demeure faible. Le zooplancton, qui abonde à cette époque de l'année, entre en compétition avec les mollusques planctonophages sur le plan de la nutrition et contribue à diminuer encore les ressources alimentaires du milieu.

De nombreux travaux ont montré que la teneur des eaux en azote atteignait alors des valeurs très faibles et que cette carence en sels nutritifs indispensables constituait le facteur limitant principal de la production phytoplanctonique estivale. On en conçut l'idée de pratiquer une fumure, à l'aide d'engrais appropriés, qui permettrait de pallier cette déficience momentanée des eaux en éléments fertilisants et d'activer ainsi le développement d'espèces phytobenthiques ou pélagiques.

Les cultures de plancton ont en outre montré qu'en plus de l'azote et du phosphore, d'autres substances minérales, comme le fer, la silice, le manganèse étaient indispensables à la croissance des diatomées ; cuivre, zinc, molybdène, cobalt, sont également nécessaires au bon développement des cellules. D'autre part, le phytoplancton a besoin de certains composés organiques comme les vitamines (B<sub>12</sub> — B<sub>1</sub>). On ne sait pas exactement, toutefois, dans quelle mesure ces substances peuvent constituer, à un moment ou à un autre, des facteurs limitants de la production phytoplanctonique dans le milieu naturel. C'est donc surtout à partir des composés azotés et phosphorés que l'on a tenté d'enrichir le milieu marin : superphosphate de chaux, nitrate de soude, sulfate d'ammoniaque, phosphate d'ammoniaque.

Le phosphore et le calcium sont en outre nécessaires à la construction de la coquille des mollusques : le phosphate de calcium est en effet la substance à partir de laquelle sont élaborées les différentes formes minéralogiques du carbonate de calcium qui composent la coquille et qui servent à son accroissement. MOREAU (1970) a montré que les eaux des claires présentaient parfois une déficience en calcium par rapport aux eaux océaniques ; il apparaît ainsi utile d'augmenter les ressources du milieu en cet élément. Le superphosphate de chaux répond à ce double besoin.

Dans les claires à huîtres, l'apport d'éléments fertilisants présente un intérêt tout à fait particulier. Comme pour le calcium, MOREAU (1970) a montré que dans de tels milieux à forte production phytoplanctonique, le phosphore faisait l'objet d'une surconsommation et que la richesse des eaux de claires en cet élément n'était que faiblement entretenue par la pénétration périodique des eaux océaniques. Un amendement à la fois phosphaté et calcaire y paraît donc tout à fait justifié.

#### *Mode d'action.*

Une part importante des cycles de l'azote et du phosphore se déroule au niveau du fond et à l'intérieur des sédiments. Sous l'influence de l'activité bactérienne, la minéralisation progressive des composés organiques aboutit à la régénération des sels nutritifs qui sont ensuite redistribués dans le milieu environnant. FEUILLET (1971) a montré que l'azote et le phosphore existaient en quantité élevée dans l'eau interstitielle des sédiments des parcs à huîtres et qu'ils diffusaient activement dans la phase aqueuse sus-jacente où ils sont utilisés. A une certaine époque de l'année la consommation du phosphore diffusible n'est plus suffisamment compensée, d'où la nécessité d'une fumure phosphatée.

Le principe de l'amendement consiste à intensifier le déroulement de ce processus naturel de libération des éléments fertilisants en créant ou en augmentant la réserve du sol par des apports d'en-

grais appropriés. Déjà en 1953, LADOUCE indique que l'engrais diffuse lentement dans la phase liquide et que son action se fait sentir d'abord sur les éléments benthiques puis sur la partie pélagique du plancton.

En milieu ouvert, la remise en suspension des sédiments par les courants incite à penser qu'une grande partie des éléments fertilisants est rapidement dispersée et perdue. En réalité, on sait peu de choses sur le comportement et l'utilisation des engrais incorporés dans les sols marins submersibles. CREACH et LE DANTEC (1958) ont calculé qu'un an après avoir enrichi un parc à huîtres du bassin d'Arcachon, non plus avec un superphosphate mais avec un phosphate alumino-calcique renfermant approximativement 35 % de  $P_2O_5$ , 57 % du phosphore incorporé au sol demeurerait encore en place.

En claires, la teneur des eaux en phosphore inorganique dissous s'élève immédiatement après l'épandage d'engrais au sol avant que les huîtres ne soient mises en place mais il s'abaisse rapidement par la suite. Le sol retient de plus énergiquement les éléments adsorbés à mesure que s'épuisent les réserves labiles ; le phénomène de diffusion risque alors d'être insuffisant. Lorsque les apports d'engrais sont effectués pendant le séjour des huîtres, sous forme soluble, une partie des éléments est immédiatement assimilée par le plancton tandis qu'une autre est adsorbée par le matériel particulaire en suspension, sédimente et contribue ainsi à l'enrichissement progressif de la réserve du sol

### Résultats obtenus.

#### Effets sur le milieu.

L'apport d'éléments minéraux risque de modifier l'équilibre du milieu alors qu'il importe bien évidemment d'y maintenir des conditions optimales pour le phytoplancton et les mollusques.

On pourrait craindre qu'un apport de superphosphate entraînant une libération d'acide phosphorique n'abaisse dangereusement le pH. Grâce au pouvoir tampon des sels de l'eau de mer, les variations restent faibles.

L'accroissement de la production phytoplanctonique et surtout la prolifération du zooplancton que provoque la fertilisation diminuent généralement la transparence des eaux. Dans les claires amendées, les copépodes se multiplient au printemps et en été ainsi que les larves de mollusques, d'annélides et de divers crustacés. La crevette grise (*Crangon vulgaris*), le « termite » (*Corophium volutator*), les annélides fouisseurs se développent ; leur activité remet en suspension le sédiment meuble du fond et des berges, augmentant ainsi la turbidité des eaux.

L'observation montre que les engrais phosphatés et azotés agissent favorablement sur la croissance des diatomées caractéristiques des claires : *Pleurosigma sp.*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Amphora*, *Amphiprora*, *surirella*. Du printemps à l'automne, bien qu'irrégulières, leurs floraisons successives sont plus intenses en milieu fertilisé et la taille des planctontes plus élevée qu'à l'habitude. Après l'assèchement hivernal, et la remise en eau au printemps, la production phytoplanctonique augmente plus rapidement là où des amendements ont été réalisés l'année précédente. On a constaté enfin fréquemment une action bénéfique des engrais sur la prolifération de *Navicula ostrearia*, responsable du verdissement des huîtres. En revanche, on a relevé assez souvent que dans les claires régulièrement enrichies, la consommation des éléments fertilisants est restée faible et la production phytoplanctonique égale, voire inférieure, à celle de claires non amendées.

En eaux libres, l'apport d'engrais, s'il augmente la quantité de sels nutritifs disponibles et constitue un facteur susceptible de favoriser la production du phytoplancton, est insuffisant pour provoquer à lui seul une fertilisation régulière du milieu.

On notera enfin que divers engrais exercent une action sélective. *Surirella fastuosa* semble proliférer davantage en milieu superphosphaté tandis que *Nitzschia sp.* se développe plus activement en milieu azoté. Certains engrais azotés, le sulfate d'ammoniaque par exemple, tendent malheureusement à favoriser la prolifération anarchique d'algues pluricellulaires, constituant ce que les ostréiculteurs appellent le « limon » (*Cladophora sp.*, *Ceramium sp.*, etc.). L'azote ajouté sous forme de phosphate d'ammoniaque ne paraît pas avoir les mêmes inconvénients.

#### Effets sur les mollusques.

Des multiples essais de fertilisation effectués en France depuis la dernière guerre, on peut retenir,

avec LADOUCE (1953), que le superphosphate de chaux s'est révélé le fertilisant le plus intéressant. En eaux libres, la croissance d'huîtres plates sur les parcs amendés aurait été plus forte de 9 à 20 % que celle des mollusques élevés sur des terrains non enrichis. On ajoutera cependant que dans l'expérience rapportée par GOUERE (1953), il est difficile de déterminer ce qui est imputable à l'action du fertilisant et à celle de la mise en service d'un sol nouvellement affecté à l'élevage dans une zone naturellement favorable à la croissance. Cette augmentation du rendement n'a pas été confirmée dans les essais tentés ultérieurement en d'autres secteurs de Bretagne ou à Arcachon. CREAC'H et LE DANTEC (1958) ont relevé, dans cette dernière région, que l'apport d'engrais a paru entraîner un certain déséquilibre physiologique des mollusques et une augmentation de la mortalité sans accroissement significatif de la croissance ni du poids de chair. Tout au plus, pouvait-on noter une diminution des attaques de l'annélide *Polydora*.

C'est dans les milieux semi-fermés, claires ou bassins, que les meilleurs résultats ont été obtenus tant sur le plan de la croissance (+4 à +12 mm) que sur celui du poids moyen (+4 à +9 kg par millier d'huîtres). Toutefois les résultats ne sont pas constants. Ainsi la fertilisation par du superphosphate de chaux de claires expérimentales, construites sur des terrains alluvionnaires fortement carencés en phosphore, s'est révélée satisfaisante en 1965, la croissance des huîtres augmentant de façon spectaculaire, le gain pondéral étant supérieur de 100 % à celui des lots témoins, etc. En revanche, les années suivantes, avec les mêmes apports de superphosphates, aux mêmes lieux, dans les mêmes conditions, on ne pouvait mettre en évidence quelque influence que ce soit de la fumure sur la croissance ou l'engraissement.

L'ensemble des résultats montre que l'enrichissement du sol et des eaux en sels minéraux fertilise le milieu et que les mollusques peuvent en tirer profit. Toutefois, les avantages sont encore aléatoires, irréguliers : les bienfaits de la fertilisation continuent pour l'instant à dépendre, en grande partie, des conditions naturelles.

#### **d) Evolution des sols du fait de la culture.**

Le sol d'un parc subit, pendant la durée de l'élevage, des modifications qui affectent les propriétés qu'il présentait au moment du semis des coquillages. La texture initiale peut être altérée par une distribution différente des fractions granulométriques dans la couche superficielle et la faculté d'aération être réduite par accumulation des sédiments fins se déposant en surface.

En outre, les mollusques cultivés et leur épifaune contribuent, tant par le mucus qu'ils sécrètent que par les déchets qu'ils rejettent, à enrichir le milieu en substances fermentescibles. GRAS (1971) note dans son étude microbiologique des sols du Belon que, pour un sédiment donné, la présence d'une quantité importante de matières organiques résultant de la culture est le facteur principal du développement bactérien en général, notamment de l'accroissement des germes susceptibles de libérer de l'hydrogène sulfuré. A l'extrême limite, lorsque la teneur en oxygène dissous des eaux du fond est nulle ou très faible, l'action biochimique oxydante des germes tels que ceux du genre *Thiobacillus* ne peut plus s'exercer sur les composés réduits du soufre ; les germes réducteurs des sulfates ou minéralisateurs de la matière organique pouvant seuls se développer, le cycle du soufre est bloqué au stade de sulfures et d'hydrogène sulfuré. Dans ces conditions, le gaz accumulé dans les couches superficielles du sol atteignant, par diffusion, les eaux sus-jacentes peut, comme il a été montré plus haut, être considéré comme responsable de nombreuses mortalités de mollusques en cours d'élevage.

Le cycle du soufre pourra être remis en mouvement par tout facteur provoquant un apport d'oxygène. Un hersage ou un « riboulage » mettant en suspension dans les eaux les particules organiques de la couche superficielle en favorise l'oxydation. GRAS (comm. pers.) a pu mettre en évidence, lors d'une étude des premiers centimètres du sol des parcs d'un Aber, qu'après hersage le nombre de germes totaux est trois fois moins élevé dans la « zone oxydée » et que le nombre de germes susceptibles de libérer l'hydrogène sulfuré est de 15 à 25 fois moins élevé pour les sulfato-réducteurs et de 6 à 10 fois moins grand pour les minéralisateurs. C'est donc une pratique susceptible de rétablir un équilibre compromis du fait de la culture.

Les bactéries jouent en effet, au sein de la microflore des sols, en particulier de leur couche superficielle, un rôle très important. Les unes ont des activités générales, telles que les réactions bio-

chimiques intervenant dans la libération du CO<sub>2</sub> et de métabolites, la décomposition des substances protéiniques, la réduction des nitrates, etc. ; d'autres ont des activités spécifiques comme celles intervenant dans les cycles de l'azote (bactéries des genres *Nitrosococcus*, *Nitrosomas*, *Nitrobacter* et *Azobacter*) et du soufre (*Thiobacillus*, bactéries pourpres, *Desulfovibrio*) dont les incidences peuvent être lourdes de conséquences sur la fertilité du milieu et la vie des mollusques mis en élevage.

L'exemple de ces bactéries illustre bien le fait qu'on ne peut limiter l'étude du milieu marin aux caractéristiques physico-chimiques, aussi importantes qu'en soient les conséquences pour la vie et l'élevage des coquillages. Il convient aussi d'en souligner les autres aspects et, en tout premier lieu, celui de la productivité primaire qui conditionne en grande partie l'économie des régions conchylicoles.

## BIBLIOGRAPHIE

- ABOUL ELA (I.A.), 1958. — L'action des grands froids sur les huîtres. — *J. Cons.*, **23** (3), p. 443-452.
- ALLEN (E.J.), et NELSON (E.W.), 1910. — On the artificial culture of marine plankton organisms. — *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, **7**, p. 421-474.
- ANDREU (B.), 1958. — Sobre el cultivo del mejillon en Galicia. Biología, crecimiento y producción. — *Industr. pesq., vigo*, n° 745-746.
- ARNAUD (P.), 1966. — Croissance comparée de *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) des étangs de Thau et de Salses-Leucate. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **30** (4), p. 357-364.
- ATKINS (W.R.G.), 1923. — Phosphate content of waters in relationship to growth of algal plankton. — *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, **13**, p. 119.
- 1932. — The copper content of sea water. — *Ibid.*, **18**, p. 193.
- AUBERT (M.), AUBERT (J.) et AUJALEU (E.), 1969. — Océanographie médicale. — Paris, Gauthier-Villars.
- AUDOIN (J.), 1962. — Hydrologie de l'étang de Thau. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **26** (1), p. 5-104.
- BANOUB (M.W.) et BURTON (J.D.), 1968. — The winter distribution of silicates in Southampton water. — *J. cons.*, **32** (2), p. 201-208.
- BARBIER (G.), CHABANNES (J.) et TYSZKIEWICZ (E.), 1953. — Quelques aspects généraux du problème des fumures phosphatées. — *B.T.I.*, **81**, p. 521-529.
- BARBIER (G.), 1956. — Introduction à l'étude des phosphates du sol. — VI<sup>e</sup> Congr. Internat., Science du sol.
- BARNES (H.), 1959. — Apparatus and methods of oceanography, part I. Chemical. — George Allen and Unwin Ltd, Londres, 341 p.
- BERNER (L.), 1935. — La reproduction des moules comestibles (*Mytilus edulis* L. et *Mytilus galloprovincialis* Lmk) et leur répartition géographique. — *Bull. Inst. océanogr.*, Monaco, n° 680, p. 1-8.
- BEVELANDER (G.), 1952. — Calcification in molluscs. III — Intake and deposition of Ca<sup>45</sup> and P<sup>32</sup> in relation to shell formation. — *Biol. Bull.*, **102**, p. 9-15.
- BOUGS (P.), 1959. — Sur l'effet biologique du cuivre en eau de mer. — *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **249** (2), p. 326-328.
- BOURCART (J.), 1957. — L'érosion des continents. — Paris, Armand-Colin, 216 p.
- BOURCART (C.) et LUBET (P.), 1965. — Cycle sexuel et évolution des réserves chez *Mytilus galloprovincialis* Lmk. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.V.*, **18** (2), p. 155-158.
- BOUXIN (H.), 1956. — Observations sur le frai de *Mytilus edulis* var. *galloprovincialis* Lmk. Dates précises de frai et facteurs provoquant l'émission des produits génitaux. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.V.*, **140**, p. 43-46.
- BRJANIKOV (B.), FRANCIS-BOEUF (C.) et ROMANOVSKY (V.), 1943. — Techniques d'étude des sédiments et des eaux qui leur sont associées. — Paris, Hermann, 110 p.
- BRIENNE (H.) et MARTEIL (L.), 1968. — L'Arénicole (*Arenicola marina* L.). — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 173, p. 1-7.
- BROOK (A.J.) et HOLDEN (B.A.), 1957. — Fertilization experiments in Scottish freshwater lochs. — *Proc. Royal. Soc. of Edimbourg*, **17**, 29 p.
- BULJAN (M.), 1961. — Quelques résultats sur des expériences de fertilisation de baies marines entreprises en Yougoslavie. — *Cons. gén. Pêches Médit., Déb. Doc. techn.*, **6**, p. 237-243.

- CAILLEUX (A.), et TRICART (J.), 1959. — Initiation à l'étude des sables et des galets. — Paris C.D.U., **1**, 369 p.
- CALLAME (B.), 1960. — Etude sur la diffusion des sels entre les eaux surnageantes et les eaux d'imbibition dans les sédiments marins littoraux. — *Bull. Inst. océanogr.*, Monaco, n° 1181, 19 p.
- 1961 a. — Note sur les échanges de phosphates entre l'eau interstitielle des sédiments marins et l'eau qui les recouvre. — *Ibid.*, n° 1201, 8 p.
- 1961 b. — Contribution à l'étude du milieu meuble intercotidal (côtes charentaises). — *Trav. Cent. Rech. Etud. océanogr.*, **4** (1-2-3), 118 p.
- 1963. — Le milieu interstitiel dans les sédiments sableux intercotidaux. — *Bull. Inst. océanogr.*, Monaco, n° 1271, 32 p.
- 1965. — Sur la diffusion des gaz à l'intérieur des sédiments marins. — *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **260**, p. 1220-1223.
- COOPER (L.H.N.), 1933. — Chemical constituents of biological importance in the english Channel, november, 1930, to january, 1932. — Part I. Phosphate, silicate, nitrate, nitrite, ammonia. — *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, **18** (2), p. 677-728.
- 1937. — On the ratio of nitrogen to phosphorous in the sea. — *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, **22**, p. 177-197.
- CORBEIL (M.J.), 1968. — Etude sur la reproduction des huîtres portugaises en baie de Bourgneuf. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** (4), p. 387-396.
- CREAC'H et LE DANTEC (J.), 1958. — Croissance et composition de la coquille de *C. angulata* LMK élevée sur parc de pleine eau après enrichissement phosphaté du sol. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **22** (2), p. 135-145.
- DAJOZ (R.), 1970. — Précis d'écologie — Paris, Dunod éd., 357 p.
- DARDIGNAC-CORBEIL (M.J.), 1971. — Etude du milieu ostréicole d'après les observations réalisées en Vendée dans le Bassin des Chasses des Sables d'Olonne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (4), p. 419-434.
- DAVIS (H.C.), 1960. — Effects of turbidity producing materials in sea water on eggs and larvae of the clam (*Venus mercenaria*). — *Biol. Bull.*, **118** (1), p. 48-54.
- DELTREIL (J.P.), 1969. — Observations sur les sols ostréicoles du Bassin d'Arcachon. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **33** (3), p. 343-349.
- DESGOUILLE (A.), 1969. — Les moules du Lazaret (rade de Toulon). — II. La reproduction des moules d'après les larves recueillies dans le plancton. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 185.
- DE SOUZA (A.), 1954. — La détermination rapide du calcium et du magnésium dans l'eau de mer. — *Anal. Chim. Acta*, **11** (3), p. 221-224.
- DEVEZE (L.) et FAUVEL (Y.), 1966. — Un phénomène bactérien d'eaux rouges dans l'étang d'Ingril (Hérault). Collaboration technique de F. DUCRET. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **30** (4), p. 365-374.
- DUCHAUFOUR (P.), 1960. — Précis de Pédologie. — Paris, Masson, 348 p.
- FEUILLET (M.), 1971 a. — Etude du phosphore dans les sédiments ostréicoles du Bassin des Chasses des Sables d'Olonne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (4), p. 443-453.
- 1971 b. — Relations entre les eaux interstitielles des fonds sédimentaires ostréicoles et le milieu hydrobiologique, dans le Bassin des Chasses des Sables d'Olonne. — *Ibid.*, **35** (4), p. 435-442.
- FRANCIS-BOEUF (C.), 1947. — Recherches sur le milieu fluvio-marin et les dépôts d'estuaires. — *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, **23**, p. 149-344.
- 1953. — La composition de l'eau de mer. — In « *La Mer* », Paris, Larousse, p. 327-338.
- GAARDER (T.) et SPARCK (R.), 1931. — Biochemical and Biological investigations in the productivity of the West Norwegian oyster pools. — *Cons. int. Explor. Mer, Rapp. et P.V.*, **76** (47-58).
- GACHON (L.), 1968. — Le phosphore. — *B.T.I.*, **231**, p. 579-586.
- GALTSOFF (P.S.), 1964. — The American oyster *Crassostrea virginica* GMELIN. — *U.S. Fish. Wildl. Serv., Fish. Bull.*, **64**, 480 p.
- GIRAL (J.), 1927. — Rapport sur la matière organique de l'eau de mer. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.V.*, **2** (n.s), p. 59-60.
- GOUIERE (A.), 1953. — La fumure dans les parcs. Les résultats obtenus. — *La Voix de l'Ecailler, Rivages de France*, n° 7.
- 1953. — La fumure des claires. — *Ibid.*, n° 8.
- GOULEAU (D.), 1971. — Le régime hydrodynamique de la baie de Bourgneuf et ses conséquences sur la sédimentation. — *Cah. océanogr.*, **13** (7), p. 629-647.
- GRAS (P.), 1971. — Etude microbiologique des mortalités d'huîtres plates, *Ostrea edulis* L., de la rivière Belon. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (2), p. 215-225.
- GROSS (F.), MARSHALL (S.M.), ORR (A.P.) et RAYMONT (J.E.G.), 1947. — An experiment in marine fish cultivation. — *Proc. Royal Soc. of Edimbourg, B.*, **63**, part I.
- HARVEY (H.W.), 1939. — Nitrogen and phosphorus required for the growth of phytoplankton. — *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, **23**, p. 115-123.
- 1940. — Substances controlling the growth of a diatom. — *Ibid.*, **23**, p. 499-520.
- 1949. — Chimie et biologie de l'eau de mer. — Paris, P.U.F., 177 p.
- HINARD (G.), 1923. — Les fonds ostréicoles de la Seudre et du Belon. — *Off. Pêches marit., Notes et Mém.*, **31**, 27 p.
- 1932. — Biologie ostréicole. Cuivrage accidentel et décuivrage de l'huître. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **5** (3), p. 331-342.



- HIS (E.), 1970. — Comportement de *Crassostrea angulata* LAMARCK sous des conditions d'asphyxie. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (2), p. 189-194.  
 — 1971. — Activité comparée chez les espèces *Crassostrea angulata* LMK et *Crassostrea gigas* TKUNBERG en hiver. — *Cons. int. Explor. Mer. C.M.* 1971/K; **27**.  
 — 1972. — Premiers éléments de comparaison entre l'huître portugaise et l'huître japonaise. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 219.
- HJULSTROM (F.), 1939. — Transportation of detritus by moving water. — Recent marine sediments A symposium, Trask, p. 5-31.
- ITO (S.) et IMAI (T.), 1955. — Ecology of oyster bed. I. — On the decline of productivity due to repeated cultures. — *Tohoku J. agric. Res.*, **5** (4), p. 251-268.
- JAVILLIER (M.), POLONOWSKI (M.), FLORKIN (M.), BOULANGER (P.), LEMOIGNE (M.), ROCHE (J.) et WURMSER (R.), 1959. — La composition chimique des organismes. — In « *Traité de biochimie générale* », **1** (1 et 2), Paris, Masson.
- JODREY (L.H.), 1953. — Studies on shell formation. — II. Measurement of calcium turnover in mantle tissue using the mantle-shell preparation and Ca 54. — *Biol. Bull.*, **104** (3), p. 398-407.
- JORGENSEN (C.B.), 1960. — Efficiency of particle retention and rate of water transport in undisturbed lamellibranchs. — *J. Cons.*, **26** (1), p. 94-116.
- KINNE (O.), 1964. — The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. — II. Salinity and temperature salinity combinations. — *Oceanogr. mar. Biol.*, **2**, p. 281-339.
- KORRINGA (P.), 1941. — Experiments and observations on swarming, pelagic life and setting in the European oyster *Ostrea edulis* L. — *Arch. néerl. Zool.*, **5**, p. 1-249.
- LACOMBE (H.), 1971. — Les mouvements de la mer. — Paris, Doin, 98 p.
- LADOUCE (R.) et LE GOFF (J.), 1956. — Note sur le reparcage des huîtres importées du Portugal en 1955. — *Science et Pêche, Bull. inf. doc. Inst. Pêches marit.*, **1**, (35), p. 3-4.
- LE DANTEC (J.), 1968. — Ecologie et reproduction de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* LAMARCK) dans le Bassin d'Arcachon et sur la rive gauche de la Gironde. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** (3), p. 237-362.
- LE GALLO (J.Y.), 1972. — Recherches sur les variations saisonnières de l'épifaune en baie de Bourgneuf. — Thèse Doct., 3<sup>e</sup> cycle, Nantes.
- LADOUCE (R.), 1953. — Utilisation des engrais en ostréiculture. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 9.
- LAMBERT (L.) et LADOUCE (R.), 1950. — Application des engrais à l'ostréiculture. — *Bull. inform. et doc. Off. Pêches marit.*, n° 5.
- LOOSANOFF (V.L.), 1958. — Some aspects of behavior of oysters at different temperatures. — *Biol. Bull.*, **114**, p. 57-70.  
 — 1961. — Effects of turbidity on some larval and adult bivalves. — Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, November.  
 — 1965. — The American or Eastern oyster. — *U.S. Fish. Wildl. Serv., Circ.*, 205.
- LOOSANOFF (V.L.) et NOMEJKO (C.A.), 1949. — Growth of oyster, *O. virginica*, during different months. — *Biol. Bull.*, **97** (1), p. 82-94.
- LOOSANOFF (V.L.) et TOMMERS (C.A.), 1948. — Effects of suspended silt and others substances on rate of feeding of oysters. — *Science* **107**, p. 69-70.
- LONGERE (P.), DOREL (D.) et MARIN (J.), 1972. — Etude bathymétrique et sédimentologique des étangs de Diane et d'Urbino en Corse. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (1), p. 31-45.
- LUBET (P.), 1959. — Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **23** (4), p. 389-548.
- LUBET (P.) et CHOQUET (C.), 1971. — Cycles et rythmes sexuels chez les mollusques bivalves et Gastéropodes. Influence du milieu et étude expérimentale. — *Haliolis*, **1** (2), p. 129-149.
- MARIN (J.), 1971. — Etude physico-chimique de l'estuaire du Belon. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (2), p. 109-156.
- MARINKOVIC (M.) et NIKOLIC (M.), 1963. — La croissance de l'huître *O. edulis* avant et après la fertilisation de la mer à Limski Kanal (Istrie, Yougoslavie) de 1957 à 1961. — *Thalassia jugosl.*, **2** (4).
- MARTEIL (L.), 1956. — Etude des courants du littoral sud de la Bretagne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **20** (3), p. 263-280.  
 — 1960. — Ecologie des huîtres du Morbihan *Ostrea edulis* LINNE et *Gryphaea angulata* LAMARCK. — *Ibid.*, **29** (2), p. 327-446.
- MARTEIL (L.) et TROCHON (P.), 1963. — L'ostréiculture en basse-Bretagne et dans la région de la Seudre-Oléron après les froids rigoureux de l'hiver 1962-1963. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 115.
- MARTEIL (L.) et BARRAU (W.), 1972. — L'ostréiculture japonaise. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 215, 20 p.
- MEDCOF (J.C.), 1961. — Oyster farming in the Maritime. — *Bull. Fish. Res. Bd Canada*, n° 131, 158 p.
- MISTAKIDIS (M.N.), 1951. — Quantitative studies of the bottom fauna of Essex oyster grounds. — *Fish Invest.*, Londres, *Ser. II*, **17** (6), p. 1-42.
- MOREAU (J.), 1970. — Contribution aux recherches écologiques sur les claires à huîtres du bassin de Marennes-Oléron. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (4), p. 381-466.

- MULLIN (J.B.) et RILEY (J.P.), 1955. — The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters with particular reference to sea water. — *Anal. chim. Acta.*, **12**, p. 464-480.
- MURPHY (J.) et RILEY (J.P.), 1962. — A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. — *Anal. chim. Acta*, **27**, p. 31.
- MURRAY (J.) et HJORT (J.), 1912. — The depths of the Ocean. — Londres, Mac Millan, 821 p.
- OTTMANN (F.), 1965. — Introduction à la géologie marine et littorale. — Paris, Masson, 259 p.
- 1968. — L'étude des problèmes estuariens. — *Rev. geogr. phys. et géol. dynam.*, **10** (4), p. 329-353.
- PAULMIER (G.), 1972. — Seston, phytoplancton et microphytobenthos en rivière d'Auray. Leur rôle dans le cycle biologique des huîtres (*Ostrea edulis* L.). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (4), p. 373-498.
- PERES (J.M.), 1961. — Océanographie biologique et biologie marine. — I. La vie benthique. — Paris, P.U.F., 541 p.
- PERES (J.M.) et DEVEZE (L.), 1963. — Océanographie biologique et biologie marine. — II. La vie pélagique. — Paris, P.U.F., 514 p.
- PRATT (D.), 1949. — Experiments in the fertilization of a salt water pond. — *J. Mar. Res.*, **8** (1), p. 36-59.
- 1950. — Experimental study of the phosphorus cycle in fertilized salt water. — *Ibid.*, **9** (1), p. 29-54.
- PRYTHERCH (H.F.), 1934. — The role of copper in the setting, metamorphosis and distribution of the American oyster, *Ostrea virginica*. — *Durham, Ecol., Monogr.*, **4**, p. 49-107.
- QUAYLE (D.B.), 1969. — Pacific oyster culture in British Columbia. — *Bull. Fish. Res. Bd Canada*, n° 169.
- RAIMBAULT (R.), 1966. — Eléments de planctologie appliquée. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **30** (2).
- RANSON (G.), 1943. — La vie des huîtres. — Paris, Gallimard, N.R.F., 260 p.
- REMIENIERAS (G.), 1960. — L'hydrologie de l'ingénieur. — Paris, Eyrolles Edit. 413 p.
- RICCI (E.), 1957. — Contribution à la biométrie, à la biologie et à la physico-chimie de la moule commune *Mytilus gallo-provincialis* Lmk. — *Ann. Inst. nat. sci. techn. Océanogr. Pêche Salammbô*, **11**, p. 1-163.
- ROCHFORD (D.J.), 1951. — Studies in Australian estuarine hydrology. I. Introductory and comparative features. — *Aust. J. mar. freshw. Res.*, **2** (1), p. 94-103.
- ROUCH (J.), 1948. — Traité d'océanographie physique. III. Les mouvements de la mer. — Paris, Payot, 413 p.
- SAIZ (F.), LOPEZ-BENITO (M.) et ANADON (E.), 1957. — Estudios hidráfico de la ria de Vigo. — *Invest. Pesq.*, **8**, p. 29-87.
- SCHLIEPER (C.), 1955. — Über die physiologischen Wirkungen des Brack-wassers (nach Versuchen an der Miesmuschel *Mytilus edulis*). — *Kieler Meeresforsch.*, **11**, p. 138-148.
- SENEZ (J.), 1968. — Microbiologie générale. — Doin, Edit., 952 p.
- STRICKLAND (J.D.H.) et PARSONS (T.R.), 1965. — A manual of sea water analysis. — *J. Fish. Res. Bd Canada*, n° 125.
- SVERDRUP (H.V.), JOHNSON (M.W.) et FLEMING (R.H.), 1954. — The oceans. Their physics, chemistry and general biology. — New-York, Prentice-Hall, 1087 p.
- THOMPSON (T.) et WILSON (T.), 1935. — The occurrence and determination of manganese in sea water. — *J. Amer. chem. Soc.*, **57**, 233 p.
- TROCHON (P.), 1951. — Application des engrais minéraux à l'ostréiculture. — *Bull. inform. et doc. Off. Pêches marit.*, n° 24.
- VATOVA (A.), 1963. — Conditions hydrographiques de la Mar Grande et de la Mar Piccolo de Tarente. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit.*, **17** (3), p. 749-751.
- VILELA (H.), 1956. — Etat de maturation des huîtres du Tage, *C. angulata* Lmk. — *Rapp. Cons. int. Explor. Mer*, **140**, p. 32-4.
- WILBUR (K.M.), 1964. — Shell formation and regeneration. — In « Physiology of mollusca ». I., Academic Press, New-York et Londres, p. 243-282.
- WILBUR (K.M.) et JODREY (L.H.), 1952. — Studies on shell formation. I. Measurement of the rate of shell formation using Ca45. — *Biol. Bull.*, **103**, p. 269-276.
- YONGE (C.M.), 1960. — Oysters. — Collins St-James Place. London. 209 p.

## CHAPITRE II

### LE MILIEU BIOLOGIQUE (1)

Huîtres et moules, organismes sessiles fixés sur des barres ou des pieux, déposés en caisses ou sur le sol, dépendent, pour leur alimentation, de la circulation des eaux qui véhiculent les particules alimentaires et notamment les organismes phytoplanctoniques qui constituent la part la plus importante de leur nourriture. Il n'est donc pas exagéré de dire que l'économie des milieux aquatiques, particulièrement celle des régions conchylicoles, repose sur l'abondance de la végétation microscopique ou de ce que l'on appelle communément, le *plancton*.

Désignant à l'origine l'ensemble des organismes qui flottent dans les eaux, le terme plancton a été progressivement précisé. C'est ainsi qu'on distingue habituellement le *macroplancton*, composé des organismes dont les dimensions moyennes sont supérieures à quelques millimètres, du *microplancton* groupant les éléments de taille comprise entre 50 microns (2) et quelques millimètres; les organismes de dimensions inférieures à 50 $\mu$ , dont les plus petits, des bactéries, mesurent 1 $\mu$  environ, constituent le *nannoplancton*.

Le mot plancton est généralement réservé aux particules vivantes en suspension dans les eaux qui, avec la fraction inerte de ces particules, constituent le *seston*. Le plancton est donc l'ensemble des êtres vivants, animaux ou végétaux, adultes ou à l'état larvaire, flottant passivement dans les eaux douces ou marines, ou qui, s'ils nagent, ne peuvent résister à des courants même faibles. Le plancton à nutrition du type végétal, capable de synthétiser sa propre substance, forme le *phytoplancton*; le plancton qui se nourrit de proies constitue le *zooplancton* ou plancton animal.

On retiendra enfin que les éléments dont tous les stades de la vie se déroulent dans le plancton composent l'*holoplancton* ou plancton permanent, tandis que les organismes qui ne sont planctoniques que pendant une phase de leur existence appartiennent au *méropiancton*. Les huîtres et les moules sont ainsi des êtres méropianctoniques puisque seules les larves de ces animaux connaissent une vie planctonique qui cesse dès leur fixation sur un support.

Ces quelques définitions, qui pourront être complétées en se rapportant aux ouvrages spécialisés, étaient nécessaires avant d'étudier plus particulièrement certains aspects du phyto et zooplancton, de leurs relations et de leur cycle dans les principales régions conchylicoles françaises.

#### **Le phytoplancton.**

Le plancton végétal est composé d'organismes microscopiques appartenant, pour la grande majorité d'entre eux, aux Diatomées et aux Péridiniens, appelés aussi Dinoflagellés ou Dinophycés.

Les diatomées, ou bacillariales, sont des algues unicellulaires vivant isolées ou en colonies dont la longueur varie entre 2 et 400 $\mu$ . Leur cellule est protégée par une petite coque siliceuse, la frustule, dont les valves s'emboîtant l'une dans l'autre abritent du cytoplasme, des vacuoles et des plaquettes colorées en jaune, vert olive ou brun, appelées chromoplastes. L'aspect des frustules et leur ornementation sont utilisés pour identifier et classer les diatomées en deux grands groupes: les pennées, plus ou moins allongées et en majorité benthiques, et les centriques pour la plupart pélagiques dont les plus simples, les *Coscinodiscus*, ressemblent à de petites boîtes rondes (fig. 35). Les diatomées se multiplient de plusieurs façons mais la division binaire est le mode le plus fréquent de propagation, ce qui permet une augmentation rapide de leur nombre. Les diatomées représentent « l'essentiel de la base du cycle de la matière vivante puisqu'elles servent de nourriture à de nom-

(1) Par A. LE BORGNE et G. PAULMIER.

(2) Le micron ( $\mu$ ) est égal à un millième de millimètre.

breux organismes planctoniques » (PERES et DEVEZE, 1963) ; elles constituent, en outre, une part très importante de l'alimentation des mollusques, huîtres, moules et autres coquillages filtreurs.

Les Péridiniens, ou dinoflagellés ou dinophycés, font partie du vaste groupe des flagellés c'est-à-dire que leurs cellules portent de petits fouets ou flagelles, au nombre de deux. Tous les dino-

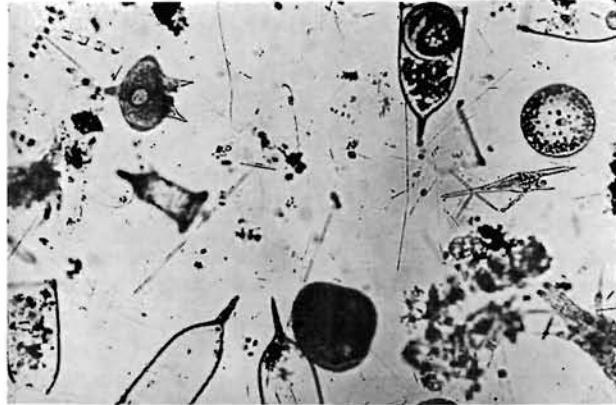


FIG. 35. — Péridiniaceae : *Peridinium* sp et *Ceratium furca* ; ciliés : tintinnides ; mollusques : 1 larve de lamellibranche ; diatomées : *Bacillaria* sp, *Coscinodiscus* sp, *Chaetoceros* sp.

flagellés ne sont pas planctoniques ; on en trouve qui sont benthiques ou parasites internes ou externes d'organismes divers. Les uns sont nus ; les autres, pourvus d'une enveloppe plus ou moins rigide, sont dits « cuirassés ». Cette cuirasse est formée de plaques ornées parfois d'épines, de spi-

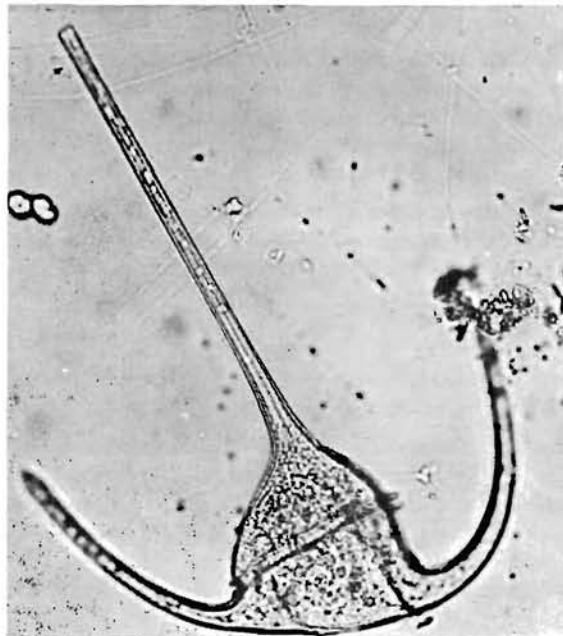


FIG. 36. — Péridiniens : *Ceratium tripos*.

cules, de cornes. La forme, la disposition et le nombre des plaques servent à différencier les Péridiniens (fig. 36 et 38).

La reproduction des dinoflagellés peut se faire par voie asexuée ou par voie sexuée. Dans le premier cas, il y a division binaire par scissiparité.

En plus des diatomées et des péridiniens, le phytoplancton comprend d'autres organismes représentés par des Cyanophycées ou algues bleues et des protistes flagellés, Coccolithophorides d'une taille de 4 à 5 $\mu$  et à squelette calcaire, Silicoflagellés, dont les dimensions varient de 10 à 50  $\mu$  et qui ont un squelette siliceux, Chrysophycées, Xanthophycées.

### **Le zooplancton.**

Le zooplancton comprend une très grande variété d'organismes où sont représentés presque tous les grands groupes d'animaux marins : Protistes, Cœlentérés, Cténophores, Vers, Mollusques, Crustacés, Echinodermes, Tuniciers, Poissons.

Parmi les protistes animaux, on trouve des Foraminifères, des Acanthaires, des Radiolaires et des Ciliés, des Tintinnidiens. Les Cœlentérés sont représentés par des méduses comme les Rhizostomes, des siphonophores comme les Physalies ou « galères portugaises » qui échouent parfois sur nos côtes atlantiques et provoquent des brûlures et même des paralysies temporaires chez les personnes qui les touchent.

Aux Cténophores, appartient les *Pleurobrachia* que l'on trouve fréquemment dans nos régions conchylicoles sous forme d'une « groseille de gelée transparente » (BOUGIS, 1967) et qui



FIG. 37. — Zooplancton : larves de lamellibranches et de gastéropodes, nauplii de copépodes.



FIG. 38. — Dinoflagellé.

sont accusés de se nourrir de larves d'huîtres et autres mollusques. Les vers planctoniques comprennent quelques annélides et des chætognathes.

Les crustacés forment le groupe le plus important où, à côté des cladocères et des ostracodes, on trouve un nombre extrêmement élevé de Copépodes qui, avec 750 espèces environ, représenteraient 70 % de biomasse planctonique totale. Aux Amphipodes, Euphausaciées et Mysidacées auxquelles appartiennent les « krills », nourriture des baleines, s'ajoutent quelques décapodes.

Auprès de ces organismes holoplanctoniques, on trouve nombre de larves d'êtres vivant sur le fond ou nageant en pleine eau : larves d'Echinodermes (oursins, astéries...) de crustacés à différents stades (nauplius, métanauplius puis cypris ou zoé, etc...) de vers et de bryozoaires, de mollusques, (fig. 37) œufs et larves de poissons.

### **Biologie sommaire du phytoplancton.**

On ne saurait, dans cette étude, que résumer très brièvement les données essentielles concernant la biologie du phytoplancton. Les lecteurs intéressés se rapporteront aux études spécialisées citées en bibliographie.

Les exigences de la photosynthèse limitent la présence du phytoplancton aux zones de pénétration de la lumière. Une augmentation de la turbidité, dans les eaux littorales, peut être un facteur limitant au même titre qu'un déficit de l'éclairement.

Les observations régulièrement menées dans un même secteur géographique montrent des variations locales parfois importantes; très denses ici et formant des « essaims », les végétaux le sont beaucoup moins à quelque distance sous l'effet des vents, des courants de marée dans les estuaires et la zone littorale, de la turbulence, de l'abondance relative des sels nutritifs au voisinage d'effluents. On constate aussi des variations saisonnières du cycle de production du phytoplancton qui, dans la zone tempérée, présente habituellement deux maxima distincts, l'un printanier, l'autre estival ou automnal. Le cycle saisonnier est assez constant dans une zone donnée, débutant à peu près aux mêmes dates d'une année à l'autre, voyant les espèces se succéder habituellement dans le même ordre et être associées à d'autres en des communautés qui peuvent caractériser une saison ou un secteur.

L'intérêt de ces observations sur le plan conchylicole n'est pas niable. Elles permettent d'une part d'évaluer l'aptitude probable d'un site à l'élevage en fonction de la présence ou de l'absence, de la rareté ou de l'abondance d'espèces connues jusqu'ici pour favoriser la croissance ou l'engraissement des mollusques; elles facilitent d'autre part la compréhension de phénomènes accidentels (réduction ou retard du taux de croissance ou d'engraissement, mortalités éventuelles) difficilement explicables autrement; elles autorisent enfin des comparaisons entre zones de production voisines. On verra plus loin les caractéristiques de différents secteurs conchylicoles français.

### **Evaluation de la production de phytoplancton, notion de productivité primaire.**

Pour évaluer la production végétale, on fait appel à des méthodes directes ou indirectes.

#### *Méthodes directes.*

##### Numération cellulaire.

Les prélèvements d'eau sont effectués soit avec des bouteilles à renversement, soit avec des filets de maillage approprié étant donné la petitesse des organismes. L'eau recueillie est généralement fixée avec des solutions de Lugol ou de formol à 5%. Elle est ensuite sédimentée dans de petites cuves que l'on observe au microscope inversé. Diatomées et Péridiniens, constituants primordiaux du phytoplancton, sont ainsi déterminés et comptés.

##### Mesures des chlorophylles.

Bacillariales et Dinophycés possèdent des pigments chlorophylliens photo-synthétiques qui, en présence de radiations lumineuses solaires et de gaz carbonique, élaborent les matières organiques assurant non seulement leur entretien propre mais aussi celui des herbivores. Le phytoplancton est donc le premier producteur de matière vivante au sein de la chaîne alimentaire; c'est pourquoi le potentiel de synthèse organique a été désigné par le terme de « production primaire ou productivité primaire » (J.M. PERES et L. DEVEZE, 1963).

Pour évaluer cette productivité primaire, il est logique de chercher à doser les pigments chlorophylliens et plus précisément la chlorophylle puisque c'est le facteur essentiel de la synthèse des matières organiques par les phytoplanctons. La méthode de dosage des pigments a été minutieusement décrite par J. MOREAU en 1970; aussi sera-t-elle résumée.

L'eau de mer, puisée en surface et au fond, à l'aide d'une bouteille à renversement est recueillie dans des fioles de 1,5 litre à 2 litres de capacité. Au laboratoire, cette eau est filtrée sur filtre Gelman A en fibre de verre (diamètre = 50 mm), de porosité 2  $\mu$ . Le filtre est ensuite broyé dans 15 ml d'acétone à 90%. Après un séjour de 20 heures à zéro degré, le mélange est centrifugé pendant 15 mn à 5 000 tours/minute. Les échantillons sont passés au spectrophotomètre. On mesure les densités optiques aux longueurs d'ondes de 4 300 et 4 800 Å pour les phéopigments et les caroténoïdes non astaciens, à 6 630, 6 450 et 6 300 Å pour les chlorophylles *a*, *b* et *c* ainsi qu'à 7 500 Å pour apprécier la turbidité résiduelle éventuelle.

Les densités optiques ainsi obtenues, sont portées dans les équations recommandées par le Scor-Unesco 1964-1966.

#### Méthodes indirectes.

Mesure de l'oxygène dégagé par la photosynthèse.

Les êtres autotrophes libèrent de l'oxygène lors de leur photosynthèse ; l'évaluation de la production de ce gaz permet de connaître la quantité de carbone transformée en composés organiques, sachant que 0,536 mg de C sont assimilés chaque fois qu'un millilitre d'O<sub>2</sub> est libéré.

A une profondeur donnée, la teneur en O<sub>2</sub> d'une eau étant de Q ml, on prélève, au même niveau, la même quantité d'eau dans 2 flacons, l'un en verre blanc transparent, l'autre noir. Après les avoir laissé immergés pendant un temps déterminé, on fait l'analyse de chaque prélèvement soit A ml d'O<sub>2</sub>/l pour le flacon sombre dont la photosynthèse a été supprimé et B ml d'O<sub>2</sub>/l pour le flacon clair

$$\begin{aligned} B - Q \text{ ml d'O}_2/\text{l} & \quad \text{respiration} + \text{photosynthèse} \\ Q - A \text{ ml d'O}_2/\text{l} & = \text{respiration} \end{aligned}$$

La production d'oxygène est donc :

$$(B-Q) : (Q-A) \text{ ml d'O}_2/\text{l} \text{ rapportée à l'unité de temps}$$

Méthode au 14 C de Steeman Nielsen (1952).

Le gaz carbonique total d'une eau étant connu, on ajoute une quantité de 14 CO<sub>2</sub> en supposant que ce 14 CO<sub>2</sub> est assimilé par le plancton seulement au cours de la photosynthèse et qu'il l'est à la même vitesse que 12 CO<sub>2</sub>. Le plancton étant retenu sur un filtre de collodion, on en mesure les radiations pour connaître l'absorption de 14 C.

#### Méthodes utilisées dans les zones conchylicoles.

Sur un étang ou dans un bassin soumis au régime des marées, aux intempéries, à bord d'une embarcation souvent frêle, on ne peut que prélever des échantillons qui seront ensuite examinés au laboratoire. Le comptage des cellules, bien qu'approximatif, permet d'avoir une idée de l'abondance et des variations quantitatives annuelles du phytoplancton. D'autre part, un inventaire floristique est intéressant parce qu'il y a toujours une étroite ressemblance entre la composition des particules en suspension dans l'eau et celles des contenus stomacaux d'huîtres (LE ROUX, 1956 ; DAVID, 1971 ; PAULMIER, 1972).

Toutefois les dénombrements, longs et fastidieux, ne traduisent pas exactement, semble-t-il, la capacité réelle de production. On fait abstraction, en effet, de la surface cellulaire dont dépend en réalité la quantité de matériel photosynthétiquement actif (JACQUES, 1967) ; ainsi les surfaces de *Chaetoceros curvisetum* (400 μ<sup>2</sup>), d'*Eucampia zodiacus* (1 100 μ<sup>2</sup>) et de *Biddulphia sinensis* (24 000 μ<sup>2</sup>) sont dans les rapports 1-2, 75-60. Les seules données numériques ne paraissent donc pouvoir rendre compte de l'importance des floraisons. Il n'y a d'ailleurs pas toujours concomitance entre l'apparition des maxima chlorophylliens et ceux des dénombrements : à la station des Faulx (Marennes-Oléron), les floraisons sont à leur apogée le 21 juillet (660 000 cellules/litre) mais la plus forte teneur en chlorophylle a n'est enregistrée que le 2 août alors qu'ont disparu les *Chaetoceros* qui pullulaient, que ne subsistent plus que quelques cellules de *Lithodesmium* et d'*Eucampia* mais que sont toujours présentes les *Biddulphia sinensis* (24 000 cellules/litre).

Cette absence de simultanéité, entre les résultats des numérations de cellules et les dosages de chlorophylle a, a été relevée, par ailleurs, par PAULMIER (1972) dans les estuaires bretons.

Les dosages de pigments chlorophylliens présentent eux aussi quelques inconvénients : la méthode de filtration entraîne des erreurs dues au fait que les cellules végétales actives ne sont pas seules en jeu puisque s'y ajoutent le stock que les herbivores ont consommé, la matière minérale en suspension et tous les produits de dégradation pigmentaire (JACQUES, 1967). Cependant, malgré ces causes d'erreurs, cette méthode est très utilisée dans les zones conchylicoles. MOREAU et TROCHON (1967) ont montré que la croissance des huîtres dans les claires est fonction de la

concentration en pigments et PAULMIER (1971) qu'il existe une relation entre les teneurs en chlorophylles totales des sols des parcs et les contenus stomacaux des huîtres.

### Phytoplancton de quelques régions conchylicoles.

#### Etang de Thau.

Diatomées et Dinophycés ont été les seuls éléments recensés en 1968-69. Le nombre des bacillariales varie de 5 000 à 760 000 cellules au litre alors que celui des péridiniens oscille entre 10 et

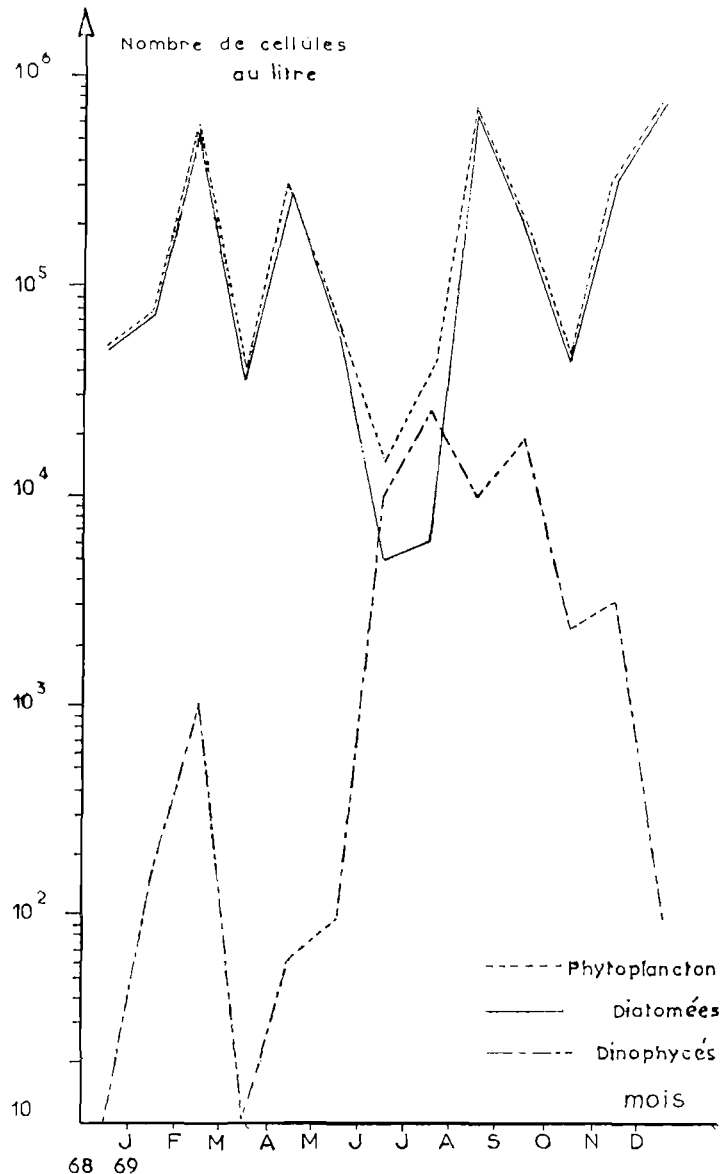


FIG. 39. — Etang de Thau (1969). Variation quantitative mensuelle du phytoplancton, des diatomées et des dinophycés.

20 000 (fig. 39). Il faut donc souligner la prédominance des diatomées déjà notée par A. et M. TRAVERS (1962) dans le golfe de Marseille. Les dinophycés ne sont vraiment abondants qu'en



période estivale (juin : 55,3 %, juillet : 74,8 %), lors du déclin des bacillariales. Cette importance des dinoflagellés, en été, a été soulignée par RAMPI (1950) dans le golfe de Gênes. A cette même époque, ils augmentent aussi dans la baie de Lazaret, à Toulon, (DESGOUILLE, 1968), sans toutefois dépasser les diatomées. Ce rapport inverse, fréquemment observé, traduit un certain antagonisme entre ces deux groupes de phytoplanctontes (AUBERT, GAMBAROTTA et LAUMOND, 1968).

Les indices de diversité des populations microplanctoniques ont été calculées pour les deux principaux groupes, selon la formule employée par TRAVERS (1968) :

$$d = \frac{S-1}{\log_{10}N}$$

où S = nombre d'espèces et N = nombre d'individus.

Les valeurs obtenues mettent en relief cette prépondérance des Diatomées aussi nombreuses que diverses alors que les Dinoflagellés sont aussi pauvres en individus qu'en espèces, sauf au printemps et en été. La composition globale du phytoplancton de l'étang de Thau, pour l'année 1969 est de 72 espèces de Bacillariales et de 19 espèces de Dinophycés, alors qu'en 1905 elle était respectivement de 60 et 64 (PAVILLARD) et de 38 et 17 en 1962 (MATHIAS et EUZET, étang des Eaux Blanches). Les variations saisonnières de cette microflore présentent quatre poussées dont deux très accusées.

En février, *Skeletonema costatum* donne lieu à un véritable « blooming » ; son abondance est telle qu'elle semble exclure toutes les autres espèces. Toutefois, son apparition est aussi brève que soudaine. Au printemps *Chaetoceros decipiens* et *Chaetoceros wighamii* constituent les deux tiers de la poussée printanière.

A la fin du mois d'août les *Rhizololenia* apparaissent brutalement. Leur développement, aussi intense qu'éphémère, est suivi d'une troisième poussée, post-estivale, plus riche que les deux précédentes, mais peu variée.

A la fin de l'automne *Skeletonema costatum* réapparaît et participe pour 85 % au dernier maximum. On assiste donc, dans ce milieu lagunaire, à un remplacement des espèces au cours des saisons. Si le genre *Chaetoceros* pris dans l'ensemble est pratiquement pérennant, la plupart des autres micro-organismes ont des exigences vis-à-vis de la température ou des conditions de milieu ; ainsi, *Striatella unipunctata*, *Chaetoceros lacinosum*, *Coscinodiscus centralis* semblent bien adaptés aux eaux chaudes. Enfin, l'étang de Thau, en communication avec la mer par tout un système de canaux reçoit un apport non négligeable. D'autre part, tout le long de la rive continentale les ruisseaux déversent leurs eaux douces enrichissant le milieu en éléments dulçaquicoles tels que *Cymbella turgida*, *Melosira moniformis*, *Navicula viridula*.

En définitive, bien que sujet à de grandes variations saisonnières, qualitatives et quantitatives, le plancton végétal ne fait jamais défaut dans l'étang, et paraît assez abondant pour assurer la croissance des coquillages.

### Bassin d'Arcachon.

Le cycle saisonnier du phytoplancton du bassin d'Arcachon, ouvert pourtant sur l'océan Atlantique et soumis au régime des marées, n'est pas très différent de celui de l'étang de Thau. On trouve la même succession de brusques floraisons végétales, de ralentissement de la production et de minima.

Ces variations ont été étudiées par de nombreux auteurs, J. BORDE (1938), P. LUBET (1953-1955), R. ESCANDE-LABROUCHE (1964) et J. LE DANTEC (1968) ; tous s'accordent pour trouver un plancton abondant au printemps et en automne, moyen en été, relativement pauvre en hiver.

La composition de cette flore microscopique est identique à celle de l'étang de Thau. Diatomées et Dinophycés s'y remplacent aussi et ce n'est que lorsque les Bacillariales sont moins denses que les Péridiniens, *Ceratium fusus* et *Ceratium furca*, notamment, se développent (R. ESCANDE-LABROUCHE, 1964). Le stock fondamental du bassin d'Arcachon est constitué par *Thalassionema nitzschoides*, *Chaetoceros*, *rhizosilenia*, *Striatella unipunctata*, *Melosira* et *Biddulphia mo-*

*biliensis* (R. ESCANDE-LABROUCHE, 1964). Cette flore locale s'enrichit d'espèces océaniques : noctiluques, *Ceratium*, péridiniens benthiques ; *Naviculaceae*, *Achnantes*, *Licmophora*, *Cocconeis*, *Grammatophora* et d'espèces dulçaquicoles, *Striatella*, *Melosira* et *Melosira crenulata*. Pratiquement toutes les Diatomées à l'origine de poussées massives sont aussi présentes tout au long de l'année. Ce sont des espèces pérennes. Si *Melosira*, *Rhizosolenia* et *Striatella* ne font jamais défaut dans le milieu, les *Coscinodiscae*, les *Naviculaceae*, *Biddulphia* et *Synedra* ne sont pas tout à fait permanentes ; leur cycle évolutif présente un arrêt très court. Par contre, certaines sont nettement saisonnières ; aussi *Licmophora*, *Paralia* et *Amphora* ne se manifestent qu'au printemps, *Eucampia* est préférentiellement automnale, *Bacteriastrum* et *Achnantes* semblent trouver des conditions optimales à leur croissance en hiver.

Cette séquence des variations saisonnières, qualitatives et quantitatives, n'est pas sans influence sur l'élevage des mollusques. LUBET (1959) remarque que l'augmentation du taux des graisses et du glycogène chez les moules correspond à la floraison printanière. D'autre part, comparant le plancton des régions océaniques et celui du bassin, l'auteur constate que si les maxima se produisent en même temps (printemps et automne) dans les deux secteurs envisagés, le taux relatif de fréquence des Péridiniens l'emporte toujours sur celui des Diatomées pour les stations les plus au large. Or, la période de reproduction est beaucoup plus étalée chez les populations océaniques de moules que chez celles du bassin, ce qui pourrait résulter d'une nourriture abondante, riche en Dinoflagellés mais aussi de la constance de la température et de la salinité.

#### Bassin Marennes-Oléron.

L'inventaire floristique récemment effectué par LE BORGNE (1973, sous presse) a permis de recenser 77 espèces de Bacillariales et 23 de Dinophycés ; c'est peu par rapport aux 507 espèces des unes et 177 des autres répertoriées en rivière d'Auray par PAULMIER (1972). La composition varie pour chaque secteur et selon les saisons et les années en relation, semble-t-il, avec les conditions physico-chimiques du milieu.

En 1973, *Skeletonema costatum* a prédominé en hiver, suivie de *Thalassionema nitzschioides*, elle était encore l'espèce prépondérante en avril mais en Seudre seulement, entrant en concurrence plus en aval avec *Schröderella delicatula* ou *Thalassiothrix rotula* tandis qu'apparaissaient des dinophycés dont *Goniaulax spinifera* et *Noctiluca miliaris*. En été, ces espèces dominantes sont remplacées en Seudre par *Lithodesmium undulatum*, dans l'ensemble du Bassin par des *Biddulphia* et dans le secteur nord par *Coscinodiscus* ; les *Ceratium* sont plus variés qu'au printemps. En automne, les espèces précédentes déclinent à leur tour mais aucune autre ne prend le relais et ne devient prépondérante. On note une grande diversité floristique à chacune des stations.

Parmi les diatomées identifiées, se trouvaient des espèces néritiques, benthiques, saumâtres, océaniques ; ces dernières étaient peu nombreuses et circonscrites au Gabon d'Or et à Fort-Boyard où elles n'apparaissaient qu'en juillet et octobre.

On peut ainsi distinguer au sein du Bassin deux secteurs. Le premier au sud, dont les caractères côtier, néritique et fluvial sont mis en relief par la prépondérance des Bacillariales, la rareté des Dinophycés se développant mal, semble-t-il, dans ces eaux turbides, peu profondes, dessalées, la prédominance d'une, deux ou trois espèces, les grandes irrégularités du cycle annuel, la faible diversité spécifique et la présence de formes dulçaquicoles en proportion relativement forte. Le second secteur situé au nord, où l'influence océanique tempère les fluctuations saisonnières du phytoplancton dont les écarts sont plus modérés, le maximum moins important et plus précoce.

Toutefois, il faut souligner que cette distinction n'a pas un caractère absolu du fait des apports d'eau douce de la Charente et de la Seudre ainsi que des arrivées d'eaux du large qui transportent, dans l'un ou l'autre secteur, des phytoplanctontes provenant de l'autre zone.

#### Vendée.

M. J. DARDIGNAC-CORBEIL (1971) a cherché à évaluer la valeur nutritive du milieu ostréicole du bassin des Chasses des Sables d'Olonne, dans une zone où la croissance des huîtres est généralement satisfaisante. Des dosages mensuels de la chlorophylle *a*, mis en parallèle avec le rapport

des densités optiques  $D_{4300}/D_{6650}$ , donnent une idée de l'importance de la chlorophylle active et de l'abondance des végétaux planctoniques. En effet, ce rapport est peu élevé lors des grandes productions phytoplanctoniques mais il augmente avec le vieillissement des cellules.

Pendant toute l'année, les teneurs en pigment photosynthétique oscillent entre 2 et 4  $\text{mg}/\text{m}^3$  et le quotient entre 3 et 4, avec 2 maxima le 21 mars et la première quinzaine d'août ;  $D_{4300}/D_{6650}$  étant minimal, 2,85  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Il semble donc que la production végétale soit assez stable, les éléments

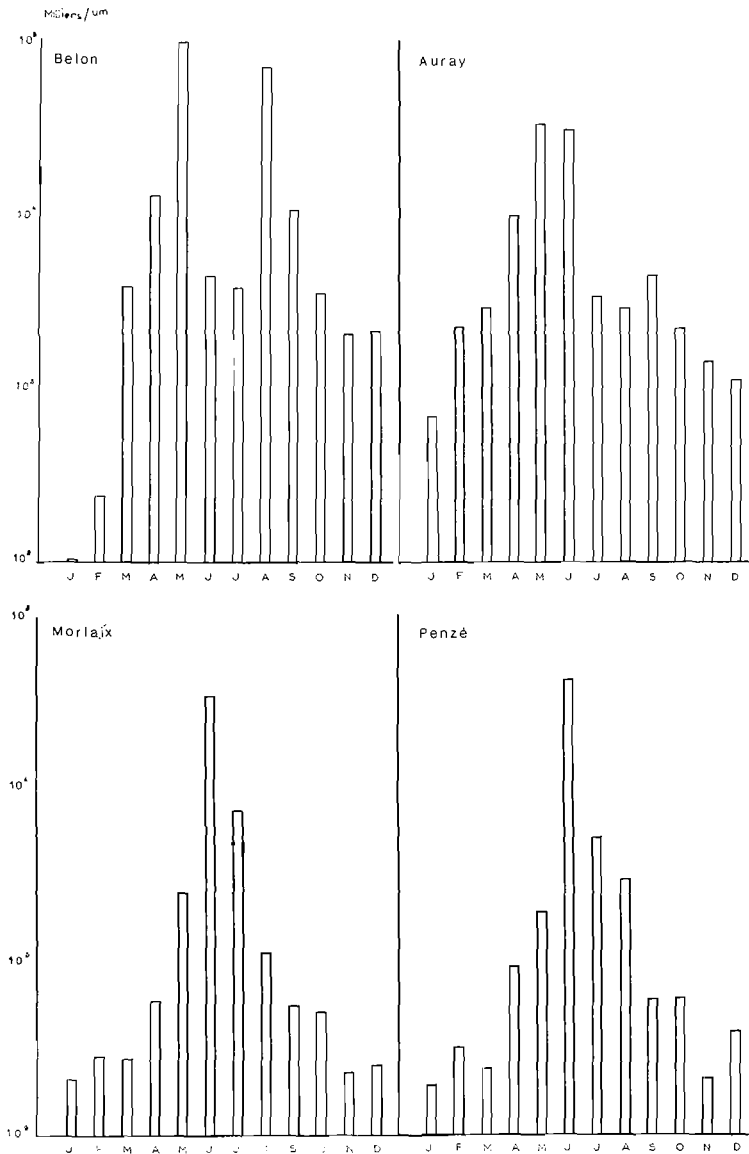


FIG. 40. — Cycle annuel dans les estuaires bretons.

morts et les débris peu importants et qu'aux époques d'intenses productivités, la chlorophylle dosée soit essentiellement vivante, donc résultant de populations jeunes.

### Bretagne.

De nombreuses études ont été consacrées au phytoplancton des principaux estuaires bretons,

les plus récentes étant celles de GRALL et JACQUES (1964) et de PAULMIER (1965, 1969, 1971, 1972) qui a pu préciser nos connaissances sur les populations microplanctoniques des principales zones ostréicoles de cette région.

C'est ainsi qu'il a été établi que les cycles planctoniques correspondaient plus aux saisons sur la côte méridionale que sur la rive nord. Au sud, on relève deux poussées maximales, l'une au printemps, l'autre en automne ; au nord, il n'y a qu'un seul maximum, en été, mais les quantités moyennes y sont plus élevées (fig. 40).

Par son étude simultanée du phytoplancton et du zooplancton, PAULMIER a pu définir des communautés caractéristiques des saisons et des deux rives de la Bretagne. En hiver, les commu-

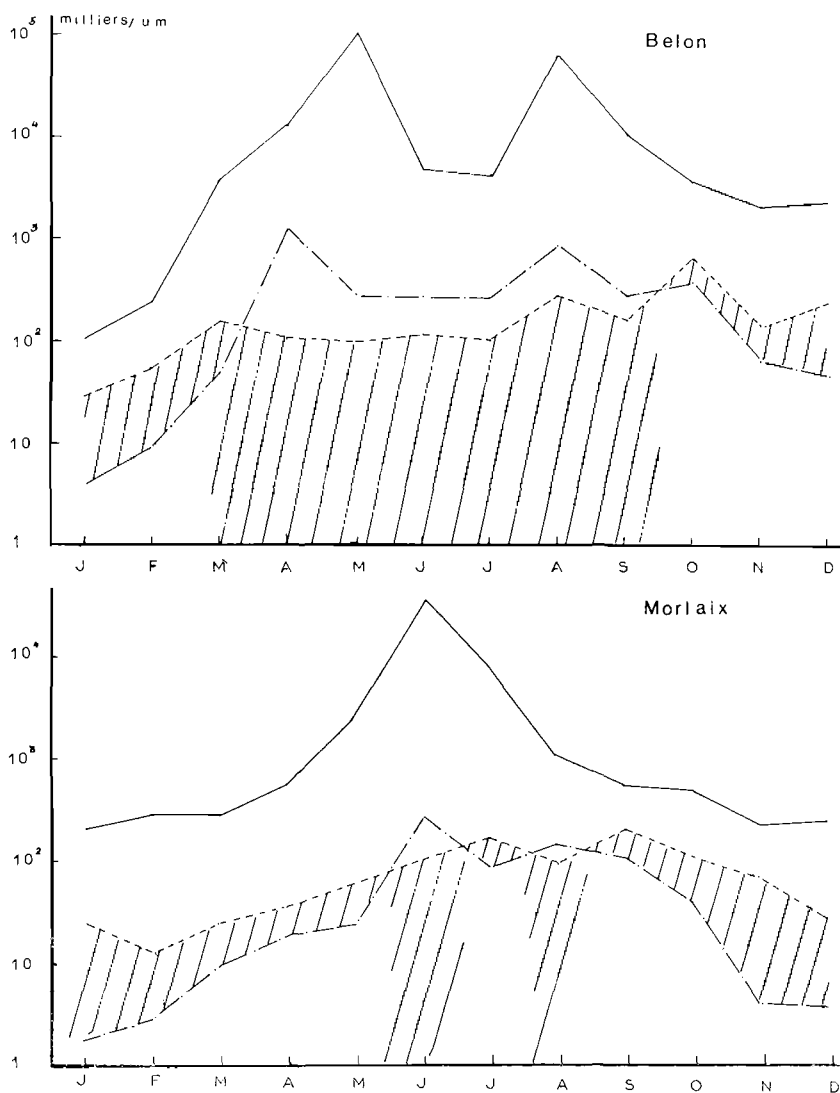


FIG. 41. — Evolution simultanée diatomées-dinoflagellés à Belon et Morlaix.

nautés se forment ici et là autour de *Biddulpha*, *B. aurita* en Morbihan et au Belon, *B. regia* en rivière de Morlaix. Elles comprennent essentiellement diverses espèces des genres *Chaetoceros* et *Coscinodiscus*, *Ceratium*, *Peridinium*, *Gonyaulax* pour le phytoplancton, *Tintinnopsis*, *Acartia*, *Euterpina*, *Oncaea* pour le plancton animal. C'est aussi en hiver qu'apparaissent dans les zones

les plus sujettes à la dessalure (Vilaine, amont des rias) des formes dulçaquicoles ou saumâtres comme *Asterionella blacklegi*, *Melosira crenulata*, *Pediastrum boujanum*, *Pandorina morum* et de nombreux rotifères. Dans la phase de transition, *Thalassiosira* sp. et *Skeletonema costatum* sont retrouvées dans tous les secteurs.

Au printemps, a lieu la grande poussée phytoplanctonique sur la côte sud. Sur les deux rives, *Rhizosolenia shrubsolei* et *Nitzschia seriata* prédominent, accompagnées de *Chaetoceros*, *Ch. teres* au nord, *Ch. curvisetus* au sud, de divers Périдиниens et *Gonyaulax* ainsi que de Tintinnidiens et d'*Acartia*, *Centropages*. Apparaissent aussi en Morbihan *Noctiluca scintillans*, *Evadne nordmanni* et *Podon leuckarti*. La floraison des diatomées débute habituellement en avril et atteint son maximum en mai-juin en rivièrè d'Auray. Parallèlement, le cycle des dinoflagellés s'amorce dès le mois de mars et leur nombre ne cesse de croître jusqu'en juin-juillet.

En été, période de floraison maximale sur la côte nord, *Rhizosolenia stolterforthii* succède à *Rh. shrubsolei* comme espèce dominante tandis qu'au Belon et à Auray, les communautés s'organisent autour de *Chaetoceros curvisetus*, *Nitzschia delicatissima*, *Rh. alata*, *Striatella unipunctata*. Les dinoflagellés peuvent occasionnellement être très abondants (fig. 41).

En automne, le zooplancton se développe à peu près partout, notamment les tintinnides et les copépodes. Sur la côte sud, une deuxième poussée phytoplanctonique a lieu tandis qu'au nord on retrouve assez vite des associations de type hivernal. Les diatomées sont représentées par des formes de grande taille (*Cosconodiscus*, *Biddulphia*, etc.), les périдиниens et tintinides nombreux. Les communautés sont de type essentiellement océanique tempéré malgré la présence de quelques espèces néritiques.

A la fin de la période automnale, les espèces planctoniques disparues sont remplacées, dans les récoltes, par des diatomées benthiques soit que celles-ci entrent dans une phase pélagique soit qu'elles aient été remises en suspension par l'agitation des fonds due au mauvais temps fréquent en cette période.

L'inventaire effectué par PAULMIER lui a permis d'identifier jusqu'ici 507 espèces, variétés et formes de diatomées appartenant à 98 genres et 177 espèces, variétés ou formes de dinophycés représentant 36 genres en rivièrè d'Auray. Dans l'estuaire du Belon, 373 espèces (86 genres) de diatomées et 141 espèces (34 genres) de dinoflagellés ont été dénombrées tandis que plus de 200 espèces de bacillariales étaient inventoriées à Morlaix et 195 en Penzé ainsi que 76 et 73 espèces de dinoflagellés.

### **Le microphytobenthos.**

L'importance des organismes planctoniques benthiques dans l'alimentation des mollusques, des huîtres notamment, a été une nouvelle fois soulignée par les études de PAULMIER (1971-1972) en eaux libres après celles de HINARD (1923) et SCHODUYN (1927). La microflore benthique, composée essentiellement de diatomées, occupe ainsi tous les fonds de la rivièrè d'Auray depuis l'étage supralittoral jusqu'aux fosses de 30 à 35 m. Les sols des parcs à huîtres sont périodiquement recouverts de pellicules de couleur brun-verdâtre, appelées « végétation d'hiver » ou « mollin » et formées d'un entrelac d'animaux unicellulaires, d'algues filamenteuses et d'une foule de végétaux unicellulaires où prédominent les bacillariales (*Navicula*, *Nitzschia*, *Synedra*). Des périodes de froid intense et ensoleillées favorisent la formation de ces pellicules. En dehors de ces végétations particulières, on relève sur le sol des gisements et des parcs une microflore extrêmement nombreuse et diversifiée où abondent les formes de petite taille facilement ingérées par les mollusques (*Nitzschia*, *Navicula* sp., *Diploneis bombus*, *Amphora*). En revanche, les dinoflagellés sont peu nombreux et ne représentent qu'une fraction infime de la microflore benthique totale (PAULMIER, 1972). A ces formes du microplancton, il faut ajouter des éléments du nannoplancton sous forme de petits phytoflagellés des genres *Pyramimonas*, *Adimonas*, *Thalassomonas*, *Chlamydomonas*, *Tetraselmis* que l'on trouve tout au long de l'année (PAULMIER, 1972).

MOREAU (1970) a souligné que la flore des claires était avant tout benthique et les diatomées en constituent l'essentiel. Les genres *Amphora*, *Amphiprora*, *Pleurosigma*, *Nitzschia* et *Nitzschiella* en sont les principaux éléments avec *Navicula ostrearia*.

### Facteurs contrôlant la productivité primaire.

La production végétale peut être considérée comme la résultante d'un ensemble de facteurs complexes qu'il est toujours difficile de dissocier. On peut toutefois souligner l'action de tel ou tel d'entre eux.

#### Eclairement.

L'influence de l'éclairement a déjà été souligné ; il conditionne l'activité photosynthétique. En zone littorale, on a parfois observé qu'une forte insolation paraît favoriser le développement des diatomées, une période pluvieuse ou de forte nébulosité, celui des dinoflagellés.

#### Sels nutritifs.

Les végétaux ont par ailleurs besoin de trouver dans le milieu, en quantités appropriées, les éléments biogènes indispensables. Il a été constaté qu'il y avait relation entre la productivité primaire et la teneur en sels nutritifs dont les plus importants sont le carbone (C), le phosphore (P),

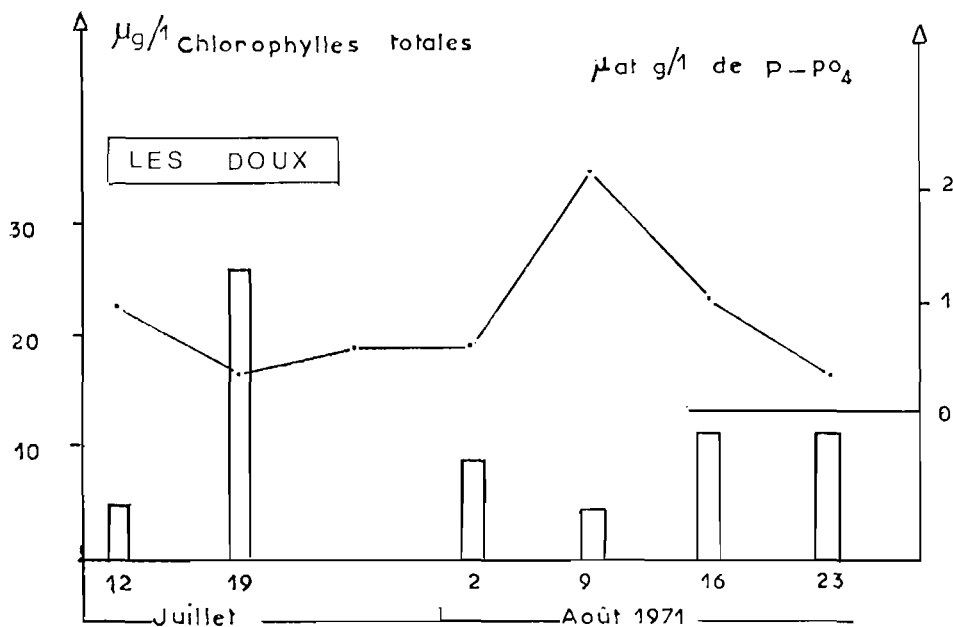


FIG. 42. — Corrélations entre les teneurs en phosphates inorganiques dissous et les chlorophylles totales aux stations des Doux et des Faulx.

l'azote (N) auxquels on doit ajouter les silicates et les oligo-éléments dont l'action s'exerce à de très faibles concentrations (fer, manganèse, etc.).

Les phosphates minéraux représentent la principale source de phosphore dans l'eau de mer. Leur étude, dans les zones conchylicoles, a déjà été entreprise depuis plusieurs années. On peut dire que le taux des phosphates a tendance à être inversement proportionnel à la production autotrophe (FEUILLET, 1971). Des corrélations négatives ont été établies entre les teneurs en phosphates inorganiques dissous et les chlorophylles totales (CARRUESCO et LE BORGNE, 1972, com. pers.) ; à chaque augmentation de la concentration chlorophyllienne, la réserve en phosphates s'abaisse. Ainsi à la station des Faulx (Marennes-Oléron), le phosphore n'est plus qu'à l'état de traces alors que la teneur en chlorophylle totale atteint une valeur très élevée, 41 µg/l (fig. 42) ; inversement, ailleurs, les phosphates augmentent tandis que la concentration pigmentaire diminue. Ces observations confirment la règle générale qui veut qu'au matériel organique synthétisé par les cellules végétales corresponde une utilisation énorme d'azote et de phosphore (PÉRES et DEVEZE, 1963). Ces sels peuvent être des facteurs limitants du développement planctonique et l'on a vu que c'est pour

pallier leur éventuel déficit qu'en des zones semi-fermées des expériences de fertilisation ont été tentées. En outre, dans la zone littorale, il y a apports de phosphates et de nitrates par les eaux douces lessivant les terrains du bassin versant ou par les égoûts des agglomérations.

Le cycle annuel des silicates présente lui aussi des phases d'utilisation et de régénération. Pendant la période des crues, les eaux fluviales issues des ruissellements sur des terrains silicieux enrichissent en silice les eaux estuariennes ; PAULMIER l'a mis en évidence pour les rias bretonnes (1971-1972).

#### Température.

L'élévation de température augmente en principe le métabolisme des organismes du phytoplancton comme celui de tout être. Les espèces ont des exigences thermiques différentes et les peuplements végétaux diffèrent suivant la latitude. On pourrait ajouter que dans les zones d'estuaire, au réchauffement plus ou moins rapide des eaux correspond un déclenchement plus ou moins précoce de la floraison printanière et de l'apparition des poussées maximales.

#### Salinité.

Les espèces vivant habituellement dans la zone littorale sont typiquement euryhalines dans

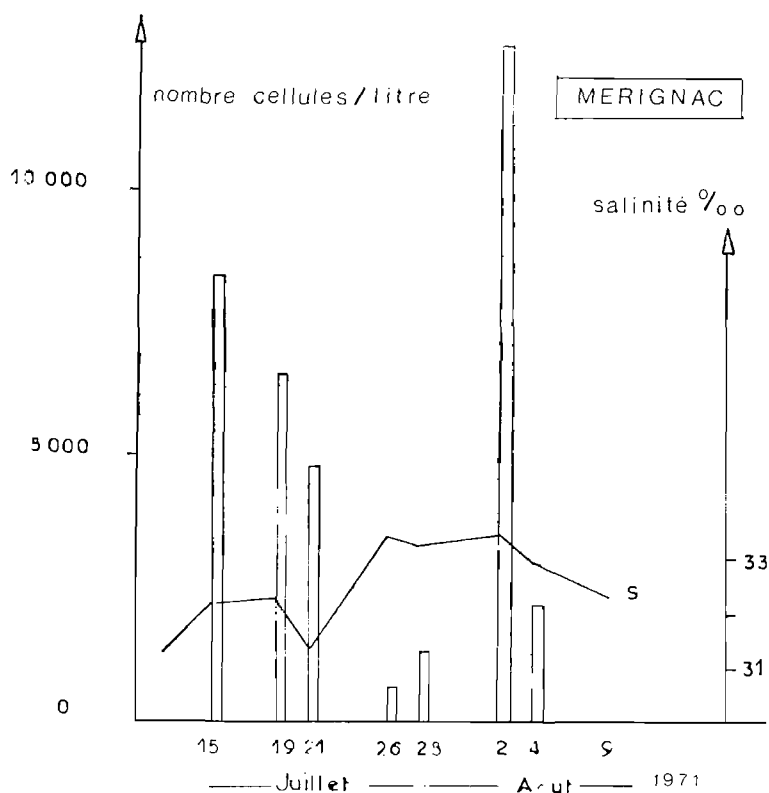


FIG. 43. Influence de la salinité sur les populations de dinophycées à Mèrignac et Coulonges.

leur ensemble et tolèrent donc des variations assez larges de la salinité. PAULMIER (1971) a pu mettre cependant en évidence la sensibilité des dinoflagellés aux dessalures en Bretagne ce que LE BORGNE a pu confirmer à Marennes-Oléron où ces organismes se raréfient ou disparaissent dès que la salinité tombe à 25 ‰. En outre, les apports fluviaux, abondants en hiver, augmentent la proportion des organismes d'eaux douces ou saumâtres, diatomées et rotifères notamment, dans les parties amont des estuaires (fig. 43).

### Toxicité d'organismes planctoniques ; les eaux rouges.

Le terme d'eaux rouges recouvre des phénomènes divers qui se manifestent généralement par une modification de la couleur habituelle de la mer qui peut devenir effectivement rouge brique ou rouge sang mais aussi rose, chocolat, brun-marron, châtain, etc. La coloration obtenue est celle des organismes unicellulaires qui ont proliféré ou ont été rassemblés en nombre extrêmement élevé. Ces eaux rouges peuvent avoir la forme de plaques éparses ou de nappes, épaisses de quelques centimètres à quelques mètres, s'étalant dans les zones côtières ou pénétrant dans les estuaires, les anses ou les baies littorales pendant un ou plusieurs jours. Le phénomène se signale aussi fréquemment par une intoxication de la faune environnante due aux toxines que secrètent certains des organismes responsables ; dans certains cas, si les poissons ou coquillages paraissent avoir résisté à l'intoxication, leur ingestion provoque chez le consommateur des allergies ou des paralysies entraînant la mort. Dans beaucoup de cas, les pullulations d'organismes phytoplanctoniques ou l'apparition de certains d'entre eux sans qu'il y ait décoloration de la mer ont, dans le domaine conchylicole, des conséquences désastreuses. Aussi, considéra-t-on ici d'une façon générale les effets toxiques du phytoplancton qu'il y ait ou non phénomène d'eaux rouges, comme l'on fait M.L. FURNESTIN et RAIMBAULT (1966).

Parmi les éléments phytoplanctoniques, certains se sont révélés nocifs pour les larves de mollusques. *In vitro*, DAVIS et GUILLARD (1958) ont mis en évidence la toxicité de certains microorganismes pour les embryons de *Crassostrea virginica* et du clam, *M. mercenaria* qu'ils alimentaient artificiellement ; le flagellé *Prymnesium parvum*, des chlorophycées des genres *Stichococcus* et *Chlamydomonas*, des chlorelles même, avaient la plus forte nocivité. En eaux libres, MARTEIL et PAULMIER (1970) ont rapporté comment, dès 1964, ils avaient constaté que l'abondance d'un dinoflagellé, *Gonyaulax polyedra*, perturbait l'évolution des larves d'*O. edulis* dans les rivières du Morbihan au point de compromettre leur fixation. LE DANTEC a constaté une évolution mauvaise chez *C. angulata* en présence de certains autres dinoflagellés.

En d'autres occasions, c'est le taux de concentration qui peut entraîner des méfaits en ralentissant ou en inhibant la filtration de l'eau chez les lamellibranches non par suite d'une obstruction mécanique des branchies mais par la paralysie ciliaire provoquée, semble-t-il, par les produits du métabolisme du phytoplancton.

Il reste que la plupart des organismes responsables des eaux rouges appartiennent aux Dinoflagellés particulièrement au genre *Gonyaulax* où les espèces *G. catenella* et *G. tamarensis* sont considérées comme les plus dangereuses. On connaît aussi des phénomènes de décoloration dues à *G. polygramma*. Sur les côtes françaises, MARTEIL et PAULMIER (1970) ont rapporté deux manifestations de marée rouge en 1969, l'une en rade de Brest, l'autre dans l'Aber Wrach à quelque distance plus au nord ; *Gonyaulax spinifera* était responsable de la première, *Gonyaulax orientalis* de la seconde qui dura du 15 au 27 juillet et fut particulièrement intense. *Gonyaulax tamarensis* n'a pas encore été signalé sur les côtes françaises mais il a été à l'origine d'intoxications graves chez des consommateurs de moules en Norvège et sur la côte nord-est de la Grande-Bretagne entre 1964 et 1970.

En dehors de *Gonyaulax*, d'autres dinoflagellés peuvent provoquer des eaux rouges et être à l'origine d'intoxications entraînant des mortalités chez les mollusques. On remarque que certains des organismes incriminés ici sont considérés comme inoffensifs ailleurs. C'est ainsi que dans le bassin d'Arcachon, à Marennes ou sur les côtes bretonnes on a relevé la présence de Péridiniens divers tels que *P. depressum*, *P. triquetum*, *Exuviella baltica*, *Glenodinium foliaceum*, *Ceratium fusus* sans qu'interviennent des intoxications, alors qu'ils en étaient jugés responsables au Portugal (PINTO et SILVA, 1956). Il en est de même de *Prorocentrum micans* bien connu sur nos rivages et fréquemment retrouvé dans le tube digestif des huîtres sans dommage pour les mollusques ni pour les consommateurs.

Très fréquents sont aussi les phénomènes à *Noctiluques*. On en constate sur toute la côte atlantique dans la zone littorale et même au-delà. Considérés par certains comme prédateurs des larves d'huîtres, ces dinoflagellés n'ont provoqué jusqu'ici aucun dommage dans les zones ostréicoles (MARTEIL, 1964).



Parmi les phytoflagellés, une chrysomonadine, *Chattonella subsalsa* apparaît fréquemment en Méditerranée mais ne semble pas dangereuse, même à forte concentration.

Le processus de formation de ces marées rouges est encore assez mal connu. Les conditions topographiques locales, météorologiques et océanographiques, interviennent ; la température et les vents, la pluviosité, l'absence ou la réduction de vitesse des courants sont autant de facteurs favorables à la multiplication des éléments phytoplanctoniques dans un milieu enrichi naturellement en sels nutritifs ou par des apports exogènes et à leur concentration en tâches de surface et d'épaisseur très variables.

### Conséquences.

Lorsque ces phénomènes d'eaux rouges se produisent dans des estuaires ou des baies bien abritées, et, a fortiori, dans des milieux semi-fermés comme les réservoirs, les lagunes ou les étangs, ils risquent d'entraîner, en dehors de toute intoxication par toxine, des mortalités de coquillages sur les parcs ou les gisements.

Dans ces milieux et dans les conditions propices au développement des floraisons excessives du phytoplancton, il peut se produire un déséquilibre temporaire qui affecte les eaux : la teneur en oxygène dissous augmente pendant le jour, des saturations de 200 % pouvant être constatées (Aber Wrach en 1969) mais tombe pendant la nuit ; elle peut devenir nulle. La demande biologique en O<sub>2</sub> dans les eaux, au cours de ces fortes poussées, est très élevée et « dépasse de très loin celle des eaux d'égoût les plus polluées de la région » (PERES et DEVEZE, 1963) ; lorsqu'elle n'est pas satisfaite, il y aura formation de conditions anaérobies. On ira vers une décomposition de la matière organique particulaire en milieu réducteur avec éventuellement libération d'hydrogène sulfuré dont la toxicité est bien connue.

## BIBLIOGRAPHIE

- ARNAUD (P.) et RAIMBAULT (R.), 1969. — L'étang de Salses-Leucate, ses principaux caractères physico-chimiques et leurs variations (en 1955-1956 et de 1960 à 1968). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **33** (4), p. 358-444.
- AUBERT (M.), GAMBAROTTA (J.P.) et LAUMOND (F.), 1968. — Rôle des apports terrigènes dans la multiplication du phytoplancton marin, cas particulier du fer. — *Rev. int. Océanogr. méd.*, **12**, p. 75-121.
- BARON (G.), 1938. — Etude du plancton dans le bassin de Marennes. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **11** (2), p. 167-188.
- BORDE (J.), 1938. — Etude du plancton du bassin d'Arcachon, des rivières du golfe du Morbihan. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **11** (4), p. 523-541.
- DARDIGNAC-CORBEIL (M.J.), 1971. — Etude d'un milieu ostréicole d'après des observations réalisées dans le bassin des Chasses des Sables d'Olonne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (4), p. 419-434.
- DAVID (A.), 1971. — Relations trophiques entre le plancton, les huîtres d'élevage et les ciones, épibiontes (étang de Thau). — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 201, p. 1-13.
- DAVIS (H.C.) et GUILLARD (R.R.), 1958. — Relative value of ten genera of micro-organisms as foods for oyster and clam larvae. — *Fish. Bull.*, **136** (58), p. 293-304.
- DESGOUILLE (A.), 1968. — Plancton et cycle biologique des Moules dans le parc du Lazaret (Tamaris). — Thèse de doctorat de spécialité, Marseille, p. 1-89.
- 1969. — Les moules du Lazaret (rade de Toulon) (suite). II. — La reproduction des Moules d'après les larves recueillies dans le plancton. III. — Le plancton dans la nutrition des moules. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 185, p. 1-15.
- DEVEZE (L.), 1959. — Cycle biologique des eaux et écologie des populations planctoniques. — *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume, Bull.*, **25** (15), p. 1-219.
- ESCANDE-LABROUCHE (R.), 1964. — Etude statistique et systématique du phytoplancton du bassin d'Arcachon. — Thèse 3<sup>e</sup> cycle (Phytobiologie et Cryptogamie), Fac. Sci. Bordeaux.
- FEUILLET (M.), 1971. — Etude du phosphore dans les sédiments ostréicoles du bassin des Chasses des Sables d'Olonne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (4), p. 443-453.

- FURNESTIN (M.L.), MAURIN (C.), LEE (J.Y.) et RAIMBAULT (R.), 1966. — Éléments de planctonologie appliquée. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **30** (2-3), p. 117-278.
- GRALL (J.R.) et JACQUES (G.), 1964. — Etude dynamique et variations saisonnières du plancton de la région de Roscoff. — *Cah. Biol. mar.*, **5**, p. 423-455.
- GRAS (P.), COMPS (M.), DAVID (A.) et BARON (G.), 1971. — Observations préliminaires sur la reproduction des huîtres dans le bassin de Marennes-Oléron en 1971. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 207, p. 1-16.
- HERRERA (J.), MUNOZ (F.) et MARGALEF (R.), 1955. — Fitoplancton de las costa de Castellon durante el ano 1953. — *Invest. pesq.*, **1**, p. 17-29.
- HINARD (G.), 1923. — Les fonds ostréicoles de la Seudre et du Belon. — *Off. Pêches marit., Notes et Mém.*, **31**, 27 p.
- JACQUES (G.), 1967. — Aspects quantitatifs du phytoplancton de Banyuls-sur-mer (golfe du Lion). — I. — Pigments et populations phytoplanctoniques dans le golfe du Lion en mars 1966. — *Vie et Milieu, sér. B, océanogr.*, **18** (2-B), p. 239-272.
- LE DANTEC (J.), 1968. — Ecologie et reproduction de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* LAMARCK) dans le bassin d'Arcachon et sur la rive gauche de la Gironde. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** (3), p. 237-362.
- LE ROUX (S.), 1956. — Phytoplancton et contenus stomacaux d'huîtres portugaises dans le bassin d'Arcachon. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **20** (2), p. 163-169.
- LUBET (P.), 1953. — Les variations saisonnières du zooplancton du bassin d'Arcachon. — *Bull. Soc. zool. France*, **78**, p. 204-216.  
— 1955. — Note sur le phytoplancton. — *Vie et Milieu*, **6** (1), p. 53-59.  
— 1959. — Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **23** (4), p. 339-548 (thèse Fac. Sci. Paris).
- MARTEIL (L.), 1960. — Ecologie des huîtres du Morbihan *Ostrea edulis* (LINNÉ) et *Gryphaea angulata* (LAMARCK). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **24** (3), p. 329-446 (thèse Fac. Sci. Rennes).
- MARTEIL (L.) et PAULMIER (G.), 1970. — Le phytoplancton des « eaux rouges » sur les côtes européennes de l'Atlantique. — *Cons. int. Explor. Mer*, p. 1-3 (ronéo).
- MATHIAS (P.) et EUZET (L.), 1962. — Le plancton du bassin de Thau (étang des eaux Blanches). — *Naturalia Monspe-liensis*, **3**, p. 7-27.
- MORALES (E.), 1956. — Fitoplancton de Blanes desde agosto de 1951 hasta julio de 1952. — *Invest. pesq.*, **4**, p. 1-47.
- MOREAU (J.), 1970. — Contribution aux recherches écologiques sur les claires à huîtres du bassin de Marennes-Oléron. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (4), p. 383-462 (thèse Fac. Sci. Nantes).
- MOREAU (J.) et TROCHON (P.), 1967. — La chlorophylle a et les caroténoïdes non-astaciens dans les claires : leurs variations quantitatives saisonnières et leurs rapports avec la croissance d'*Ostrea edulis* L. — *Cons. int. Explor. Mer*, p. 1-18 (ronéo).
- PAULMIER (G.), 1965. — Le microplancton de la rivière d'Auray. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **29** (2), p. 211-224.  
— 1971. — Cycle des matières organiques dissoutes du plancton et du micro-phytoplancton dans l'estuaire du Belon. Leur importance dans l'alimentation des huîtres : — *Ibid.*, **35** (2), p. 157-200.  
— 1972. — Seston, phytoplancton et phytobenthos en rivière d'Auray. Leur rôle dans le cycle biologique des huîtres *Ostrea edulis* L. — *Ibid.*, **36** (4), p. 375-506. (thèse de doctorat de l'Université de Provence, mention Sciences).
- PAVILLARD (J.), 1905. — Recherches sur la flore pélagique (phytoplancton) de l'étang de Thau. — Thèse Fac. Sci. Paris Montpellier, p. 1-116.
- PERES (J.M.) et DEVEZE (L.), 1963. — Océanographie biologique et biologie marine. — II — La vie pélagique « Euclide ». — P.U.F. Paris, p. 1-514.
- PINTO (J.S.) et SILVA (E.S.), 1956. — The toxicity of *Cardium edule* L. and its possible relation to the dinoflagellate *Prorocentrum micans* EHR. — *Notas Estud. Inst. Biol. marit.*, n° 12.
- PUCHER-PETKOVIC (T.), 1966. — Végétation des Diatomées pélagiques de l'Adriatique moyenne. — *Acta adriat.*, **13** (1), p. 1-97.
- RAMPI (L.), 1950. — Ricerche sul fitoplancton del Mare Ligure. — *Atti Accad. ligure*, **7** (1), p. 1-10.
- SCHODDLYN (M.), 1927. — Observations biologiques marines faites dans un parc à huîtres. — *Bull. Inst. océanogr.*, Monaco, n° 482, 64 p.
- TRAVERS (A.) et (M.), 1962. — Recherches sur le phytoplancton du golfe de Marseille. I — Etude qualitative des Diatomées et des Dinoflagellés du golfe de Marseille. II — Etude quantitative des populations phytoplanctoniques du golfe de Marseille. — *Rec. Trav. Sta. mar. Endoume.*, **41** (26), p. 3-140.

## CHAPITRE III

### LES ALTERATIONS DU MILIEU NATUREL. LES POLLUTIONS

On dit qu'il y a pollution de la mer lorsque des apports exogènes entraînent des variations importantes dans les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du milieu. De façon générale, la pollution détruit l'équilibre du biotope, nuit à l'exploitation des ressources biologiques (pêche, aquaculture), met en péril la santé de l'homme en contaminant les produits marins, entrave les utilisations traditionnelles de la mer (activités de loisirs, navigation etc.). On étudiera successivement, dans ce chapitre, les pollutions chimiques et les pollutions bactériennes.

#### I. — LES POLLUTIONS CHIMIQUES (1)

##### Définitions.

On donne le nom de *polluant* aux éléments exogènes qui se retrouvent dans le milieu sous forme de matières organiques ou minérales, soit dissoutes, soit en suspension, soit plus rarement en émulsion.

Un polluant se caractérise par sa toxicité, sa persistance dans le milieu, sa biodégradabilité et son action eutrophisante.

Un corps est dit « toxique » lorsque, introduit dans le milieu, il provoque la mort de nombreux individus. La notion de toxicité est liée à la quantité de produit nécessaire pour entraîner la mort. La quantité de polluant entraînant la mort de 50 % des individus d'une population est désignée dose létale 50 % ou  $DL_{50}$ . La  $DL_{50}$  d'un même produit varie, suivant la durée de l'expérimentation et les espèces testées ; plus sa valeur est faible, plus la toxicité est élevée. D'ordinaire, la  $DL_{50}$  est déterminée pendant une période de 2 à 4 jours au maximum, elle caractérise donc la toxicité aiguë.

Certains produits peuvent être nocifs, sans être toxiques à proprement parler, par exemple les dérivés métalliques (mercure, plomb, cuivre, zinc, cadmium) ou les matières organiques synthétiques (DDT, PCB) dits rémanents, sont susceptibles de persister dans le milieu pendant plusieurs années. Ces composés peuvent se concentrer dans les organismes par passage de la proie au prédateur, comme le montre la figure 44. Le mécanisme de l'accumulation peut se schématiser comme suit ; les membranes cytoplasmiques des organismes planctoniques fixent, par absorption, les polluants de sorte que les concentrations relevées dans le plancton sont supérieures à celles du milieu. Les bivalves filtreurs qui, pour se nourrir, retiennent le plancton en filtrant de grandes quantités d'eau, ingèrent des doses notables de contaminants. Si l'élimination est facilement retenu dans les tissus animaux (corps gras, tissus nerveux), alors que son élimination est lente, le bilan absorption par rapport à l'élimination est positif. Etant donné que la nourriture ingérée journalièrement représente environ dix fois la quantité de tissus à régénérer par l'organisme, la concentration du polluant croît chaque fois que l'on passe de la proie au prédateur. On appelle « *facteur de concentration* », le

(1) par Cl. ALZIEU et P. MAGGI.

rapport entre la teneur en polluant chez le prédateur et chez la proie. Généralement le facteur de concentration est exprimé par rapport à l'eau et peut atteindre des valeurs très élevées (plusieurs centaines de mille) chez les stades ultimes des chaînes alimentaires. C'est ainsi que le facteur de concentration est maximal chez les individus des espèces piscivores ou à longue vie tels que les grands cétacés marins, pour lesquels les teneurs peuvent approcher occasionnellement la limite tolérable par l'espèce. On peut concevoir que les polluants accumulés atteignent parfois des concentrations telles qu'ils sont nocifs pour l'homme.

A l'opposé des produits rémanents se trouvent les matières organiques qui se dégradent très facilement dans le milieu par l'intermédiaire des microorganismes. Elles sont transformées en composés élémentaires des grands cycles de la biosphère en eau et gaz carbonique. La vitesse de dégradation dépend de la richesse du milieu en microorganismes et de la structure moléculaire des matières organiques ; les composés aliphatiques sont d'ordinaire plus facilement dégradables que les composés aromatiques. Les substances naturelles sont en général celles qui se dégradent le plus facilement, mais quelques composés de synthèse peuvent être biodégradés partiellement ou totale-

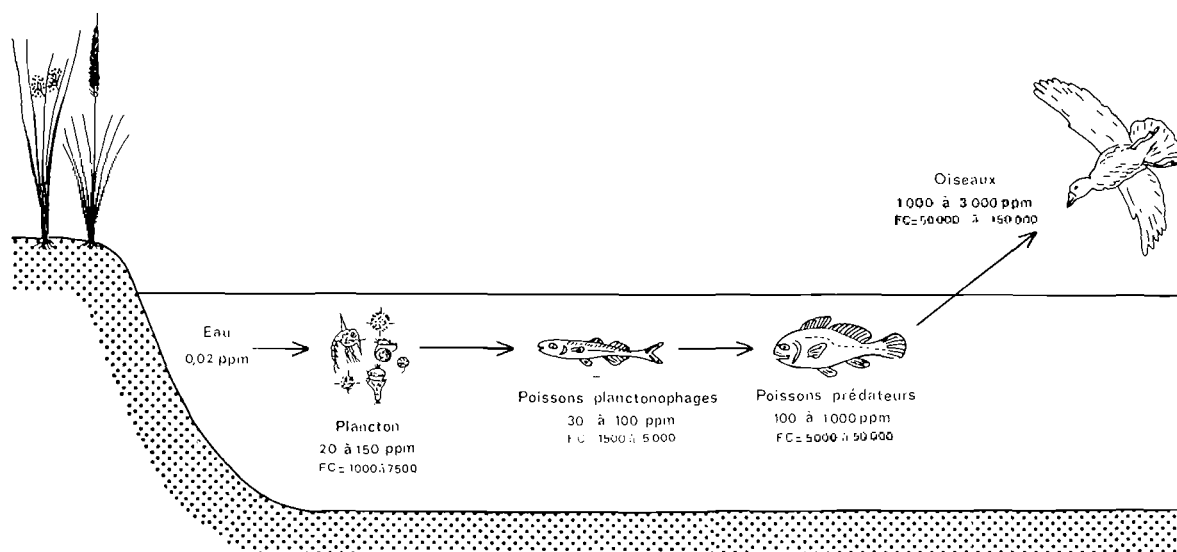


FIG. 44. — Exemple de concentration, de la dieldrine et des métabolites du DDT, le long d'une chaîne alimentaire dans l'Hudson River (d'après les résultats de КНЕИР et coll., 1972). Le facteur de concentration F.C. est donné, pour chaque groupe d'animaux, par rapport à la concentration dans l'eau.

ment, c'est le cas par exemple de certains agents tensio-actifs ou de certains pesticides. Les mécanismes de biodégradation peuvent s'effectuer en milieu réducteur pauvre en oxygène (sédiments des fonds marins) en faisant appel à une faune adaptée, bactéries sulfato-réductrices par exemple, mais les processus d'oxydation qui utilisent en grande quantité l'oxygène dissous des eaux superficielles sont de loin les plus importants.

La biodégradabilité des matières organiques, est appréciée au moyen de deux tests chimiques la DBO et la DCO.

La DBO (*Demande Biochimique en Oxygène*) représente la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques présentes, par voie bactérienne. La DCO (*Demande Chimique en Oxygène*) est la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques à l'état de gaz carbonique et d'eau par action du bichromate de potassium à chaud.

Plus le rapport  $\frac{DBO}{DCO}$  est voisin de l'unité, plus les matières organiques sont biodégradables.

Généralement la biodégradation a pour effet de limiter les actions du toxique, cependant quelques cas ont été signalés où les produits de dégradation sont plus dangereux pour la faune et la flore.

Les matières organiques proviennent en partie des organismes vivant dans le milieu marin. Elles se trouvent soit sous forme de débris, soit sous forme de solution colloïdale. Le taux de matières organiques dans les eaux océaniques est en général faible : 4 à 5 mg/l. Dans les eaux littorales, les concentrations sont plus élevées du fait des apports venant de terre et des rejets urbains. On admet qu'un habitant rejette en moyenne, journalièrement, dans le milieu naturel : 57 g de matières organiques dissoutes oxydables, et 90 g de matières en suspension.

Le tableau 8 donne, à titre d'exemple, la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation, par les microorganismes aérobies, des matières oxydables apportées journalièrement dans quelques estuaires. Lorsque les matières fermentescibles se décomposent, elles absorbent l'oxygène du milieu en quantité telle que les organismes aquatiques risquent l'asphyxie. Ce phénomène se trouve aggravé lorsqu'un apport important de matières organiques a provoqué, par sa désagrégation, un enrichissement excessif du milieu en nitrates et phosphates, sels nutritifs qui facilitent un développement pléthorique du plancton. Il y a là une détérioration grave du milieu dite *eutrophisation*. Ce phénomène fréquent dans les grands lacs est plus rare en mer mais survient néanmoins occasionnelle-

	matières organiques	DBO <sub>5</sub>
Rivière de Morlaix	600	150
Bassin d'Arcachon	17 200	4 200
Baie de Somme	22 700	11 800
Baie de Seine	522 000	245 500
Embouchure du Rhône	843 000	564 500

TABLE 8. — *Estimations journalières des apports de matières organiques et de l'oxygène nécessaire à leur biodégradation (d'après rapport du G.I.P.M., 1972).*

ment dans des zones fermées, étangs littoraux ou baies, n'ayant que peu d'échanges avec la haute mer. Il a souvent un caractère passager bien que très spectaculaire, car il s'accompagne habituellement d'un développement anarchique d'une faune et d'une flore particulières dont de nombreux éléments sont pigmentés en rouge.

La détérioration du milieu par les matières organiques est encore plus pernicieuse lorsqu'elle aboutit à réduire progressivement le taux d'oxygène en-dessous du minimum nécessaire à la vie. C'est ce qui est observé dans certains secteurs de la mer Baltique, mer à très faibles marées dont le fond est très accidenté, qui reçoit un volume relativement considérable d'eaux douces urbaines. Du fait du renouvellement difficile de l'eau du fond et de l'absorption considérable d'oxygène par les matières organiques en surface, certaines fosses se trouvent, dès maintenant, pratiquement sans vie.

### Généralités sur l'action des polluants.

Nous distinguerons deux types de pollution marine, suivant que l'introduction du polluant dans la mer se fait dans une étroite bande côtière (pollution tellurique) ou au contraire plus au large (pollution pélagique).

*Les pollutions telluriques* sont introduites, soit par rejet à la côte, lessivage par les pluies ou apports fluviaux, soit indirectement par l'intermédiaire de canalisations sous-marines de longueur variable débouchant très au-delà de la laisse des plus basses mers, soit par immersion volontaire à partir de navires. Ce type de pollution, qui affecte directement le littoral, est celui qui contrarie le plus l'exploitation biologique de la zone intertidale (fig. 45).

Les pollutions pélagiques affectent une zone plus éloignée des côtes et résultent la plupart du temps d'activités de transport maritime ou d'exploitation des fonds marins sur le plateau continental (plates-formes de forages, extractions de minerais). La localisation de ce type de pollution tend plutôt à nuire aux activités de pêche hauturière.

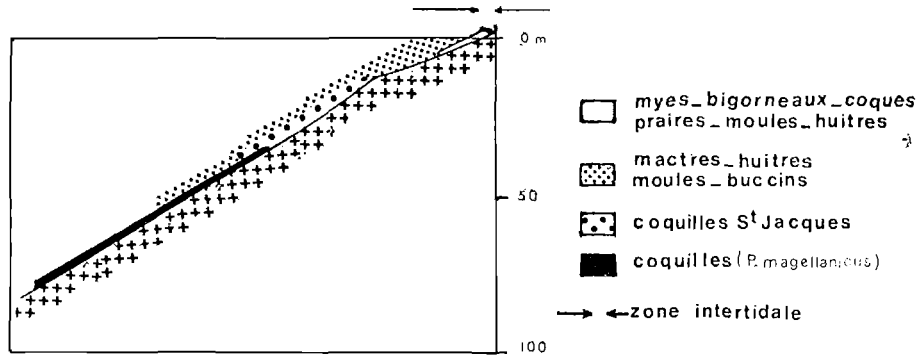


FIG. 45. — Ressources de l'Atlantique nord en mollusques et crustacés (d'après Atlas des ressources biologiques des mers FAO Rome 1972, planche A 4).

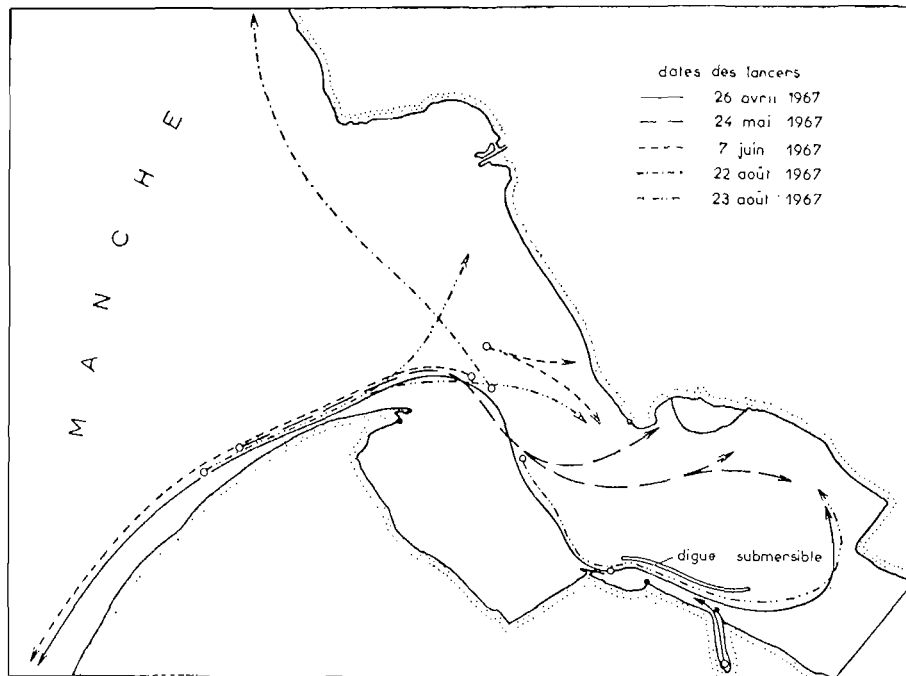


FIG. 46. — Courants de surface en baie de Somme (d'après H. BRIENNE, Science et Pêche n° 190, mars 1970, fig. 5).

Dans un cas comme dans l'autre, il convient de se rappeler, qu'en dépit des apparences, la mer est beaucoup plus hétérogène que les eaux douces. Cette hétérogénéité tient à son immensité même. On y observe des différences de température selon les latitudes, les saisons et le relief sous-marin. De ce fait, la mer est formée de masses d'eau bien individualisées qui se déplacent sans arrêt selon des trajectoires complexes déterminées par la rotation de la terre, les marées, l'impulsion des vents et, dans la zone littorale, la topographie. La stratification des eaux tend à limiter les échanges entre deux masses d'eau différentes ; ceci est particulièrement sensible lorsqu'il existe une thermocline. Ce phénomène est également observé de façon constante soit dans les estuaires, soit en cas

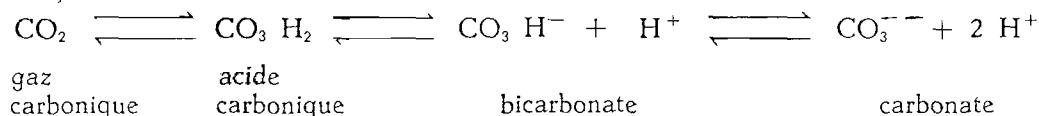
de déversements d'eaux usées urbaines. En effet, les eaux pluviales ou les eaux de rejet sont d'ordinaire moins salées et plus chaudes que le milieu marin, elles flottent donc à sa surface en s'étalant plus ou moins selon les conditions locales.

Dans les estuaires, une partie de l'eau douce écoulee pendant le jusant est refoulée par le flot suivant une trajectoire qui est le plus souvent différente, de telle sorte que les eaux polluées affectent successivement les deux rives (fig. 46). De plus, se forme une sorte de bouchon d'eau polluée à l'entrée de l'estuaire, bouchon dont le volume et les déplacements varient suivant le débit du fleuve, les coefficients de marées et la direction des vents.

Il va de soi que le flot polluant affectera plus ou moins les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du milieu suivant son importance relative par rapport au milieu qui le reçoit, en particulier lorsque les échanges avec la haute mer sont limités.

### **Pouvoir tampon de l'eau de mer.**

L'eau de mer a une composition saline telle, qu'elle n'est pas trop affectée par l'introduction d'acides ou de bases. Ce pouvoir tampon est dû essentiellement aux sels d'acides faibles, carbonates, bicarbonates, borates. La libération de gaz carbonique par la dégradation des matières organiques agit sur l'équilibre :



et limite les variations normales du pH entre 8 et 8,3. Ces faibles écarts sont favorables à la vie des organismes marins.

En cas d'addition alcaline l'équilibre est déplacé vers la droite avec formation d'ions carbonates.

En cas d'addition acide, la position d'équilibre est déplacée vers la gauche en augmentant la concentration en gaz carbonique libre. Le pouvoir tampon assure rapidement la neutralisation des effluents acides. Ainsi pour amener à pH = 7 une solution contenant un kilogramme d'acide sulfurique, il suffit de 8 m<sup>3</sup> d'eau de mer.

### **Influence de la turbidité.**

Au voisinage des côtes et plus particulièrement aux embouchures des cours d'eau, la turbidité des eaux freine la pénétration de la lumière, agissant ainsi sur les peuplements qui sont tributaires des radiations solaires (cf chapitre 2).

La pénétration diminue quantitativement mais aussi qualitativement avec la profondeur ; elle ne s'étend pas au-delà de — 100 mètres, mais s'arrête parfois vers — 20 mètres. Cette zone éclairée, ou zone euphotique, est celle où se développent les organismes chlorophylliens autotrophes.

La turbidité des eaux est plus particulièrement visible par observation aérienne, celle-ci est de plus en plus pratiquée pour déterminer les zones d'influence des rejets. Notons à ce propos qu'une technique, naguère utilisée, consistant à dilacérer les déchets pour en favoriser la dispersion, augmentait sensiblement la turbidité.

#### **A. Pollution tellurique.**

L'importance des apports, leur nature, leur origine, ainsi que leurs interactions, rendent l'étude des pollutions telluriques extrêmement complexe. Nous considérerons successivement les apports dus aux activités domestiques, ceux de l'industrie, ceux de l'agriculture et ceux de certains déversements particulièrement caractéristiques.

## I. — Pollution d'origine domestique.

Elle résulte de l'utilisation de l'eau comme moyen de transport et de dilution des déchets domestiques de toute nature : eaux vannes chargées d'excréments, eaux ménagères (cuisine, lavage du linge, hygiène corporelle), eaux de nettoyage des chaussées et caniveaux, eaux pluviales, mais aussi eaux nécessaires à l'industrie dispersée dans l'habitat.

En France, on estime actuellement entre 150 et 175 litres par jour et par habitant la quantité d'eau nécessaire pour une population ; dans certains pays la consommation peut atteindre 250 l par jour et par habitant. Dans les villes, les différents effluents peuvent être collectés soit par réseau unitaire recevant l'ensemble des eaux usées, soit par réseau séparatif tendant à recueillir à part les eaux les plus souillées (eaux vannes, eaux usées ménagères) que l'on appelle communément eaux d'égout.

### *Les eaux vannes.*

La plupart du temps, les eaux vannes sont mêlées aux eaux ménagères et contiennent essentiellement les déchets du métabolisme humain accompagnés d'un grand nombre de microorganismes. Elles sont transformées dans le milieu en gaz carbonique et eau mais aussi en nitrates, phosphates et sulfates. On estime qu'une personne rejette journallement dans le réseau d'égout : 100 à 150 g de matière fécales et 1 000 g d'urine.

### *Les eaux usées ménagères.*

Ces eaux renferment, en suspension, des matières minérales (lavage des légumes) ou organiques (déchets végétaux et animaux), des graisses plus ou moins émulsionnées par des agents tensio-actifs provenant des poudres détersives utilisées pour la vaisselle et le lavage du linge, des sels dissous (polyphosphates, perborates, sulfates, silicates, hypochlorites).

Lorsque ces eaux sont rejetées à l'état brut en mer, les matières minérales en suspension décantent plus facilement que les matières organiques qui sont souvent de taille plus importante et ont tendance à flotter en s'agglutinant dans les zones abritées.

Les nuisances les plus importantes proviennent des produits détersifs employés pour les lessives ou le nettoyage des sols. Outre ces produits tensio-actifs ils contiennent des agents de blanchiment (perborates, azurants optiques), des adoucisseurs d'eau (polyphosphates sodiques), des inhibiteurs de corrosion (silicate de soude) ou des constituants évitant la redéposition (carboxyméthylcellulose).

La composition moyenne d'un produit de lavage est à peu près la suivante : 20 à 30 % de détergent, 35 à 45 % Polyphosphates ou acide nitrilotriacétique (adoucisseur), 0,5 % EDTA (adoucisseur), 7 % Perborates (oxydant), 5 % Métasilicates (inhibiteur de corrosion), 1 % Carboxyméthyl-cellulose (agent antiredéposition), 15 % Sulfates, 5 % Carbonates, 0,5 % eau, 1 % Enzymes.

Les tensio-actifs utilisés dans ces produits sont généralement des composés anioniques constitués par un radical sulfonate (ou sulfate) hydrophile fixé à une des extrémités d'une chaîne hydrocarbonée, lipophile, comprenant entre 10 et 20 atomes de carbone. Leur biodégradabilité dépend de la structure de la chaîne hydrocarbonée ; les chaînes linéaires sont plus facilement biodégradées que les structures ramifiées ou alcyliques. Les chaînes hydrocarbonées les plus utilisées sont des alkylbenzènes tels que le dodécylbenzène. Les tensio-actifs qui en sont dérivés sont appelés alkylbenzènesulfonates ou plus communément ABS. Les ABS utilisés jusqu'à ces dernières années n'étaient que très peu biodégradables alors que depuis 1971 la réglementation impose qu'ils le soient à 80 % au moins. Il est à remarquer que les polyphosphates entrent environ pour moitié dans la constitution des lessives ménagères. Ces produits, qui s'insèrent dans le cycle naturel du phosphore, constituent une masse importante de sels nutritifs déversés dans le milieu : pour certains auteurs, le phosphore rejeté du fait des activités ménagères représente le quart des rejets en phosphore liés à l'activité humaine.

Les concentrations de tensio-actifs rencontrées actuellement en France, de façon habituelle, dans les zones littorales (tabl. 9) sont insuffisantes pour réduire de façon sensible les taux de



saturation en oxygène, mais peuvent agir sur les mécanismes de sa dissolution et de son transfert. Ces teneurs sont également inférieures aux concentrations létales citées dans de nombreux travaux.

Les détergents anioniques communément employés sont généralement fort toxiques pour les

Zone de référence	concentrations minimales	concentrations maximales	concentrations moyennes
Estuaire de la Seine (Bouée 20)	8	109	35,6
Rade de Brest (Pointe de Portzic)	0	38,5	7,5
Estuaire de la Loire (Bouée 12)	0	70	19,7
Bassin Marennes-Oléron (Pointe de Menson)	0	65	7,6

TABL. 9. — Concentrations en détergents anioniques ( $\mu\text{g/l}$ ) rencontrées dans les eaux de surface lors d'une étude effectuée par l'I.S.T.P.M. en 1971-1972.

poissons ; ils sont moins nocifs pour les crustacés ; les mollusques présentent une sensibilité intermédiaire (tabl. 10).

D'une manière générale, il semble que, pour une espèce donnée, les formes juvéniles soient beaucoup plus sensibles que les adultes. Certains organismes sont susceptibles de s'acclimater

Espèces	DL <sub>50</sub> 96 heures (en mg/l)	
	Valeurs minimales	Valeurs maximales
<i>Poissons</i>		
civelle	2,1	9,1
gobie	0,9	8,1
<i>Mollusques</i>		
Moules	4	24,5
Coque	4,3	15
Bigorneau	14	70
<i>Crustacés</i>		
Artémie	2,3	70
Bernard l'Ermite	> 100	> 100
Crevette grise	50	> 100

TABL. 10. — Valeurs maximales et minimales des DL<sub>50</sub> 96 heures pour cinq tensio-actifs anioniques.

et de résister à des teneurs qui seraient mortelles pour des animaux non accoutumés. FORET (1972) trouve pour deux annélides polychètes un accroissement de la résistance chez les généra-

tions successives. EISLER (1965) a mis en évidence le rôle de la salinité dans l'action toxique des détergents anioniques. Des anguilles, exposées à une dose de 10 mg/l pendant 96 heures, ne sont pas affectées tant que la salinité ne dépasse pas 15‰ ; la mort de tous les individus survient lorsque la salinité avoisine celle de l'eau de mer.

Les recherches effectuées sur les organismes aquatiques ont mis en évidence des actions au niveau des épithéliums, c'est ainsi que SCHMID et MANN (1962), LEMKE et MOUNT (1963) et BOCK (1966), ont noté des modifications profondes de l'épithélium branchial des poissons, sous l'action de doses sublétales de détergents anioniques. A de plus faibles doses encore, des altérations se manifestent au niveau de l'épithélium olfactif des capsules nasales des poissons ; il en résulte des effets néfastes sur le comportement alimentaire de ces animaux (BARDACH et coll., 1965 ; FOSTER et coll., 1966).

Les détergents anioniques sont remplacés peu à peu par des non anioniques. En règle générale ces tensio-actifs sont moins toxiques que leurs homologues anioniques (MARCHETTI, 1965). Toutefois, BELLAN et coll. (1971), ont trouvé, pour des concentrations aussi faibles que 0,1 mg/l, des effets perturbateurs du cycle biologique de l'Annélide *Capitella capitata* ; les stades pélagiques sont les plus sensibles.

L'enrichissement excessif du milieu marin, au débouché des émissaires urbains, affecte notablement la physionomie des peuplements animaux et végétaux. BELLAN (1967) a décrit la répartition des peuplements benthiques des substrats meubles dans le milieu portuaire et au débouché de l'égout de la ville de Marseille. Il a ainsi mis en évidence un certain nombre d'espèces indicatrices de pollution. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du foyer de pollution il note :

- a) une zone de pollution maximale dépourvue d'organismes macroscopiques,
- b) une zone polluée caractérisée essentiellement par la présence de deux annélides, *Capitella capitata* et *Scolelepis fuliginosa*,
- c) une zone subnormale dans laquelle les espèces indicatrices de pollution ont pratiquement disparu, mais le peuplement naturel est moins varié que de coutume,
- e) une zone caractérisée par des peuplements d'eau non polluée.

L'évacuation directe des eaux urbaines dans le milieu marin a donc pour effet de modifier considérablement l'équilibre du biotope et non d'accroître, dans des limites raisonnables, sa productivité primaire. C'est pourquoi il est nécessaire d'éliminer avant rejet la majeure partie des nutriments que contiennent les effluents urbains. Pour ce faire, les eaux d'égout sont traitées dans des stations d'épuration où elles sont dessablées, dégrillées, dégraissées, décantées, digérées et éventuellement stérilisées. Suivant le degré d'épuration désiré on procédera successivement par un pré-traitement (dessablage, dégrillage, dégraissage), un traitement primaire (décantation) qui élimine 40 à 60 % des matières en suspension et 15 à 40 % de DBO, un traitement secondaire (épuration biologique) qui élimine 70 à 95 % des matières en suspension et 65 à 95 % de DBO, enfin un traitement tertiaire (stérilisation).

Le rendement d'épuration n'atteint son maximum qu'une à deux semaines après la mise en service d'une station biologique, ce qui est fort gênant pour assurer correctement l'assainissement des populations saisonnières du littoral. Pour éviter ces inconvénients, une technique originale de traitement physicochimique et biologique, actuellement en expérimentation en vraie grandeur, semble pouvoir abaisser de 70 % la DBO des affluents dès la mise en service de la station. De plus les effluents sont débarrassés d'une grande partie des phosphates et détergents qui ne sont pas retenus par les stations biologiques conventionnelles.

Notons que l'on peut éliminer les effluents des stations d'épuration à faible capacité par évaporation (lagunes stabilisatrices) ou par évapotranspiration (plateaux telluriens).

## II. — Pollutions liées aux activités agricoles.

Nous envisagerons successivement les effets sur le milieu marin, des résidus de traitements phytosanitaires ou insecticides, et des déversements des industries de transformation des produits agricoles.

1°) *Pollution par les pesticides.*

a) *Généralités.*

On appelle pesticides, ou plus exactement biocides, l'ensemble des produits chimiques organiques ou minéraux destinés à lutter contre les parasites de toutes espèces : microbes, champignons, insectes, rongeurs. On connaissait depuis longtemps l'influence de certains composés sur le développement parasitaire, sulfate de cuivre contre le mildiou de la vigne, sels arsenicaux pour le traitement des vergers, mais l'extraordinaire développement de la chimie organique de synthèse a permis d'obtenir de nouveaux produits agissant à des doses infinitésimales. C'est ainsi qu'actuellement l'agriculture française utilise environ 250 composés actifs entrant dans la composition de 3 500 à 4 000 formulations commerciales. Les services rendus par les biocides, en maîtrisant les insectes vecteurs de maladies ou en éliminant les ennemis des cultures vivrières ou des élevages, en font un auxiliaire désormais indispensable à notre vie. Cependant leur emploi intensif ne va pas sans quelques inconvénients.

*Les organochlorés.*

Les premiers insecticides utilisés étaient des hydrocarbures aromatiques chlorés tels que le DDT, le lindane ou l'aldrine. Leur innocuité vis-à-vis de l'homme et des autres homéothermes les fit utiliser à fortes doses comme destructeurs des insectes indésirables ; c'est ainsi que de nombreux auteurs attribuent au DDT l'éradication des vecteurs du paludisme. Malheureusement, après une décade d'usage intensif des insecticides organochlorés, certains effets secondaires indésirables sont apparus. Onregistra tout d'abord une certaine résistance des insectes aux traitements, résistance qui nécessitait l'utilisation de doses de plus en plus grandes de matière active. On s'aperçut ensuite que les résidus de traitement, peu dégradés dans le milieu, pouvaient s'accumuler dans le corps gras des animaux. La transmission du contaminant se fait par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire (fig. 44).

On remarquera que le facteur de concentration par rapport à l'eau peut atteindre 50 000 pour les poissons et 150 000 pour les oiseaux marins. Ceci explique que l'on puisse trouver des quantités importantes d'organochlorés chez des animaux évolués, alors que le milieu en est apparemment exempt ; c'est le cas de la faune de l'Antarctique.

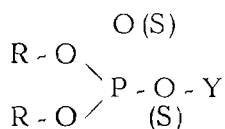
Les mesures effectuées dans nos eaux du littoral ont montré que le DDT, le lindane, l'aldrine et la dieldrine étaient les insecticides les plus couramment rencontrés. Ils atteignent des doses de 10 à 20 µg/l dans certains étangs méditerranéens. Les mêmes analyses effectuées dans les eaux du bassin de Marennes-Oléron pendant une année ont montré que le milieu marin est pratiquement exempt d'insecticides à des teneurs décelables par l'analyse.

Par contre, FOUGERAS-LAVERGNOLLE trouve, dans des huîtres prélevées dans 10 régions conchylicoles types, du lindane, de l'α hexachlorocyclohexane et du DDT aux taux respectifs de 5 à 17 µg/kg, 5 à 32 µg/kg et 1,2 mg/kg ; les teneurs les plus élevées se trouvant dans l'étang de Thau. Du DDT et de l'hexachlorocyclohexane ont aussi été décelés en faible quantité dans les truites et anguilles de la Nive.

Notons que les quantités de résidus d'insecticides chlorés trouvées dans la faune marine sont nettement inférieures aux doses journalières admissibles pour l'homme, telles que fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé.

*Les organophosphorés.*

En raison des inconvénients que présentent les insecticides organochlorés, une nouvelle catégorie de produits, les organophosphorés ont pris une place de plus en plus importante dans la lutte phytosanitaire. Ce sont des inhibiteurs d'un enzyme essentiel à la vie, la cholinestérase. Leur formule générale est :



où  $R$  représente une chaîne alkyl et  $Y$  un radical organique la plupart du temps aromatique. On a donc quatre types de structure suivant que les atomes d'oxygène sont substitués par des atomes de soufre dans la position indiquée.

Les plus utilisés sont : le diméthyl ou diéthyl parathion (500 t/an), le tétraéthylpyrophosphate, l'hexaéthyltétraposphate, le fénitrothion, le diazinon, etc. Ce sont tous des composés solubles dans l'eau, facilement hydrolysables et liposolubles. Certains pénètrent dans les tissus végétaux et rendent la sève toxique pour les insectes broyeurs et piqueurs (endothérapie), d'autres forment un film toxique à la surface (exothérapie).

La persistance dans la nature de chaque produit est mal connue. Selon MUHLANN et SCHRADER (1957), les durées de demi-vie sont respectivement de 320, 690, 526, 61,5 et 175 jours pour le paraxon, le parathion, le diptérex, le dichlorvos et le méthyl parathion. Elle diminue quand la température augmente et lorsqu'on passe d'un milieu acide à un milieu basique.

L'hydrolyse des esters phosphoriques entraîne une rupture de la liaison  $O - Y$  donnant un acide ester et un hydroxyle. En règle générale la nature des produits d'hydrolyse dépend surtout :  
du substituant  $Y$  (aromatique ou aliphatique),  
de la présence de différents catalyseurs (milieu basique acide),  
de la nature des liaisons ioniques,  
de la température.

Contrairement aux molécules organochlorées, les esters phosphoriques peuvent être métabolisés par les êtres vivants. Les métabolites ont surtout été étudiés chez les animaux domestiques où l'on n'a jamais signalé de résidus cumulés dans les tissus.

#### b) Toxicité des insecticides à l'égard de la faune marine.

En général les organochlorés sont plus toxiques pour la faune marine que les organophosphorés. Les crustacés sont plus sensibles que les poissons et les mollusques. Le lindane, le méthoxychlor, la phosdrine, le dichlorvos et le méthylparathion sont particulièrement toxiques pour les crustacés. La toxicité directe sur le phytoplancton est très variable. MENZE et RANDTKE (1970), ont testé la résistance de quatre espèces phytoplanctoniques à des concentrations de 0,01 à 1 000 ppm de DDT, endrine et dieldrine ; *Dunaliella tertiolecta* s'est révélé être insensible aux trois insecticides dans cette gamme de concentration, alors que l'espèce la plus vulnérable *D. cyclotella* est affectée par des concentrations de 0,1 à 1 ppb de ce même produit.

Des effets sublétaux d'organochlorés ont été signalés chez la truite exposée pendant 24 heures à une dose de 20 ppb de DDT, où la nageoire caudale ne réagit plus à certains stimulus (ANDERSON et PRINS, 1970) et chez les huîtres où la croissance de la coquille est réduite à partir de concentrations de 7 à 500 ppb suivant le composé (BUTLER et SPRINGER, 1964).

#### c) Traitements démoustiquants.

Les premiers traitements étaient effectués avec des doses d'insecticides organochlorés (DDT et lindane) directement toxiques pour les moustiques adultes. Très rapidement, des phénomènes de résistance à ces produits se manifestèrent, nécessitant des doses d'utilisation de plus en plus importantes. De plus, l'extrême nocivité des organochlorés à l'égard des autres organismes, ainsi que leur accumulation le long des chaînes alimentaires, ont obligé progressivement à les abandonner.

Les organophosphorés, moins rémanents et moins toxiques pour la faune annexe, leur ont été substitués. De plus, le traitement ponctuel des gîtes larvaires s'est avéré plus efficace que la lutte contre les adultes.

Les produits les plus utilisés sont dans l'ordre :

a) l'abate ou 0,0,0',0' -tétraméthyl 00' -(thiodi-p-phénylène disphosphorothioate), à raison de 100 litres par hectare d'une solution aqueuse contenant 0,08 % de matière active ;

b) le fénitrothion ou thiophosphate de 0 -(trichloro 2,4,5, phényle) et de 0 -(méthyl - 3 nitro - 4 phényle) ; sous forme liquide à raison d'un litre par hectare d'une solution à 50 % de matière active (traitement dit Ultra Lourd Volume) ou de 50 l/hectare d'une solution aqueuse contenant

0,5 % de matière active et sous forme de granulés insolubles renfermant 3 % de matière active capable de diffuser plus ou moins lentement dans l'eau ;

c) le dursban ou 0,0 diéthyl 0 -(3,5,6, trichloro 2 pyridinyl) phosphorothioate, seulement utilisé dans « les gîtes durs » sous forme de granulés à 3 % de matière active.

Ces produits sont caractérisés par des doses d'utilisation très faibles, une biodégradation élevée et l'absence d'accumulation dans les organismes vivants. Les doses larvicides sont respectivement de 0,6, 20 et 100 mg/m<sup>3</sup> pour le dursban, l'abate et le fénitrothion.

Il ressort, des travaux que nous avons effectués sur le terrain (fig. 47), que l'abate et le fénitrothion ont une période de demi-vie, dans les eaux saumâtres, inférieure à une journée. D'autre part, des essais de toxicité aiguë conduits en laboratoire sur deux diatomées, six mollusques, cinq crustacés, un Cœlenthère et quatre poissons, font apparaître l'extrême sensibilité des crustacés à l'abate et au finéthrothion. Néanmoins la dose toxique est très largement supérieure à la dose d'utilisation.

Les DL<sub>50</sub> à 96 heures en mg/m<sup>3</sup> pour les crustacés sont les suivantes :

	abate	fénitrothion
<i>Artemia salina</i>	350	410
<i>Carcinus maenas</i>	150	9
<i>Clinabarius misanthropus</i>	6 500	150
<i>Palæmonetes varians</i>	750	4
<i>Crangon crangon</i>	1 550	2



FIG. 47. — Traitement à l'abate de marais abandonnés au moyen d'un engin amphibie.

Pour les autres organismes testés, dans tous les cas, l'abate s'est révélé nettement moins toxique que le fénitrothion. Du fait de sa spécificité (de très faibles quantités sont létales pour les larves de moustiques), de sa faible rémanence dans l'eau et de sa relative innocuité pour la faune annexe, l'abate tend à être de plus en plus utilisé dans la lutte contre les moustiques.

Rappelons que les claires à huîtres et les marais qui sont toujours maintenus en eau ne nécessitent pas de traitement contre les larves de moustiques, car celles-ci ne peuvent se développer qu'après une période d'assèchement. Une étude écologique très poussée des marais à traiter, permet de circonscrire les zones favorables au développement des moustiques, limitant au maximum le déversement de pesticides dans le milieu naturel. La période de traitement s'échelonne d'avril à octobre, à des cadences voisines d'un traitement antilarvaire tous les deux mois.

On remarquera donc que les opérations de démoustication, lorsqu'elles sont menées par un personnel compétent connaissant bien l'utilisation des insecticides et l'écologie de l'insecte, ne sont plus de nature à inquiéter les éleveurs conchylicoles. La démoustication telle qu'elle est menée, en Lan-

guedoc-Roussillon, en Charente-Maritime et Vendée par les ententes interdépartementales de démoustication, démontre qu'il est possible de concilier les exigences de la lutte antiparasitaire tout en préservant le milieu.

### 2°) *Pollution par les industries alimentaires.*

Ces industries sont de nature très diverses : laiteries, abattoirs, conserveries, distilleries, porcheries... Elles rejettent dans le milieu des effluents riches en matières organiques qui vont se comporter approximativement comme les eaux usées urbaines. Leur biodégradation consomme une grande quantité d'oxygène dissous, provoquant dans certains cas l'asphyxie du milieu et la mort des organismes qui y vivent.

Certaines industries (laiteries, distilleries) rejettent des eaux de refroidissement qui aggravent le déficit en oxygène du milieu. Dans le cas des industries ayant un caractère saisonnier (distilleries) on a pu constater, pendant leur période d'activité, de nombreuses mortalités de poissons dans les cours d'eau recevant leurs effluents, en raison des toxiques qu'ils contiennent.

## III. — **Pollutions industrielles.**

### 1°) *Généralités.*

On estime actuellement que les rejets industriels déversés journellement en mer sont équivalents à ceux d'une ville de 3 millions d'habitants sur notre côte méditerranéenne et de 2.1 millions d'habitants sur la façade atlantique. Un grand nombre d'usines déversent donc dans le milieu des résidus de fabrication. Les industries lourdes qui doivent importer leurs matières premières (pétrochimie, métallurgie) tendent à se grouper autour de ports importants formant ainsi de vastes complexes. Par contre, de nombreuses industries de transformation choisissent de s'implanter sur les lieux mêmes de production de la matière première. C'est ainsi que l'on trouve des conserveries et des industries de traitement des algues en Bretagne, des papeteries dans les Landes, ou des distilleries dans le Roussillon.

Il est donc difficile de traiter, très brièvement et de manière exhaustive, le problème de la pollution apportée à la mer par toutes les industries implantées sur le littoral. Aussi choisirons-nous, parmi les types de rejets, ceux de quelques industries très caractéristiques.

### 2°) *Rejets organiques.*

Les matières organiques contenues dans les eaux résiduaires industrielles proviennent généralement de la transformation de matières premières vivantes. Dans de nombreux cas, les processus d'extraction des composés directement utilisables se font par voie humide, acide ou alcaline, produisant des effluents qui auront, suivant le cas, un pH voisin de l'unité ou supérieur à 10.

#### a) *Fabrication des alginates à partir des algues.*

Les laminaires, *Laminaria digitata* (= *Laminaria flexicaulis*), et à un degré moindre les fucus, *Ascophyllum nodosum*, constituent la matière de base pour la fabrication des alginates. Par action d'une solution d'acide sulfurique à pH 2, les sels minéraux, le mannitol, la laminarine et la fucodine contenus dans les algues sont solubilisés et séparés de l'acide alginique et de la cellulose.

Les différentes opérations d'extraction de l'acide alginique conduisent à rejeter une solution d'acide sulfurique à pH 5, contenant 3 à 4 g/l de sels minéraux et 1 à 2 g/l de matières organiques, (essentiellement hydrates de carbone). Lorsque ces effluents sont déversés en milieu marin, le pH est rapidement neutralisé par effet tampon et les matières organiques sont facilement assimilées par les microorganismes.

Accidentellement, des résidus d'acide alginique peuvent être déversés dans le milieu marin où ils se transforment en alginates colloïdaux qui peuvent obstruer les branchies des organismes marins et provoquer leur asphyxie.

#### b) *Les fabriques de pâte à papier.*

Les besoins sans cesse croissants de papier de toute nature ont conduit l'industrie papetière à

accroître sa production. Cela ne va pas sans inconvénients, car ce type de fabrication utilise des volumes d'eau considérables qui sont restitués au milieu très fortement chargés en matières polluantes. On peut estimer que l'industrie papetière est responsable de 10 % de la pollution industrielle nationale.

La nocivité des effluents rejetés, varie suivant la capacité de l'usine considérée mais aussi suivant la matière première et les procédés de fabrication. Les fibres cellulosiques des bois résineux ou des feuillus et celles des plantes textiles, lin et chanvre, sont les plus couramment utilisées pour la fabrication du papier. De façon générale, la matière première soumise à l'action prolongée d'une lessive contenant soit du bisulfite de sodium (procédé au sulfite), soit du polysulfure de sodium (procédé Kraft), qui transforme la lignine en composés solubles alors que la cellulose, insoluble, constitue la pâte à papier.

La lessive de cuisson (liqueur noire), les eaux de lavage de la pâte et les eaux de blanchiment, constituent l'essentiel des eaux résiduaires d'une papeterie.

*Fabrique de pâte à papier Kraft à partir de résineux.*

La cuisson des conifères, par procédé Kraft, permet de recueillir les acides résiniques par décanation de la liqueur noire qui est ensuite incinérée. Les effluents rejetés dans le milieu sont alors



FIG. 48. — Invasion d'un estuaire par des mousses dues à des déversements papetiers.

uniquement constitués par les eaux de lavage de la pâte, et les eaux de blanchiment. Lorsque ces effluents sont déversés en mer, les thiolignines ont tendance à former des mousses (fig. 48) qui donnent au rivage un aspect peu esthétique. Ces mousses subsistent tant que l'effluent n'est pas suffisamment dilué.

La nocivité aiguë des eaux de lavage pour la faune et la flore marines n'est pas très élevée et disparaît rapidement avec la dilution. Les huîtres par exemple peuvent, après certaines réactions de défense, s'acclimater à des concentrations de l'ordre de 10 %. Les résidus d'acides résiniques, qui peuvent demeurer emprisonnés dans la pâte au moment de la séparation de la liqueur noire, sont beaucoup plus toxiques et leur concentration dans l'effluent est, avant rejet, de l'ordre de grandeur de celle qui entraîne une diminution d'activité valvaire de l'huître. On peut penser, dans ce cas, que les phénomènes de dilution sont de nature à limiter l'action nocive des acides résiniques. Cependant les déversements continus des eaux de lavage dans un milieu semi fermé ont parfois des conséquences néfastes pour la conchyliculture. C'est ainsi que nous avons pu constater une augmentation de la production de naissain quand les rejets ont été détournés de la zone conchylicole.

*Fabrique de pâte à papier à partir de fibres végétales.*

La cuisson par une solution de sulfure de sodium d'un mélange de fibre de lin et de chanvre

donne un papier fin de qualité supérieure. Le procédé de fabrication est discontinu et la liqueur noire, les eaux de lavage et les eaux de blanchiment sont rejetées en rivière à une dizaine de kilomètres de la côte.

Ce rejet est caractérisé par une forte alcalinité (une dilution de l'ordre de 1/1 000 est indispensable pour obtenir une valeur de pH autorisant la vie de la flore et de la faune estuariennes), une forte charge en matières organiques et minérales et par la présence de composés toxiques (parmi lesquels des sulfures).

Le tableau 11 donne les différentes valeurs relevées dans l'estuaire au cours des déversements. L'influence du rejet se fait largement sentir tout au long de l'estuaire. Seul le taux d'oxygène n'est pratiquement pas affecté, la légère diminution observée un court moment au passage de l'effluent peut être interprétée comme un artéfact dû à l'élévation momentanée de la concentration en sels dissous.

Les essais de toxicités réalisés au laboratoire montrent que la concentration entraînant 50 % de réduction de croissance du phytoplancton est comprise entre 25 et 62 ml de liqueur noire par litre. Le zooplancton est beaucoup plus sensible et disparaît, après 48 heures de contact, pour des doses de 0,1 ml par litre. Une solution de 0,5 ml par litre réduit de façon sensible l'activité valvaire de l'huître portugaise.

L'étude écologique de l'estuaire confirme les résultats enregistrés au laboratoire. Les pêches planctoniques sont essentiellement composées de 99 % de fibres et débris ligneux provenant sans

mesure station	pH		O <sub>2</sub> dissous mg/l temp. 5° C		D.C.O. mg/l		sulfures µg/l		phénols µg/l	
	mini.	max.	mini.	max.	mini.	max.	mini.	max.	mini.	max.
1 km de l'usine	7,1	10,6	9,2	12,2	3	308	20	600	14	436
8 km de l'usine	6,8	9,8	10,2	12,8	18	148	20	440	< 5	260

TABL. 11. — Valeurs minimales et maximales des différents paramètres enregistrés au cours des déversements.

aucun doute des rejets papetiers. Ces débris représentent une gêne mécanique, par colmatage des branchies ou occlusion du tractus digestif, pour les organismes vivants.

Le phytoplancton est peu abondant, en nombre et en variété des espèces, ce qui contraste avec la richesse des estuaires voisins. Quant au zooplancton, il est représenté par une seule espèce particulièrement résistante. Notons enfin que la mytiliculture a complètement disparu dans l'estuaire en cause.

En conclusion il apparaît que les déversements papetiers constituent une gêne indéniable pour la conchyliculture, celle-ci est d'autant plus grave qu'ils comprennent les liqueurs noires.

### c) La pétrochimie.

Les effluents des industries utilisant le pétrole comme matière première contiennent généralement des hydrocarbures, des phénols et des sulfures sous forme de mercaptans.

GRAUBY et coll. (1972), ont étudié la toxicité des effluents de raffineries sur l'anguille. Les eaux de « stripping » (1), contenant 140 mg/l de phénol, 9 mg/l d'hydrocarbures aliphatiques et 5 mg/l de sulfures sont plus toxiques que les effluents issus des séparateurs à huile ou de la fabrication des additifs. Ces travaux donnent à penser qu'il existe des mécanismes de synergie quand phénols et hydrocarbures sont présents dans les effluents.

Les hydrocarbures peuvent être absorbés par les organismes marins, soit directement, soit par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. Ils communiquent une saveur déplaisante aux organismes

(1) Le « stripping » est un traitement ayant pour but d'éliminer les fractions volatiles des effluents.



marins, en particulier à ceux, comme les bivalves, qui filtrent des quantités importantes d'eau. De nombreux chercheurs ont tenté de déterminer la quantité minimale susceptible de donner un goût, jusqu'alors leurs résultats sont extrêmement discordants. LEE et coll. (1972), estiment que les paraffines non toxiques sont absorbées par la moule *Mytilus edulis* en plus grande quantité que les composés aromatiques. Ces mêmes auteurs ont montré qu'une moule fortement contaminée pouvait éliminer jusqu'à 0,4 mg de produits pétroliers lorsqu'elle était replacée dans une eau propre.

Les composés phénoliques peuvent, de la même façon que les hydrocarbures, être absorbés par les organismes vivants et rendent leur goût désagréable. La contamination est particulièrement sensible lorsque les composés absorbés sont des chlorophénols. C'est ainsi que MANN (1964) estime que respectivement 0,001 et 0,015 mg/l d'orthochlorophénol donnent un mauvais goût aux huîtres et à la carpe. Ce même auteur, a mesuré les teneurs en phénol des organes de carpes élevées pendant cinq jours dans des milieux contenant 10 mg/litre de phénol ; les concentrations les plus élevées ont été rencontrées dans le foie, (19 mg/kg) et les branchies (17 mg/kg), alors que l'intestin n'en contenait que 7 mg/kg.

Les teneurs en hydrocarbures et phénols dans le milieu naturel, sont maximales dans les ports et à proximité des complexes pétroliers, c'est-à-dire, la plupart du temps, en dehors des zones conchylicoles.

Il ressort des analyses effectuées en 1972, par l'I.S.T.P.M. dans le golfe de Fos, que la contamination moyenne des eaux en hydrocarbures est voisine de 0,1 mg/litre, et qu'elle ne dépasse que très rarement 0,2 mg/l. Les quantités de phénol dans les moules sont fréquemment inférieures aux limites décelables et les échantillons contaminés en renferment en moyenne 5,6 mg/kg.

### 3°) Les rejets inorganiques.

L'industrie française évacue annuellement 100 000 tonnes en mer de produits minéraux sur les 10 millions de tonnes qu'elle produit. Ils sont constitués, la plupart du temps, par des résidus solides mis en suspension dans l'eau. Le traitement des minerais d'aluminium et de titane et la fabrication de superphosphates représentent les principales sources d'effluents boueux.

#### a) Les résidus de fabrication de l'alumine.

Le traitement de 100 kg de bauxite pour l'extraction de l'aluminium donne 85 kg de résidus minéraux contenant 35 % d'eau. Ce type de rejet correspond aux « boues rouges » déversées, depuis 1967 et 1968, par deux conduites sous-marines dans le canyon de Cassis par 330 et 320 m de profondeur. Il s'agit d'une pâte alcaline d'oxyde de fer et d'aluminium.

Du fait du pouvoir tampon de l'eau de mer et de la formation de précipités à partir des sels de soude contenus dans l'effluent, l'augmentation du pH dans la zone de déversement est très limitée. L'oxyde ferrique tend à se déposer sur le fond, formant une couche boueuse composée de particules de diamètre compris entre 1 et 20  $\mu$ . Le déséquilibre ionique résultant des déversements n'affecte pas le développement des larves d'oursins pourtant sensibles à ces variations.

Des tests de toxicité réalisés au laboratoire de biologie Marine de Wimereux ont montré que la survie des mollusques, crustacés et tuniciers n'en était pas affectée. En revanche, les poissons plats présentent un certain taux de mortalité dû à des perturbations des échanges respiratoires par colmatage de branchies. L'étude histologique a confirmé la pénétration intratissulaire des particules. Des tests de toxicité effectués par la station biologique d'Heligoland ont démontré la réduction notable des survies des œufs et larves de harengs (ROSENTHAL, 1971).

Par ailleurs, les fonctions de nutrition et de reproduction se trouvent affectées chez le copépode *Calanus helgolandicus*. Ceci paraît résulter d'une perturbation de l'assimilation du phytoplancton par ce crustacé (PAFFENHOFER, 1972).

Cependant, des observations biologiques régulières effectuées dans le canyon de Cassis avec la soucoupe plongeante SP 350 montrent que la zone d'écoulement continu des boues est abiotique alors qu'à proximité, on constate l'apparition d'espèces vivant dans la vase. Diverses annélides polychètes incorporent des particules de boues rouges dans leur tube ; il ne semble pas que les invertébrés filteurs ainsi que les mangeurs de sédiments soient affectés par ce type de rejet (BOURCIER, 1972).

b) Les résidus acides de fabrication du dioxyde de titane.

Ces résidus sont composés de sulfate ferreux en solution dans de l'acide sulfurique dilué. Au contact de l'eau de mer il se produit une neutralisation et le sulfate ferreux précipite sous forme d'hydroxyde ferrique colloïdal. L'hydroxyde ainsi formé, reste en suspension pendant une durée qui varie en fonction de la vitesse de dilution et de la neutralisation de l'acidité par l'eau de mer.

On peut considérer trois facteurs, inhérents à ces rejets, pouvant avoir séparément ou conjointement un effet nocif sur la flore et la faune marines : l'acidité, la charge en sulfate ferreux et éventuellement quelques traces de métaux lourds.

Les premiers effets biologiques de ce type de pollution, ont été analysés aux Etats-Unis dès 1950. Une synthèse de travaux portant sur des déversements effectués pendant 22 ans en baie de New-York, soit au total 50 millions de tonnes, aboutit aux conclusions suivantes : pas de variation notable de la productivité primaire, par d'effets nocifs pour les espèces planctoniques à partir de la dilution 1/10 000 mais retard dans le développement et la reproduction du copépode *Pseudodiaptomus coronatus*, à la dilution 1/10 000.

En Allemagne, des rejets semblables sont effectués depuis 1969 en Mer du Nord ; mais dès 1967 des études de toxicité avaient été entreprises. Les résultats font apparaître l'extrême sensibilité des œufs et des stades larvaires du hareng. Il semble que l'adsorption du précipité d'hydroxyde ferrique sur l'enveloppe des œufs réduit les échanges métaboliques entre l'œuf et le milieu ambiant. Le niveau métabolique, aussi bien que la croissance et les processus de différenciation s'en trouvent affectés (KINNÉ et ROSENTHAL, 1972).

Par ailleurs WINTER (1970), a démontré que les floculats d'hydroxyde ferrique entraînent un état de dénutrition par suite de la diminution de la nourriture consommée et de la perte de substance par sécrétion de mucus.

Les travaux effectués par l'I.S.T.P.M., sur trois effluents de ce type, confirment les résultats des différents auteurs cités. Nous avons constaté que la toxicité aiguë disparaît dès que l'effluent est neutralisé ; des essais à plus long terme font apparaître un retard dans le développement et la métamorphose des différents stades larvaires planctoniques de crustacés décapodes. Par ailleurs nous n'avons pu mettre en évidence une toxicité induite le long d'une chaîne alimentaire pélagique composée de trois échelons :

- a) phytoplancton : *Phaeodactylum tricornutum*, *Gyrosigma spencerii*, *Dunaliella tertiolecta* et *Platymonas suesica* ;
- b) zooplancton : *Artemia salina* ;
- c) poisson : *Gasterosteus aculeatus*.

Enfin à aucun niveau de ces maillons il n'est apparu d'accumulation notable de zinc, de cuivre et de cadmium.

c) Les résidus des fabriques de superphosphates.

Les industries de fabrication de superphosphates rejettent des quantités importantes de sulfates et fluorosilicates en dispersion dans l'eau. VAICUM et coll. (1968), ont étudié l'influence de ce type de déversement sur le biotope, en Mer Noire. Les rejets entraînent une diminution du pH et de la salinité, ainsi qu'une augmentation du taux en fluorures dans une zone allant jusqu'à 500 mètres de l'exutoire. On assiste à une destruction importante de la biomasse marine qui, pour ces auteurs, est surtout imputable à l'acidité du milieu.

Il convient de noter que le sulfate de calcium est environ deux fois plus soluble dans l'eau de mer que dans l'eau douce et sa dispersion est d'autant plus rapide que les particules sont finement divisées.

4°) Résidus chimiques divers.

a) Le mercure.

Ces dernières années l'opinion a été alertée par des empoisonnements dus au mercure. Les premiers cas sont apparus au Japon, à Minamata en 1953 et à Niigata en 1965. Les malades, appartenant le plus souvent à des familles de pêcheurs, étaient atteints d'importants troubles nerveux

allant parfois jusqu'à la mort. Des cas semblables ont été signalés, après ingestion de produits agricoles contaminés par des dérivés mercuriels, en Irak en 1960, au Pakistan et au Guatemala en 1966, au Nouveau Mexique en 1969 et à nouveau en Irak en 1972. Parallèlement, des mortalités d'animaux ont été attribuées à une absorption anormale de composés mercuriels.

L'extension de l'emploi du mercure dans les industries électriques et chimiques en a fait, de nos jours, un polluant très surveillé dans les eaux des pays industrialisés. Le mercure et ses dérivés sont très largement utilisés pour la fabrication du chlore et de la soude, des produits antifongiques, des peintures « antifouling », de matériel électrique et d'instruments de mesures. Pour répondre à tous ces besoins, la production annuelle est passée de 3 700 tonnes en 1948 à environ 10 000 tonnes en 1970, tonnage qui avait d'ailleurs été atteint temporairement pendant la seconde guerre mondiale en raison de l'activité industrielle intense de certains pays. La consommation française de mercure est estimée à 300 tonnes par an dont 50 % sont utilisés par l'industrie du chlore.

#### *Cycle biologique du mercure.*

En l'absence de toute activité humaine l'eau des rivières, des lacs et des mers contient une petite quantité de mercure (0,01 à 0,12 mg/m<sup>3</sup>).

Les traces de mercure et organomercuriels (méthylmercure, éthylmercure et phénylmercure) présentes dans l'eau, sont absorbées aussi bien par les plantes que par les animaux aquatiques. Le mercure est fixé par les acides aminés soufrés ; la liaison chimique formée est particulièrement solide. De ce fait, les organismes vivant dans un milieu riche en mercure en accumulent des quantités qui dépendent assez étroitement du régime alimentaire. Ainsi les espèces herbivores ont-elles, d'ordinaire, une teneur plus faible que les espèces carnivores vivant dans les mêmes lieux. La différence s'accroît chez celles qui vivent le plus longtemps. De ce fait, les prédateurs à longue durée de vie tels que les requins, les thons, les espadons, les flétans, les brochets, contiennent souvent des doses supérieures à 0,5 mg/kg, même si de longues migrations les éloignent pendant une partie de l'année des aires contaminées.

De très nombreux travaux effectués dans le monde entier ont montré que la teneur en mercure total dans les tissus animaux, aussi bien que celle en méthylmercure, croît avec l'âge et ne dépend pas du sexe.

En raison du rôle vital pour l'organisme des groupes réactionnels inhibés, la dose tolérable de mercure, surtout chez les êtres évolués, semble être très basse. La toxicité varie d'ailleurs beaucoup suivant les formes d'association du mercure : les dérivés organiques semblent être beaucoup plus nocifs que les sels mercuriques.

Ainsi, la première alerte donnée à Minamata au Japon était due à du méthylmercure qui se formait secondairement au cours de la fabrication du chlorure de polyvinyle dont les effluents étaient rejetés dans la baie. Ce même méthylmercure est à l'origine des accidents au Guatemala (1966) et en Irak (1972) alors que c'est un composé d'éthylmercure qui est responsable des accidents survenus en Irak en 1960.

Or, le méthylmercure et probablement l'éthylmercure semblent se former assez facilement dans la nature. Il a été démontré que certaines bactéries aérobies, communes dans les vases marines, transforment le mercure inorganique ou le phénylmercure en méthylmercure. Ces transformations augmentent sensiblement la nocivité des rejets puisque les dérivés alkyles sont beaucoup plus toxiques que le mercure inorganique (NELSON et coll., 1971).

De plus, certains auteurs ont montré que le passage du mercure inorganique au méthylmercure se fait grâce à la méthylcobalamine qui agit comme donneur de radical méthyle. Ceci expliquerait la formation de méthylmercure dans le foie des mammifères et, probablement, chez les poissons riches en vitamine B 12.

Les prospections systématiques qui ont été faites ces dernières années en Suède, en Norvège, en Finlande, au Canada et au Japon, font apparaître une relation directe entre les rejets de mercure dans le milieu et les quantités trouvées dans les tissus des animaux aquatiques.

Etant donné que l'une des voies de transmission importante du mercure se trouve être le milieu aquatique, l'Institut des Pêches s'est intéressé à la teneur en mercure des poissons consommés com-

munément en France. Par ailleurs, une étude a été réalisée sur les coquillages, animaux sédentaires donc indicateurs précis des sources de pollution, par THIBAUD (1973).

Dans les échantillons de coquillages originaires de la Mer du Nord, de la Manche et de l'Atlantique, considérés globalement, la teneur moyenne est assez faible (0,06 mg/kg de poids humide). Elle augmente dans les ports et les estuaires, atteignant en moyenne 0,10 à 0,19 mg/kg. Les teneurs plus élevées dans les ports s'interprètent par les souillures dues à la présence et à l'activité des bateaux. Pour les estuaires, elles s'expliquent vraisemblablement par les déversements des usines et des villes qui bordent les cours d'eau.

En Méditerranée, les teneurs en mercure sont nettement plus élevées. Pour tous les prélèvements effectués à proximité de l'embouchure du Rhône, on atteint une valeur moyenne de 0,25 mg/kg. Ces résultats s'expliquent en partie par le déversement des effluents venant des industries mais peut-être aussi par l'existence de mines de cinabre en plusieurs endroits du bassin occidental de la Méditerranée.

Les expériences suédoises, norvégiennes, finlandaises et canadiennes attestent qu'un milieu contaminé se détoxique très lentement. Ainsi dans le fjord de Trondjhem, six mois après que les fabriques de pâte à papier aient cessé d'employer les fongicides mercuriels, les doses trouvées étaient pratiquement inchangées.

Les autorités nationales, ainsi que plusieurs instances internationales dont la Communauté Economique Européenne, étudient des mesures visant à réduire considérablement, au cours des années à venir, les rejets industriels de mercure.

#### b) Les autres métaux.

##### *Le cadmium.*

Chez l'homme le cadmium manifeste des effets pathologiques ; il provoque, au niveau des membres et des articulations, des douleurs dues à des lésions osseuses. De nombreuses intoxications, ayant entraîné des cas mortels, ont été signalées, notamment au Japon. Toutefois il s'agit toujours de cas d'intoxications provoqués par l'inhalation de vapeurs, d'ingestion d'aliments ou de boissons souillés secondairement.

Les formes alkyles, volatiles et hautement toxiques, ne paraissent pas se former naturellement et par ailleurs les organismes marins ne semblent pas être l'objet d'une contamination dangereuse pour le consommateur. Mais l'existence, chez les organismes vivants, d'un processus de concentration du cadmium conduit à le considérer comme un métal dangereux. De nombreuses études actuellement en cours, concernent le problème de l'accumulation et des effets secondaires du cadmium. Il a tendance à être surtout retenu par les crustacés et les mollusques. D'après EISLER (1971), les doses toxiques, après 96 heures, pour 50 % des individus d'une population, sont très variables selon les espèces :

- a) poissons : Fundulus (55 mg/l), Cyprinodon (50 mg/l) ;
- b) mollusques : Moule (25 mg/l), Mye (2,2) Nasse (10,5) ;
- c) annélides : Néréis (11 mg/l) ;
- d) échinoderme : Etoile de mer (0,82) ;
- e) crustacés : Bernard l'ermite (0,32), crevette (0,32).

Mais des doses sublétales peuvent entraîner des modifications histologiques et hématologiques chez certaines espèces aquatiques.

##### *Le cuivre.*

Chez l'homme, les intoxications causées par les sels de cuivre sont rarement graves : les doses toxiques sont très élevées et les vomissements qui succèdent à l'ingestion en éliminent une grande partie.

La concentration naturelle dans l'eau de mer varie entre 1 et 20 mg/m<sup>3</sup>. Au voisinage des mines de cuivre on peut rencontrer des teneurs proches de 1 g/m<sup>3</sup>. En milieu marin, à des doses de 1 à 5 mg/l, le cuivre provoque chez le poisson la formation de lésions au niveau des papilles chémoréceptrices et des reins. On a aussi constaté des dilatations vasculaires accompagnées d'hémorragies.

Cependant des doses aussi faibles que  $10 \text{ mg/m}^3$  perturbent le développement larvaire d'oursins (BOUGIS, 1959).

Le cuivre est un constituant normal des invertébrés marins puisque leur pigment respiratoire, l'hémocyanine, en contient en moyenne 0,25 %. Les huîtres, lorsqu'elles vivent dans des eaux riches en cuivre, peuvent en fixer des quantités très supérieures à celles qui leur sont nécessaires ; le facteur de concentration peut atteindre 7 500. Des teneurs allant jusqu'à  $400 \text{ mg/kg}$  de chair fraîche, ont été rencontrées dans des huîtres du Tage, elles dépassent rarement  $40 \text{ mg/kg}$  dans les huîtres françaises. Lorsque sa teneur en cuivre est élevée, elle a un goût âcre assez désagréable.

#### Le zinc.

Une absorption importante de sels de zinc produit chez l'homme des troubles digestifs et nerveux pouvant entraîner la mort. L'eau de mer contient 1 à  $20 \text{ mg}$  de zinc par  $\text{m}^3$ .

D'après FRAIZIER (1973), les doses létales de zinc sous forme de chlorure de zinc, à 24, 48 et 96 heures sont respectivement de 130, 80 et  $50 \text{ mg/l}$  pour la crevette *Palæmon serratus*. Ce même auteur a trouvé pour la chair, la carapace et les branchies, des facteurs de concentration en zinc respectivement égaux à 0,67, 90 et 400 ; il en déduit une contamination par adsorption sur les téguments, confirmant ainsi les travaux de RICE (cité par FRAIZIER) sur le crabe bleu *Callinectes sapidus*. Ce phénomène semble résulter d'un mécanisme entièrement passif puisque FOWLER et SMALL (cités par FRAIZIER) ont remarqué que les Euphausiacés accumulent la même quantité de zinc qu'ils soient morts ou vivants.

Par ailleurs, BOUGIS (1961) a démontré l'action de concentrations, aussi faibles que  $20 \text{ mg}$  de zinc par  $\text{m}^3$ , sur le développement des larves d'oursins.

#### Le plomb.

On le rencontre dans l'eau de mer à la concentration de  $9 \text{ mg/m}^3$  ; sa solubilité est limitée à  $1 \text{ mg/l}$ . La teneur en plomb de l'eau de mer aurait passablement augmenté depuis les quatre dernières décades à cause de l'emploi du plomb tétraéthyle dans les carburants. Ce composé est entraîné essentiellement par les vents jusque dans la mer où il va demeurer principalement dans les couches superficielles.

A des doses élevées le plomb peut causer la mort d'organismes marins. Par ailleurs il existerait également un processus d'accumulation de ce métal dans les organismes.

L'augmentation importante des teneurs dans l'air et l'eau a conduit les autorités de certains pays à réduire les concentrations de plomb dans les carburants.

En conclusion, on découvre depuis quelques années, que les dérivés de plusieurs métaux constituent un risque sérieux pour les populations aquatiques et même parfois pour le consommateur du fait de leur accumulation. Il semble que certains animaux, comme les saumons, peuvent détecter de faibles concentrations de zinc ou de cuivre et modifier leur migration ; mais, la sensibilité des organes olfactifs peut être perturbée par exemple par les détergents ou les hydrocarbures. C'est là un des exemples connus de synergie entre les polluants.

#### c) Les biphényles polychlorés.

La présence de composés organochlorés, autres que les insecticides, chez certains animaux vivants, est suspectée depuis quelques années. C'est seulement en 1965, que l'interférence des biphényles polychlorés (PCB) dans les résultats d'analyses de résidus d'insecticides organochlorés, a été mise en évidence. JENSEN a été le premier à les déceler en 1968 dans les animaux marins.

Les PCB sont des mélanges de composés aromatiques à squelette biphénylique dont certains atomes d'hydrogène ont été substitués par des atomes de chlore. Théoriquement on peut avoir 210 isomères de formule générale  $\text{C}_{12} \text{H}_{(10-n)} \text{Cl}_n$  avec  $1 \leq n \leq 10$ .

Ces produits sont extrêmement stables chimiquement, insolubles dans l'eau mais hautement solubles dans les solvants organiques et les lipides. Ils sont largement utilisés dans l'industrie comme plastifiants dans les peintures, isolants dans les appareillages électriques, fluides caloporteurs ou lubrifiants. On estime à environ 50 000 tonnes la production annuelle des pays occidentaux ; l'industrie française, en a fabriqué 8 000 tonnes en 1971 dont 5 000 tonnes ont été utilisées sur le marché français.

Les sources de contamination ainsi que les quantités de produits déversées annuellement, leur accumulation dans les organismes, et leurs transformations chimique et biologique, sont mal connues. Actuellement, ils sont répandus dans l'environnement en raison de leur grande stabilité chimique. On les rencontre à des doses de 0,01 à 0,1 mg/kg chez les coquillages ; 0,1 à 5 mg/kg dans le muscle des poissons et 0,07 mg/kg dans les lipides du lait humain. Ces valeurs sont très voisines de celles relevées pour les insecticides organochlorés.

Une étude, portant sur des échantillons prélevés dans l'océan Atlantique, a montré qu'il n'existe pas de gradient de concentration de l'est à l'ouest. Selon HARVEY, les PCB ne sont pas transmis pas la chaîne alimentaire mais absorbés directement à partir de l'eau car les groupes de poissons et crustacés vivant sur le fond ont des teneurs voisines de ceux qui vivent dans les couches supérieures.

Peu d'études ont été faites pour mesurer la toxicité des PCB à l'égard de la faune et de la flore marines. De façon générale, leur toxicité est beaucoup plus faible que celle des insecticides organochlorés et décroît quand le nombre d'atomes de chlore substitués augmente.

#### d) Les résidus de fabrication du chlorure de polyvinyle.

Les eaux résiduaires de fabrication de produits vinyliques chlorés contiennent d'importantes quantités d'hydrocarbures chlorés aliphatiques, principalement représentés par le 1-1-2 Trichloroéthane (67 %) et du 1-2 Dichloroéthane (20 %).

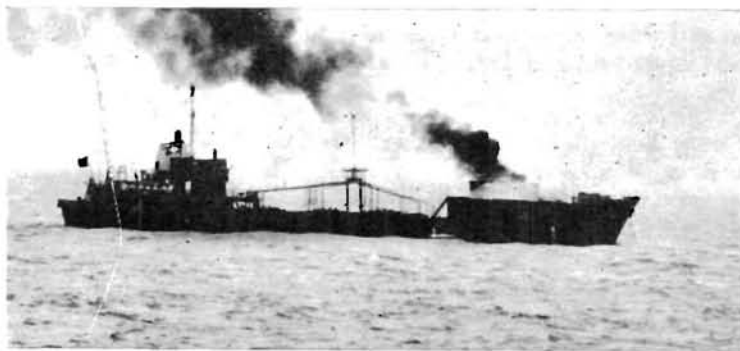


FIG. 49. — Incinération de composés chlorés en haute mer par navire spécialisé.

Ces composés peuvent être accumulés le long des chaînes alimentaires ; JENSEN estime à 6 fois le taux de concentration dans l'espèce planctonique, *Calanus finmarchicus*. Le seuil de toxicité, pour l'ensemble de ces hydrocarbures, se situe entre 2 et 20 mg/l ; les poissons sont les plus sensibles et l'activité photosynthétique du plancton est réduite de 50 % à des doses de 13 mg/l.

On limite les rejets de composés chlorés dans le milieu naturel en procédant à leur destruction thermique soit à terre, soit en mer sur des navires spécialisés (fig. 49). Lorsque l'opération est effectuée avec des installations terrestres, les gaz de combustion sont lavés pour les débarrasser de l'acide chlorhydrique qu'ils contiennent. Depuis quelques temps, des navires incinérateurs brûlent des résidus chlorés au large des côtes hollandaises dans une zone qui leur est spécialement affectée. Nous avons pu vérifier que l'acide chlorhydrique émis retombe, finement divisé, à la surface de la mer où il est immédiatement neutralisé par les sels dissous du milieu.

#### 5°) Pollution radioactive.

On prévoit que l'énergie nucléaire connaîtra une expansion rapide d'ici la fin du siècle pour faire face à la demande croissante en énergie. On pense que la capacité nucléaire installée pourrait être centuplée d'ici l'an 2000, ce qui ne manquera pas de poser de nombreux problèmes relatifs à l'évacuation des déchets radioactifs.

Ces déchets qui constituent un ensemble très hétérogène de produits émettent des rayonnements ionisants et proviennent essentiellement :

a) du traitement des minerais d'uranium qui retient le radium dans les stériles et rejette le

radon dans l'atmosphère ; la France, principal producteur européen (1 500 tonnes par an), crée environ 4 100 m<sup>3</sup> d'effluents liquides ayant une activité en radium de 1  $\mu$  Ci/m<sup>3</sup> (1) et 300 000 tonnes de déchets solides contaminés par du radium 226, ces déchets occupent un volume important mais leur radioactivité est comparable à celle des terrains naturels ;

b) de l'enrichissement de l'uranium, soit environ 10 Ci de rayonnement  $\alpha$ , pour l'ensemble de la production européenne ;

c) des produits de fission de réacteurs de puissance, stockés à terre dans des conditionnements spéciaux ;

d) des retombés atmosphériques.

Lorsque leur activité est faible, ils sont rejetés après traitement physicochimique, ou dilution, dans le milieu où les mécanismes naturels interviennent pour les disperser ou les concentrer.

Si l'on considère les principaux radionucléides déversés dans les eaux : strontium, rubidium, césium, on constate que le strontium est véhiculé sous forme dissoute et que le rubidium est en partie solubilisé (1/4) le reste étant associé aux particules en suspension, comme la totalité du césium. Ceci explique les processus de contamination des sédiments marins en <sup>137</sup> Cs au voisinage des zones de floculation estuariennes.

Dans le milieu marin, les radionucléides peuvent être absorbés directement à partir de l'eau de mer ou par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. L'importance de l'enrichissement est déterminée par le rôle physiologique de l'élément considéré et par la concentration dans l'eau des isotopes stables ou des éléments chimiques similaires.

Les radionucléides sont différemment adsorbés sur les particules de sédiment. Dans l'Atlantique, le Pacifique, l'Océan Indien et la Méditerranée, l'importance relative de l'adsorption des radionucléides à partir de l'eau de mer, par ordre d'importance croissante du phénomène est la suivante : calcium, strontium, uranium-plutonium-césium, rubidium, zinc, fer, zirconium, niobium, manganèse, ruthénium, prométhium.

La radioactivité, présente dans le milieu marin, peut affecter les organismes ou les populations d'organismes du fait de l'exposition de ces derniers aux rayonnements. Les risques encourus par le biotope dépendent : de l'activité des sources, de la rapidité avec laquelle les radionucléides se désintègrent, de la nature du rayonnement émis (le rayonnement  $\alpha$ , peu pénétrant provoque des effets beaucoup plus superficiels que les rayonnements  $\beta$  et  $\gamma$  qui peuvent léser les organes internes (gonades), des possibilités de substitution du radionucléide aux constituants normaux des organismes. Le <sup>90</sup> Sr, largement répandu dans le milieu, peut se substituer au calcium dans la structure osseuse des individus.

En l'état actuel de nos connaissances, il ne semble pas que la radioactivité introduite dans le milieu jusqu'à présent, joue un rôle important à cet égard. Cependant, la plupart des informations dont on dispose proviennent d'expériences effectuées sur des organismes élevés en aquarium. À partir de ces expériences, on effectue des extrapolations pour d'autres animaux. On sait, par exemple, que les organismes sont d'autant plus sensibles que l'on va des poissons aux mammifères et que, dans chaque espèce, les embryons sont extrêmement sensibles. Des expériences effectuées sur des œufs de truite et de plie ont permis de déterminer des doses critiques qui ont été extrapolées à d'autres espèces. De récentes expériences effectuées en Allemagne sur des œufs de hareng, montrent que ceux-ci sont 100 fois plus sensibles que les œufs de plie. Par exposition à des doses de 5 rad (2) on obtient un blocage du développement et de la croissance, sans qu'apparaissent des malformations ou des mortalités.

Des dommages dus aux rayonnements dans les zones de frai pourraient donc conduire à une diminution importante des réserves biologiques. Le niveau actuel de contamination radioactive des poissons marins en <sup>90</sup> Sr et <sup>137</sup> Cs est en moyenne faible, de l'ordre de 5 p Ci/kg.

Bien que les niveaux de contamination rencontrés dans la faune soient très faibles, le Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI) effectue hebdomadairement des

---

(1) 1  $\mu$  Ci : activité d'un radioélément donnent 3,7 10<sup>7</sup> désintégrations par seconde soit environ celle de 1 mg de radium.

(2) 1 rad : dose absorbée égale à 100 ergs par gramme de tissu biologique.

prélèvements de poissons plats (limande, sole, plie, carrelet) ou de poissons ronds (lieu) provenant de la Manche, de l'Atlantique et de la Méditerranée. Le résultat de ces travaux permet de constater que, pour le moment, les rejets des grandes centrales nucléaires n'ont pas augmenté de façon sensible la radioactivité du milieu. S'il semble que l'évacuation en mer de déchets radioactifs à basse activité puisse se poursuivre dans l'avenir, on ignore encore beaucoup des mécanismes de transfert dans les chaînes alimentaires marines. L'accroissement prévu des déchets radioactifs devrait donc correspondre à une surveillance encore plus draconienne des rejets, pendant que l'on étudierait l'accumulation de radionucléides chez les nombreuses espèces marines : mollusques, crustacés et poissons piscivores.

#### 6°) *Pollution thermique.*

Le fonctionnement des centrales thermiques, nécessite d'importants volumes d'eau qui circulent dans les condenseurs pour éliminer les calories résiduelles provenant de la vapeur détendue dans les turbines. C'est ainsi que pour l'une des plus grandes centrales françaises, d'une puissance installée de 750 Mégawatts, le débit d'eau de refroidissement avoisine 28 m<sup>3</sup>/s, l'élévation de température correspondante étant de l'ordre de 7° C.

Dans les milieux largement ouverts, une élévation modérée de la température concourt à la création d'un microclimat favorable au développement de certaines espèces. Les premiers effets néfastes ont été signalés dans les baies des pays chauds où, pendant l'été, la température des eaux est naturellement élevée (31 à 34° C en Floride méridionale).

L'augmentation de la température du milieu ambiant peut agir soit indirectement soit directement sur le biotope.

a) *Les effets indirects* sont liés à l'abaissement du taux en oxygène dissous qui peut entraîner l'asphyxie d'organismes particulièrement sensibles comme les salmonidés.

b) *Les effets directs* se situent surtout au niveau de la physiologie des organismes.

On sait que de façon générale l'élévation de température agit sur le rythme alimentaire, le métabolisme et la croissance des individus. Il ne semble pas qu'il y ait de règle générale du comportement, certaines espèces augmentent leur métabolisme, d'autres se laissant mourir de faim lorsque leur température préférentielle est dépassée. La reproduction des espèces peut aussi être perturbée. C'est ainsi que le développement larvaire de certaines crevettes et crabes est compromis au-delà de 31° C, alors que la température limite des adultes est respectivement de 33 et 37° C.

Certains auteurs pensent que la migration des salmonidés peut être troublée par des variations anormales des températures.

En conclusion, les biotopes marins des zones tempérées sont moins facilement atteints par la pollution thermique que les biotopes d'eau douce.

Des phénomènes de pollution thermique du milieu marin n'ont que très rarement été signalés en Europe, alors qu'ils semblent être plus fréquents dans les pays tropicaux. Cependant les observations effectuées à cette occasion démontrent que les rejets thermiques peuvent mettre en péril la survie du biotope. C'est pourquoi les sites d'implantation des nouvelles centrales, qui deviennent de plus en plus gigantesques, doivent être choisis en fonction des capacités d'échange du milieu marin.

### **B. *Pollution pélagique.***

#### **I. — *Pollution par les hydrocarbures.***

##### 1°) *Les déversements en mer.*

Les hydrocarbures sont rejetés de façon habituelle près des raffineries ou dans les ports, *pollution tellurique*, et par rejets volontaires en haute mer (déballastage des pétroliers) ou accidentels (navires et plates-formes de forage), *pollution pélagique*.

Les transports pétroliers, (fig. 50) représentent 60 % du trafic maritime mondial. En 1972, environ 1 580 millions de tonnes de produits ont été transportés et l'on pense que l'on devrait atteindre 2 400 millions de tonnes vers 1980.



On estime à 2 millions de tonnes, soit environ 0,15 % du tonnage mondial transporté, la quantité d'hydrocarbures rejetée annuellement au cours des opérations de déballastage (fig. 51). Quarante-

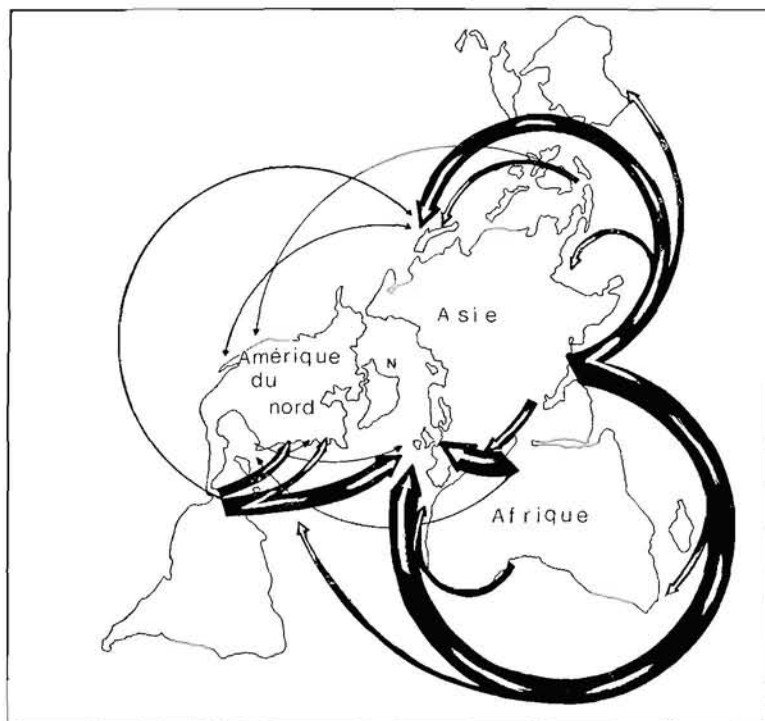


FIG. 50. — *Traffic mondial des produits pétroliers en 1968* (d'après la *Marine Marchande. Etudes et Statistiques 1969*, p. 18).

cinq accidents de navigation survenus entre 1957 et 1971, et six avaries de plates-formes entre 1969 et 1971 sont respectivement responsables de 450 000 et 25 000 tonnes de produits pétroliers perdus



FIG. 51. — *Résidus de déballastage échoués sur une plage* (photo ISTPM Arcachon).

en mer. Le pétrole ainsi répandu à la surface de la mer tend à s'étaler jusqu'à réaliser des couches monomoléculaires ; c'est ainsi que l'on estime à une dizaine de kilomètres carrés la surface recouverte par une tonne de pétrole.

### 2°) La toxicité des hydrocarbures.

Les hydrocarbures manifestent, sur le milieu marin, des effets toxiques liés à leur nature et à leur composition. Par ordre de toxicité croissante on classe les paraffines à bas poids moléculaires, les oléfines, les cycloparaffines, les aromatiques. Les hydrocarbures à bas poids moléculaires provoquent, à faibles concentrations, des narcoses ; à plus hautes doses, ils entraînent la mort de nombreux animaux marins. Les composés aromatiques sont relativement plus toxiques encore pour les poissons : 4 à 5 mg/l pour le naphthalène et l'anthracène ; 10 à 90 mg/l pour le benzène et le toluène.

Une étude systématique de l'évolution de la faune et de la flore a été faite dans une crique mexicaine qui avait été inventoriée, par hasard, peu de temps avant son envahissement par 9 000 tonnes de carburant pour bateau, à la suite du naufrage du « Tampico Maru » (mars 1957). En pratique, toute vie animale a disparu après l'accident. Toutefois quelques bivalves ont survécu en s'isolant suffisamment longtemps du milieu. D'autres espèces, apparemment indemnes sur le moment, ont disparu ultérieurement. Les végétaux ont mieux résisté bien que beaucoup d'algues aient été détruites. La reconstitution de la flore a commencé dès le deuxième mois, celle de la faune un peu plus tard. La croissance des algues a été particulièrement vigoureuse en raison, sans doute, de l'absence de certains herbivores. Le peuplement d'origine s'est rétabli peu à peu mais plusieurs espèces animales manquaient encore sept ans après l'accident.

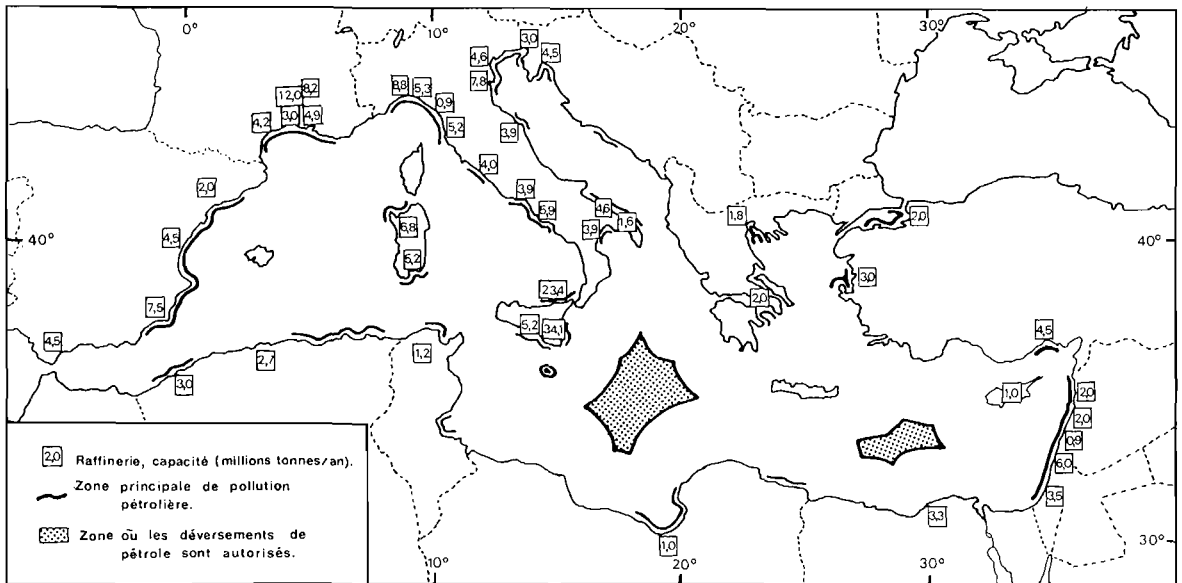


FIG. 52. — Pollution de la Méditerranée par les hydrocarbures (d'après document FAO n° 51, 1972).

Plus près de nous, le naufrage du pétrolier « Torrey Canyon » en mars 1967 libéra près de 120 000 tonnes de pétrole brut qui, entraîné par les vents et les courants, vint s'échouer sur les côtes anglaises et françaises. Hâtivement, des produits dits « antipétrole » furent utilisés, mais on s'aperçut qu'ils présentaient une grande toxicité pour les organismes, cependant que leur pouvoir dispersant vis-à-vis du pétrole demeurait faible. De plus on constata rapidement que l'association pétrole-dispersant était beaucoup plus toxique que les deux composés pris séparément.

Dans les zones polluées de façon chronique, les organismes se chargent en produits pétroliers qui peuvent les rendre impropres à la consommation. C'est ainsi qu'en Méditerranée (fig. 52) on a pu pêcher des thons qui présentaient un goût prononcé d'hydrocarbures dû à l'ingestion de poissons contaminés.

### 3°) Moyens de lutte contre les hydrocarbures déversés en mer.

En France, le Secrétariat Général de la Marine Marchande, responsable de la protection du domaine public maritime, confia à l'I.S.T.P.M. le soin de déterminer, parmi plus de cent produits,

ceux qui réaliseraient le meilleur compromis entre l'efficacité et l'inocuité. Trois classes de produits ont été étudiées :

- a) les *émulsionnants* : liquides à base de solvant organiques et de produits tensio-actifs qui abaissent la tension superficielle de l'eau et provoquent la dispersion des nappes d'hydrocarbures ;
- b) les *agglomérants* : poudres de faible densité qui adsorbent les hydrocarbures en surface et doivent faciliter leur récupération ;
- c) les *précipitants* : poudres absorbantes qui, plus denses que l'eau, entraînent le pétrole sur le fond.

Les produits actuellement disponibles se révèlent plus efficaces et moins toxiques que les meilleurs « antipétrole » hâtivement employés en 1967 lors de la catastrophe du « Torrey-Canyon ».

Parmi les moyens de lutte contre les pollutions par les hydrocarbures on peut encore citer : le navire dépollueur de 120 à 150 000 tonnes de la Société TECHNOCÉAN dont le projet a été abandonné, ce système permettrait le pompage horaire de 10 000 m<sup>3</sup> d'hydrocarbure émulsionnés mais il représente un lourd investissement pour un type de navire inutilisable pour d'autres tâches ;



FIG. 53. — Traitements de nappes d'hydrocarbures par des produits émulsionnants (document B.P.).

le système de pompage de la Société BERTIN qui représente un investissement « dormant » plus limité ; il est par ailleurs très facilement adaptable sur les caboteurs pétroliers classiques de 5 à 8 000 tonnes. Toutefois le débit de pompage est faible (200 m<sup>3</sup>/h) ;

les barrages flottants qui représentent un matériel très cher et d'emploi limité.

En effet, s'il est important de disposer de moyens variés de lutte, encore faut-il moduler leur emploi en fonction de la nature du risque, des conditions météorologiques et surtout du lieu de la catastrophe. Le bilan des pollutions accidentelles de ces dernières années, montre que l'intervention en haute mer coûte 5 à 10 fois moins cher que le nettoyage d'un rivage souillé.

L'emploi de traitements chimiques est totalement déconseillé à proximité du littoral où la dilution des produits « antipétrole » et des hydrocarbures dans les eaux côtières, demeure faible. Le ramassage mécanique est alors seul à envisager, associé à l'emploi de produits agglomérants qui facilitent la récupération des hydrocarbures.

L'usage des produits précipitants n'est pas souhaitable au-dessus des fonds de pêche et des

zones conchylicoles car le complexe précipitants-hydrocarbures formé, rend rapidement azoïque le fond marin qui le reçoit ; de plus le pétrole déposé est, dans ce milieu à tendance anaérobie, plus lentement dégradé que dans les couches marines superficielles aérées.

Le traitement émulsionnant en pleine mer (fig. 53 et 54) permet une dispersion fine du



FIG. 54. — Exemple d'effet néfaste des traitements antipétrole en milieu fermé ou semi-ouvert : dépôt dans l'estuaire de la Loire de coquilles de bivalves *Serobienaria plana* détruits par les émulsionnants utilisés contre les nappes de fuel échappées du « Princess Irène » lors de son explosion à quai le 26 août 1972.

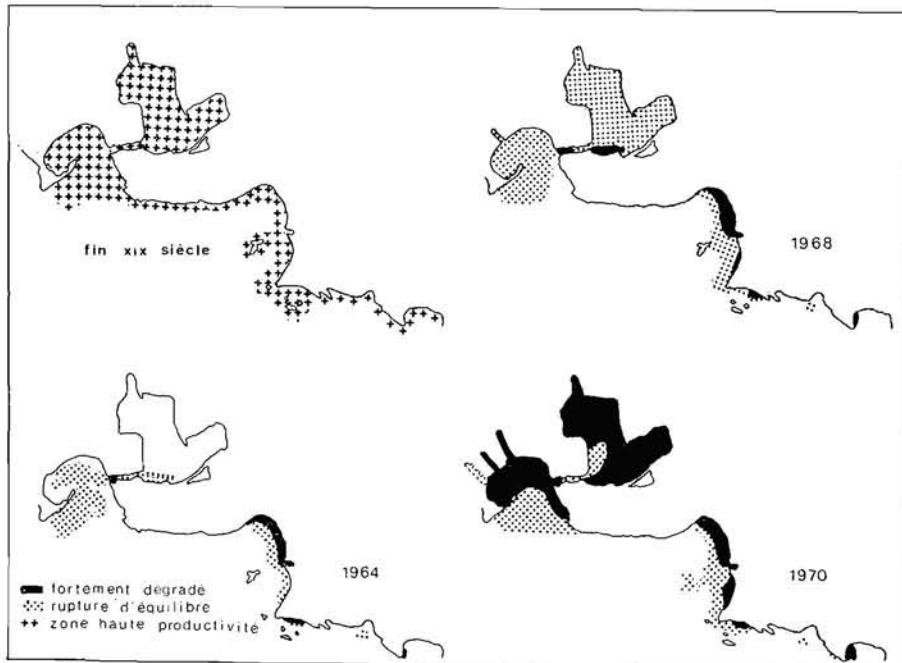


FIG. 55. — Déséquilibre et dégradation des fonds marins à proximité d'un complexe industriel (d'après SPPI Information, n° 1 octobre 1972, p. 20).

pétrole qui subit plus rapidement les dégradations bactériennes. 95 % des *Pseudomonas*, ainsi que de nombreuses autres souches existant dans la mer, sont capables de dégrader les pétroles

avec une certaine spécificité, selon la nature de ceux-ci (aliphatiques, saturés ou non, ramifiés ou non, aromatiques, cycliques). Une partie des hydrocarbures est ainsi transformée en acides gras qui rentrent dans les cycles biologiques. ZOBELL estime entre 30 et 40 % le taux de conversion en matière vivante, le reste passant à l'état d'anhydride carbonique, méthane et eau.

Mais l'aspect le plus sérieux de la pollution pétrolière pélagique est certainement celui lié au déballastage des navires. Certes l'introduction du système « Load-on-top » sur les grands pétroliers a amélioré la situation, mais les rejets gênants sont encore nombreux. Une convention internationale, interdit depuis 1954 le rejet d'hydrocarbures à moins de 100 milles des côtes. Mais son efficacité est limitée par la difficulté d'exercer la surveillance et le cas échéant les poursuites contre les contrevenants.

### **Conclusion.**

De tous temps, la mer a reçu des déchets provenant de l'activité humaine. Leur volume a naturellement augmenté avec la population du globe et la tendance de celle-ci à s'agglomérer le long des côtes. Cependant, jusqu'à ces dernières années il semblait que le volume des rejets et l'immensité des océans étaient naturellement disproportionnés que la mer engloutirait indéfiniment ce que l'on y déverserait, sans en être altérée. Nous savons aujourd'hui qu'il n'en est pas ainsi et qu'elle se détériore, au contraire, plus facilement qu'un espace continental (fig. 55). La zone littorale est particulièrement fragile parce que les courants tendent à rabattre les eaux souillées vers la côte, or cette zone est la plus riche en éléments vivants. De plus, les polluants rejetés peuvent être à la fois dispersés et accumulés. Ils sont dispersés par les courants ou en raison des migrations des poissons ; ils s'accumulent par l'intermédiaire des chaînes alimentaires jusqu'à atteindre des concentrations, létales pour certaines espèces ou nocives pour l'homme. Tout ceci justifie l'attention particulière qui est prêtée maintenant à la pollution marine et la nécessité de rechercher chaque fois que cela est possible un moyen d'éliminer les déchets ailleurs que dans la mer.

## II. — LES POLLUTIONS BACTÉRIENNES (1)

Le milieu marin est normalement pauvre en microorganismes. La contamination moyenne de l'eau en haute mer est estimée à quelques centaines par ml seulement en surface, moins encore en profondeur. La flore bactérienne est constituée par un petit nombre d'espèces dont aucune n'est pathogène pour l'homme. Les plus fréquentes sont les *Pseudomonas* largement prédominants, suivis par les *Achromobacter*, les *Acinetobacter*, les *Flavobacterium*, les *Serratia*, les *Vibrio*, les *Cellvibrio*, etc. Dans la zone littorale, cette microflore s'enrichit d'espèces venant de la terre, apportées par les eaux fluviales, les vents ou les ruissellements. C'est ainsi qu'on rencontre fréquemment dans les estuaires ou leurs environs des germes anaérobies stricts comme les *Clostridium* dont certains sont pathogènes. Cette flore de base, quasi universelle, est de plus en plus souvent abondamment surchargée par celle provenant des rejets faits par les hommes, et qui vit normalement dans les eaux usées. En effet, la côte est de plus en plus habitée, surtout pendant l'été, et l'assainissement qui devrait progresser au même rythme que l'extension de l'habitat ne le suit que de loin, car jusqu'à ces dernières années le souci de l'hygiène publique était plutôt secondaire pour la grande masse de la population.

Le mouvement d'opinion actuel, en faveur de la lutte contre la pollution, permettra sans doute d'accélérer la mise en place des mesures de protection ; mais pour l'instant, les eaux littorales reçoivent encore, plus ou moins directement, les eaux usées de la majeure partie de la population fixée sur leur bord. A ces rejets volontaires des villes et villages s'ajoutent les contaminations

(1) Par J. BORDE et J. MAZIÈRES.

provenant de la vie animale en bordure du littoral : animaux de ferme ou de compagnie, animaux sauvages, oiseaux de mer. Avec ces eaux usées, le milieu marin reçoit donc une foule de microorganismes et de parasites liés à l'habitat humain, parmi lesquels un certain nombre de pathogènes. D'après PAOLETTI (1964), les plus fréquents, dans les eaux résiduaires brutes des villes, sont les suivants :

- a) Métazoaires : œufs de ténia, ascarides, tricocéphales, ossiuris, anchilostomes ;
- b) Protozoaire : chystes d'amibes dysentériques, lamblia ;
- c) Schizomycètes : bacilles de la fièvre typhoïde, paratyphoïde, des dysentéries, du choléra, pyogènes variés, spores de clostridies, bacilles de la tuberculose ;
- d) Mycètes pathogènes ;
- e) Leptospires pathogènes ;
- f) Virus de la poliomyélite, de l'hépatite virale, entérovirus.

Trois questions se posent à propos de ces pollutions bactériennes : que deviennent les germes émis dans la mer, ? Quelle est leur durée de survie ? Quel rôle jouent-ils vis-à-vis des coquillages et de la conchyliculture ?

### ***Devenir des microorganismes dans la mer.***

Les microorganismes véhiculés par les fleuves ou les égoûts débouchant en mer, suivent la trajectoire du flux d'eau douce qui les transporte. Ce dernier possède des caractéristiques bien différentes de celles du milieu récepteur, de telle sorte que la dispersion des contaminants ne s'opère

Stations	Distance par rapport au point d'émission (en m)	coliformes restants (%)
Le Plessis	1 700	15,2
Rosnarho	3 400	9,7
Locqueltas	5 100	6,3
Le Fort espagnol	6 600	3,36
Le Harnic	9 900	1,6

TABLE. 12. — Abaissement du pourcentage de coliformes restants, d'amont en aval, par rapport au point d'émission.

pas immédiatement et dépend des divers éléments qui assureront finalement le mélange intime des deux fluides.

D'une façon générale, le nombre des bactéries diminue très nettement au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet, en raison de la dilution, de leur adsorption sur les matières vivantes et les matières inertes en suspension qui, selon leur poids spécifique, sont transportées par les courants ou au contraire sédimentent rapidement, et aussi en raison des actions antagonistes qu'elles rencontrent dans ce milieu. Quelques exemples donneront une idée de la réduction de la population bactérienne qui peut être escomptée en s'éloignant du point de rejet.

GIAXA (1889) étudiant la disparition des germes entériques dans la baie de Naples constate que, à 3 km du rivage, le nombre de bactéries n'était plus que de 10 000 par ml, alors qu'il était de 26 000 à 350 m du rivage et de 100 000 dans le port. TEISSONNIÈRE (1928) estime profondément souillées les eaux de la rade de Marseille jusqu'à 300 m du rivage (jusqu'à 10 000 colibacilles/l). A 1 500 m, la colimétrie s'abaisse à 300-500 et tombe à 20 aux environs de Pomègues. JARDIN et YZAMBART (1938) dans une étude des eaux résiduaires de Saint-Malo, Saint-Servan et Dinard, remarquent qu'un séjour de une heure trente des germes dans la mer est nécessaire pour atteindre

une colimétrie inférieure à 1 000 Bacilles coli. ZOBELL (1936, 1946) estime que 99 % des bactéries d'égoût sont détruites après 48 heures de suspension dans l'eau de mer et que leur nombre décroît avec la distance beaucoup plus rapidement que l'on pourrait s'y attendre du fait de la simple dilution. BEARD et MEADOWCROFT (1935), KRASSILNIKOV (1938) montrèrent la disparition rapide de *Escherichia coli* et de diverses autres entérobactéries dans l'eau de mer naturelle. BRISOU (1952) a souligné la rapidité de l'auto-épuration des eaux de la rade de Toulon : la colimétrie s'est abaissée de 1 500 germes/litres à 50 m du littoral à 100 germes à 200 m et à 10 germes à 500 m. Elle fut trouvée nulle à 1 800 m. Dans son étude de la rivière d'Auray, MAZIÈRES (1963) indique que 85 % des germes coliformes émis par l'égoût de cette ville, ont disparu après un parcours de 1,700 km correspondant à une durée d'immersion de 2 heures dans la rivière. Par la suite, l'épuration se fait plus lentement jusqu'à la station du Harnic, située dans l'embouchure, où ne subsistent que 1,6 % de la microflore. A hauteur de la station du Roley, soit à 13 km du point d'émission, l'épuration est complète (tabl. 12).

Cependant, cet abaissement de la charge microbienne ne répond pas à des constantes bien définies et on enregistre des variations importantes dans les résultats d'analyse, parfois même à l'intérieur d'une zone très réduite et pour la même pollution initiale. Ces différences sont liées aux conditions de prélèvements (époque, lieu, niveau, circonstances atmosphériques), et aux phénomènes de dispersion.

#### A. — Conditions de prélèvements.

Des variations parfois énormes sont observées selon l'époque à laquelle le prélèvement a été fait. FAUVEL (1967) a relevé des différences saisonnières notables dans l'état sanitaire de l'étang de Thau, ainsi que dans le golfe de Fos. Elles sont étroitement liées à la fréquentation accrue du littoral pendant les mois d'été, à l'accroissement des maladies entériques estivales, à l'élévation de la température.

Les rejets de forts volumes d'eaux usées ou ceux des fleuves et rivières créent des courants de densité : les eaux douces surnagent et ne se mêlent que difficilement, et après un temps plus ou moins long, aux eaux marines, principalement lorsque ces rejets ont lieu dans une zone calme ou abritée. Il arrive ainsi que le flux d'eau douce se propage loin en mer. C'est le cas, par exemple, du Rhône dont l'influence se fait sentir dans le golfe de Lion jusqu'au cap Creus, sur 50 m de profondeur. BORDE a constaté que les eaux du petit fleuve, Le Couesnon, se retrouvaient à plus de 10 km de son embouchure. Il en est de même pour la Rance et l'Arguenon, malgré le brassage important qui a lieu à chaque marée dans cette région où l'amplitude des marées est particulièrement forte. Dans la rivière ostréicole « La Seudre », le phénomène de non-mélange des eaux est si marqué en amont, que MAZIÈRES (1968) a fait installer un dispositif particulier dit en « col de cygne » sur les réservoirs à huîtres, leur permettant d'être alimentés au flot, en eau salée de profondeur, dont la qualité hygiénique est très supérieure à celle des eaux de surface. FAUVEL (1973) a remarqué des différences notables dans l'extension des contaminations du golfe de Fos, et une pollution nettement plus élevée en surface qu'en profondeur.

Les circonstances atmosphériques peuvent être à l'origine de différences dans les résultats d'analyses pour une même zone : les pluies interviennent par apport direct de nuisances et de matériel organique du littoral terrestre, entraînés vers la mer. MAZIÈRES (1963) a signalé l'influence des pluies et des orages sur la colimétrie de la rivière d'Auray, de même que FAUVEL (1967) a souligné celle des pluies courtes mais abondantes qui drainent au bassin de Thau les pollutions riveraines. Les tempêtes ou les vents forts qui provoquent l'agitation de la mer, s'opposent à la sédimentation des bactéries ou provoquent leur remise en suspension. De plus les vents influent sur l'aire de dispersion de l'égoût et sa direction.

#### B. — Phénomènes de dispersion.

La complexité de la recherche des probabilités de survie des germes dans le milieu naturel a conduit à l'étude de ce phénomène *in vitro* et à l'établissement d'une courbe rendant compte de l'abaissement progressif de la charge microbienne introduite dans la mer. Ainsi, divers chercheurs ont tenté de dresser des graphiques représentatifs de la mortalité des microorganismes, citons

notamment BEARD et MEADOWCROFT (1935), ORLOB (1956), HARRIS (1958). Les courbes établies sur papier semi-logarithmique montrent :

- a) une première phase de repose (ou log-phase) correspondant à la période d'accoutumance des germes, pendant laquelle on n'enregistre qu'une petite augmentation de la charge initiale,
- b) une phase d'abaissement logarithmique durant laquelle la décroissance s'établit et progresse vite,
- c) une phase terminale de résistance, limitée à un petit nombre d'éléments qui se sont accoutumés au milieu.

La dispersion, c'est-à-dire la disparition des bactéries, est liée à de nombreux facteurs qui ont une action favorisante ou retardatrice. Il semble qu'elle s'effectue surtout par dilution, adsorption et sédimentation des microorganismes.

La dilution intervient immédiatement après le rejet. Elle est favorisée par le mélange des eaux : courants, turbulence et action des marées. Elle est retardée pour les motifs inverses et la persistance du flux superficiel d'eau douce charriant au loin un effluent qui n'abandonne que lentement ses contaminants.

L'adsorption est un phénomène bien connu par lequel les microbes s'accrochent à des corpuscules dont ils suivent le sort ; c'est le cas des matières limoneuses dont la présence est liée aux apports alluvionnaires. Ces matières fournissent un support et un véhicule provisoire aux organismes issus de l'égoût : l'adsorption contribue donc à un isolement des germes et à une première et efficace dissociation de la charge polluante.

La sédimentation (directe, ou indirecte après adsorption), détermine la disparition momentanée des microbes. Aisément discernable et efficace en eaux calmes, elle se trouve contrariée par la turbulence du milieu.

On conçoit combien est importante la connaissance de ces éléments lorsqu'il s'agit de déterminer les conséquences possibles de l'évacuation d'égoûts en mer. AUBERT et DESIROTTE (1968) ont élaboré une théorie formalisée de la diffusion bactérienne en mer, qui a pour but la prévision de l'extension de l'aire polluée, en tenant compte de la loi de décroissance microbienne, elle-même sous la dépendance des phénomènes cumulés de : dilution, sédimentation et action microbicide du milieu marin. De cette façon, une formule d'expression mathématique faisant intervenir la concentration en bactéries avant et après l'émission sur le fond marin, le temps de dérive, la profondeur du rejet, le débit et le coefficient relatif à l'action antibiotique de l'eau de mer, peut être appliquée. Selon le cas, cette formule peut être modifiée en fonction de circonstances particulières : rejets avec ou sans épuration, courantologie, etc. Cette théorie, ingénieuse malgré sa complexité, ne fait pas (et ne peut pas faire) entrer tous les paramètres influant sur le devenir de la masse microbienne. C'est ainsi, par exemple, que l'influence des marées (certes peu sensible en Méditerranée, mais importante sur le littoral Ouest) n'est pas prise en considération. On connaît pourtant son influence sur la remontée et l'atterrissage des nappes polluées. Il en est de même d'autres éléments, difficilement prévisibles : tempêtes, vents courants littoraux, composition chimique de l'effluent et notamment son potentiel nutritionnel (matières organiques) vis-à-vis des bactéries. Cette formule, qui a le mérite de donner une évaluation prévisionnelle approximative de la contamination possible à partir d'un émissaire donné, suscite cependant, en pratique, de sérieuses réserves en raison des variantes ci-dessus dont elle ne tient pas compte.

### ***Survie des germes dans le milieu marin.***

Pour aussi efficaces que soient les phénomènes tendant à la disparition, peut-on dire « mécanique », des germes, ils ne suffisent pas à l'expliquer complètement et l'influence d'autres facteurs doit être recherchée.

#### **A. — Facteurs influant sur la teneur microbienne globale.**

##### ***Facteurs physiques.***

La marée, tout au moins sur les côtes qui la subissent, est un élément important qui intervient



pour entraîner les contaminants vers le large. Les dénombrements sont plus élevés au jusant ou à basse-mer qu'au flot, ainsi qu'au cours des marées de vive-eau qui assurent un lessivage des parties hautes littorales non atteintes habituellement par la marée. Au cours des marées de morte-eau, la pollution n'est que difficilement dispersée et se trouve fréquemment ramenée sur la côte.

L'éclairement participe, grâce aux radiations ultraviolettes, aux phénomènes d'épuration, mais seulement dans la couche d'eau superficielle. Son action ne dépasse pas une profondeur de 0,05 m à 0,20 m selon la turbidité. Elle est nettement perceptible, par exemple, dans le cas des claires à huîtres de la région de Marennes de faible profondeur.

Quant à la température, son influence est difficile à mettre en évidence en milieu ouvert. Il en est autrement en milieu confiné. C'est ainsi que dans les claires à huîtres de la région de Marennes, nous avons constaté, pour une température de 26 à 27 °C, une brusque élévation de la flore totale dans les 6 heures après l'alimentation, suivie d'une phase de stabilité, puis de régression rapide, alors qu'habituellement au même lieu, pour une pollution analogue, mais pour des températures ne dépassant pas 15 °C, on assiste toujours à une chute continue des germes après la prise d'eau (MAZIÈRES, 1967). De son côté, FAUVEL (1967) a observé une réelle concordance entre l'élévation de la température et l'intensité de la contamination de l'étang de Thau.

#### *Facteurs chimiques.*

L'action de l'oxygène dissous dans le processus d'épuration est connue. Nos séries d'analyses sur le littoral atlantique ont toujours montré, au point de rejet des effluents, une teneur faible ou nulle en oxygène, qui augmente au fur et à mesure qu'on s'en éloigne, tandis que la microflore entérique diminue. Il est naturellement difficile d'établir une relation de cause à effet dans le cas d'un tel milieu où d'autres phénomènes interviennent simultanément. Mais il nous a été donné de procéder à des expériences sur des marais à poissons et des claires à huîtres qui constituent un milieu plus stable, et dans lequel nous avons constaté que l'existence de fortes teneurs en oxygène dissous (voisines de la saturation) était, chaque fois, un élément déterminant dans la disparition des bactéries (MAZIÈRES, 1963).

#### *Les matières organiques.*

Celles-ci accompagnent les pollutions d'égout, en fournissant à la microflore un matériel de survie indispensable. L'étude de la rivière d'Auray (MAZIÈRES, 1963) a fait apparaître des variations sensibles, d'une série de prélèvements à l'autre, en rapport avec l'origine des matières organiques. Il est donc essentiel d'établir la part des matières organiques dues à l'égout. Dans ce cas précis, on note toujours une diminution parallèle de la population microbienne et de la teneur organique d'amont en aval. En fait, la minéralisation et la destruction des matières organiques est la principale cause de la mort des entérobactéries. BRISOU (1970) estime que « le facteur nutritif est le facteur essentiel de la raréfaction des bactéries dans les eaux naturelles ».

#### *La salinité.*

Elle est sans influence microbicide directe. MAZIÈRES (1963) étudiant ce facteur en rivière d'Auray remarque une certaine accoutumance des germes au milieu, compte tenu de la disparition massive dans la première partie du parcours. Cette accoutumance se manifeste de façon plus sensible lorsque les salinités restent peu élevées. Il en est de même (quoique dans une moindre mesure) lorsque les microbes sont émis dans un milieu très chloruré mais dont cette chloruration varie peu d'amont en aval. Par contre, lorsque l'émission a lieu dans des eaux peu ou pas salées mais dont la salinité augmente rapidement, la disparition des coliformes est plus rapide. En réalité, leur disparition semble due moins à l'influence directe du sel qu'aux passages successifs dans des eaux dont les conditions biologiques deviennent plus précaires et dont la salinité ne constitue que la manifestation la plus discernable.

Ces diverses influences suffisent-elles à expliquer l'auto-épuration du milieu marin ? La plupart des auteurs qui se sont penchés sur ce problème ont souligné l'importance de cette épuration spontanée. Citons notamment : GIAXA (1889), TEISSONNIÈRE (1928), ZOBEL (1936, 1946), BEARD et MEADOWCROFT (1935), KRASSILNIKOV (1938), BRISOU (1952), HEIM DE BALZAC, BERTOZZI et GOUDIN (1952) : ces derniers définissent l'existence, dans les eaux marines, d'un pouvoir antibiotique vis-à-vis des bactéries entériques. GÉVAUDAN et Coll. (1957, 1958) concluent à l'action défavorable du

milieu marin, notamment sur *Salmonella typhi* et *Escherichia coli*. JOHANNESON et MARTIN (1957) observent que *Escherichia coli* résiste mal à l'eau de mer par suite d'influence inhibitrices variées. Tour à tour, furent invoqués : l'action bactériophagique, celles de la sédimentation et de la dilution, le pouvoir lytique d'une substance spécifiquement marine, la phagocytose, la concurrence des espèces marines, l'absorption par les protozoaires et les métazoaires, le peuplement planctonique abondant, l'action bactéricide du sel, des composés iodés, etc.

Des essais furent faits à partir d'eau de mer filtrée, stérilisée par la chaleur, vieillie et fraîche. Citons les belles expériences de BEARD et MEADOWCROFT (1935), ZOBELL (1936), VACARO BRIGGS, CAREY et KETCHUM (1950), celles de HEIM DE BALZAC, et enfin les études de AUBERT, LEBOUT et AUBERT (1963) qui leur permirent de conclure à l'activité antibactérienne de l'eau de mer fraîche alors que cette activité décroît ou disparaît avec une eau de mer filtrée ou stérilisée. AUBERT (1966), en poursuivant ses études sur le facteur antibiotique issu du plancton, mit en lumière le rôle bactéricide d'extraits planctoniques riches en phytoplancton, et établit la responsabilité de certaines diatomées dans les phénomènes d'antibiose observés.

Toutefois, cette théorie n'est pas unanimement admise dans sa totalité. En effet, s'il est vrai que ces phénomènes d'antagonisme de certains éléments du phytoplancton vis-à-vis de bactéries entériques existent bien (comme existent d'ailleurs ceux produits par diverses plantes ou champignons terrestres), il n'est pas impossible qu'ils soient dus à un effet de carence tout autant qu'à l'apport d'une sécrétion antibiotique. Cette dernière dépend en outre forcément de la composition et de la concentration de la biomasse en éléments phytoplanctoniques, dont on connaît par ailleurs la grande variabilité au cours des saisons, selon les régions etc... sinon la pollution de certains ports de mer ne s'expliquerait pas. Enfin, la présence d'exo-bactéries entériques adsorbées sur le phytoplancton, et vivant longuement au sein du plancton, permet de douter de la constance et de l'efficacité de cette action. Sur le plan pratique il apparaît de toute manière impossible de compter sur une telle action pour assurer la destruction de la flore issue de l'égoût.

De ce bref inventaire des facteurs influant sur la flore entérique, il paraît difficile de retenir l'un de ceux-ci comme particulièrement déterminant. Selon MAZIÈRES (1963), dans le cas d'un estuaire, l'épuration se ferait d'après le processus suivant :

après l'émission, on note la disparition d'une grande partie des contaminants provoquée surtout par la sédimentation particulièrement efficace dans la première partie du parcours ;

l'accoutumance des entérobactéries survivantes à leur nouvel habitat, la sédimentation moins sensible et la diminution de la microflore assurée par la raréfaction du matériel organique, par l'action oxydante de l'oxygène dissous et les passages successifs aux divers paliers biologiques précédant la stabilité océanique.

Ainsi, quatre facteurs se conjugueraient pour assurer les étapes de l'épuration :

- a) la sédimentation d'abord massive, puis plus lente ;
- b) la raréfaction des matières organiques ;
- c) l'action microbicide de l'oxygène dissous ;
- d) l'incapacité des germes à s'adapter indéfiniment à un milieu instable dont les caractéristiques bio-chimiques varient toujours dans un sens plus précaire, défavorable à leur survie.

## B. — Résistance des divers groupes de germes.

Si la population microbienne dans son ensemble subit une régression rapide, tous les germes ne disparaissent pas en même temps et certains se révèlent résistants : on sait que de nombreux pathogènes peuvent survivre dans l'eau de mer et leur résistance, qui dépend de plusieurs facteurs, peut atteindre plusieurs jours, voire des semaines pour les virus.

### *Les coliformes.*

L'étude faite par MAZIÈRES (1963) sur le comportement des coliformes dans les eaux et les huîtres de la rivière d'Auray a précisé le devenir des trois groupes : *Escherichia coli* (groupe I), *Citrobacter* et *Cloaca* (groupe II), *Hafnia* et *Paracoli coliforme* (groupe III). En amont, on note une prédominance de *Escherichia coli* et une minorité des autres groupes. Dans le milieu de la rivière,

les proportions s'inversent, les groupes II et III étant proportionnellement mieux représentés. En aval, *Escherichia coli* a disparu et le groupe II (*Cloaca* principalement) est le mieux représenté. Un phénomène analogue, quoique moins accusé a été observé pour les huîtres.

D'après un essai fait par MAZIÈRES (1968) portant sur la résistance comparée de *Escherichia coli* et de *Streptococcus faecalis*, par adjonction d'une quantité connue d'eau d'égoût à de l'eau de mer, le nombre des coliformes, de *Escherichia coli* et de *Streptococcus faecalis* est réduit de 90 % en trois jours à 18° C. La vitesse de réduction n'est pas uniforme. C'est ainsi que, après une épuration rapide l'entérocoque résiste mieux que le bacille coli. Ces deux espèces sont dénombrées encore après 7 jours ainsi que les enterobactères qui semblent être très résistants. Dans une autre étude, faite sur le littoral de la Charente-Maritime, ces mêmes entérocoques et enterobactères avaient été dénombrés à 13 km du point de rejet alors que *Escherichia coli* avait depuis longtemps disparu. Selon MITCHELL et MORRIS (1968), 14 heures sont nécessaires en juillet et 140 heures en novembre, pour abaisser au 1/10 une population de *Escherichia coli*.

#### *Les Streptocoques fécaux.*

BUTTIAUX (1958) a souligné l'intérêt de l'association « *Escherichia coli Streptococcus faecalis* » dans la recherche des contaminations alimentaires. Ces germes, hôtes habituels de l'intestin de l'homme et des animaux, constituent un excellent indice de souillure fécale. L'entérocoque a une durée de vie nettement plus longue que les coliformes. D'une manière générale, on peut dire que pour une charge microbienne donnée, le nombre des streptocoques fécaux est généralement plus faible que celui de *Escherichia coli* et dans des conditions de sédimentation favorables, l'entérocoque disparaît plus vite que *Escherichia coli* de la couche d'eau superficielle, mais subsiste longtemps sur le fond.

#### *Les Salmonelles.*

On sait que la présence de certaines Salmonelles (du groupe typho-paratyphoïdique) représente, du point de vue de l'épidémiologie un des plus graves dangers, en raison de la transmission et de la dissémination de ces maladies par la consommation de coquillages souillés.

BUTTIAUX (1953) à la suite d'expériences *in vitro* sur la survie des Salmonelles dans l'eau de la Mer du Nord, estime qu'on ne peut la considérer comme germicide vis-à-vis de *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* B et *Salmonella enteritidis* puisque 50 % seulement de ces bactéries disparaissent après 44 heures de contact. D'après STEINGER (1951, 1956), les *Salmonelleae* se multiplieraient dans le milieu marin très pollué, riche en matières organiques. Il a pu isoler ces pathogènes des eaux portuaires de Schleswig-Holstein et Barcelone.

#### *Les virus.*

D'après PAOLETTI (1964) les virus s'accommoderaient bien du milieu marin, où leur durée de vie serait plus longue que celle des bactéries entériques communes. Le virus de la poliomyélite aurait une durée de vie de 1 à 2 semaines dans l'eau de mer à 25° C et plus courte pour de basses températures (CIOGLIA et LODIO, 1962).

L'affection virale, dite hépatite épidémique, connaît depuis quelques années une grande extension dans le monde. Elle est due au virus A, agent pathogène extrêmement résistant : les antiseptiques habituels ni le chlore ne le tuent et il résiste à une température de 100° C pendant 30 minutes. Sa durée de vie dans le milieu marin n'est pas connue avec précision mais doit être très longue : on pense généralement qu'elle peut être comparée à celle de *Streptococcus faecalis*.

Les diverses sensibilités de ces germes dans la mer, entraînent un effet de sélection des espèces. Ceci doit nous inciter à la plus grande prudence dans l'évaluation de la salubrité des aires de culture des coquillages. Actuellement, la recherche des virus humains (entérovirus, poliovirus, réovirus, adénovirus) n'est pas pratiquée dans les eaux marines en raison des difficultés d'analyse. En attendant la mise au point d'une technique probante et simple, il est indispensable de se référer, en pratique courante, à la numération des Streptocoques fécaux dont la résistance peut être comparée à celle des virus entériques.

On sait d'autre part, que les agents hautement pathogènes tels que les Salmonelles ou les virus se trouvent en nombre infiniment moins élevé que les autres témoins de contamination fécale (coliformes, entérocoques...) PAOLETTI (1964) cite à ce propos une étude de CLARKE, BERG et CHANG

selon laquelle il existerait un rapport numérique entre les virus entériques et *Escherichia coli* qui serait :

$$\frac{\text{entérovirus}}{\text{Escherichia coli}} : \frac{15}{1\ 000\ 000} \text{ soit : } \frac{1}{65\ 000}$$

Ce rapport (qui pourrait être appliqué également aux Salmonelles) est naturellement sujet à d'assez grandes variations, ne serait-ce qu'en raison des conditions épidémiologiques propres à chaque région.

On voit donc qu'en l'absence, ou en présence d'un petit nombre de bactéries fécales, (coliformes, entérocoques), les risques de se trouver en présence d'un élément pathogène, tel que les salmonelles ou les entérovirus, sont pratiquement inexistantes.

### **Conséquences des pollutions bactériennes sur les coquillages et sur la conchyliculture.**

#### **Les coquillages.**

Comme pour l'eau, des différences sensibles sont observées dans la survie des divers germes. BOURY et BORDE (1964) estiment que dans les coquillages, conservés hors de l'eau, *Escherichia coli* peut survivre plusieurs jours, bien que son nombre aille en diminuant, tandis que la flore non-entérique va en se développant. Les streptocoques fécaux ont également une survie plus longue que *Escherichia coli*, dans les coquillages. KELLY et ARCISZ (1954) ont montré, à partir d'huîtres et de clams artificiellement contaminés par *Escherichia coli* et *Salmonella typhi*, et gardés à 5° C et 19° C, que ces entérobactéries ont vécu durant plusieurs jours. Selon PRESNELL et KELLY (1961), toutes les entérobactéries, y compris *Salmonella typhi*, se multiplieraient dans les huîtres conservées. Cette multiplication se ferait mieux à 20° qu'à 4-7° C.

En fait le temps de survie des *Salmonella typhi* paraît être très variable. Les expériences d'infestation provoquée mettent en jeu des quantités énormes de cellules que l'on ne rencontre jamais dans la réalité. Mais d'après les constatations effectuées à l'occasion d'enquêtes sur des cas de maladies typho-paratyphoïdiques d'origine ostréaire, il est certain que la durée de survie des salmonelles dans les coquillages, après leur sortie de l'eau, est au moins d'une quinzaine d'heures. Toutefois, ce laps de temps peut se trouver très augmenté si les germes trouvent dans la cavité palléale du mollusque des conditions favorables : température optimale, faible salinité, éléments biogènes (matières organiques et aliments hydrocarbonés assimilables) etc. D'après DI GIROLAMO, LISTON et MATCHES, le virus de l'hépatite épidémique est susceptible de demeurer longtemps dans les huîtres, même après congélation et cuisson. De même CANZONNIER, au cours d'expériences relatives à l'accumulation et à l'élimination du phage coli S 13 par le clam (*Mercenaria mercenaria*), a observé la haute résistance de ces éléments. Après pollution par le phage S 13 des clams ont été mélangés à des clams sains, 2 mois plus tard 50 à 90 % des virus étaient encore présents, alors que la température était comprise entre 8 et 16° C. L'auteur suppose que certains virus peuvent être emprisonnés dans les tissus de l'hépatopancréas et dans l'hémolymphe.

On sait que les huîtres et autres coquillages doivent filtrer de grandes quantités d'eau pour assurer leur respiration et leur nutrition ; mais en même temps qu'ils retiennent les éléments nécessaires à leur alimentation, ils retiennent aussi les bactéries libres, ou associés à ces éléments. Si l'on considère qu'une huître plate filtre environ 5 litres d'eau à l'heure, une huître portugaise jusqu'à 20 litres, on comprend que leur état sanitaire dépend étroitement de celui du milieu dans lequel elles vivent. L'un de nous (MAZIÈRES, 1963), a montré que dans 80,7 % des cas, les coliformes sont plus nombreux dans les huîtres que dans l'eau, pour des huîtres de gisement toujours immergées, et dans 57,8 % des cas pour des huîtres de parcs périodiquement asséchées. Enfin, dans 60 % des cas, les huîtres ont été trouvées de 1,5 à 4,5 fois plus polluées que l'eau qui les baigne. Les coquillages fonctionnent donc comme un filtre qui accumule les impuretés. Beaucoup d'entre elles sont agglomérées à l'aide du mucus branchial, avec les déchets non consommables, puis évacuées sans être ingérées, sous forme de pseudo-fécès. Certaines sont absorbées avec le bol alimentaire et digérées ; d'autre, par contre, subsistent longtemps dans les tissus. D'après BOURY et BORDE

(1962) la localisation des bactéries se ferait dans diverses parties du corps : manteau et branchies, mais principalement dans l'appareil digestif.

L'accumulation des germes dans le corps des mollusques est variable selon les conditions ambiantes : immersion permanente ou non, saison, température. De même les différences anatomiques et physiologiques influent sur la quantité de germes retenus. Certains coquillages tels les coques (*Cardium edule*), les palourdes (*Tapes decussatus*) les lavagnons (*Scrobicularia piperata*) sont dits « fouisseurs » : ils vivent enterrés à une faible profondeur dans le sol, d'où seuls leurs siphons émergent pour assurer leur respiration et capter la nourriture. On conçoit donc que ces coquillages se contaminent plus facilement que les autres. De plus, leur long tube digestif, plusieurs fois replié sur lui-même, constitue un excellent réceptacle d'où les bactéries ne sont expulsées qu'après un temps d'épuration sensiblement plus long que pour les moules ou les huîtres, par exemple.

Cependant, il ne faut pas oublier que si le phénomène du « drinking » des coquillages est à la base de leur contamination, il contribue également à assurer leur épuration lorsqu'ils sont placés en eaux saines : un séjour de 15 à 30 jours, selon la contamination initiale, permet l'auto-épuration bactérienne des coquillages souillés.

### La conchyliculture.

Les pollutions mises en évidence sur certaines parties du littoral ont conduit l'Institut Scientifique et Technique des Pêches maritimes à classer insalubres de telles zones. Selon leur degré de contamination, elles sont interdites à tout élevage, ou autorisées seulement pour le captage du naissain et le premier élevage (produits de taille non marchande), ou parfois même pour l'élevage, mais sous condition d'épuration ultérieure.

L'une des conséquences néfastes de cet état de choses est la non utilisation de vastes portions du rivage et la perte de ressources importantes. C'est ainsi que près de 250 zones sont classées, ou en cours de classement insalubre. Ces zones couvrent une superficie de plusieurs centaines de milliers d'hectares. Si la situation est contrôlable pour les parcs d'élevage d'huîtres ou de coquillages qui ne sont accordés que dans les zones salubres et pourraient à tout moment être supprimés si les conditions d'hygiène venaient à s'altérer, il n'en est pas de même pour les gisements naturels de coquillages situés à proximité des émissaires d'eaux usées. Afin d'éviter la pêche frauduleuse, qui ne manquerait pas de se produire, l'exploitation de ces bancs est autorisée dans des conditions rigoureuses de contrôle et sous-réserve que les produits pêchés soient reparqués durant un mois en eaux saines, ou épurés dans des établissements spécialement aménagés à cet effet. Malgré cela, l'existence de tels gisements pollués, constitue un danger pour la santé publique particulièrement lorsque les promeneurs, touristes, enfants, etc., insuffisamment avertis des risques qu'ils encourent, ramassent et consomment ces produits.

Malgré les améliorations apportées çà et là, aucun des gisements ou des zones ci-dessus, classés insalubres depuis plus de trente ans, n'a pu être reclassé salubre, ceci donne une idée de l'importance de l'assainissement qui est à faire !

La France produit annuellement environ 150 000 tonnes d'huîtres et de coquillages. Tous ces produits sont cultivés dans des zones salubres, mais la plupart d'entre elles sont considérées maintenant comme étant « à saturation » : il n'y a plus de terrains disponibles. L'assainissement de certaines zones insalubres, actuellement improductives, permettrait donc un accroissement important de la production.

L'Institut Scientifique et Technique des Pêches maritimes assure un contrôle rigoureux de la salubrité des zones d'élevage et des produits. MAZIÈRES (1963) a établi une « Echelle d'appréciation bactériologiques des eaux et des huîtres », qui constitue davantage une base d'appréciation qu'une norme rigide (tabl. 13). Il est évident, en effet, que des normes analogues par exemple à celles des eaux de boisson et de divers produits alimentaires ayant subi une stérilisation, pasteurisation ou autre, ne sauraient être appliquées au milieu marin littoral. Dans un tel milieu, essentiellement hétérogène, l'absence totale et continue de tout germe d'origine humaine est impossible à obtenir. Il est connu que les coquillages ont tendance à un meilleur engraissement dans un milieu recevant une petite proportion d'eaux douces, dont on ne pourra jamais obtenir qu'elles soient

totallement indemnes de bactéries. Une mer indemne de germes microbiens serait improductive, aussi, et sauf à interdire toute exploitation, toute pêche et toute fréquentation du littoral maritime, on peut accepter l'utilisation des zones et la consommation des coquillages entrant dans les classes I et II. Ce qui importe avant tout, est l'absence de germes pathogènes pour l'homme : le respect des critères ci-dessus donne une bonne garantie de la salubrité des eaux de mer et des coquillages livrés à la consommation.

Les rejets d'eaux usées des villes constituent l'une des plus graves causes de contamination du littoral. Tout l'effort d'assainissement doit donc porter sur le traitement et l'épuration de tels rejets avant qu'ils n'atteignent les eaux de mer. Cette épuration se fait dans des stations, mais ces dernières, malgré leur coût élevé sont parfois d'une efficacité relative. A vrai dire, et dans les meilleurs cas, elles assurent surtout une bonne destruction de la matière organique (ce qui est déjà très important), mais l'effluent, s'il répond bien aux critères chimiques et biologiques imposés par la réglementation en vigueur, contient encore une abondante flore microbienne, qui est loin d'être détruite en totalité. C'est pourquoi, dans le cas où la proximité de coquillages l'impose, il est indispensable de procéder à une stérilisation de l'effluent déjà épuré biologiquement. Pour cela, on peut avoir recours à une javellisation dans des bassins de réserve de capacité suffisante pour obtenir un temps de contact nécessaire à la destruction des microorganismes. Enfin, il est toujours souhaitable d'évacuer l'effluent ainsi stérilisé dans un étang, lac ou pièce d'eau naturelle ou artificielle,

classes	Colimétrie/litre ( <i>Escherichia coli</i> )	
	eaux	huîtres
Classe I résultats satisfaisants	0	0
Classe II résultats acceptables	1 à 600	1 à 2 500
Classe III résultats suspects	601 à 1 200	2 501 à 5 000
Classe IV résultats défavorables	> 1 200	> 5 000

Tabl. 13. — Echelle d'appréciation bactériologique des eaux et des huîtres.

où se rétablira le caractère naturel et vivant du fluide rejeté, grâce à la flore et à la faune aquatiques qui s'y trouvent (élimination du chlore résiduel, reconstitution d'une microflore banale, transformation de la matière organique restante). Bien entendu, de telles installations n'ont de réelle efficacité que si elles font l'objet d'un entretien permanent et de fréquentes analyses de contrôle.

### Conclusion.

La connaissance que nous avons de la résistance et du devenir des entérobactéries dans le milieu marin permet de définir les critères de salubrité auxquels doivent répondre les eaux de mer et les coquillages livrés à la consommation, de telle sorte qu'ils soient en accord avec les impératifs de l'hygiène publique.

On peut certes admettre qu'une légère contamination bactérienne est inévitable dans un milieu largement ouvert comme la mer, mais les résultats des dénombrements bactériens effectués doivent donner l'assurance, du point de vue qualitatif et quantitatif, qu'aucun élément pathogène ne se trouve dans l'échantillon examiné.

De même, si les rejets d'eaux usées sont devenus inévitables, encore importe-t-il qu'ils soient limités en nombre et en volume pour une même région, et qu'ils fassent l'objet d'une épuration efficace, assurant de façon permanente leur totale innocuité.

Cette action d'assainissement permettra seule de réduire et de supprimer l'insalubrité de certaines parties du littoral français qui pourront, au fur et à mesure, redevenir productives. Elle évitera surtout, et cela n'est pas moins essentiel, la contamination de nouvelles portions du rivage.

## BIBLIOGRAPHIE

### I. — *Pollutions chimiques.*

- ALZIEU (C.), 1970. — Nocivité des effluents de papeterie en milieu marin, leur dégradation spontanée. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (3), p. 327-341.
- ANDERSON (J.M.) et PRINS (H.B.), 1970. — Effect of sublethal D.D.T. on a simple reflex in brook trout. — *J. Fish. Res. Bd Canada*, **27**, p. 331-334.
- ANONYME, 1972. — Pour une politique de lutte contre la pollution des mers. — *Rapport du Groupe Interministériel d'étude des problèmes de la Pollution de la Mer* (G.I.P.M.), 113 pages.
- BARDACH (J.E.), FUJIYA (M.) et HOLL (A.), 1965. — Detergents: Effects on the chemical senses of the fish *Ictalurus natalis* (LE SUEUR). — *Sciences*, **148**, p. 1605-1609.
- BELLAN (G.), 1967. — Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. — *Rev. int. Océanogr. méd.*, **8**, p. 51-95.
- BELLAN (G.), REICH (D.J.) et FORET (J.P.), 1971. — Action toxique d'un détergent sur le cycle de développement de la Polychète *Capitella Capitata* (FAB). — *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **272** Sér. D., p. 2476-2479.
- BOCK (K.J.), 1966. — Über die Wirkung von Wascherchstoff auf Fische. — *Arch. Fischerei-Wiss.*, **17**, p. 68-77.
- BOCK (K.J.) et MANN (H.), 1969. — Die Bedeutung des Salzgehalts für die Wirkung von Tensiden. — *Ber. dtsh. wiss. Komm. Meeresforsch.*, **20** (3-4), p. 278-281.
- BOUGIS (P.), 1959. — Sur l'effet biologique du cuivre en eau de mer. — *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **249**, p. 326-328.
- 1961. — Sur l'effet biologique du zinc en eau de mer. — *Ibid.*, **253**, p. 740-741.
- BOURCIER (M.) et ZIBROWIUS (H.), 1972. — Les « boues rouges » déversées dans le canyon de la Cassidaigne (région de Marseille). Observations en soucoupe plongeante SP 350 (juin 1971) et résultat de dragages. — *Téthys*, **4** (4), p. 811-842.
- BUTLER (P.A.) et SPINGER (P.F.), 1964. — Pesticides. — A new factor in coastal environments. — *Trans. 28 th N. Am. Wildlife Natural Resources Conf.*, p. 378-390.
- CHEVALIER (R.) et PAIRAIN (R.), 1970. — Traitement par l'amitrole des canaux de drainage (incidences sur la flore et la faune marines). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (3), p. 343-349.
- EISLER (R.), 1965. — Some effects of a synthetic detergent on estuarine fishes. — *Trans. Am. Fish Soc.*, **94** (1), p. 26-31.
- 1971. — Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: cyprinodontidae) and other marine organism. — *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **28**, p. 1225-1234.
- FORET (J.P.), 1972. — Étude des effets à long terme de quelques détergents (issus de la pétrochimie) sur la séquence du développement de deux espèces de polychètes sédentaires: *Scolelepis fuliginosa* (CLAPARÈDE) et *Capitella capitata* (FABRICIUS). — *Thèse de doctorat de spécialité, Marseille*.
- FOSTER (N.R.), SCHEIER (A.) et CAIRNS (J.Jr.), 1966. — Effects of ABS on feeding behavior of flagfish, *Jordanella floridae*. — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **95** (1), p. 109-110.
- FOUGERAS-LAVERGNOLLE (J.), 1971. — Recherche des pesticides organochlorés dans les milieux littoraux. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (3), p. 367-371.
- FRAZIER (A.), 1973. — Étude de la toxicité du zinc pour la crevette rose *Palaemon serratus* (PENNANT). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **37** (2), p. 291-302.
- GARDNER (G.R.) et YEVICH (P.P.), 1970. — Histological and hematological responses of an estuarine Teleost to Cadmium. — *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **27**, p. 2185-2196.

- GRAUBY (A.), FOULQUIER (L.) et DESCAMPS (B.), 1972. — Toxicité d'effluents industriels du golfe de Fos et de l'étang de Berre, sur l'anguille. — *Rapport C.E.A. Agence Rhône Méditerranée, Corse*.
- JAKIM (E.), HAMLIN (J.M.) et SONIS (S.), 1970. — Effects of metal poisoning on five liver enzymes in the killifish (*Fundulus heteroclitus*). — *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **27**, p. 383-390.
- JENSEN (S.), JERNELOV (A.), LANGE (R.) et PALMORK (K.H.), 1970. — Chlorinated by products from vinyl chloride production: A new source of marine pollution. — *FAO, tech. conf. mar. poll.*, Rome, déc. 1970.
- JONES (H.R.), 1971. — Mercury pollution control. — *Noyes data corporation, New Jersey, U.S.A.*
- KINNE (O.) et ROSENTHAL (H.), 1967. — Effects of sulfuric water pollutants on fertilization embryonic development and larvae of the herring, *Clupea harengus*. — *Mar. biol.*, **1**, p. 65-83.
- LEE (R.F.), SAUERHEBER (R.) et BENSON (A.A.), 1972. — Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. — *Science Washington*, **177**, p. 344-346.
- LEMKE (A.E.) et MOUNT (I.D.), 1963. — Some effects of alkylbenzenesulfonate on the bluegill, *Lepomis macrochirus*. — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **92** (4), p. 372-378.
- MAGGI (P.), 1973. — Toxicité relative de deux insecticides organophosphorés l'abate et le fénitrothion. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **37** (1), p. 137-144.
- MANN (H.), 1964. — Effects on the flavor of fishes by oils and phénols. — *Symposium Monaco*, avril 1964.
- MARCHETTI (R.), 1965. — Revue critique des effets des détergents synthétiques sur la vie aquatique. — *Stud. Rev. Gen. Fish. Coun. Medit.*, **26**, p. 1-36.
- MUHLMANN (R.) et SCHRADER (G.), 1957. — Hydrolyse der insektiziden phosphorsäureester. — *Z. Naturforsch.* **12** b, p. 196.
- NELSON (N.) et Coll., 1971. — Study group of mercury hazard. Hazards of mercury. — *Environmental Research*, **4**, p. 1-69.
- NOBBS (C.L.), 1972. — Utilisation du mercure et choix social. — *Rapp. Com. Environnement OCDE*.  
— 1973. — Le cadmium et l'environnement: toxicité, économie, contrôle. — *Rapp. Com. Environnement OCDE*.
- PAFFENHOFER (G.A.), 1972. — The effects of suspended « red mud » on mortality body weight, and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus*. — *Water, Air and Soil pollution*, **1**, p. 314-321.
- ROSENTHAL (H.), 1971. — Wirkungen von « Rotschlamm » auf Embryonen und Larven der Herings *Clupea harengus*. — *Helgoländ. wiss. Meeresunters*, **22**, p. 366-376.
- SCHMID (O.J.) et MANN (H.), 1962. — Die Einwirkung von Dodecylbenzolsulfonat auf die Kiemen von Forellen. — *Arch. Fischerei-Wiss.*, **13**, p. 41-51.
- SMITH (J.E.), 1968. — « Torrey Canyon » pollution and marine life. — *Cambridge univ. press.*, 196 p.
- SOUDAN (F.), MICHEL (P.), ALZIEU (C.) et MAGGI (P.), 1972. — Choix de produits pour lutter contre la pollution du milieu marin par les hydrocarbures. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (1), p. 81-124.
- SWEDMARK (M.), BRAATEN (B.), EMANIELSON (E.) et GRANMO (A.), 1971. — Biological effect of surface active agents on marine animals. — *Mar. biol.*, **9** (3), p. 183-202.
- THIBAUD (Y.), 1971. — Teneur en mercure dans quelques poissons de consommation courante. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 209, p. 1-10.  
— 1973. — Teneur en mercure dans les moules du littoral français. — *Ibid.*, n° 221, p. 1-6.
- VAICUM (L.), GODEANUS (S.), EMINOVICI (A.) et CUTE (E.), 1968. — L'influence des eaux résiduaires provenant d'une usine d'acide sulfurique et de superphosphates sur le milieu marin dans la zone de déversement. — *Rev. int. Océanogr. méd.*, **12**, p. 49-61.
- WINTER (J.E.), 1972. — Long-term laboratory experiments on the influence of ferric hydroxide flakes on the filter-feeding behaviour, growth, iron content and mortality in *Mytilus edulis* L. — *Marine pollution and sea life, FAO*, p. 392-396.
- ZOBELL (C.E.), 1962. — The occurrence, effects, and fate oil polluting the sea. — *Intern. Conf. on water pollution research*, Londres, sept. 1962.

## II. — Pollutions bactériennes.

- ALLEN (L.A.), PASLEY (S.M.) et PIERCE (A.F.), 1952. — Some factors affecting the viability of faecal bacteria in water. — *J. gen. Microbiol.*, **7**, p. 36-43.
- AUBERT (M.), 1965. — Le comportement des bactéries terrigènes en mer. Relations avec le phytoplancton. — *CERBOM, Cah.*, **19**, **20**, p. 5-285.
- AUBERT (M.) et DESIROTTE (N.), 1968. — Théorie formalisée de la diffusion bactérienne. — *CERBOM, Cah.*, **12**, p. 5-48.
- AUBERT (M.), GAUTHIER (M.) et DANIEL (S.), 1966. — Origine et nature des substances antibiotiques présentes dans le milieu marin; 3<sup>e</sup> partie: Activité antibactérienne d'une diatomée marine *Asterionella japonica*. — *CERBOM, Cah.*, **1**, p. 35-43.
- AUBERT (M.) et LEBOUT (H.), 1961. — Etude de la pollution des plages de Nice par les résidus ou déchets amenés par les courants ou les fleuves côtiers. — *CERBOM, Cah.*, **4**, p. 3-74.



- AUBERT (M.), LEBOUT (H.) et AUBERT (J.), 1963. — Le pouvoir antibiotique du milieu marin. — *CERBOM, Cah.*, **12** (4), p. 13-85.
- BEARD (P.J.) et MEADOWCROFT (N.F.), 1935. — Survival and rate of death of intestinal bacteria in sea water. — *Amer. J. publ. health*, **25**, p. 1023-1026.
- BOURY (M.), 1957. — Méthodes d'examen bactériologique de l'eau de mer et des coquillages. Essais comparatifs. — *Science et Pêche, Bull. Inform. et Doc., Inst. Pêches marit.*, n° 51, p. 1-8.
- BOURY (M.) et BORDE (J.), 1964. — L'évolution de la flore bactérienne dans les coquillages conservés hors de l'eau. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., symp.*, 12 p.
- 1964. — La contamination bactérienne des coquillages. — *Ibid.*, 12 p.
- BRIENNE (H.), 1970. — Evolution de la salubrité des eaux en baie de Somme. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 190, 11 p.
- BRISOU (J.), 1955. — Microbiologie du milieu marin. — Paris, Ed. medic. Flammarion, 271 p.
- 1962. — Problèmes de la vie et de la survie des bactéries pathogènes dans le milieu marin. — *Rev. Corps Santé des Armées*, **3** (3), p. 561-585.
- 1970. — La vie des microbes dans les mers, et pollution; situation actuelle, perspectives. — *CERBOM, Cah.*, **17**, p. 127-145.
- BUTTIAUX (R.), 1959. — The value of the association *Escherichia coli*-Group D streptococci in the diagnostic of contamination in foods. — *J. appl. Bacteriol.*, **22** (1), p. 153-158.
- BUTTIAUX (R.), COIN (L.), TROCHON (P.) et MORIAEZ (J.), 1955. — Le problème de la salubrité des huîtres dans le centre ostréicole de la basse-Seudre. — *Rev. Hyg. méd. soc.*, **3** (5), p. 409-424.
- BUTTIAUX (R.) et LEURS (Th.), 1953. — Survie des «*Salmonella*» dans l'eau de mer. — *Bull. Acad. nat. Med.*, **137** (20-27), p. 450-460.
- CAMPELLO (F.), BRISOU (J.) et DE RAUTLIN DE LA ROY (Y.), 1963. — Etude sur les relations existant entre le plancton et les bactéries dans les eaux portuaires de la Pallice. — *C.R. séances Soc. Biologie*, **157** (3), p. 618.
- CIOLIA (L.) et LODO (B.), 1962. — Sui processi di autodepurazione nell ambiente marine. — Resistanza di alcuni enterovirus. — *Nuovi Ann. Microbiol. Ital.*, **13** (1), p. 11-29.
- COLWELL (R.R.) et LISTON (J.), 1960. — Microbiology of shellfish; bacteriological study of the natural flora of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). — *Univ. Washington, School Fish., Contrib.*, n° 66; *Appl. Microbiol.*, **8** (2), p. 104-109.
- DEVEZE (L.), 1959. — Cycle biologique des eaux et écologie des populations planctoniques. — *Rev. Trav. Stat. mar. Endoume*, **25** (15), 220 p.
- FALVEL (Y.), 1967. — La pollution bactérienne des eaux et des coquillages de l'étang de Thau. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **31** (1), p. 1-96.
- GEVAUDAN (P.), ALDIGHIERI (R.) et GAY (R.), 1958. — De la survie des *E. coli*, des coliformes et de *W. perfringens* dans le milieu marin. — *Rev. Path. gen. Physiol. Clin.*, **694**, p. 25-28.
- GEVAUDAN (P.), TAMALET (J.) et GAY (R.), 1957. — Etude de la survie comparée d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhi* dans l'eau de mer du littoral méditerranéen. — *Ann. Inst. Pasteur, Lille*, **9**, p. 128-137.
- HEIM DE BALZAC (H.), BERTOZZI et GOUDIN, 1952. — Pouvoir antibiotique des eaux de mer vis-à-vis des germes d'origine entérique déversés par les effluents pollués des villes. — *Bull. Acad. nat. Med.*, **136**, p. 514-516.
- JARDIN (F.) et YZAMBART (C.), 1938. — Recherches sur la pollution des eaux marines par les déversements d'égoûts urbains (2<sup>e</sup> rapport). — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **11** (2), p. 231-257.
- KRASSILNIKOV (N.A.), 1938. — The bacterial action of sea water. — *Microbiol.*, **7**, p. 329-334.
- LADOUCE (R.), 1954. — Evaluation de la salubrité des eaux et des coquillages en France. — *Cons. int. Explor. Mer*, n° 5, 4 p. ronéo.
- MAZIÈRES (J.), 1963. — Les coliformes dans les eaux marines et les huîtres. Application à l'hygiène ostréicole. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **27** (1), p. 3-11.
- 1964. — Les germes tests de contamination et l'appréciation de la qualité bactériologique des huîtres. — *Comm. int. Explor. Mer Médit., Symp.*, 14 p.
- ORLOB (G.T.), 1956. — Viability of sewage bacteria in sea water. — *Sewage and Wastes U.S.A.*, **28** (9), p. 1147-1167.
- PAOLETTI (A.), 1964. — Les problèmes hygiéniques des coquillages. — *Comm. int. Explor. Mer Médit., Symp.*, 18 p.
- 1964. — Microorganismes pathogènes dans le milieu marin. — *Ibid.*, 57 p.
- RANSON (G.), 1951. — Les huîtres. Biologie, culture. — Paris, P. Lechevalier éd., 260 p.
- TEISSONNIERE et BOINET, 1929. — Fièvre typhoïde et coquillages. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **2** (1), p. 113-120.
- VACARO (R.F.), BRIGGS (M.P.), CAREY (C.L.) et KETCHUM (B.H.), 1950. — Viability of *Escherichia coli* in sea water. — *Amer. J. publ. health*, **33**, p. 1257-1266.
- WOOD (P.C.), 1957. — Factors affecting the pollution and self purification of molluscan shellfish in a polluted estuary. — *J. Cons. int. Explor. Mer*, **22**, p. 200-208.
- ZOBELL (C.E.), 1936. — Bacterioid action of sea water. — *Proc. Soc. exp. Biol. Med.*, **34**, p. 113-116.
- 1946. — Marine microbiology. — Waltham, Massachusetts, Chrono. Bot. C°, 240 p.

