

RELATIONS ENTRE LES EAUX INTERSTITIELLES DES FONDS SEDIMENTAIRES OSTREICOLES ET LE MILIEU HYDROBIOLOGIQUE LE BASSIN DES CHASSES DES SABLES D'OLONNE

par Michelle FEUILLET

Introduction.

Les eaux d'imbibition des sédiments représentent une source d'éléments susceptibles de diffuser dans le milieu hydrobiologique où les huîtres puisent les substances qui leur sont nécessaires. La composition chimique des eaux interstitielles a été étudiée par de nombreux chercheurs : EMERY et RITTENBERG (1952), KULLENBERG (1952), RITTENBERG et coll. (1955), GASHKOVA (1957), BRUEVICH et ZAITOVA (1959), DEBYSER (1959), SIEVER (1951-1965), SHISKINA (1952), RITTENBERG et coll. (1963), BROOK et coll. (1968). La plupart de leurs travaux ont été effectués à l'étranger, nous avons donc repris une étude de ce type dans le bassin des Chasses des Sables d'Olonne. Notre but essentiel est d'élucider la circulation des éléments métabolisables, azote et phosphore, dans un milieu ostréicole de bon rendement, d'étudier notamment les échanges entre les sédiments et l'eau qui constitue le milieu hydrobiologique même. Nous voudrions, aussi, donner quelques caractères généraux de ces eaux qui peuvent jouer un rôle important dans la physiologie des mollusques. On sait en effet que les ions métalliques peuvent avoir un retentissement sur le métabolisme de l'huître : une modification de l'équilibre de ces ions dans le milieu affecte certaines activités physiologiques. Le calcium en particulier joue un rôle dans la croissance des coquilles et le magnésium conditionne la vie du phytoplancton. Or nous possédons très peu de données à cet égard, si l'on excepte les publications de MOREAU, RAIMBAULT et ARNAUD en ce qui concerne ces éléments dans un milieu ostréicole. Nous avons déterminé les grandeurs suivantes : salinité, température, pH, réserve alcaline, les taux d'alcalins, d'alcalino-terreux et d'éléments nutritifs azotés (nitrate et ammoniacque). Les méthodes employées seront précisées pour chaque élément considéré.

Nous verrons également les variations du taux de phosphore qui ont fait l'objet d'un compte rendu antérieur. Nous envisagerons enfin le turn-over de ces éléments nutritifs et leur régénération à partir des sédiments. Ces données nous serviront de base pour comparer des milieux ostréicoles et principalement en milieux fermés ou semi-ouverts. Elles complètent les mesures de croissance et de production d'huîtres effectuées par M.J. CORBEIL, dans les mêmes stations et à la même période.

I. - Description sommaire des lieux.

L'hydrologie du bassin doit être évoquée afin de comprendre l'origine des différents chenaux qui serpentent le fond et dont le parcours peut expliquer la composition des eaux. Le réseau hydrographique du bassin a été parfaitement décrit dans l'ouvrage de TERS (1961). Rappelons que le chenal central est une dérivation de la Vertonne, rivière de 35 km de long, dont la pente générale est de 0,18 %. Elle reçoit de l'est et au sud-est : le ruisseau de l'Emerière, le ruisseau de Grosbreuil et le ruisseau de Sainte-Foy. Cette rivière coule uniquement sur des schistes à sérécite. Les ruisseaux également coulent sur des formations anciennes, ce qui réduit l'enrichissement en éléments nutritifs.

L'apport d'eau douce dans le bassin a plusieurs origines et peut varier, outre l'apport d'eau douce de la Vertonne et de ses ruisseaux affluents, nous devons tenir compte des apports d'eaux dus au drainage interne et externe des marais environnants. Ces apports variables sont parfois suffisants pour modifier la salinité du milieu, comme l'ont montré les observations de M.J. CORBEIL (1966).

II. - Le milieu chimique.

Salinité, réserve alcaline.

La salinité a été dosée par argentimétrie, la réserve alcaline par potentiométrie à l'aide du pH-mètre Métrohm, la courbe de neutralisation est obtenue au moyen d'acide HCl N/50.

Les changements de salinité entre l'eau interstitielle et l'eau superposante ont souvent retenu l'attention des auteurs : FRANCIS BŒUF (1947), KULLENBERG (1952 et 1954), EMERY et RITTENBERG (1952), BRUEVICH (1957), DEBYSER (1958), SIEVER et coll. (1951). La salinité de l'eau interstitielle ne suit pas une règle générale et nos observations confirment celles de DEBYSER faites à La Rochelle, le bassin des Chasses peut, à certaines périodes de son alimentation, être assimilé à une zone estuarienne, où le phénomène d'évaporation joue un grand rôle. Toutefois, le plus souvent, l'eau d'imbibition des sédiments présente une chlorinité plus élevée que l'eau sus-jacente. C'est notamment le

Stations	Cl	Na	K	Ca	Mg	Na/Cl	K/Cl	Ca/Cl	Mg/Cl
I sabl. nord	14 820	10 500	380	400	1 064	0,7085	0,025	0,025	0,0710
I sabl. centre	13 450	9 825	362	400	968	0,7527	0,026	0,029	0,0710
I sabl. sud	12 420	9 400	378	400	968	0,7342	0,030	0,032	0,0770
eau du parc	8 660	7 620	272	400	1 352,5	0,8720	0,031	0,046	1,3610
I vas. nord	14 420	10 010	376	400	984	0,6941	0,026	0,027	0,0680
I vas. centre	15 460	10 375	380	400	1 080	0,6737	0,024	0,025	0,0690
I vas. sud	13 450	9 400	360	400	1 000	0,6988	0,026	0,029	0,0740
eau du parc	8 940	5 080	180	190	547,5	0,5682	0,020	0,021	0,0612
II b.r. nord	15 400	10 375	356	430	1 128	0,6128	0,023	0,027	0,0732
II b.r. centre	15 460	10 500	442	570	1 252	0,6737	0,028	0,036	0,0800
II b.r. sud	15 980	9 225	404	510	1 188	0,5780	0,0253	0,031	0,0740
eau du parc	11 330	9 950	342	400	1 025	0,8781	0,0301	0,035	0,0900
eau du chenail	8 320	4 820	202	225	610	0,5793	0,0245	0,027	0,0730
II m.r. nord	13 100	8 975	404	400	968	0,6851	0,030	0,030	0,0730
II m.r. centre	13 390	7 050	294	300	820	0,5265	0,021	0,022	0,0610
II m.r. sud	12 590	8 275	334	400	930	0,6573	0,026	0,031	0,0730
eau du parc	17 190	5 400	214	250	600	0,314	0,012	0,013	0,0340
III nord	13 600	9 400	354	400	1 032	0,691	0,026	0,029	0,0750
III centre	13 620	10 250	370	400	1 120	0,7745	0,027	0,029	0,0850
III sud	13 560	10 800	316	400	1 096	0,796	0,023	0,029	0,0810

TABLE. 1. — Concentration en chlore, alcalins et alcalino-terreux des eaux interstitielles, des eaux des parcs et chenaux en période hivernale; (sabl. sableuse, vas. vaseuse, b. r. bon rendement, m. r. mauvais rendement). Les résultats sont exprimés en ppm.

cas général en hiver (tabl. 1) où l'on trouve des moyennes de 13 à 15 ‰ contre 8 et 9 ‰ dans l'eau du parc. SIEVER et coll. expliquent ce phénomène par le fait que le système eau-argile agit comme une membrane semi-perméable.

En été l'inverse se produit plus souvent, l'évaporation étant plus importante à cette période. La chlorinité dans l'eau des parcs s'élève jusqu'à 22 ‰, celle de l'eau interstitielle varie entre 18-19 ‰ (tabl. 2). La réserve alcaline nous permet d'obtenir les teneurs en ions CO_3^{--} et CO_3H^- de l'eau interstitielle. Elle représente la somme des concentrations des différents acides faibles contenus dans l'eau. L'augmentation de la réserve alcaline par rapport à celle de l'eau du parc est générale, 0,11 milliéquivalents contre 0,42 milliéquivalents. Les mêmes observations ont été faites au marais des Loirs, où ces valeurs sont plus élevées et correspondent à des valeurs plus fortes en matières organiques,

0,400 g N % contre 0,154 g N %. La corrélation entre la réserve alcaline et le taux de matière organique a déjà été soulignée par GORSHKOVA dans son étude de la mer Baltique. La minéralisation de la matière organique entraîne un accroissement en CO_3^{--} et CO_3H^- .

Le sodium, le potassium.

Le sodium et le potassium ont été déterminés par photométrie de flamme (émission). La concentration en sodium est plus élevée dans l'eau des parcs que dans l'eau interstitielle, sauf en hiver où on note l'inverse. Les rapports Na/Cl varient de 0,3140 à 0,9119 dans l'eau du bassin, juste au-dessus des huîtres dans une épaisseur de 0 à 5 cm, alors que l'eau interstitielle varie de 0,5265 à 0,8019. Ces rapports sont plus élevés que ceux trouvés par SHISHKINA (1957). Cet auteur trouve des valeurs de 0,558 à 0,569. Ces différences peuvent être dues à des différences de lieux géographiques mais aussi à des différences saisonnières puisque nos mesures se sont échelonnées au cours de l'année. La concentration en sodium, en valeur absolue, de l'eau interstitielle est presque toujours supérieure à l'abondance de cet élément dans l'eau de mer. Les maxima sont relevés à la période automnale.

	Cl	Na	K	Ca	Mg	Na/Cl	K/Cl	Ca/Cl	Mg/Cl
I vas. nord	14 080	9 480	370	340	9 550	0,6731	0,02	0,031	0,0675
I vas. centre	17 250	10 080	412	368	11 650	0,5854	0,02	0,024	0,0675
I vas. sud	18 120	12 440	479	368	12 100	0,6423	0,026	0,020	0,0667
eau du parc	19 570	15 700	460	545	17 500	0,80	0,023	0,027	0,0886
II b.r. nord	20 440	13 320	432	456	14 200	0,6515	0,021	0,022	0,0694
II b.r. centre	18 410	12 140	398	442	13 100	0,6594	0,0216	0,024	0,07115
II b.r. sud	15 510	10 360	366	368	10 500	0,6685	0,025	0,023	0,0676
eau du parc	22 000	16 000	502	530	17 650	0,72	0,022	0,024	0,0802
eau du chenai	»	14 800	456	530	16 750	0,52	0,016	0,0180	0,0598
II m.r. nord	22 000	14 420	498	500	15 650	0,6454	0,022	0,022	0,07111
II m.r. centre	19 570	13 620	494	470	14 950	0,6985	0,025	0,024	0,0763
II m.r. sud	18 460	12 140	412	442	12 750	0,6576	0,0231	0,023	0,0690
eau du parc	19 500	13 200	396	368	13 550	0,67	0,020	0,018	0,0694
III nord	20 210	13 480	490	456	13 750	0,6669	0,024	0,022	0,068
III centre	21 020	13 920	502	456	14 450	0,6622	0,0238	0,0216	0,0692
III sud	19 570	13 040	470	442	13 100	0,6663	0,024	0,022	0,0669
eau du parc	22 000	14 220	432	530	15 950	0,64	0,019	0,024	0,0725
eau du chenai	18 000	12 000	382	368	13 100	0,66	0,021	0,020	0,0727

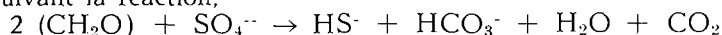
TABLE. 2. — Concentration en chlore, alcalins et alcalino-terreux des eaux interstitielles, des eaux des parcs et chenaux en période estivale; (vas. vaseux, b.r. bon rendement, m.r. mauvais rendement). Les résultats sont exprimés en ppm.

Le rapport du potassium à la chlorinité est légèrement supérieur à celui trouvé généralement dans l'eau de mer. L'eau interstitielle serait plus riche en cet élément, les valeurs les plus importantes se trouvent l'été. La différence de concentration entre l'eau des parcs et l'eau interstitielle reste faible, ce qui indique une stabilité relative du milieu, stabilité nécessaire puisque l'on sait que de petits excès stimulent l'activité cardiaque de l'huître en augmentant la fréquence des battements.

Calcium.

Le calcium est dosé par spectrophotométrie de flamme : absorption atomique, il varie dans l'eau des parcs de 0,22 g/l à 0,620 g/l. Ces valeurs sont un peu plus élevées que celles rencontrées dans les claires de Marennes où MOREAU a noté une « déficience » en calcium.

La teneur en calcium est liée aux carbonates et aux sulfates. La réduction des sulfates entraîne un excès d'ions Ca^{++} dans le milieu, BERNER (1956) explique le lien de la teneur en calcium avec les sulfures dissous. Cette relation serait due à la production de bicarbonates durant la réduction bactérienne des sulfates suivant la réaction,



cette réaction étant suivie par l'équilibre :



Pour un ion-gramme de sulfate, nous devons avoir un demi-ion gramme de carbonate. Ces

réactions peuvent expliquer les fluctuations du calcium dans l'eau interstitielle. D'autre part l'abondance des résidus de coquilles peut augmenter la teneur en calcium par leur dissolution ; la présence de coquilles plus abondantes dans le bassin des Chasses que dans le marais des Loirs pourrait donc expliquer les valeurs plus élevées de la teneur en calcium des eaux interstitielles. Cette richesse en calcium est importante pour un milieu ostréicole, en raison du rôle de cet élément dans la coquille des huîtres. Le calcium est déplacé directement de l'eau de mer, son absorption directe par le manteau a été démontrée grâce aux travaux de JODREY (1953) et à l'utilisation de l'isotope du calcium. Le turn-over du calcium a également été étudié par HIRUTA (1955).

Le magnésium.

Les teneurs en magnésium varient entre 0,968 g/l et 1,650 g/l dans les eaux interstitielles, les valeurs les plus faibles se trouvent en hiver et les plus fortes en été. L'hiver les eaux interstitielles sont plus riches que l'eau sus-jacente mais en période chaude on note l'inverse. Les valeurs trouvées dans l'eau des parcs sont plus fortes que celles trouvées par MOREAU dans l'eau des claires de Marennes et que celles généralement admises pour les eaux océaniques qui sont de 1,272 g/l. Les rapports Mg/Cl varient dans les limites de 0,0612 g/l à 0,0807 g/l pour les eaux interstitielles et de 0,024 g/l à 0,073 g/l pour les eaux des claires et les eaux des chenaux. Les rapports les plus faibles indiquent l'influence des eaux d'origine continentale et fluviale et leur prédominance au moment du prélèvement.

Représentation graphique des analyses.

La composition ionique des eaux est habituellement représentée par des diagrammes. Il en existe plusieurs types. Bien qu'en océanographie l'emploi du diagramme rayonnant de Telkessy soit souvent utilisé, nous lui avons préféré le diagramme de Schoeller qui nous permet de superposer plusieurs analyses d'eau, ce qui facilite la comparaison.

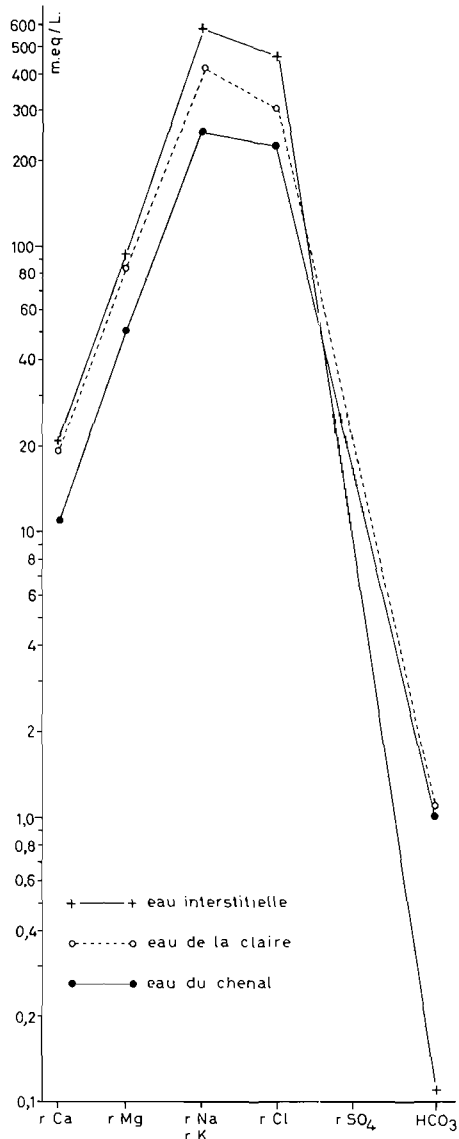


FIG. 1. — Diagramme de Schoeller.

Rappelons brièvement la construction de ce diagramme, le diagramme de Schoeller est un diagramme vertical semi-logarithmique. En abscisse, à intervalles réguliers, sont portés de gauche à droite $r\text{Ca}$, $r\text{Mg}$, $r\text{Cl}$, $r\text{SO}_4$, $r\text{HCO}_3$, $r\text{CO}_3$ (les sulfates ne figurent pas sur notre graphique), l'indice r , indique que les teneurs sont données en milliéquivalents. En ordonnée, l'axe étant gradué suivant une échelle logarithmique, on porte le nombre de milliéquivalents de chacun des radicaux. L'établissement de ce diagramme nous permet de voir immédiatement les différences entre l'eau des chenaux du parc et l'eau d'imbibition, ce qui permet un examen d'ensemble rapide (fig. 1).

Relations entre la salinité et les alcalins et les alcalino-terreux.

Sur la figure 2, les teneurs en alcalins et alcalino-terreux sont exprimées en fonction de la salinité. Les points représentant le sodium et le potassium se répartissent autour d'une droite ne passant pas par l'origine, ce qui montre que dans les eaux interstitielles du bassin des Chasses, le sodium et le potassium sont fonction linéaire de la salinité.

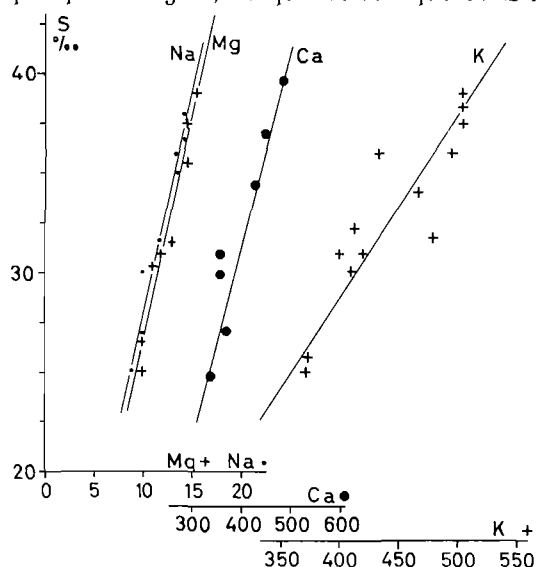


FIG. 2. — Diagramme montrant qu'alcalins et alcalino-terreux sont fonction de la salinité dans les eaux interstitielles.

diffusion est suivie de la méthode de Lubochinsky-Zalta, qui permet de doser 0,02 γ de NH_3 par cm^3 de solution. Nous avons préféré cette méthode à celle de MORRIS et RILEY (1963), à cause du faible volume d'eau recueilli à l'extraction des eaux interstitielles. La méthode de microdiffusion permet de travailler avec un volume variant de 1 à 10 cm^3 , suivant la richesse en azote.

a) Dans l'eau des parcs.

L'azote ammoniacal. L'ammoniaque est une source d'azote assimilable pour le phytoplancton et beaucoup d'espèces préfèrent l'ammoniaque aux autres formes d'azote combiné. L'ammoniaque est un produit de dégradation des matières organiques (résidus végétaux et animaux, plus les excréments) ; les produits d'excrétion sont soit assimilables directement ou bien après décomposition autolytique. L'ammoniaque est toujours présent à quelque période que ce soit de l'année, les valeurs varient entre 5,6 $\mu\text{g at N/l}$ à 87 $\mu\text{g at N/l}$. Cette dernière concentration dépasse de beaucoup le maxima trouvé dans la masse d'eau par M.J. CORBEIL, ce maxima ne dépassant par 24 $\mu\text{g at N/l}$. Cette teneur plus élevée en ammoniaque dans l'eau juste au-dessus du sédiment peut provenir des produits d'excrétion qui se trouvent abondants au niveau des huîtres. Ces produits sont sous forme d'ammoniaque, d'urée et d'acide urique (GALTSOFF, 1965). Les germes uréolytiques sont présents dans la vase superficielle (LAGARDE, 1962), ce qui permet la libération d'ammoniaque, à partir de produits d'excrétion. Le maximum de concentration apparaît fréquemment près des sédiments ; VACCARO (1963) le constata au sud du Cap Cod, ce qui lui a fait penser à une ammonification à l'intérieur du sédiment lui-même.

L'azote nitrique. Le nitrate est la forme d'azote combiné la plus abondante dans l'eau de mer. La concentration en nitrate est presque toujours supérieure à celle de l'ammoniaque, les concentrations atteignent jusqu'à 360 $\mu\text{g at/l}$ d'azote dans l'eau des parcs, juste au-dessus des huîtres, la teneur en nitrate est très importante.

b) Dans le sédiment.

Nitrate et ammoniaque sont toujours présents dans les couches supérieures du sédiment.

L'ammoniaque. L'ammoniaque est présent en grande quantité dans l'eau interstitielle. L'eau d'imbibition est plus riche en ammoniaque que l'eau sus-jacente et atteint jusqu'à 450 $\mu\text{g at/l}$ d'azote.

le calcium se répartissent autour d'une droite ne passant pas par l'origine ; le calcium est donc également fonction linéaire de la salinité mais ne lui est pas proportionnelle. Les mêmes conclusions sont tirées pour le magnésium.

III. - Circulation des éléments métallobiologiques azotés.

L'azote dans l'eau de mer se trouve sous forme d'azote moléculaire, provenant de l'atmosphère ou bien sous forme minérale combinée (ammoniaque, nitrite, nitrate) ou encore sous forme organique dissoute. L'ammoniaque et les nitrates sont des composés azotés très importants dans la productivité primaire. L'azote joue un rôle physiologique, c'est un facteur de croissance.

Distribution des éléments azotés inorganiques (tabl. 3).

L'ammoniaque et les nitrates ont été dosés par la méthode de microdiffusion mise au point par N. GANDJUI et SUSINI (ORSTOM), 1964. La microdiffusion est suivie de la méthode de Lubochinsky-Zalta, qui permet de doser 0,02 γ de NH_3 par cm^3 de solution. Nous avons préféré cette méthode à celle de MORRIS et RILEY (1963), à cause du faible volume d'eau recueilli à l'extraction des eaux interstitielles. La méthode de microdiffusion permet de travailler avec un volume variant de 1 à 10 cm^3 , suivant la richesse en azote.

Nitrate. La concentration en nitrate est élevée dans l'eau interstitielle des sédiments. Les valeurs les plus fortes sont de 528 µg at/l. Ces teneurs sont beaucoup plus élevées que dans l'eau des parcs, la nitrification est très active ici. Ce phénomène essentiellement aérobie dépend du Eh des sédiments, et correspond à des potentiels d'oxydo-réduction plus élevés en surface.

La richesse des eaux interstitielles en ammoniacque et nitrates a également été signalée par différents auteurs tels que BRUJEWICZ et VINOGRADOVA (1946), EMERY, RITTENBERG et ORR (1955). Les valeurs trouvées dans le bassin des Chasses sont du même ordre de grandeur que celles trouvées par EMERY et RITTENBERG dans le bassin de Catalina.

Stations	Hiver		Eté	
	NH ₃ µgat/l	NO ₃ µgat/l	NH ₃ µgat/l	NO ₃ µgat/l
I vaseux nord	4,40	164,40	373,22	239,48
I vaseux centre	91,20	164,00	236,51	373,22
I vaseux sud	133,60	118,00	236,51	386,07
I sableux nord	115,6	205,6	270,44	233,22
I sableux centre	130,80	119,60	0	334,35
I sableux sud	83,20	75,60	399,24	360,04
II bon rend. nord	306,00	205,60	412,09	211,48
II bon rend centre	360	164	386,07	0
II bon rend. sud	241,6	120,8	0	193,36
II mauvais rend nord	143,6	282,4	373,22	257,27
II mauvais rend centre	46,00	71,6	412,09	203,57
II mauvais rend. sud	189	184	257,27	110,68
III nord	0	0	0	360,04
III centre	146,58	66,83	0	270,44
III sud	208,51	115,62	412,09	360,04
eau du parc I vaseuse	0	149,2	17,78	56,75
eau du parc I sableuse	28,2	120,2	à sec	à sec
eau du parc bon rend.	105,4	128,4	60,78	25,69
eau du parc mauvais rend.	35,8	213,4	69,83	229,27
eau du parc III	0	64,2	3,86	33,92
eau du chenal II	15,15	128,4	53,69	283,29
eau du chenal III	0	149,2	36,04	71,81

TABL. 3. — Concentration du milieu hydrobiologique en éléments azotés durant les périodes hivernale et estivale.

L'azote. Quelques résultats concernant la concentration en azote organique global du sédiment, nous montrent une diminution vers la profondeur, ces observations ont déjà été faites dans la zone d'essais ostréicoles du marais des Loirs. L'azote organique est moins abondant dans le bassin que dans les claires creusées dans le marais, 0,154 g N % contre 0,452 g N % dans la couche du sédiment.

IV. - Le cycle de l'azote.

Le cycle de l'azote, dans la mer, suit essentiellement les mêmes étapes que celles observées dans les sols. L'ammoniacque est le premier produit inorganique dans la régénération du matériel azoté inorganique par les micro-organismes. La libération de l'ammoniacque peut apparaître par voie aérobie ou

anaérobie. La plupart des bactéries hétérotrophes prennent part à cette ammonification de l'azote et de la matière organique. Le processus est le résultat de la désamination qui apparaît lorsque les protéines ou les produits de leur hydrolyse sont utilisés comme source d'énergie. En outre de l'ammoniaque est déchargé directement dans l'eau comme produit d'excrétions provenant d'animaux ou formés par rupture de l'urée ou de l'acide urique. L'ammoniaque est ensuite converti en nitrite par l'action d'organismes autotrophiques aérobies du groupe des nitrobactériacées. Ils peuvent vivre en absence de matières organiques, se procurant leur carbone par assimilation du gaz carbonique et leur énergie dans l'oxydation de l'ammoniaque en nitrite. Continuant la nitrification, d'autres bactéries oxydent les nitrites en nitrates. Puis les nitrates seront à leur tour réduits en nitrite, ammoniaque ou azote par des groupes de bactéries différentes. Cette dénitrification est importante en ce qui concerne la dernière réaction : la réduction de nitrate en azote, réaction fortement endothermique qui doit se produire dans les couches superficielles des sédiments là où les matières organiques sont abondantes (LAGARDE, 1962).

V. - Rappel des résultats concernant le phosphore.

Nous avons vu antérieurement que les eaux interstitielles sont très riches en phosphore inorganique, jusqu'à 100 fois plus que les eaux du bassin, avec un maximum de $30,10^{-6}$ $\mu\text{g at/l}$. Entre le sédiment et l'eau sus-jacente nous avons observé un gradient très net qui montre que la régénération est active à l'intérieur de ce sédiment.

Nous avons ici un exemple de plus qui prouve que la stagnation favorise les échanges et la diffusion (OLSEN, 1964).

Le phosphore dans les eaux interstitielles semble en corrélation négative avec le rythme phytoplanctonique, avec une déficience en phosphore très nette en mai, et ceci dans toutes les stations étudiées. BROOKS, PRESLEY et KAPLAN (1968) ont trouvé une excellente corrélation entre le phosphore et le calcium dans les eaux interstitielles, ces auteurs expliquent l'épuisement en calcium comme étant le résultat du déplacement par les phosphates.

Nos résultats nous ont permis de calculer un indice de corrélation négatif entre le phosphore et le calcium ; l'indice est faible : $-0,27$, mais il est significatif.

Conclusion.

L'étude faite au bassin des Chasses montre une légère instabilité des ions métalliques, insuffisants pour modifier la physiologie des mollusques ; une régénération des éléments nutritifs azotés et phosphorés à partir des sédiments, ce qui permet un enrichissement de l'eau sus-jacente par diffusion.

Comme pour le phosphore, il semble que nous ayons un gradient de concentration marqué pour l'azote. La matière organique décomposée libère les éléments nutritifs dans le sédiment et nous assistons au turn-over de ces éléments dans l'eau. Cette régénération est souvent qualifiée d'additionnelle, effectivement, elle renforce le stock des matières organiques, dans le milieu hydrobiologique.

Il résulte de ces observations que le fond sédimentaire ostréicole participe grandement au métabolisme de l'azote et du phosphore. Nous retiendrons ici, que ces résultats concernent une zone ostréicole de bon rendement, en comparaison avec d'autres milieux ostréicoles, ils nous permettront d'établir une gamme de valeurs pour lesquelles l'abondance de matières protéiniques est propice au développement des huîtres.

Il faudrait étendre notre étude à d'autres milieux semblables et différents de façon à donner des valeurs limites précises qui pourraient aider à la prospection de nouvelles zones.

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. 335-443.
- BROOKS (R.R.) et RUMBSY (M.G.), 1965. — The biogeochemistry of trace element uptake by some New Zealand bivalves. — *Limnol. oceanogr.*, **10**, p. 521-527.
- BRUEVICH (S.V.) et ZAÏTEVA (E.D.), 1959. — Chemical features of marine interstitial solutions. — *Int. Oceanog. Cong. Abs.*, p. 958-960.
- DEBYSER (J.), 1959. — Contribution à l'étude géochimique des vases marines. — *Rev. Inst. fr. Pétrole*, Thèse, 210 p.
- EMERY (K.O.), ORR (W.L.), RITTENBERG (S.C.), 1955. — Regeneration of nutrient in sediments of marine basins. — *Deep-Sea. Res.*, **13** : 23 p.
- GALTSOFF (P.S.), 1964. — The american oyster *Crassostrea virginica* GMELIN. — *Fish Bull.*, **64**, 457 p.
- KULLENBERG (B.), 1952. — On the salinity of the water contained in marine sediments. — *Medd. oceanogr. Inst. Göteborg*, **21** (B), 38 p.
- OKUDA (T.), 1960. — Metabolic circulation of phosphorus and nitrogen in Matsushima Bay (Japan) with special reference to exchange of these elements between, sea-water and sediments. — *Trabal. Inst. biol. mar. oceanogr.*, **2** (1), p. 7-153.
- RITTENBERG et coll., 1963. — Biogeochemistry of sediments in experimental mohole. — *J. Sediment. Petrol*, **33**, p. 140-172.
- SHISHKINA (O.V.), 1962. — Some results of the interstitial water investigation. — *Trud. Inst. Okeanol. Akad. Nauk.*, **54**, p. 47-57.
- SIEVER et coll., 1961. — Interstitial waters of recent marine muds off Cape Cod. — *Science*, **134**, p. 1071-1072.
- TAGEEVA (N.V.) et TIKHOMINOVA (M.M.), — Géochimie des eaux interstitielles dans la diagénèse des sédiments marins. — *Moskva. Akad. Nauk. SSSR*, 246 p.