

**Les effets de la pollution organique
sur les biomasses et activités
du phytoplancton et des bactéries
hétérotrophes dans la lagune Ebrié
(Côte d'Ivoire)**

J.-P. CARMOUZE (1) et P. CAUMETTE (2)

RÉSUMÉ

La présente étude décrit les effets de la pollution organique sur les biomasses et activités du phytoplancton (BP et AP) ainsi que sur les biomasses et productions des bactéries hétérotrophes (BB et PB) en deux zones hydrologiquement distinctes (estuarienne et apparentées lacustre) d'une lagune tropicale. La comparaison de chacune d'elles avec une zone de référence non polluée montre un net accroissement des biomasses (800 % pour la BP et la BB dans la première zone et respectivement 200 % et 630 % pour la seconde) et à un degré moindre un accroissement des AP et des PB (210 % pour l'AP et 290 % pour la PB dans la première zone et respectivement 185 % et 170 % pour la seconde). Il n'y a ni corrélation entre la BP et l'AP ni entre la BB et la PB: Les rendements métaboliques des deux communautés baissent lorsque la charge polluante croît. En revanche il y a une corrélation positive entre les BP et BB d'une part et les AP et PB d'autre part. La disponibilité en sels nutritifs semble contrôler en grande partie la BP et indirectement la BB tandis que la température est la variable maîtresse des AP et PB ainsi que la lumière pour l'AP. L'analyse des modifications des paramètres abiotiques, associée aux conditions hydrologiques, met en évidence les lieux et époques où les dangers de dystrophie sont maximums.

SUMMARY

THE EFFECTS OF ORGANIC POLLUTION ON THE BIOMASSES AND THE ACTIVITIES OF THE PHYTOPLANKTON AND OF THE HETEROTROPHIC BACTERIA IN THE EBRIE LAGOON (IVORY COAST)

The effects of organic pollution upon biomass and activities of phytoplankton (BP and AP) and biomass and productions of heterotrophic bacteria (BB and PB) in two hydrologically distinct regions (estuarine and likely lacustrine) have been studied in a tropical lagoon. The comparison of each region with a similarly non polluted region taken as reference shows a marked increase of biomass (800 % for BP and BB in the first region and respectively 200 % and 630 % for the second) and to a lesser extent and increase of AP and PB (210 % for AP and 290 % for PB in the first zone and respectively 185 % and 170 % for the second). There is neither correlation between BP and AP neither between BB and PB: metabolic efficiency of the two communities decrease when pollutional loading increase. But it is found a positive correlation between BP and BB and between AP and PB. Nutrient availability seems to be the master parameter for BP and indirectly BB regulation, while temperature controls mainly AP and PB as well as light for AP. Abiotic changes associated with hydrological conditions are analysed and point out places and periods of the year where dystrophic situations may occur.

(1) Instituto de Quimica, D^o Geoquimica, UFF, 24210 Nitéroi, R.J., Brasil.

(2) Laboratoire de Microbiologie, ORSTOM, Université de Provence, 3, place Victor-Hugo, 13331 Marseille Cedex 3, France.

RESUMEN

LOS EFECTOS DE LA POLUCIÓN ORGÁNICA EN LAS BIOMASAS Y LAS ACTIVIDADES DEL FITOPLANCTON Y DE LAS BACTERIAS HETEROTRÓFICAS EN LA LAGUNA EBRIE (COSTA DEL MARFIL)

Este estudio describe los efectos de la polución orgánica en biomاسas y actividades del fitoplancton (BP y AP) como también en biomاسas y producciones de bacterias heterotróficas (BB y PB) en dos zonas hidrológicas distintas (una estuariana y la otra aparentemente lacustre) de una laguna tropical. La comparación de cada una de ellas con una zona de referencia no polucionada muestra un crecimiento marcado de biomاسas (800 % para BP y BB en la primera zona, y 200 % y 630 % respectivamente en la segunda), y en un grado menor un crecimiento de AL y PB (210 % para AP y 290 % para PB en la primera zona y 185 % y 170 % respectivamente en la segunda). No hay correlación ni entre BP y AP ni entre BB y PB. Los rendimientos metabólicos de las dos comunidades bajan cuando la carga polucionadora aumenta. Sin embargo hay una correlación positiva entre BP y BB por una parte, y por otra parte en AP y PB. La disponibilidad de sales nutritivas parece controlar en gran parte BP e indirectamente BB, mientras que la temperatura parece ser el parámetro maestro de AP y PB como también la luz para AP. El análisis de las modificaciones de parámetros abióticos, asociado a las condiciones hidrológicas, realza los lugares y las épocas en que las situaciones distróficas están al máximo.

1. INTRODUCTION

La lagune Ebrié (5° N, 4° O) compte parmi les nombreuses régions lagunaires et estuariennes qui sont actuellement soumises à une forte pression anthropique. Ce milieu, qui s'étend sur une longueur de 130 km et une largeur de 4 à 5 km, a été profondément perturbé ces dernières années par le développement accéléré de la ville d'Abidjan; la principale perturbation étant le rejet direct, sans prétraitement des eaux domestiques. Toutefois, la zone urbaine, grâce à sa communication avec la mer par le canal de Vridi (fig. 1) est efficacement « épurée » sous l'action de marées de type semi-diurne ceci d'autant mieux que les profondeurs sont en grande partie comprises entre 4 et 5 m. Mais, hors du chenal central, dans certaines baies à l'accès plus difficile, l'effet de chasse des marées perd de son efficacité. Les perturbations y sont plus marquées. Cela a été noté au niveau de la demande biologique de O₂ dans les eaux (DUFOUR & SLEPOUKA, 1975), des peuplements phytoplanctoniques (ARFI *et al.*, 1981), des teneurs en matière organique dissoute des eaux (LEMASSON *et al.*, 1981) et des pollutions bactériennes (PAGÈS & CITEAU, 1978; PAGÈS *et al.*, 1980). De plus il existe par places des excavations de 4 à 10 m, creusées pour l'exploitation du sable et l'aménagement portuaire. Au niveau de leurs bords supérieurs s'établit une grande partie de l'année une halocline qui a pour effet d'isoler les eaux profondes, lesquelles deviennent rapidement anoxiques (PAGÈS *et al.*, 1979; CAUMETTE, 1984; CARMOUZE, 1984). Lors de la disparition saisonnière de cette halocline, la diffusion turbulente s'exerce sur toute la colonne d'eau et provoque la remontée de composés réduits qui favorisent une désoxygénation plus ou moins complète des eaux de surface avec le danger que cela comporte pour les organismes.

A l'extérieur de l'agglomération d'Abidjan, hormis la pollution diffuse par les engrais et les pesticides transportés par les eaux de ruissellement en provenance des terres cultivées, les sites de pollution sont ponctuels et peu nombreux (villes de Dabou et de Bingerville, usine de traitement de latex de Toupah...). Mais les zones touchées sont très vulnérables car l'effet de chasse par les marées y est très atténué. Cela est particulièrement vrai pour la partie occidentale qui est non seulement la plus éloignée de la communication mer-lagune, mais encore qui se trouve être privée d'apports directs d'eaux de rivières.

En somme, la pression anthropique s'exerce principalement par un important apport en matière organique. Le phénomène d'eutrophisation qui s'ensuit porte essentiellement sur le rapport d'équilibre entre processus producteurs de O₂ et processus consommateurs de O₂. Dans les zones polluées par les apports organiques, de nouveaux équilibres tendent à s'établir qui se rapprochent voire atteignent le seuil de passage de l'aérobiose à l'anaérobiose. Dans cette étude nous nous sommes fixés comme objectif de suivre l'impact de la pollution à travers ces deux processus antagonistes. L'activité respiratoire étudiée correspond principalement à la respiration du phytoplancton, à celle des micro-organismes chimiolithoautotrophes et à celle des micro-organismes hétérotrophes. Cette mesure globale a été complétée par une mesure plus spécifique de l'activité biosynthétique des micro-organismes hétérotrophes qui prennent une part très importante dans le fonctionnement des écosystèmes soumis à une pollution organique.

Dans cette lagune, qui a fait l'objet d'une description détaillée par VARLET (1978), deux stations polluées ont été choisies (fig. 1) :

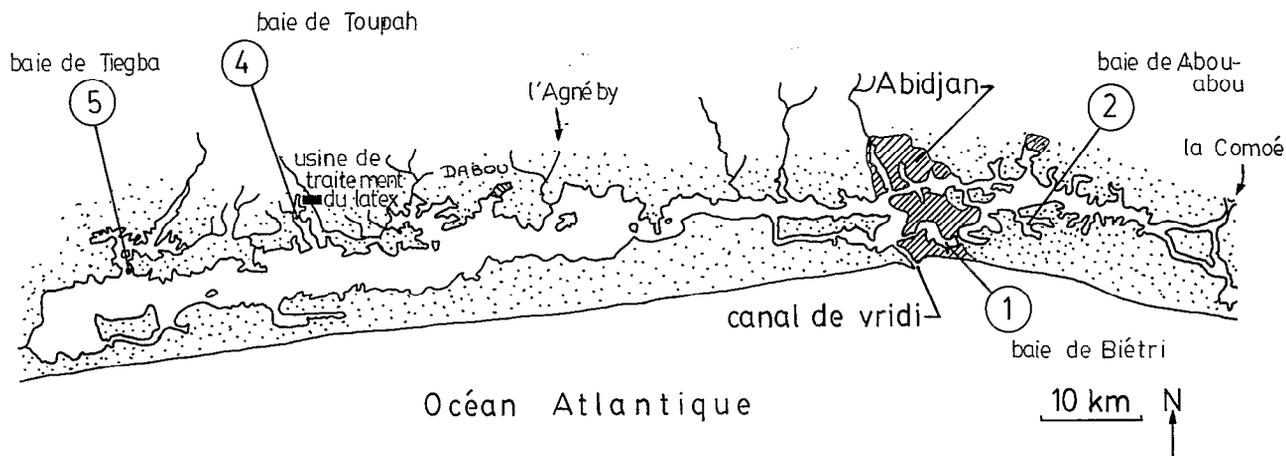


Fig. 1. — La lagune Ebrié. Localisation des sites d'étude. 1 = baie de Biétri ; 2 = baie d'Abou-Abou ; 4 = baie de Toupah 5 = baie de Tiegba

— l'une en baie de Biétri, l'une des baies les plus polluées de la zone estuarienne. Elle a été choisie au niveau d'une excavation de 8 m, où s'exprime le plus complètement les effets de la pollution : station 1 ;

— l'autre en baie de Toupah, la seule qui, dans la zone apparentée lacustre, soit touchée par la pollution organique d'origine industrielle : station 4.

Pour rendre compte des effets perturbateurs, deux stations de référence non directement polluées ont été choisies :

— l'une en baie d'Abouabou hydrologiquement apparentée à celle de Biétri, également choisie au niveau d'une excavation de 25 m : station 2 ;

— l'autre en baie de Tiegba, hydrologiquement très proche de celle de Toupah : station 5 ;

Ainsi va être successivement établi l'impact de la pollution sur le métabolisme de 1 (avec 2 pour référence) puis sur celui de 1 (avec 5 pour référence) avant d'établir une comparaison plus générale sur les quatre stations.

2. MÉTHODOLOGIE

Chaque station a été observée durant 24 h, 9 fois au cours d'un cycle annuel (1981-1982).

Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille Hydrobios (Germany) de 0,7 l, d'une pompe péristaltique Heidolph 58120 pour les études bactériologiques et d'une bouteille Niskin 1010 (utilisée en position horizontale après modification), pour la détermination des paramètres physico-

chimiques, de la chlorophylle a, des études de production photosynthétique et de respiration.

La salinité, l'oxygène dissous, la température et le pH ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un spectrocolorimètre Jean & Constant NR3. Les nitrites et nitrates (ces derniers après réduction en nitrites par passage dans une colonne de cadmium) ont été dosés par la méthode à l'acide sulfanilique, l'ammoniacque par la méthode au bleu d'indophénol et les phosphates par formation du complexe phosphomolybdique réduit par l'acide ascorbique. Ces quatre composés ont été analysés à l'aide d'un auto-analyseur Technicon^R (STRICKLAND & PARSONS, 1972).

La biomasse phytoplanctonique a été évaluée par la mesure fluorimétrique de la Chl à l'aide d'un fluorimètre Turner, après extraction dans de l'acétone à 90 % (HOLM-HENSEN *et al.*, 1965). La biomasse de bactéries hétérotrophes aérobies a été estimée par comptage des colonies qui se sont développées sur milieu de Zobell 2216 E (Marine Agar Difco) et sur gelose nutritive (Nutrient Agar Difco) après incubation de 48 h à 5 jours, à 30 °C.

Les activités photosynthétiques et respiratoires ont été évaluées respectivement par des mesures de production et de consommation de O₂ dans des flacons clairs et obscurs incubés *in situ* au cours de périodes de 4 à 6 h pendant 24 h (GAARDER & GRAN, 1927).

La production bactérienne a été estimée par dénombrements bactériens réalisés toutes les 4 heures au cours de 24 h dans des eaux de surface incubées *in situ* dans des sacs à dialyse de porosité de 80 µm. Des comparaisons ont été faites entre de l'eau brute

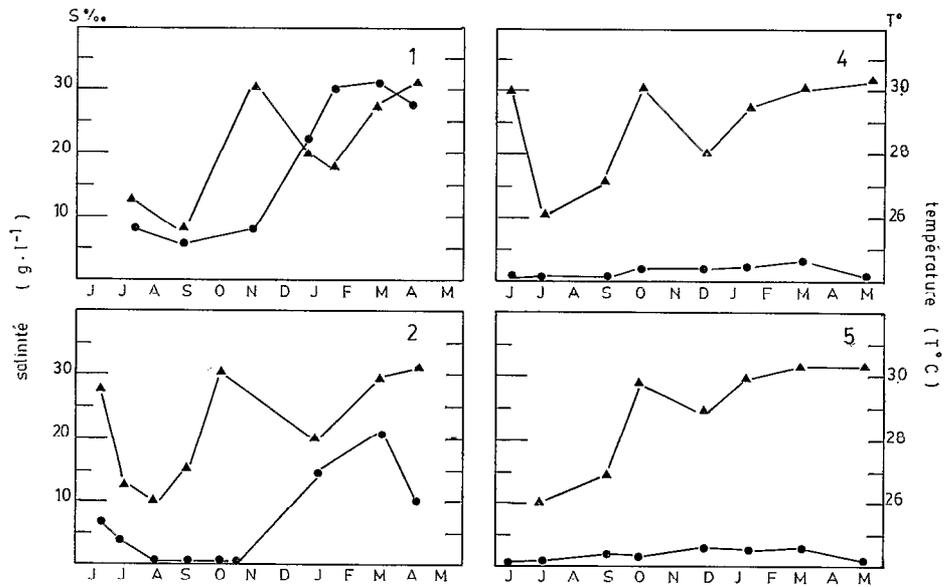


FIG. 2. — Évolution des températures (▲) et des salinités (●) des eaux de surface aux 4 stations de juillet 1981 à mai 1982 : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Ticgba

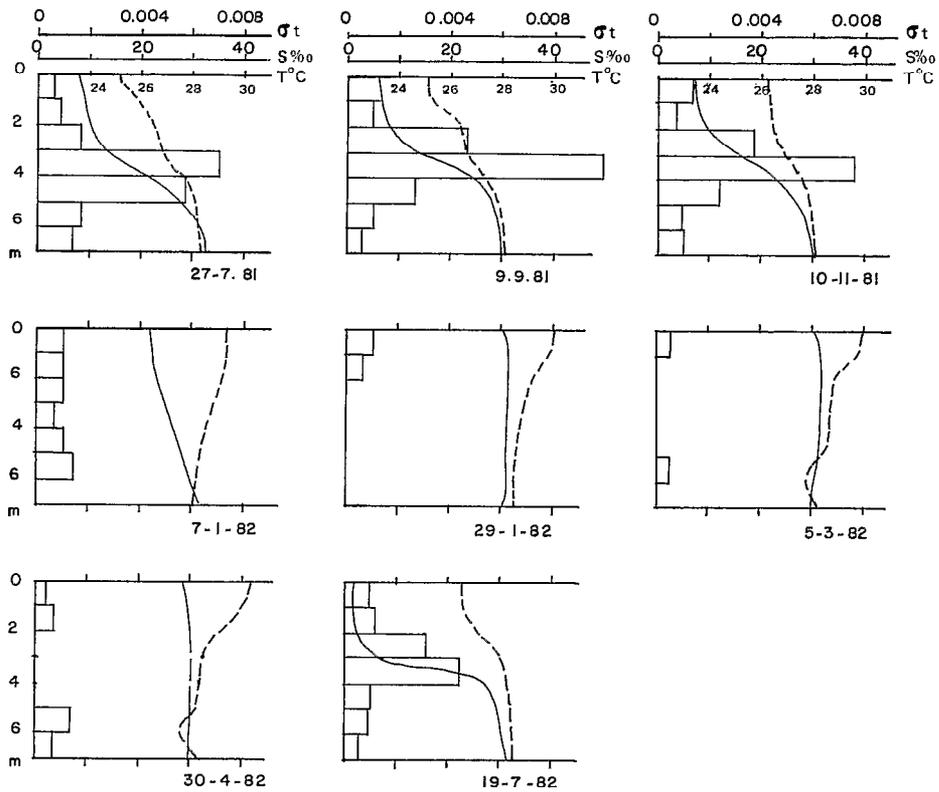


FIG. 3. — Profils verticaux des salinités (‰) et des gradients de températures et de densité calculés à chaque mètre de profondeur dans les eaux de la baie de Biétri, 1, de juillet 1981 à juillet 1982

et de l'eau préalablement filtrée (filtres de 10 μm) de façon à évaluer le taux de prédation. Les dénombrements bactériens ont été estimés par comptage des colonies développées sur les milieux MA ou NA ; les productions et temps de dédoublement ont été calculés selon les méthodes de SOROKIN & KADOTA (1972).

3. LES EFFETS DE LA POLLUTION DANS LA RÉGION ESTUARIEENNE

Les stations 1 et 2 sont successivement caractérisées par leur environnement abiotique (température et salinités des eaux, sels nutritifs, rôle des excavations) et par les biomasses et les activités des micro-organismes. Leurs ressemblances et dissemblances sont également analysées au fur et à mesure de façon à dégager la perturbation causée en 1 par la pollution organique.

3.1. Températures salinités et masses d'eau

L'évolution des températures de surface est similaire pour l'ensemble de la lagune (fig. 2). Les

températures minimales ont été enregistrées en juillet-août (25 à 27 °C) à la fin de la grande saison des pluies, tandis que les températures maximales sont observées en mars-avril (30 °C) à la fin de la grande saison sèche. Toutefois au début de cette dernière saison, en décembre, la température baisse de 1 à 2 °C, conséquence des vents continentaux dominants froids et secs (DURAND & CHANTRAINE, 1982).

Les salinités mettent bien en évidence le fait que 1 qui se trouve à 6 km de l'ouverture de la mer est soumise à une plus forte influence marine que 2 qui en est éloignée de 18 km. Ce caractère est d'ailleurs d'autant plus marqué que 2 est plus proche de l'embouchure des deux principaux fleuves de la lagune, la Comoé et la Mé. Deux saisons hydrologiques alternent de façon bien marquée (fig. 2, 3 & 4) :

— l'influence marine est maximale en fin de période d'étiage en avril. Les salinités homogènes sur toute la colonne d'eau sont de 32 ‰ en 1 et de 21 ‰ en 2. En d'autres termes, 90 % des eaux sont d'origine marine en 1 contre 60 % en 2 ;

— l'influence continentale est maximale en période

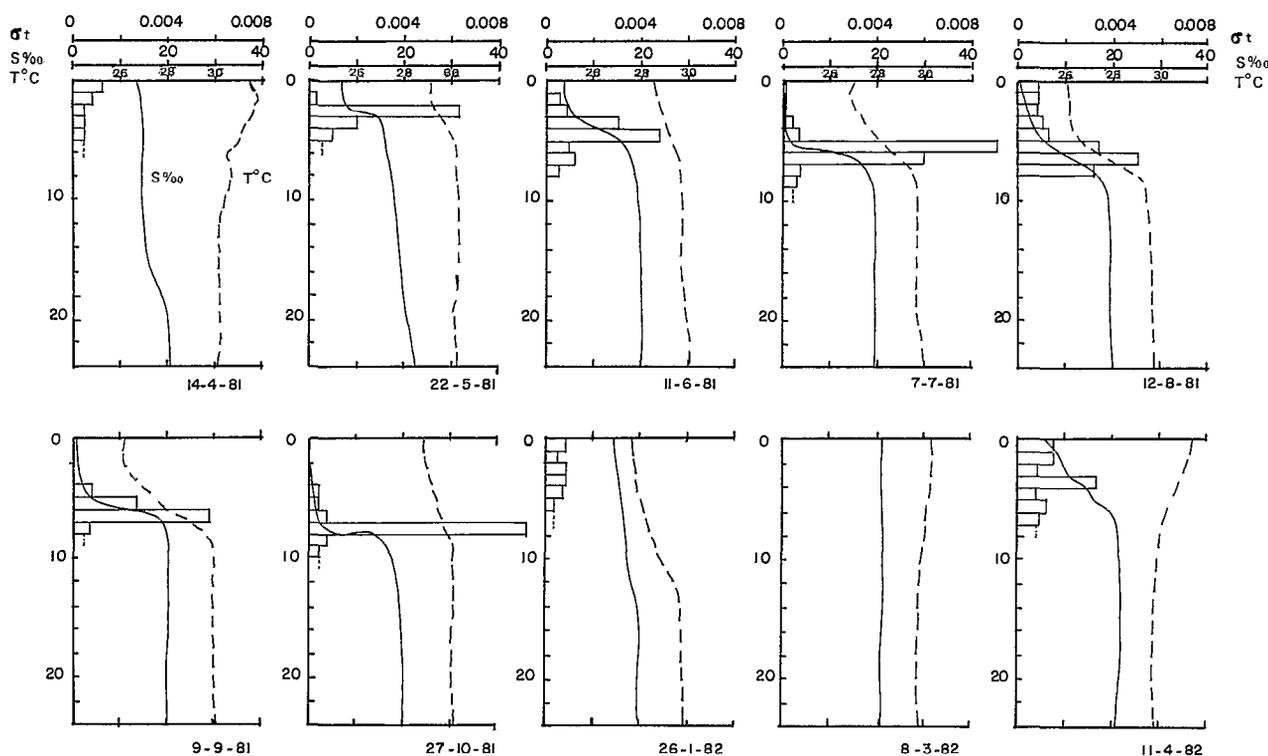


FIG. 4. — Profils verticaux des salinités (‰) et gradients de températures et de densité calculés à chaque mètre de profondeur dans les eaux de la baie d'Abou-Abou, 2, d'avril 1981 à août 1982

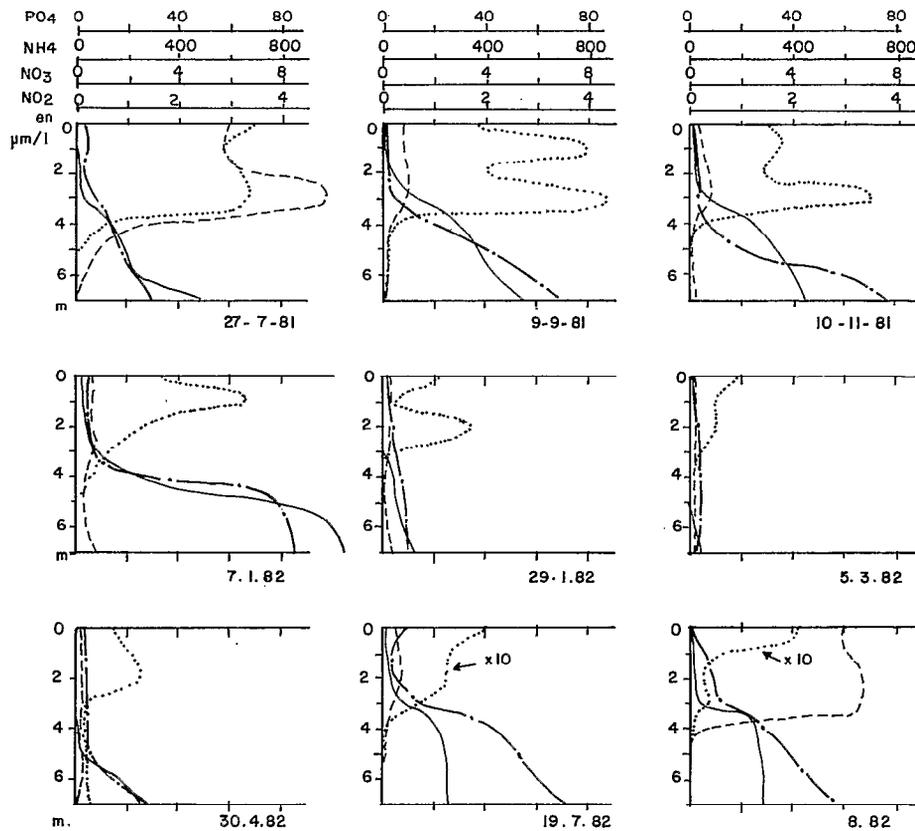


FIG. 5. — Profils verticaux des concentrations en ammoniac (—), nitrate (...), nitrite (- - -) et phosphate (- · - · -) en μM , dans les eaux de la baie de Biétri, 1, entre 1981 et 1982

de crue fluviale (octobre-novembre). En 2, dans la couche supérieure de 0 à 5 m, la salinité avoisine 0,05 ‰, indiquant l'origine continentale presque exclusive des eaux ; en 1, elle ne descend pas en dessous de 4 ‰, la proportion d'eau marine y reste supérieure à 12 ‰.

Dans les excavations, les eaux situées au dessous de 3 à 5 m de profondeur sont isolées et conservent leurs caractéristiques salines acquises en époque de pénétration marine. Il apparaît ainsi une halocline qui réduit très efficacement les brassages verticaux. Elle présente un gradient de densité maximale ($\sigma_t = 0.008$) à 4 m en 1 et à 7-8 m en 2. Durant la période d'étude, la stratification a duré approximativement de la fin mars à la mi-janvier (9,5 mois) en 2 et de la mi-mai à la mi-janvier (8 mois) en 1.

Ces deux stations, bien que soumises au même type de régime estuarien, présentent des différences hydrologiques notables : l'épilimnion de 2 est environ deux fois plus épais que celui de 1 ; de plus la période de mélange des eaux y est plus courte (2 à 3 mois contre 4 mois en 1).

3.2. Disponibilités en sels nutritifs

Les eaux lagunaires peuvent être considérées comme des mélanges ternaires d'eaux de mer, de pluies et de rivières aux proportions très variables selon le lieu et l'époque. Or ces eaux sont susceptibles d'avoir des concentrations fort différentes en sels nutritifs, notamment en composés azotés comme l'indique le tableau ci-après qui donne des ordres de grandeur moyens en $\mu\text{M}\cdot\text{l}^{-1}$ (d'après SERVANT *et al.*, 1984 ; LEMASSON & PAGÈS, 1982 ; CARMOUZE *comm. pers.*)

C'est effectivement en juillet au cours de la saison des pluies que sont observées les concentrations les plus fortes de NO_3 et de NH_4 : $[\text{NO}_3]$ et $[\text{NH}_4]$ sont de l'ordre de 30 μM en 1 et de 15 μM en 2 (fig. 5 et 6). Ces résultats appellent deux remarques : (1) à cette époque $[\text{NO}_3]$ et $[\text{NH}_4]$ sont deux fois plus élevées en 1 qu'en 2 ; cela s'explique probablement par le fait que les eaux de ruissellement qui accompagnent les pluies s'enrichissent beaucoup plus fortement en zone urbaine en composés azotés

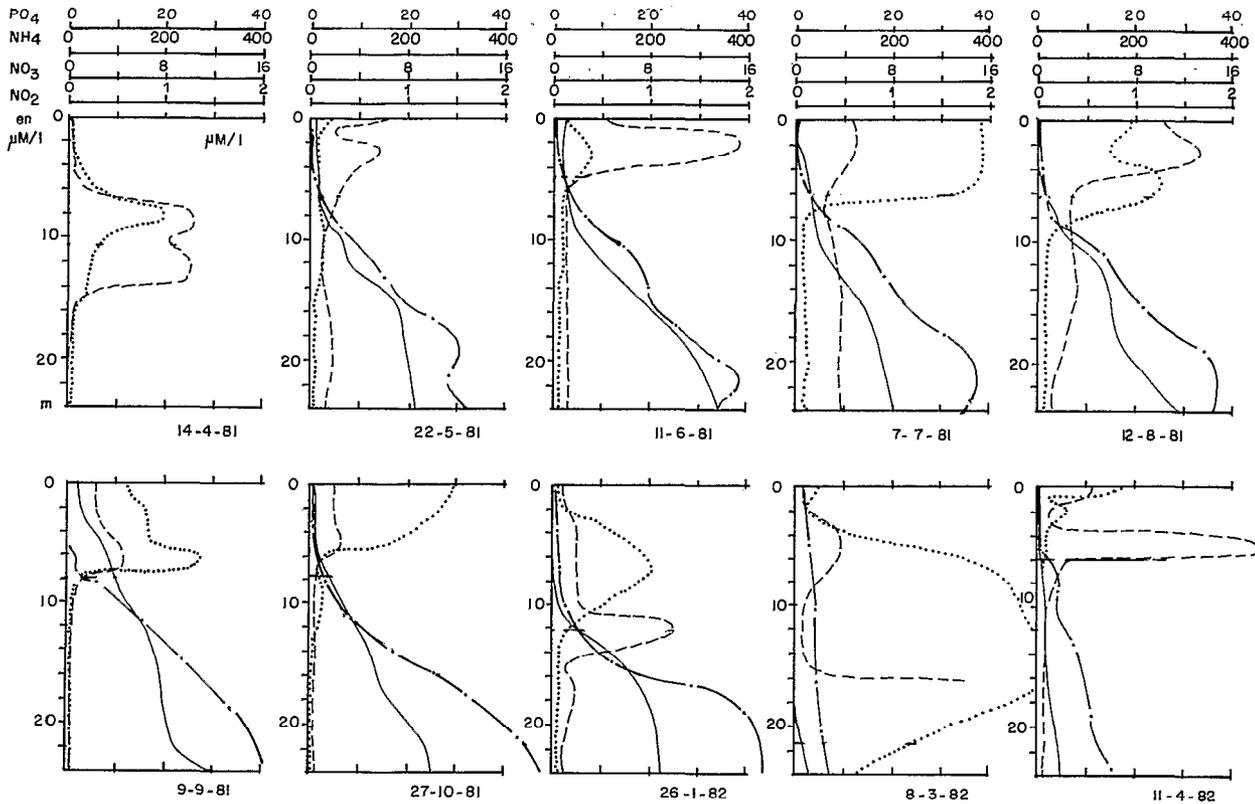


Fig. 6. — Profils verticaux des concentrations en ammoniac (—), nitrate (...), nitrite (- - -) et phosphate (— · —) en μM , dans les eaux de la baie d'Abou-Abou, 2, entre 1981 et 1982

Concentrations en μM (*)	$[\text{NO}_3]$ (**)	$[\text{NH}_4]$	$[\text{NO}_2]$	$[\text{PO}_4]$
eau de mer.....	1,5	0,5	0,01	0,2
eau des rivières.....	10	3,5	1	0,6
eau des pluies.....	17	50	5	3,5

que celles qui concernent 2 ; (2) on devrait s'attendre à des valeurs deux fois plus fortes en NH_4 qu'en NO_3 et non à des valeurs voisines, ceci si l'on tient compte des teneurs respectives de ces deux composés dans des eaux de pluie. Il y a probablement une utilisation préférentielle de NH_4 par le phytoplankton. Peut-être peut-on également évoquer une oxydation partielle de NH_4 par des bactéries nitrifiantes. Toujours en saison des pluies $[\text{NO}_2]$ croît également mais uniquement en 1, y atteignant

$5 \mu\text{M}$; à cette exception près, $[\text{NO}_2]$ reste toujours très faible, inférieure à $1 \mu\text{M}$.

Les valeurs minimales de $[\text{NO}_3]$ et $[\text{NH}_4]$ sont bien enregistrées lors de la période de plus forte influence marine en mars. Les valeurs de $[\text{NO}_3]$ sont alors de 2 à $5 \mu\text{M}$ en 1 et de 0,2 à $2 \mu\text{M}$ en 2 ; tandis que celles de $[\text{NH}_4]$ sont de 0,5 à $2 \mu\text{M}$ en 1 et de 0,05 à $2 \mu\text{M}$ en 2.

Les crues fluviales n'apportent des modifications sensibles qu'au niveau de NO_3 et ce uniquement qu'en 2 où ce composé atteint 10 à $15 \mu\text{M}$. Cet enrichissement qui n'est pas noté en 1 s'explique par le fait que l'influence de la crue fluviale y est atténuée et peut être également par le fait que les eaux au cours de leur acheminement entre 2 et 1 ont pu s'appauvrir en NO_3 .

(*) Rappelons qu'une teneur en M correspond à une teneur en moles.l⁻¹.

(**) Les charges électriques de ces espèces ioniques ont été supprimées pour simplifier l'écriture et aussi pour éviter une incorrection. A titre d'exemple le phosphore inorganique dissous se trouve sous 3 formes principales H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} et PO_4^{3-} dont l'importance relative est fonction du pH.

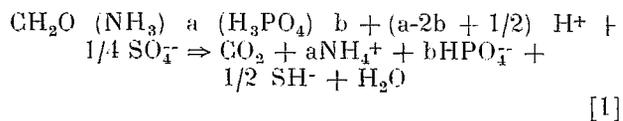
Les teneurs en phosphates ne présentent pas de fluctuations saisonnières bien tranchées. Elles sont faibles toute l'année, entre 0,2 et 2 μM en 2 et 0,5 et 6 μM en 1. Les effluents domestiques en zone urbaine sont probablement à l'origine de cette différence. L'absence de maximum en juillet doit venir d'une consommation immédiate de PO_4 par les populations phytoplanctoniques qui en sont carencées (DUFOR & SLEPOUKA, 1981).

Dans 1 et 2 qui sont situées au niveau d'excavations, lors de la destratification des eaux, il y a redistribution sur toute la colonne d'eau des produits de la minéralisation de la matière organique accumulée dans l'hypolimnion (comme nous allons le voir dans le paragraphe suivant) et par suite un accroissement dans les eaux de surface de NH_4 et PO_4 . Cet accroissement est de courte durée en raison d'une dispersion rapide de ces produits sous l'action des marées et de leur utilisation à des fins biologiques. Ainsi, en janvier en 1 il y a un net accroissement des eaux de surface en NH_4 (10 μM) et en PO_4 (5 μM). Début mars en 2, il y a augmentation des teneurs en PO_4 (3 μM); toutefois cela est moins marqué pour NH_4 qui est oxydé successivement en NO_2 et NO_3 par les bactéries nitrifiantes dans les eaux de surface (§ 3.3).

3.3. L'évolution des eaux au sein des excavations et leur influence sur les eaux de surface lors de la destratification physique

Les eaux contenues dans les excavations sont isolées en raison à la fois de la configuration topographique elle-même et d'une halocline qui se développe 8 mois/an en 1 et 9 à 10 mois/an en 2, au niveau des bords supérieurs de ces excavations. Cet isolement est toutefois moins parfait en 1 qu'en 2 car la profondeur y est plus faible (7,5 m contre 24 m) et le caractère turbulent du régime estuarien y est plus prononcé.

La matière organique dissoute et particulaire emprisonnée dès le début de la stratification des eaux est dégradée en condition anaérobie. En baie de Biétri, dans une excavation voisine de celle de 1, une minéralisation globale du type suivant a été vérifiée :



avec $\text{a} = 0,122$ et $\text{b} = 0,011$ (CARMOUZE, 1984).

En 1 du début en fin de stratification il est enregistré (fig. 7) : $\Delta [\text{NH}_4] = 930 \mu\text{M}$, $\Delta [\text{PO}_4] = 77 \mu\text{M}$ et $\Delta [\text{SH}] = 1000 \mu\text{M}$, soit $\Delta [\text{NH}_4]/\Delta [\text{PO}_4] = 12,1$ et $\Delta [\text{SH}]/\Delta [\text{PO}_4] = 13$.

Les valeurs respectives de ces deux rapports sont théoriquement égales à 12 et 49, d'après [1] et les valeurs ci-dessus de a et b. Un excellent accord est noté pour le premier rapport tandis qu'un écart important apparaît pour le second. Cet écart s'explique très probablement par une précipitation de FeS qui selon cette hypothèse représenterait 75 % du SH produit. En fait ce schéma est moins simple lorsque sont envisagées des époques intermédiaires au cours de cette période de stratification. Ainsi de mars à novembre $\Delta [\text{NH}_4]/\Delta [\text{PO}_4] = 375/47 = 8,0$. Il a donc pu y avoir une absorption temporaire de NH_4 sur le matériau argilo-humique, comme cela a été noté en milieu marin (BOATMAN & MURRAY, 1982). Une autre explication qui serait une libération plus complète de PO_4 en début de minéralisation anaérobie est moins probable car en juillet après 2-3 mois de stratification $\Delta [\text{NH}_4]/\Delta [\text{PO}_4] = 13$, ce qui est une valeur proche de la valeur théorique. Il ne faut toutefois pas oublier que ces résultats expriment une minéralisation nette. Une fraction de NH_4 et de PO_4 est recyclée dans la biomasse des bactéries hétérotrophes selon globalement l'inverse de [1] mais avec des valeurs distinctes de a et b.

En 2 en fin de période de stratification, $\Delta [\text{NH}_4] = 140 \mu\text{M}$, $\Delta [\text{PO}_4] = 21 \mu\text{M}$ et $\Delta [\text{SH}] = 150 \mu\text{M}$, soit $\Delta [\text{NH}_4]/\Delta [\text{PO}_4] = 6,66$ et $\Delta [\text{SH}]/\Delta [\text{PO}_4] = 7,14$ (fig. 8). Si l'on reprend l'hypothèse de minéralisation formulée pour 1, on constate que l'absorption de NH_4 représente 55 % de l'augmentation prévue. Cette absorption semble plausible car 2 reçoit des apports argilo-humiques de par sa proximité de l'embouchure des fleuves et la nature boisée des sols qui l'entourent. Une grande partie de ce matériau floccule probablement avant d'atteindre 1. Il s'agit là d'un phénomène fréquent en milieu estuarien (Fox, 1983). Deux baisses de NH_4 sont notées, l'une en juillet ($[\text{NH}_4] = -75 \mu\text{M}$ entre mi-juin et mi-juillet), l'autre en octobre ($[\text{NH}_4] = -30 \mu\text{M}$). La première baisse coïncide avec l'époque des pluies : il y a apport de substances argilo-humiques par les eaux de ruissellement, comme en atteste la couleur intensément jaunâtre des eaux lagunaires dans cette région. La seconde baisse est associée aux apports continentaux par les eaux fluviales entre début septembre et fin octobre. La minéralisation de la matière organique emprisonnée dans l'hypolimnion a lieu pour une grande part durant les deux premiers mois de stratification, si l'on en juge par la teneur maximale de PO_4 atteinte au bout de ce laps de temps (26 μM). La teneur maximale de SH est notée en août (625 μM). Si la minéralisation était complète, c'est-à-dire si tout le carbone organique était transformé en CO_2 , SH devrait être égale à 1030 μM . Sans que l'on puisse préciser le degré de minéralisa-

tion on peut affirmer qu'au cours de la deuxième période de la stratification il y a précipitation de sulfure car les teneurs en SH au lieu de croître diminuent (425 μM , fin octobre).

Des trois composés associés à la minéralisation anaérobie de la matière organique PO_4 , NH_4 et SH qui ont été suivis, le premier apparaît le plus conservatif. Ainsi, si on le prend comme référence pour évaluer la dégradation de la matière organique on constate, en comparant 1 et 2 durant la période de stratification que la minéralisation serait 3,7 fois plus importante dans la première station que dans la seconde : $(\Delta [\text{PO}_4])_1 / (\Delta [\text{PO}_4])_2 = 3,66$. En revanche, si les résultats sont exprimés par unité de surface de l'hypolimnion, la quantité de matière organique en 2 est 1,5 fois supérieure à celle minéralisée en 1 : $(\Delta [\text{PO}_4])_1 / (\Delta [\text{PO}_4])_2 = 3,66 \times 2/10 = 0,73$ (2 et 10 sont les épaisseurs des couches d'eaux anoxiques respectivement de 1 et 2, exprimées en m).

L'influence des eaux profondes sur les couches d'eau supérieures s'exerce principalement en époque de destratification lorsque le brassage des eaux peut s'effectuer sur toute la colonne d'eau. Les conséquences en 1 et 2 ne sont pas identiques.

En 1 le début de la destratification a lieu la première semaine de janvier. Il y a remontée des produits réduits de la minéralisation anaérobie. Des traces de SH sont détectées à 2,25 m de la surface. Il y a également accroissement des teneurs de NH_4 et PO_4 dans les eaux de surface, comme cela a déjà été noté. Toutefois le brassage des eaux n'a pas encore atteint les couches les plus profondes où les réserves en SH, NH_4 et PO_4 sont intactes. L'apport en éléments nutritifs stimule l'activité biologique (cf. § 3.5), mais ceci sur une couche d'eau réduite. L'épaisseur de la tranche oxygénée est passée de 4,5 m à 3,5 m. Trois semaines plus tard elle est réduite à 2 m: Il y a eu poursuite entre temps d'oxydation des composés réduits. Au cours de la période de non stratification, le fond est maintenu anoxique. Cela n'a pas été le cas l'année suivante : l'oxydation en mars a atteint les eaux du fond (CARMOUZE, *comm. pers.*).

En 2 le schéma est différent. Au contraire de ce qui se passe en 1, la couche d'eau oxygénée se développe dès le début de la stratification. Elle atteint 12 m en janvier contre 9 m en octobre et parvient au fond en mars. Le brassage des eaux provoque une redistribution de PO_4 sur toute la colonne d'eau, une oxydation complète de SH et une oxydation partielle de NH_4 par voie enzymatique selon la séquence bien connue $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$, comme le montrent clairement les profils verticaux de NH_4 , NO_2 et NO_3 en janvier en mars (fig. 6). Ces deux dernières oxydations, qui n'ont pas été mises en évidence en 1, sont réalisées en

deux mois. Elles expliquent en partie le fait que dès le début de la destratification, la couche d'eau oxygénée se développe progressivement : le taux de consommation de O_2 reste inférieur à la vitesse de diffusion de O_2 à partir des couches supérieures.

3.4. Les biomasses du phytoplancton et des bactéries hétérotrophes aérobies

(a) La biomasse phytoplanctonique a été évaluée par des mesures de Chl a, réalisées mètre par mètre dans la partie oxygénée de la colonne d'eau (fig. 7).

En 1, dans les eaux de la zone euphotique (de 0 à 4 m), les teneurs en Chl a sont élevées et très variables d'une époque à l'autre : un maximum de 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$ est noté en juillet et un minimum de 10 à 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en avril. En 2, toujours en zone euphotique, les valeurs sont en moyenne 10 fois inférieures (5,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en valeur moyenne annuelle contre 44 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en 1 et les fluctuations saisonnières beaucoup plus atténuées : un maximum de 12 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en juin et un minimum de 3 à 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet-août-septembre. Ces valeurs extrêmes enregistrées en 1 et 2 n'ont pas lieu aux mêmes époques. La Chl a ne semble donc pas être contrôlée par des facteurs d'ordre climatique et hydrologique. Elle pourrait l'être en revanche par des teneurs en composés azotés. En effet en 1 le maximum de juillet est à rapprocher des valeurs élevées de NO_3 et NH_4 et le second maximum de début janvier (75 $\mu\text{g.l}^{-1}$) à la remontée de NH_4 à partir du fond, tandis que le minimum d'avril coïncide avec les faibles teneurs en sels nutritifs des eaux d'origine marine. En 2 le maximum de juin est concomitant du début d'enrichissement des eaux en NO_3 et NH_4 . Toutefois en juillet et octobre les teneurs en Chl a baissent tandis que les eaux poursuivent leur enrichissement en composés azotés par les apports successifs des pluies et des rivières. Au cours de cette période, il y a une augmentation dans les eaux de substances humiques en surface. Ces dernières pourraient avoir une influence inhibitrice sur la croissance algale, comme cela a déjà été noté (PRAKASH *et al.*, 1975). En mars on retrouve des valeurs plus élevées de Chl a (8 à 9 $\mu\text{g.l}^{-1}$), en même temps qu'un accroissement en NO_3 à la suite de l'oxydation de NH_4 (cf. § 3.3).

En profondeur, d'une manière générale les teneurs en Chl a en 1 décroissent accompagnant la décroissance des teneurs en O_2 . Cela apparaît également en 2, mais de façon beaucoup moins marquée (fig. 8).

(b) Les nombres de bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) ont été évalués par comptage des colonies se développant dans deux milieux de cultures

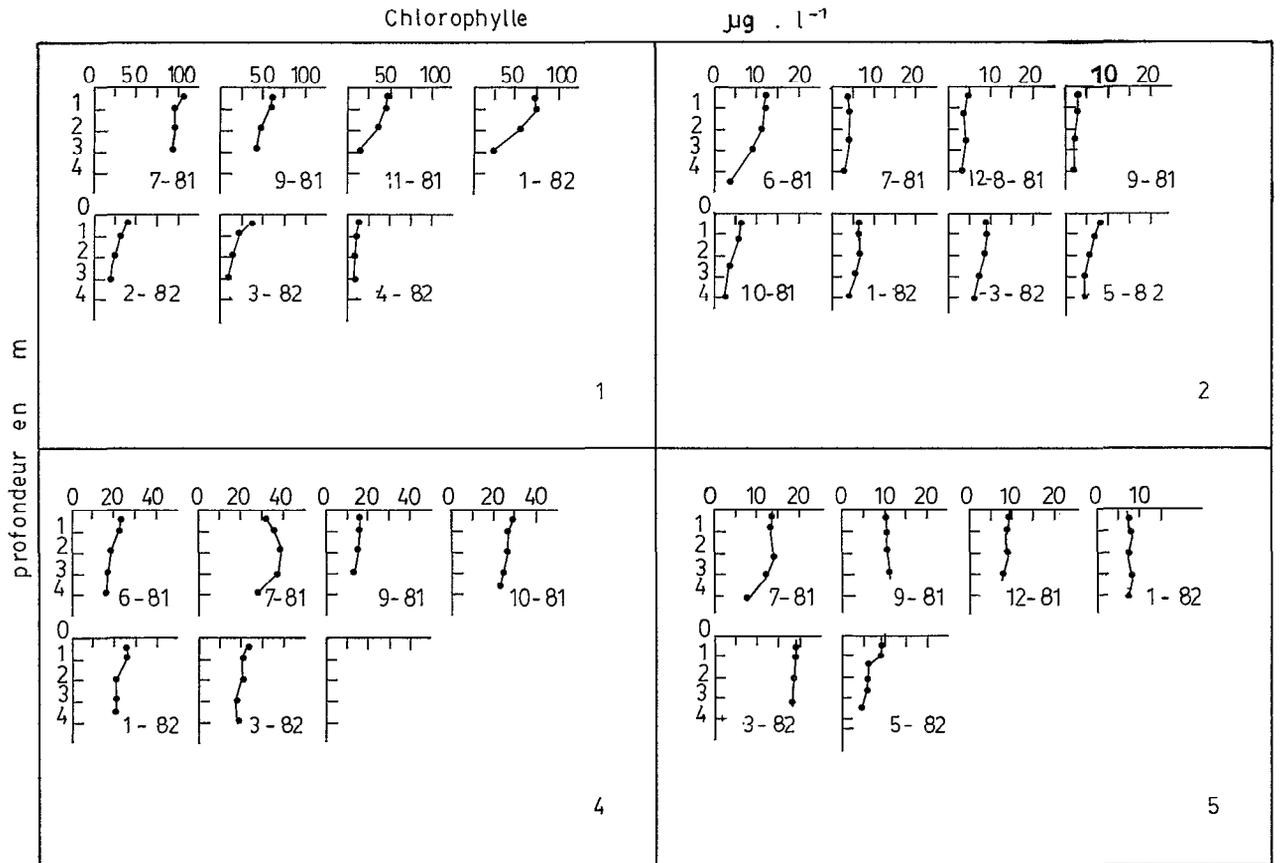


FIG. 7. — Distribution verticale des concentrations en Chlorophylle a dans les eaux des quatre stations : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Tiegba. Chaque résultat correspond à une moyenne de quatre analyses effectuées sur un cycle de 24 heures

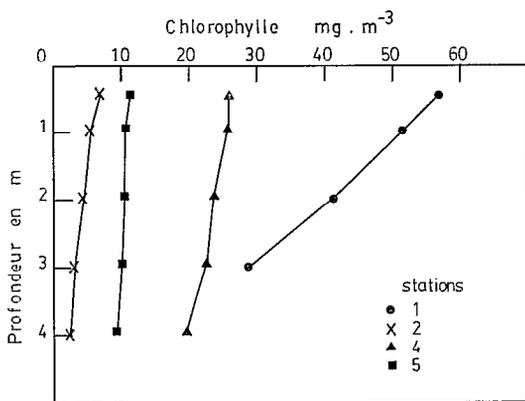


FIG. 8. — Distribution verticale des concentrations en Chlorophylle a dans les eaux des quatre stations : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Tiegba. Moyennes de toutes les analyses effectuées au cours de la période d'étude (avril 1981-avril 1982)

(Nutrient Agar et Marine Agar). Les mesures ont été réalisées mètre par mètre sur toute la colonne d'eau et les résultats exprimés en logarithme du nombre de colonies de BHA/ml (fig. 9).

En 1 les nombres de BHA des eaux de surface estimées par comptage en milieu Marine Agar se situent autour de 10^5 colonies formées par unité bactérienne (CFU) et par ml, sauf en avril-juin où sont notées des valeurs plus faibles ($10^3 \cdot 10^5$ CFU.ml⁻¹).

Ces valeurs diminuent avec la profondeur. La diminution est fréquemment accentuée au niveau où les teneurs de O₂ chutent brutalement. Près du fond, les valeurs sont de l'ordre de 10^2 à 10^3 CFU.ml⁻¹. Les résultats obtenus sur Nutrient Agar en période de forte influence marine sont nettement inférieurs (d'un facteur de 10 à 100). La sélectivité des deux milieux de culture met clairement en évidence la prédominance de populations marines au cours de la période où les salinités sont de l'ordre

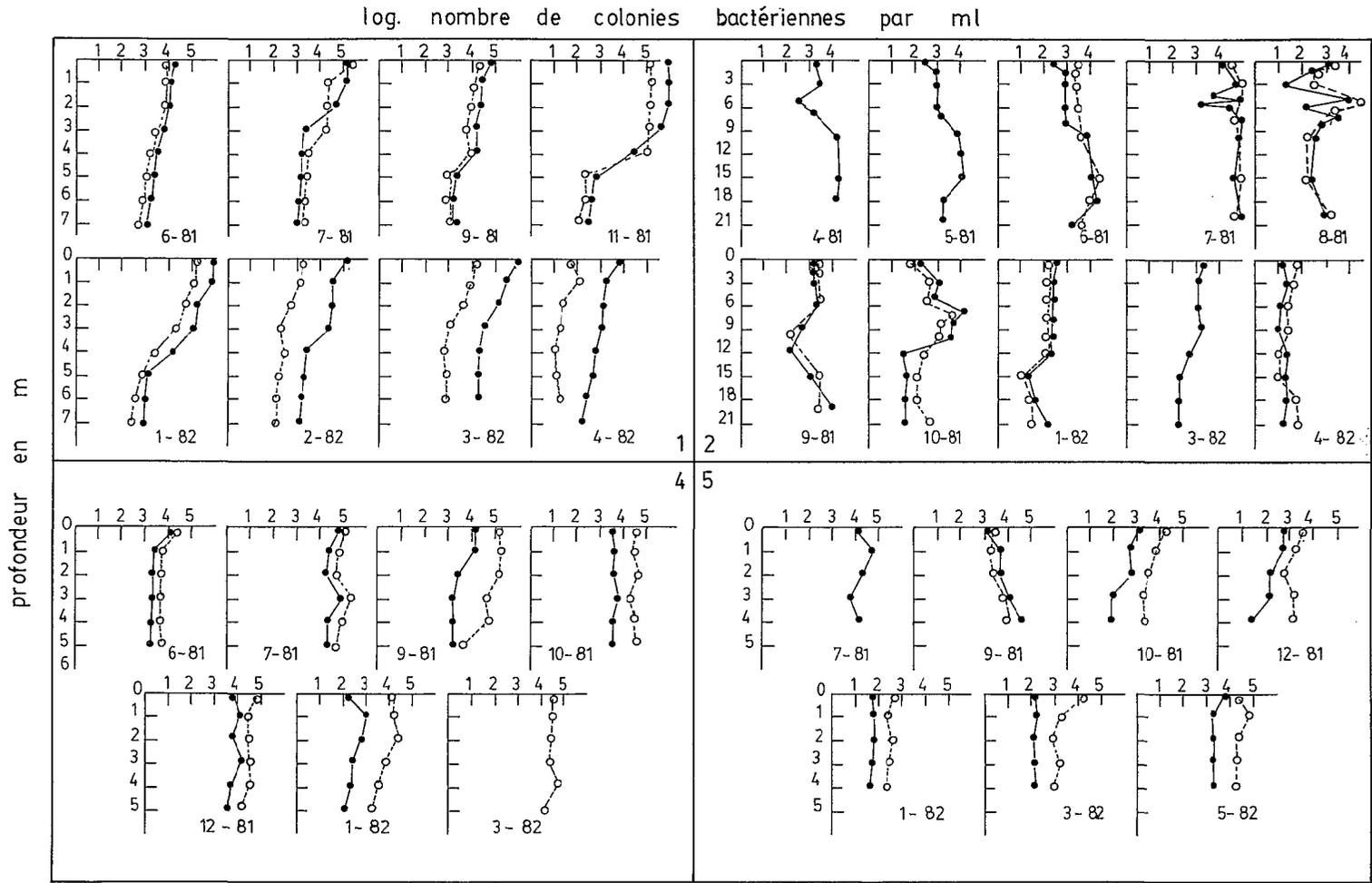


FIG. 9. — Distribution verticale du nombre des bactéries hétérotrophes aérobies estimé par comptage des colonies qui se sont développées sur Marine agar (●) et sur Nutrient agar (○) à partir de prélèvements réalisés aux quatre stations : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Tiegba entre mai 1981 et mai 1982

de 30 %. Toutefois il est à noter que de tels écarts n'existent pas en période de stratification dans les eaux anoxiques du fond, bien que les salinités soient de 30 %.

En 2, on ne retrouve pas ces écarts selon que l'on utilise l'un ou l'autre des deux milieux de culture. Cela s'explique probablement par le fait que 2 est moins influencé par le milieu marin que 1. Les salinités y restent inférieures à 20 %. Les dénombrements sont en moyenne de 10^3 CFU.ml⁻¹ contre $10^{4,5}$ CFU.ml⁻¹ en 1, soit environ 30 fois plus faibles. En surface, les valeurs maximales sont enregistrées en juillet (10^5 CFU.ml⁻¹), les valeurs minimales en avril ($10^{4,5}$ CFU.ml⁻¹) à la même époque qu'en 1. On ne retrouve pas une diminution des nombres de BHA en profondeur comme en 1 les profils verticaux sont d'allure très variable. Par exemple au niveau de la halocline qui coïncide avec celui de l'oxyceline on observe soit une diminution du nombre (sept. 81) soit une augmentation (oct. 81).

3.5. L'oxygène dissous et l'activité biologique globale en zone aérobie

L'oxygène dissous est le paramètre de choix pour caractériser l'activité biologique globale d'un milieu en condition aérobie (fig. 10 et 11).

En 1, les teneurs en O₂ oscillent autour de la valeur de saturation, ce qui indique que la production et la consommation de O₂ au sein de l'eau et les échanges de O₂ à l'interface eau-atmosphère s'équilibrent sur une durée de 24 heures. Néanmoins entre 6 h et 18 h les écarts sont fréquemment de 100 à 150 µM. Ils sont la conséquence d'activités photosynthétiques et respiratoires très élevées, caractère typique d'un milieu fortement eutrophe. Les mesures directes d'activités présentées dans le § 3.6 le confirment. Le maximum d'activité a lieu en janvier $\Delta [O_2] 6 h \rightarrow 18 h = 285 \mu M$ en surface ; ce maximum coïncide avec le réchauffement des eaux (la température passe de 26 à 29 °C) ainsi qu'avec l'enrichissement des eaux de surface en sels nutritifs provenant des eaux profondes lors de la destratification physique des eaux. Le minimum de juillet, $\Delta [O_2] 6 h \Rightarrow 18 h = 65 \mu M$, coïncide avec l'époque des pluies et du « refroidissement » des eaux (26 °C). La faible insolation et les « basses » températures semblent réduire l'activité biologique au cours d'une période où les composés minéraux azotés ne peuvent être évoqués comme facteur limitant ($[NO_3] = 40 \mu M$ en surface).

Les teneurs en O₂ chutent brutalement entre 2,5 et 3,5 m de profondeur. Cette chute est à rapprocher de celle enregistrée pour l'activité photosynthétique (§ 3.6). Cette observation semble montrer que la

pénétration de la lumière qui définit la limite inférieure de la zone euphotique contrôle également celle de la couche oxygénée dans le cas de 1. En époque de stratification, ce niveau de séparation entre eaux aérées et anoxiques (4,6 m de profondeur) est situé plus bas que celui de la halocline (3,2 m). On ne se retrouve donc pas dans le cas fréquent où oxyceline et halocline coïncident (KING & TYLER, 1983 ; COHEN *et al.*, 1979 ; MAC INTYRE & MELACK, 1982). Au moment de la destratification, la colonne d'eau oxygénée, comme nous l'avons vu au § 3.3 est réduite aux deux premiers mètres et la période de mélange ne permet pas une réoxygénation complète des eaux profondes.

En 2, les eaux de surface apparaissent fréquemment sous-saturées ; les teneurs de O₂ représentent 80 à 90 % de la valeur saturante avec un maximum de sous-saturation en juillet (70 %). Une consommation de O₂ supérieure à la production de O₂ au niveau des activités biologiques ne peut être évoquée car c'est l'inverse qui se produit (cf. § 3.6). Les basses valeurs de [O₂] sont plutôt imputables à un étalonnage incorrect de la sonde à O₂ par la méthode de Winkler. Les substances oxydables telles que les acides humiques interfèrent sur le dosage de O₂ et provoquent une sous-estimation de la mesure. Le maximum de sous-saturation de juillet coïncide bien avec l'abondante présence d'acides humiques dans les eaux à cette époque.

Les variations nyctémérales sont faibles comparées à celles rencontrées dans 1, ce qui montre que les activités biologiques y sont plus réduites. Les profils de [O₂] en fonction de la profondeur font apparaître comme dans 1 que le niveau où [O₂] décroît brutalement, coïncide avec celui de la limite de photosynthèse (4,3 m). Toutefois la délimitation entre eaux aérées et anoxiques se situe plus bas (à 7,5 m). Aucun de ces deux niveaux ne correspond à celui de la halocline.

Il est intéressant de noter qu'au niveau de la halocline, principalement dans 1, coexistent O₂ et SH₂. Cette situation a déjà été observée par SOROKIN (1972), SOROKIN & DONATO (1975) et INGORSSEN & JORGENSEN (1979). Elle représente un équilibre dynamique maintenu par un constant brassage entre masses d'eau aérées et riches en sulfure. Toutefois il faut tenir compte du fait que pour des teneurs en O₂ < 20 µM les résultats fournis par la sonde ne sont plus fiables.

3.6. Les activités photosynthétiques et respiratoires et les productions bactériennes en zone aérobie

(a) Les activités photosynthétiques et respiratoires évaluées au moyen d'incubations par la méthode

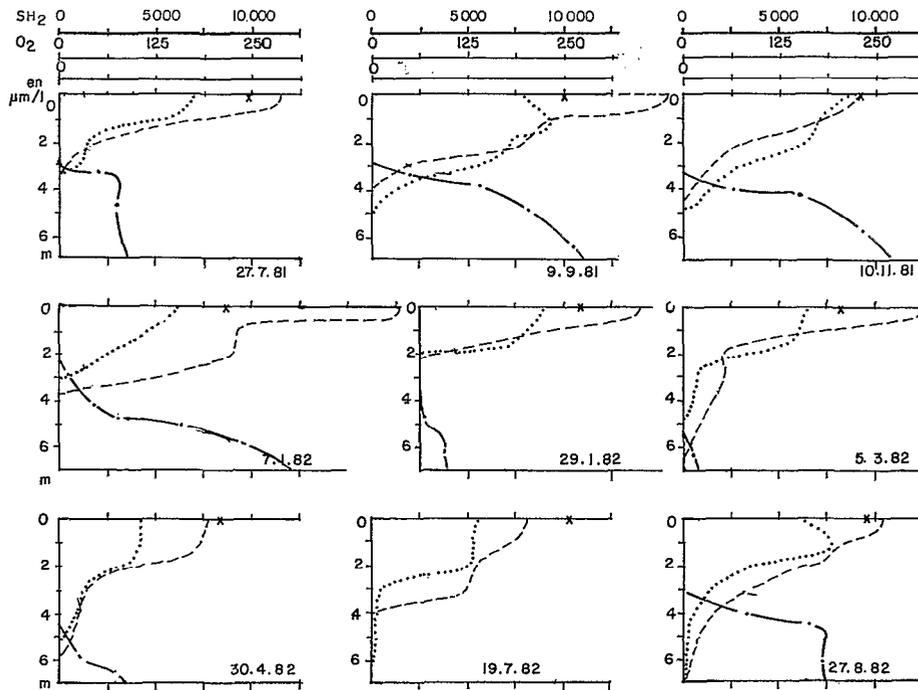


FIG. 10. — Profils verticaux des concentrations en O₂ (... à 5 h; --- à 18 h; et en sulfure (— · — · —) exprimées en μM., dans les eaux de la baie de Biétri, 17, au cours de l'année 1981-1982

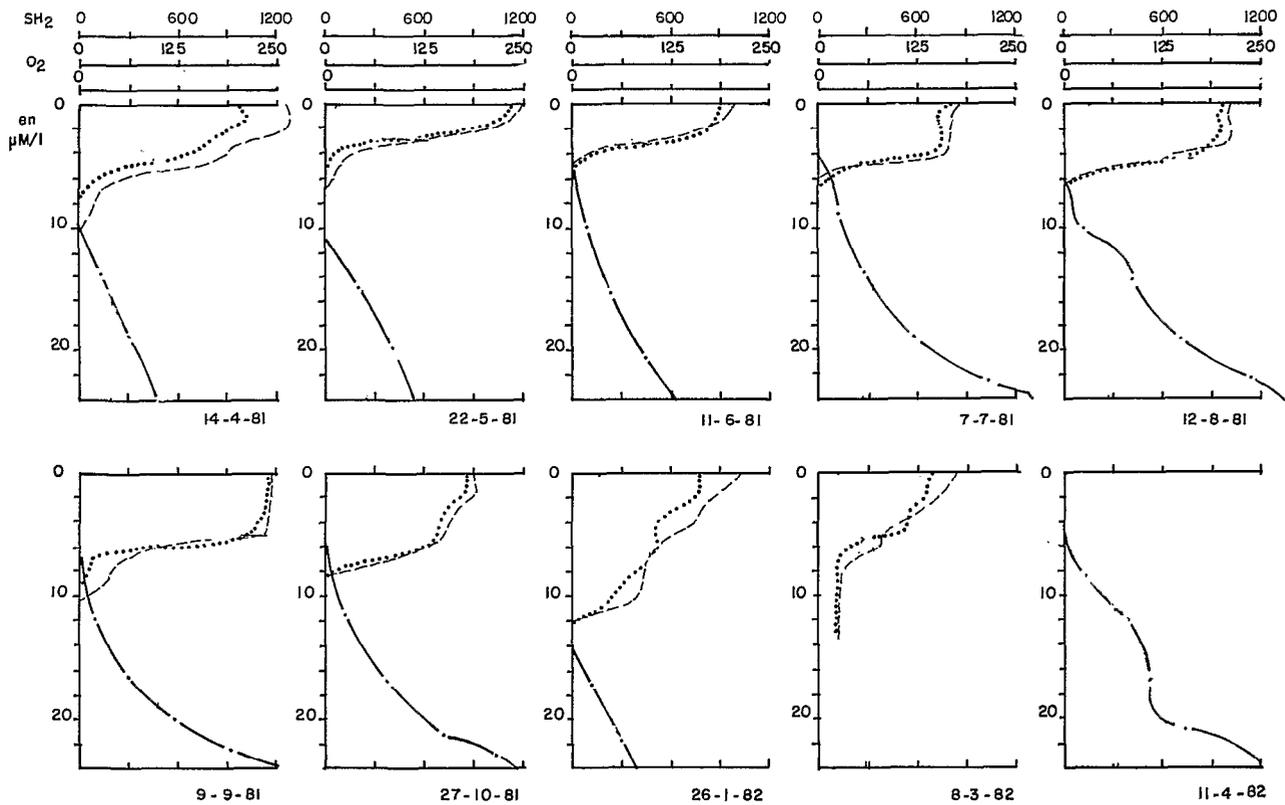


FIG. 11. — Profils verticaux des concentrations en O₂ (... à 5 h; --- à 18 h) et en sulfure (— · — · —), exprimées en μM., dans les eaux de la baie d'Abou-Abou, 2, au cours de l'année 1981-1982

à l'O₂ sont respectivement exprimées en termes de production et de consommation de O₂ (mg.m⁻².j⁻¹ ou µg.l⁻¹.j⁻¹). Des estimations de production primaire par la méthode au C¹⁴ ont déjà fait l'objet de plusieurs publications (PAGÈS *et al.*, 1979, 1981 ; PAGÈS & LEMASSON, 1981). Cette dernière méthode donne des valeurs compromises entre 0,2 et 5 gC.m⁻².j⁻¹ et elle montre qu'il n'y a pas d'inhibition photosynthétique en surface, malgré un éclairage sub-superficiel élevé (500 W.m⁻² en moyenne). Nos données confirment cette inhibition mais fournissent, comme il était à prévoir des valeurs nettement plus fortes d'activités photosynthétiques (fig. 12 et 13).

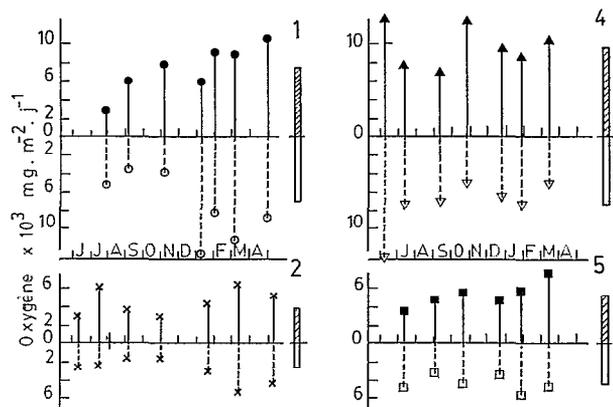


FIG. 13. — Productions et consommations globales d'oxygène, rapportées à un mètre carré de surface pour les eaux des quatre stations : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Tiegba, entre juin 1981 et mai 1982. Production en traits pleins (au-dessus), consommation en tireté (au-dessous). Les 4 diagrammes représentent les productions (hachuré) et les consommations (claire) globales moyennes pour toute la période d'étude

En 1, l'activité photosynthétique est en moyenne annuelle de 7 735 mg.m⁻².j⁻¹ ; elle atteint entre janvier et avril 9 000 à 10 000 mg.m⁻².j⁻¹ avec une valeur maximale en surface de 9 500 µg.l⁻¹.j⁻¹. En juillet-août et septembre sont notées les valeurs les plus basses : 3 000 à 6 250 mg.m⁻².j⁻¹ avec un minimum en surface de 2 000 µg.l⁻¹.j⁻¹ en juillet. La densité phytoplanktonique semble être un facteur secondaire dans le contrôle de l'activité photosynthétique car aux fortes productions de janvier correspondent des teneurs en Chl a relativement faibles (15 à 25 µg.l⁻¹), tandis qu'aux basses productions de juillet correspondent des teneurs en Chl a relativement fortes (100 µg.l⁻¹). Les teneurs en sels nutritifs n'apparaissent pas d'avantage être des paramètres régulateurs car l'activité photosynthétique n'est ni stimulée par les apports météoriques de N et P en juillet, ni apparemment limitée par

les faibles concentrations des eaux en sels nutritifs durant les mois de mars et avril. Il semble au contraire que les fortes productions primaires soient liées à l'époque de réchauffement des eaux et de nébulosité réduite, tandis que les faibles productions soient à associer à l'époque de refroidissement des eaux et de nébulosité plus développée. En profondeur l'activité photosynthétique est limitée par la rapide atténuation de la lumière qui est principalement due à la matière organique particulaire (PAGÈS *et al.*, 1981) : 65 à 75 % de la production primaire est effectuée dans la couche de 0 à 2 m.

En 2 l'activité photosynthétique en moyenne annuelle est de 3 705 mg.m⁻².j⁻¹, soit près de 2 fois plus faible que celle de 1. Il est également enregistré un maximum en mars de 6 250 mg.m⁻².j⁻¹ avec en surface 3 500 µg.l⁻¹.j⁻¹ en époque de température élevée et de faible nébulosité. Toutefois en saison des pluies — époque des apports météoriques en sels nutritifs et des basses températures, la production par excellent ensoleillement (27,78) atteint une valeur relativement élevée (6 000 mg.m⁻².j⁻¹). Ainsi l'éclairage en milieu faiblement eutrophe apparaît être la variable maîtresse de l'activité photosynthétique.

En 1 l'activité respiratoire est en moyenne annuelle égale à 7 720 mg.O₂.m⁻².j⁻¹. Elle est élevée en janvier-mars et avril : la consommation de O₂ se situe entre 8 250 et 12 000 mg.m⁻².j⁻¹ avec un maximum en surface de 7 250 µg.l⁻¹.j⁻¹ en janvier. Elle est deux fois plus faibles en juillet-août-septembre : 3 250 à 5 000 mg.m⁻².j⁻¹ avec un minimum en surface de 2 000 µg.l⁻¹.j⁻¹ en septembre. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles trouvées pour l'activité photosynthétique. Toutefois début janvier la consommation de O₂ excède nettement la production de O₂ ; cela s'explique par l'oxydation des composés réduits notamment NH₄ et SH en provenance des eaux profondes lorsque disparaît la halocline.

En 2, l'activité respiratoire est trois fois plus faible qu'en 1 : 2 655 mg.m⁻².j⁻¹. Les valeurs les plus élevées sont retrouvées en février-mars et avril ; durant ces mois elles atteignent 4 200 mg.m⁻².j⁻¹. Les valeurs les plus faibles se situent entre juillet et octobre (2 000 mg.m⁻².j⁻¹).

De même qu'il ne se dégage pas de corrélations positive entre Chl a et activité photosynthétique, il n'en apparaît pas d'avantage entre le nombre de colonies de BHA et l'activité respiratoire qui est en grande partie imputable à ces organismes. En revanche, il semble que les activités respiratoires soient dépendantes de la température car les minimums de juillet-août correspondent aux températures les plus basses (25 °C) et les maximums de mars-avril aux températures les plus élevées (27 °C).

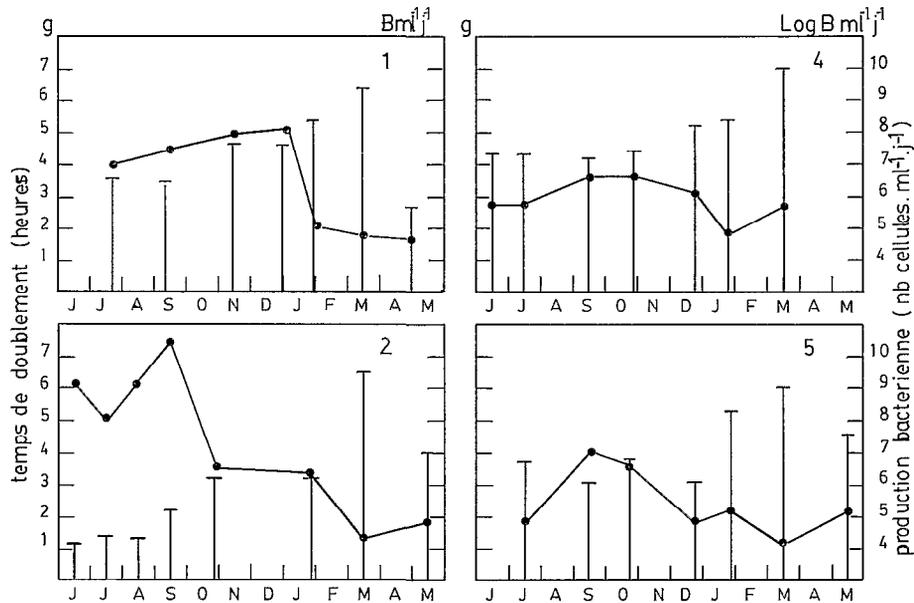


FIG. 14. — Production des bactéries hétérotrophes aérobies (T) et temps de doublement cellulaire (●) estimés par comptage des colonies sur les milieux nutritifs, dans les eaux de surface des quatre stations : 1 Biétri, 2 Abou-Abou, 4 Toupah, 5 Tiegba, entre juin 1981 et mai 1982 ($B.ml^{-1}.j^{-1}$ équivalent de $CFU.ml^{-1}.j^{-1}$ dans le texte)

Les activités photosynthétiques et respiratoires, d'après la comparaison, autant en 1 qu'en 2, des variations de leurs valeurs intégrées sur toute la colonne d'eau ainsi que celle de leurs profils verticaux, apparaissent étroitement associées. Ces résultats laissent apparaître l'existence d'un étroit couplage entre les organismes photosynthétiques et hétérotrophes que nous allons retrouver dans la seconde partie de l'étude. Notons toutefois que dans 1 l'activité respiratoire atteint des profondeurs plus basses que l'activité photosynthétique qui se trouve limitée par la disponibilité en énergie lumineuse (juil. 81 ; janv.-mars 82).

A l'échelle annuelle en 1 les activités photosynthétiques et respiratoires s'équilibrent ($+ 7 736 mg.m^{-2}.j^{-1}$ et $- 7 721 mg.m^{-2}.j^{-1}$). En 2 l'activité photosynthétique excède de 40 % l'activité respiratoire ($+ 3 705 mg.m^{-2}.j^{-1}$ et $- 2 655 mg.m^{-2}.j^{-1}$).

(b) Les productions de BHA ont été estimées par incubation d'eau de surface. Ces organismes participent pour une grande part à l'activité respiratoire. On peut donc penser *a priori* qu'il existe un lien de dépendance entre production bactérienne et respiratoire, bien que dans le premier cas il s'agisse d'une activité de biosynthèse et dans le second cas d'une production d'énergie.

La production cellulaire est fonction de la biomasse

bactérienne et du temps de doublement des cellules. Ce dernier paramètre apparaît dépendre de la température (fig. 14). En effet en 2, de juillet à septembre pour des températures d'eau entre 25 et 27 °C le temps de doublement est de 5 à 7 h, tandis qu'en mars-avril, pour des températures avoisinant 30 °C, le temps de doublement est de 1 à 2 h. En 1, on retrouve bien un temps de doublement plus court en mars-avril (1 h 30 à 2 h) et plus long en juillet-août-septembre (4 à 5 h). Toutefois en novembre 81, bien qu'une brusque augmentation de température soit enregistrée (30 °C), le temps de doublement ne diminue pas (5 h). La température n'est donc pas le seul facteur de contrôle de ce paramètre. Notons que les temps de doublement court coïncident avec la période de brassage de toute la colonne d'eau, la remontée de composés organiques accumulés dans l'hypolimnion stimule probablement les activités bactériennes. Il faut encore ajouter qu'à cette époque le % de bactéries d'origine marine est plus élevé (CAUMETTE *et al.*, 1984). Cette simultanéité n'est peut être pas fortuite.

Les productions bactériennes suivent approximativement les variations saisonnières des temps de doublement cellulaire. Ainsi en 1 comme en 2, les productions sont maximales en mars (10^8 à $10^9 CFU ml^{-1}.j^{-1}$ en 1 et 2). Elles sont minimales en juillet-août-septembre (10^5 à 10^6 en 1 ; 10^4 en 2).

Toutefois en avril, bien que les temps de doublement soient brefs, les productions sont basses car à cette époque les biomasses sont faibles.

A l'échelle annuelle la production bactérienne en surface est 30 fois plus faible en 2 qu'en 1 : $10^{5,9}$ CFU $\text{ml}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ contre $10^{7,4}$ CFU $\text{ml}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$.

3.7. Les effets de la pollution dans la station estuarienne

L'analyse comparée de 1 et 2 va permettre de dégager les modifications engendrées par la pollution urbaine en 1. Les principales grandeurs utilisées pour caractériser ces deux milieux sont regroupées dans le tableau I ; elles sont données en valeur moyenne annuelle.

Les deux stations ont en commun un régime hydrologique de type estuarien ; elles ont également été choisies à l'emplacement d'une excavation et elles sont de ce fait stratifiées une grande partie de l'année. Toutefois au delà de ces traits identiques,

elles ont des dissemblances : (1) l'influence marine est plus marquée en 1 qu'en 2 (la salinité maximale y est de 30 ‰ contre 20 ‰ en 2) tandis que l'influence continentale est plus prononcée en 2 (la salinité minimale y est de 0,05 ‰ contre 5 ‰ en 1 ; (2) l'épilimnion est deux fois plus épais en 2 (7,6 m contre 3,6 m en moyenne annuelle). (3) la durée de la stratification est plus courte en 1 (8 mois contre 9,5 mois).

A ces différences près qui ne rendent pas les deux milieux strictement comparables, la pollution a pour effet général d'accroître l'activité biologique. L'activité photosynthétique est deux fois supérieure en 1 ($7\,735 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ contre $3\,705 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ en 2, sur une moyenne annuelle) et l'activité respiratoire trois fois supérieure ($7\,720 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ contre $2\,655 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$). Ainsi l'apport de substrats organiques a-t-il pour effet d'accroître directement l'activité respiratoire mais il a aussi, semble-t-il, pour effet secondaire de stimuler l'activité photosynthétique en proportion moindre toutefois. Ce phénomène est retrouvé au niveau des productions de BHA

TABLEAU I

Caractéristiques générales des 4 stations d'études. Les résultats sont exprimés en valeur moyenne annuelle (à l'exception des salinités et des températures pour lesquelles sont définis les intervalles de variations saisonnières)

	Bietri 1	Abouabou 2	Toupah 4	Tiegba 5
Durée de stratification (en mois).....	8	9,5		
Profondeur de la halocline (en m).....	3,2	4,9		
Épaisseur de la couche d'eau oxygénée (en m).....	4,6	7,6	4,5	4,5
Épaisseur de la zone euphotique (en m).....	4	4,3	4,5	4,5
Épaisseur de la zone chimiosynthétique aérobie (en m).....	4,6	4,5	4,5	4,5
Profondeur de la station d'étude (en m).....	8	24	4,5	4,5
NH ₄ dans la couche d'eau oxygénée (en μM).....	15,4	9,3	3,6	1,75
NO ₃ dans la couche d'eau oxygénée (en μM).....	6,4	4,8	0,77	0,63
NO ₂ dans la couche d'eau oxygénée (en μM).....	0,90	0,55	0,21	0,15
PO ₄ dans la couche d'eau oxygénée (en μM).....	5,2	5,2	0,37	1,05
Chl a dans la zone euphotique (en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).....	44	5,5	22	11
Biomasse BHA dans la zone oxygénée (en CFU.ml ⁻¹).....	$10^{5,2}$ *	$10^{3,8}$ *	$10^{4,7}$ **	$10^{3,8}$ **
Biomasse BHA sur la colonne d'eau complète (en CFU.ml ⁻¹).....	$10^{4,0}$ *	$10^{3,1}$ *	$10^{4,3}$ **	$10^{3,5}$ **
Temps de doublement cellulaire des BHA (en h).....	3,5	4,5	3	2,5
Activité photosynthétique (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ de O ₂).....	7735	3705	9660	5225
Activité respiratoire (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ de O ₂).....	7720	2655	7530	4475
Activité photosynthétique en surface (en $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ de O ₂).....	5,4	1,8	5,1	2,4
Activité respiratoire en surface (en $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ de O ₂).....	4,2	0,95	2,5	1,55
Production cellulaire de BHA en surface (CFU.ml ⁻¹ .j ⁻¹).....	$10^{7,4}$	$10^{5,9}$	$10^{8,0}$	$10^{7,2}$
P/B photosynthèse/Chl a ($\text{mg}\cdot\text{Chl a}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ de O ₂).....	176	673	439	475
P/B production BHA/densité BHA (CFU.ml ⁻¹ produit/CFU.ml ⁻¹)... ..	$10^{2,1}$	$10^{3,1}$	$10^{3,3}$	$10^{3,4}$
$\Delta [\text{O}_2]_{6 \text{ h} \rightarrow 18 \text{ h}}$ en zone oxygénée (en mM.m ⁻² de O ₂).....	156,6	100	201	83,5
(en mM.l ⁻¹ de O ₂).....	35,6	13	44,6	16,5
Gamme des salinités en ‰.....	5-31	0,05-21	0,5-5	0,5-4,5
Gamme des températures en °C.....	26-31	26-31	26-31	26-31

* Dénombrement en milieu Marine agar.

** Dénombrement en milieu Nutrient agar.

mesurées en surface : $10^{7,4}$ CFU.ml⁻¹ en 1 contre $10^{5,9}$ CFU.ml⁻¹ en 2.

A cet accroissement de l'activité biologique en 1 est associé une augmentation des densités phytoplanctoniques et bactériennes. Les teneurs en Chl a y sont en moyenne annuelle 8 fois plus élevées ($4,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ contre $5,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ en 2). La densité de bactéries hétérotrophes y est 10 fois plus élevée ($10^{4,1}$ CFU.ml⁻¹ contre $10^{3,1}$ CFU.ml⁻¹ en 2).

Ces valeurs d'activités et de biomasses montrent que la pollution a pour effet d'abaisser le rendement énergétique des organismes. L'activité photosynthétique exprimée par unité de Chl a est de $176 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Chl a}^{-1}.\text{j}^{-1}$; en 2 elle est de $673 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Chl a}^{-1}.\text{j}^{-1}$, ce qui représente un rendement 4 fois supérieur. Il en est de même des productions bactériennes en surface exprimées par unité de colonies dénombrées : elles sont égales à $10^{3,1}$ en 2 contre $10^{2,1}$ en 1, ce qui traduit un rendement 8 fois supérieur.

La pollution ne modifie guère l'épaisseur de la zone d'activité aérobie, ceci bien que ces deux milieux se différencient nettement comme nous venons de le voir, au niveau des activités et des biomasses phytoplanctoniques et bactériennes. Ainsi, l'activité photosynthétique s'arrête à la profondeur de 4 m en 1 et de 4,3 m en 2, en moyenne. La lumière qui contrôle cette activité semble indirectement contrôler la distribution de $[\text{O}_2]$ dans la colonne d'eau et l'activité respiratoire. En effet, activité photosynthétique, teneur des eaux en O_2 et activité respiratoire présentent des décroissances en fonction de la profondeur très voisine. Cette similitude met en évidence un couplage entre activité photosynthétique et respiratoire, soit effectif — il s'agit dans ce cas d'un véritable couplage entre phytoplancton et bactéries hétérotrophes — soit apparent par l'intermédiaire des teneurs en O_2 des eaux — dans ce second cas l'activité respiratoire serait proportionnelle à O_2 . Quoi qu'il en soit l'activité respiratoire s'arrête en moyenne à 4,6 m en 1 et 4,5 m en 2.

En période de stratification l'épaisseur moyenne de la colonne d'eau aérée est de 4,5 m en 1 et de 7,6 m en 2. Elle pénètre en dessous de la halocline dans la première station, qui est à 3,3 m de profondeur; toutefois elle descend plus profondément dans la seconde à l'intérieur de l'hypolimnion dont la limite supérieure est à 4,9 m en moyenne ainsi la pollution a pour effet de réduire l'épaisseur de la couche d'eau supérieure aérée.

En période sans halocline la phase aérobie se développe jusqu'au fond en 2. Il peut en être de même en 1 (observé en 1983, CARMOUZE, *comm. pers.*), mais cela n'a pas été le cas durant notre période d'observation. Enfin autre effet de la pollution dans la couche supérieure : les variations nyctémé-

rales des teneurs en O_2 entre 6 h et 18 h sont en moyenne 1,5 fois supérieures en 1 qu'en 2 (à 0 m, $156,6 \text{ mM.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ de O_2 contre $100 \text{ mM.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ de O_2).

Dans ces 2 stations situées au niveau d'une excavation, lors de la destratification physique des eaux, le mélange des eaux profondes anoxiques avec celles de surface provoque de brèves mais importantes modifications, différentes d'une station à l'autre. En 1 au tout début de la destratification, il y a un net accroissement de l'activité respiratoire. La demande biologique et chimique en O_2 est supérieure au taux de pénétration de O_2 à partir des couches supérieures. L'épaisseur de la couche d'eau aérée en janvier 82 passe de 4 m à 2 m en moins de 15 jours. C'est une période de stress maximum pour les organismes supérieurs. Non seulement leur espace vital est réduit, mais ils doivent subir des variations de $[\text{O}_2]$ très élevées en 24 h : de 155 à 440 μM début janvier 82. En 2 au contraire de 1, le brassage de la colonne d'eau a pour effet d'accroître dès le début l'épaisseur de la couche d'eau oxygénée qui passe de 9 m à 12 m en janvier et atteint le fond en mars. Cette différence vient de ce que en 1 les concentrations en produits réducteurs sont beaucoup plus élevées, mais aussi et surtout parce que dans ce milieu de profondeur plus réduite (7 m contre 24 m en 2) le mélange des eaux est plus rapide (2 semaines) qu'en 2 (2 mois). La demande en O_2 des eaux du fond est donc moins brutale en 2 de sorte que le taux de consommation de O_2 reste inférieur au taux d'invasion de O_2 à partir des eaux de surface. Cette réoxygénation plus étalés dans le temps des couches profondes explique peut être le fait que l'on observe dans cette station et non dans 1 une oxydation successive de NH_4 en NO_2 puis de NO_2 en NO_3 . Il résulte de tout cela que le moment de destratification apparaît bien critique en 1 pour les organismes supérieurs et sans conséquence majeure en 2.

Enfin la pollution, indépendamment du fait qu'elle amène les activités à un niveau plus élevé, elle a tendance à amplifier les variations saisonnières de l'activité photosynthétique. Celle-ci en 1 varie selon un rapport de 1 à 3,3 et en 2 selon un rapport de 1 à 1,9. De même, la respiration en 1 varie de 1 à 3,8 et en 2 de 1 à 3. Mais cette tendance n'est pas retrouvée avec les productions bactériennes qui démontrent au contraire une plus grande variabilité saisonnière en 2 qu'en 1.

4. LES EFFETS DE LA POLLUTION DANS LA RÉGION APPARENTÉE LACUSTRE

Les stations 4 et 5 vont être comparées selon un plan identique à celui qui a été suivi pour 1 et 2.

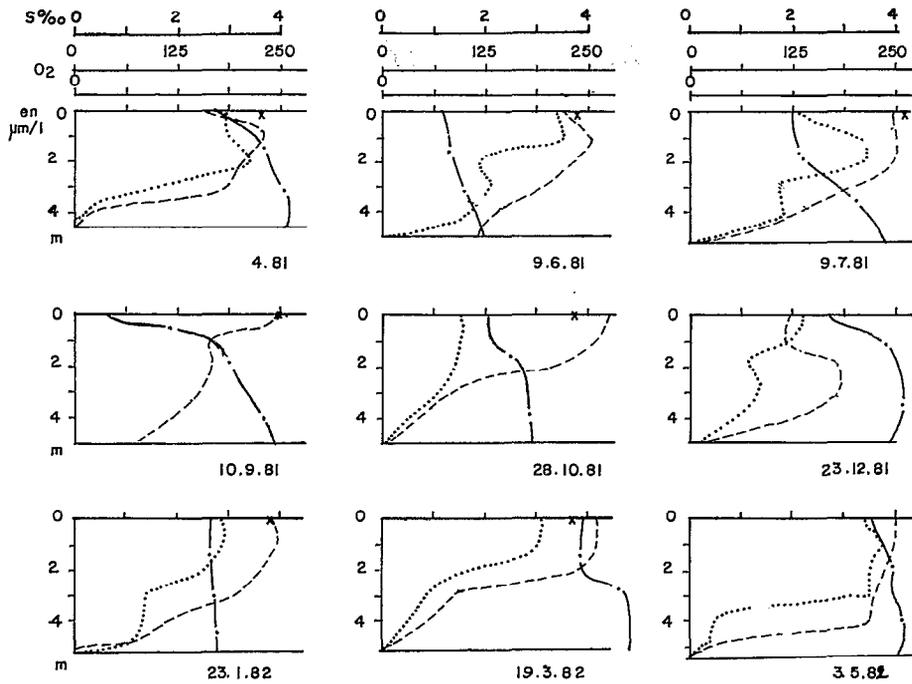


FIG. 15. — Profils verticaux des salinités en ‰ et des concentrations en O_2 (... à 5 h ; --- à 18 h) en $\mu M.$, dans les eaux de la baie de Toupah, 4, à différentes époques de l'année (1981-1982)

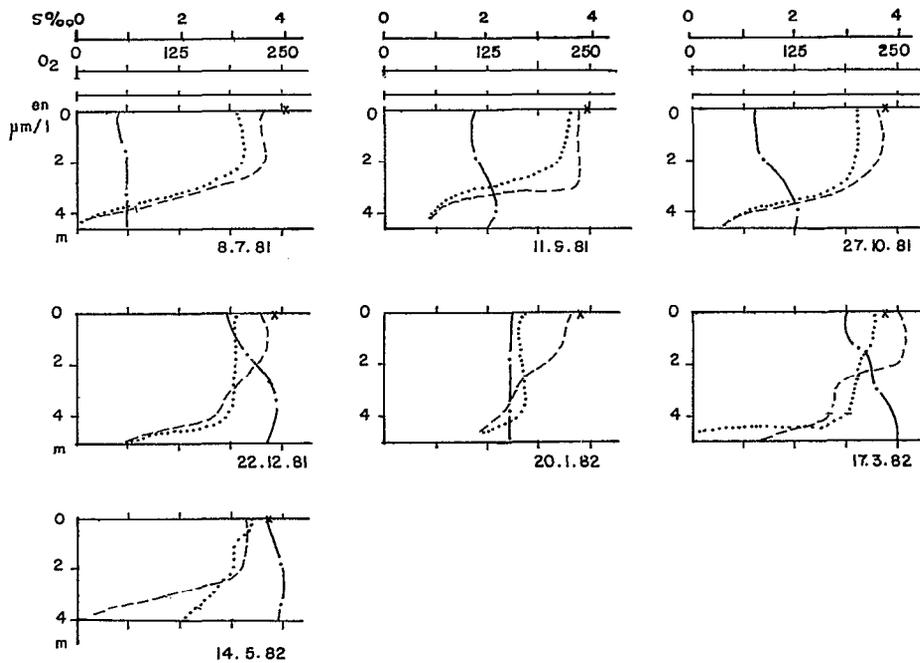


FIG. 16. — Profils verticaux des salinités et des concentrations en O_2 (... à 5 h ; --- à 18 h) en $\mu M.$, dans les eaux de la baie de Tiegba, 5, à différentes époques de l'année (1981-1982)

4.1. Températures, salinités et masses d'eau

Les températures en 4 et 5, de même qu'en 1 et 2 présentent des variations au cours de l'année très voisines : les valeurs maximales sont observées en mars-avril à l'époque d'étiage (30 à 31 °C), les valeurs minimales en juillet-août au cours de la saison des pluies (26 °C) ; un maximum et un minimum secondaires sont respectivement enregistrés en novembre (30 °C) et en décembre (28 °C) (fig. 2).

La région où se trouvent ces deux stations est éloignée de plus de 60 km de l'ouverture avec la mer. L'influence marine y est donc réduite et les mouvements de marée très atténués. Un régime hydrologique de type lacustre se substitue au régime estuarien. Les salinités ne dépassent pas 4,5 ‰ en

période d'étiage (ce qui montre qu'au maximum 12,5 % des eaux sont d'origine marine). Toutefois elles se maintiennent au-dessus de 0,5 ‰ car cette région ne reçoit pas d'apport direct de rivières. Une légère augmentation de la salinité avec la profondeur est fréquemment notée : un écart de 0,5 à 1 ‰ entre la surface et le fond, ce qui montre que, bien qu'il s'agisse de milieux de faible profondeur (4 à 5 m), l'homogénéisation de la colonne d'eau y est rarement complète (fig. 15 et 16).

4.2. Disponibilités en sels nutritifs

Les teneurs en sels nutritifs des eaux de cette région apparentée lacustre sont relativement basses (fig. 17 et 18).

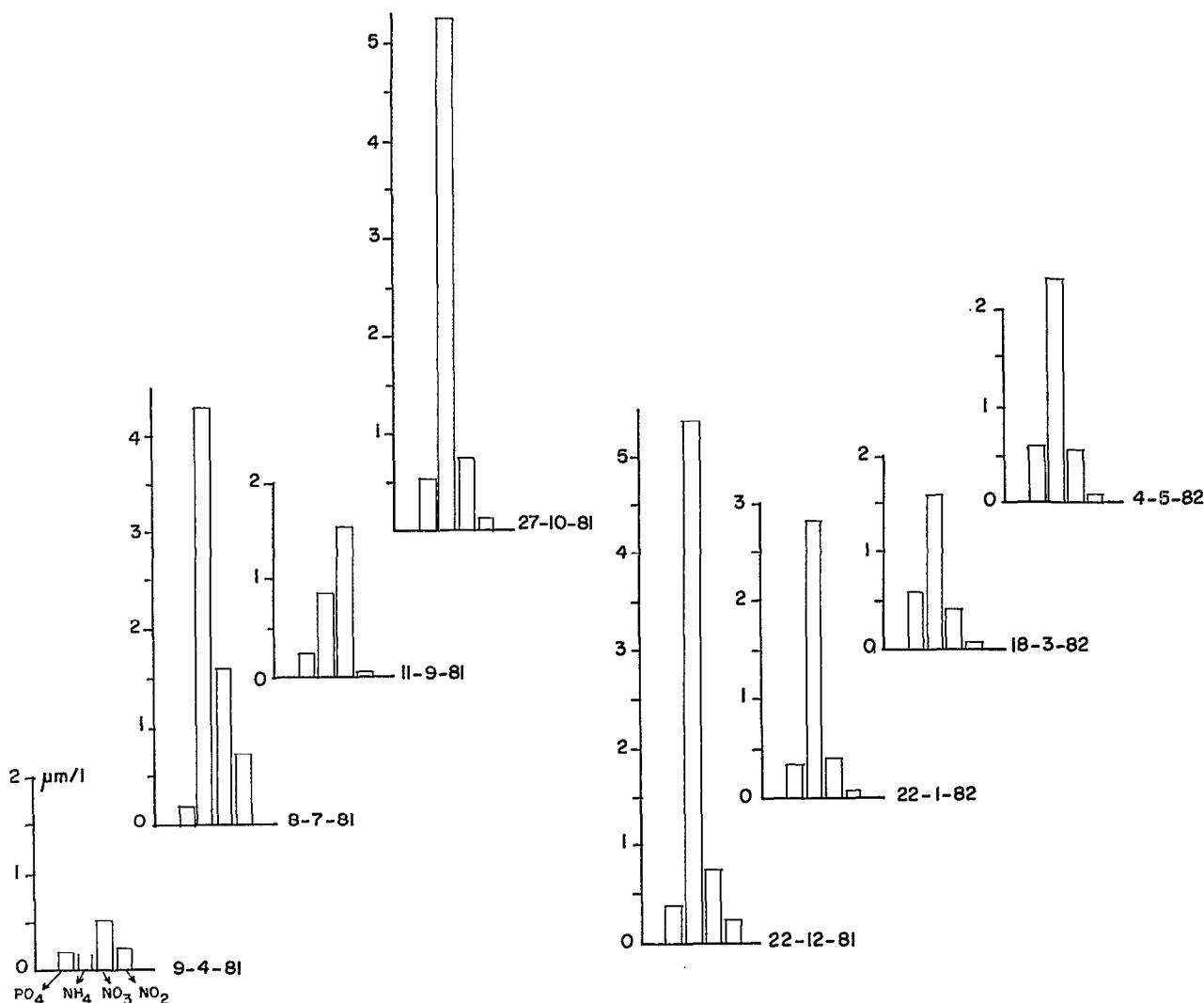


FIG. 17. — Concentration des sels nutritifs dans les eaux de la baie de Toupah, 4, en 1981-1982. Valeurs moyennes sur toute la colonne d'eau, exprimées en μM

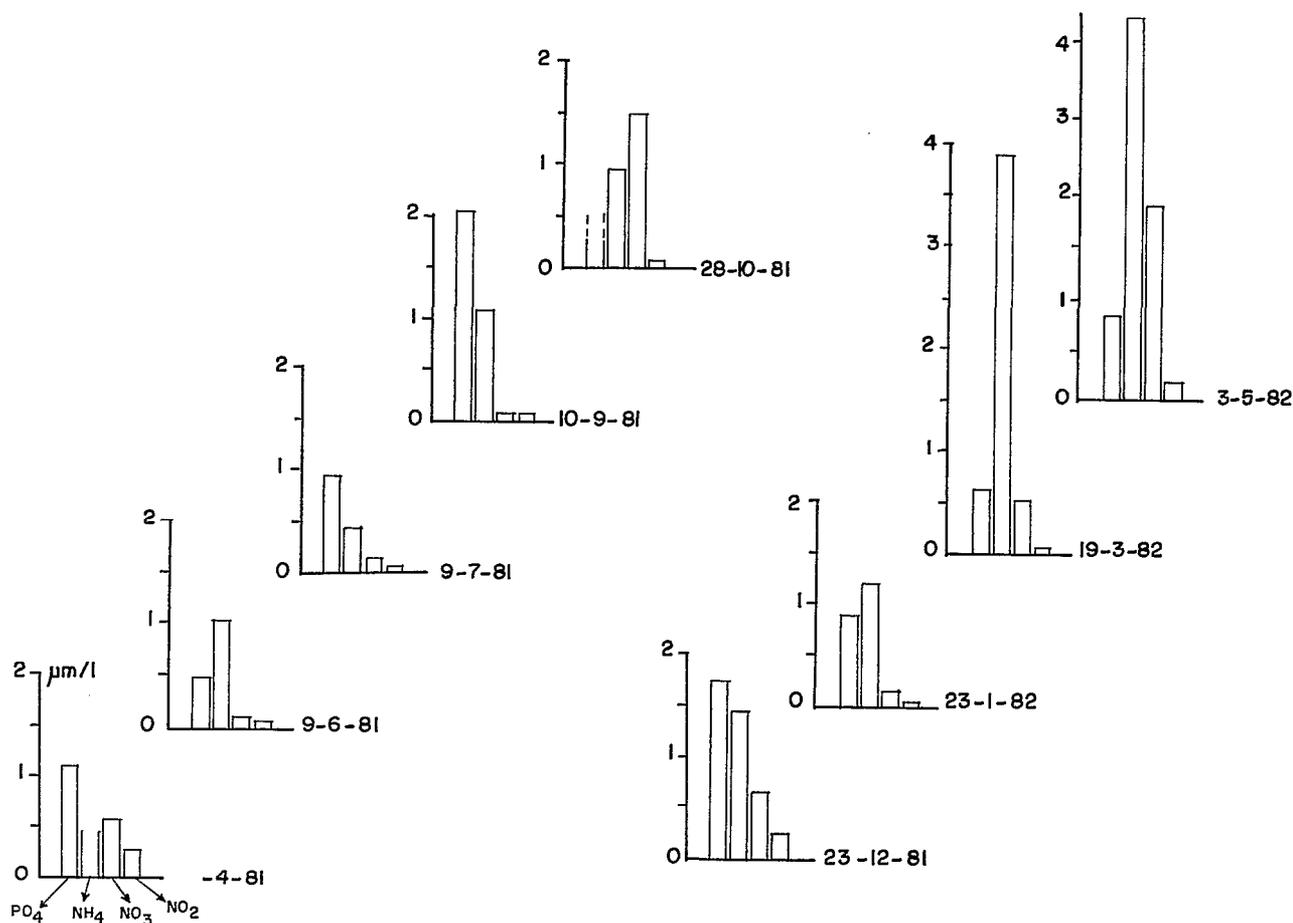


FIG. 18. — Concentration des sels nutritifs dans les eaux de la baie de Tiegba, 5, en 1981-1982. Valeurs moyennes sur toute la colonne d'eau, exprimées en μM

Parmi les composés azotés, NH_4 apparaît être l'élément le plus abondant : ses teneurs sont le plus fréquemment comprises entre 0,5 et 4 μM en 4 et 1,5 et 5 μM en 5. En moyenne annuelle elles sont 2 fois plus élevées dans cette dernière station. $[\text{NO}_3]$ et $[\text{NO}_2]$ ont des valeurs plus basses. Elles sont respectivement comprises entre 0,5 et 1,5 μM et entre 0,1 et 0,5 μM , ceci dans chacune des 2 stations.

Les valeurs de $[\text{PO}_4]$ varient entre 0,5 et 2 μM en 4 et 0,2 et 0,6 μM en 5. Elles sont 2 à 3 fois plus faibles en moyenne dans cette dernière station.

La distribution de ces sels nutritifs au cours de l'année n'est pas simple à analyser car, au contraire de la région sous régime hydrologique estuarien, il n'y a pas de grands déplacement d'eau dans ces baies. L'alternance de l'influence marine et continentale y est très atténuée comme l'indique les variations de salinités. Il est probable que les pluies locales

et les pluies de ruissellement qui les accompagnent, interviennent d'avantage dans la régulation des sels nutritifs que les grands mouvements d'eau dans le chenal central. Ceci étant, il faut remarquer que l'on ne retrouve pas l'accroissement spectaculaire en NO_3 et NH_4 qui a été enregistré dans les stations de la région estuarienne au cours de la saison des pluies. Dans ce milieu où les organismes seraient carencés en N et surtout en P (DUFOUR & SLEPOUKA, 1981), les apports par les pluies en sels nutritifs sont probablement rapidement stockés et utilisés par ces derniers.

4.3. Les biomasses du phytoplancton et des bactéries hétérotrophes aérobies

(a) Les biomasses phytoplanctoniques exprimées en concentrations de Chl a ont été évaluées mètre par mètre sur toute la colonne d'eau (fig. 19).

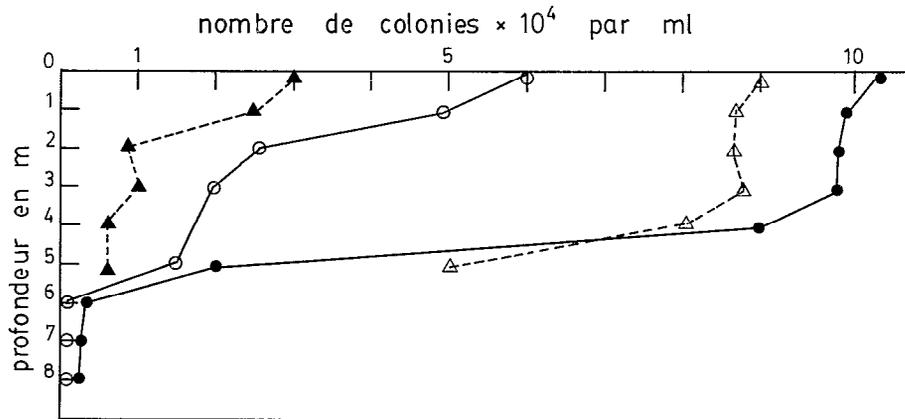


FIG. 19. — Dénombrements des bactéries hétérotrophes aérobies dans les eaux de la baie de Biétri, 1, et celle de Toupah, 4, isolées sur le milieu Marine agar respectivement (●) et (▲) et sur le milieu Nutrient agar, respectivement (○) et (△). Moyennes des prélèvements réalisés entre juin 1981 et mai 1982

En 4 la teneur moyenne annuelle de Chl a est de $22 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les variations saisonnières sont comprises entre 15 et $35 \mu\text{g.l}^{-1}$; le maximum est enregistré en juillet. En 5, les concentrations sont en général deux fois plus faibles (la moyenne annuelle est de $11 \mu\text{g.l}^{-1}$). Elles sont comprises entre 5 et $18 \mu\text{g.l}^{-1}$ avec deux maximums, l'un en juillet de $14 \mu\text{g.l}^{-1}$ et un second en mars de $18 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dans ces deux stations la décroissance de la Chl a avec la profondeur est à peine marquée (fig. 10).

En juillet, les valeurs de Chl a sont relativement élevées dans les deux stations. Il est tentant de rapprocher cet accroissement de la densité phytoplanctonique avec l'enrichissement des eaux en composés nutritifs en époque de pluie comme cela a été fait pour la région estuarienne. Le fait qu'il ne soit pas noté d'augmentation nette de NH_4 et de NO_3 en juillet, laisse bien supposer que les apports météoriques en ces éléments ont été emmagasinés par les organismes.

(b) Les nombres de BHA ont été estimés à partir de comptages de colonies se développant dans les deux milieux de culture : Nutrient agar et Marine agar (fig. 11).

A l'inverse de ce qui a été noté en 1 et à un degré moindre en 2, les densités bactériennes obtenues en milieu Nutrient agar sont supérieures à celles obtenues en Marine Agar. Ce résultat met bien en évidence dans cette région lacustre de faible salinité ($> 5 \text{‰}$) la dominance de communautés bactériennes d'origine continentales. Le nombre de colonies peut être 10 à 20 fois plus élevé sur le milieu Nutrient agar. Mais à l'intérieur de la gamme de salinités de ces eaux ($0,5$ à $4,5 \text{‰}$), ces écarts de numérotations

selon le milieu de culture utilisé, n'apparaissent pas directement fonction des valeurs de salinités.

En 4 d'après les comptages réalisés sur le milieu Nutrient agar, le nombre de colonies bactériennes varie entre 10^4 et 10^5 CFU.ml⁻¹. En 5 il est dix fois plus faible en moyenne. Il est compris entre 10^3 et 10^4 CFU.ml⁻¹. Les effets de la pollution sur la densité bactérienne, sans être spectaculaires apparaissent toutefois bien marqués.

Dans les deux stations on n'observe pas de variations saisonnières aussi franches que dans la région estuarienne. La diminution des nombres de BHA avec la profondeur y est moins marquée. La figure 19 montre le cas de 1 et 4.

4.4. L'oxygène dissous et l'activité biologique globale

Les teneurs en O_2 des eaux de surface en 4 et 5 varient entre 175 et $250 \mu\text{M}$ (fig. 15 et 16). Ces eaux sont le plus fréquemment sous-saturées : 18% en dessous de la saturation en moyenne en 4, 10% en 5. Pour ces deux stations se présente le même problème que celui évoqué pour 2, à savoir que les mesures de O_2 sont sous-estimées car en présence de substances humiques la méthode de Winkler qui a servi à calibrer la sonde fournit des valeurs de O_2 plus faibles. Quoi qu'il en soit, l'écart de sous-saturation entre 4 et 5 semble bien indiquer une plus forte consommation de O_2 en 4, c'est-à-dire une activité respiratoire plus élevée. Autre signe d'une activité plus importante dans cette dernière station : les profils verticaux de O_2 établis à 6 h et 18 h montrent que les variations nyctémérales y sont de $62 \mu\text{M}$ en moyenne, contre $14 \mu\text{M}$ en 5, c'est-à-dire 4 à 5 fois plus fortes. Remarquons qu'en 4 le schéma

classique de faibles teneurs en O_2 en surface le matin suivies de fortes valeurs en fin de journée a été perturbé chaque fois que les rejets d'eaux usées ont directement atteint la station de mesure avant leur dispersion (avril, mai, décembre 81).

Dans l'eau des deux stations la teneur en oxygène chute assez brutalement entre 2 et 3 m de profondeur. La diminution est plus accentuée en 4. Des valeurs proches de zéro au niveau du fond y sont fréquentes et le sédiment de surface devient passagèrement anoxique. Ces résultats confirment bien la non homogénéisation totale de la colonne d'eau, déjà démontrée par l'existence de gradients verticaux de salinités. Dans les baies du type de celles contenant 4 et 5, les gradients verticaux établis par l'activité biologique ne sont que très partiellement détruits par les brassages de la colonne d'eau. Une homogénéisation plus complète est assurée au niveau de l'axe central de la lagune (PAGÈS *et al.*, 1979).

4.5. Les activités photosynthétiques et respiratoires et les productions bactériennes

(a) L'activité photosynthétique est élevée toute l'année en 4. Les valeurs de production de O_2 intégrées sur toute la colonne d'eau sont comprises entre 7 500 et 12 000 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ avec une moyenne annuelle de 9 660 $mg.m^{-2}.j^{-1}$. En 5 l'activité est près de deux fois plus faible qu'en 4. Les valeurs de production de O_2 y sont comprises entre 3 800 et 7 500 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ avec une moyenne annuelle de 5 225 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ (fig. 12 et 13).

Dans ces deux stations, pas plus que dans les deux autres précédemment étudiées, il n'y a pas d'inhibition de la photosynthèse en surface. L'effet limitant de la lumière est également retrouvé en profondeur au-delà de 2 à 3 m, l'activité photosynthétique diminue brutalement. Les variations saisonnières sont atténuées. Il se dégage toutefois un minimum en juillet en époque de plus basse température des eaux et de plus forte nébulosité et un maximum en mars-avril en époque de plus haute température des eaux et de plus faible nébulosité ; un second maximum en 4 est bien marqué en novembre lors du réchauffement des eaux.

L'activité photosynthétique, comme cela a été constaté en 1 et 2 n'est pas directement fonction de la biomasse phytoplanctonique : en effet les plus faibles valeurs de production coïncident en juillet avec les plus fortes teneurs en Chl a.

L'activité respiratoire en 4 est en moyenne annuelle de 7 530 $mg.m^{-2}.j^{-1}$. Sa valeur la plus faible a été enregistrée en octobre (5 500 $mg.m^{-2}.j^{-1}$), sa valeur la plus forte en juin (12 000 $mg.m^{-2}.j^{-1}$). En 5 elle est de 4 475 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ en moyenne annuelle, c'est-à-dire 1,7 fois plus faible qu'en 4. Elle présente

un minimum en septembre (3 500 $mg.m^{-2}.j^{-1}$) et un maximum en janvier (6 000 $mg.m^{-2}.j^{-1}$).

L'activité respiratoire diminue dans les deux stations avec la profondeur, de même que dans le cas de l'activité photosynthétique mais selon un gradient vertical bien moins marqué. Il peut même arriver qu'au fond l'activité soit voisine de celle enregistrée en surface (ex. octobre en 4 et 5).

(b) Les productions bactériennes sont, comme nous l'avons vu fonction de la biomasse bactérienne et du temps de doublement cellulaire (fig. 14). On ne retrouve pas dans ces deux stations l'influence de la température sur le temps de doublement cellulaire comme dans la région estuarienne. En 4 le temps de doublement est en moyenne de 2,9 h. Il varie peu au cours de l'année : entre 2 h et 3 h 30. Il en est de même des productions en surface qui varient entre 10^7 et 10^{10} CFU.ml⁻¹ ; la valeur moyenne annuelle étant de $10^{7,4}$ CFU.ml⁻¹. Le maximum enregistré en mars coïncide avec l'époque de forte densité bactérienne. En 5, le temps de doublement cellulaire est nettement plus court (2,4 h) avec des variations saisonnières plus marquées qu'en 4 : entre 1,2 h en mars époque de hautes températures (30 °C) et 4 h en septembre époque de basses températures (27°). Mais de même que les biomasses, les productions sont 5 à 6 fois plus faibles qu'en 4. Elles varient entre 10^8 CFU.ml⁻¹ en septembre et décembre et 10^9 CFU.ml⁻¹ en mars. La valeur moyenne annuelle est aussi plus faible : $10^{7,25}$ contre 10^8 en 4.

4.6. Les effets de la pollution dans la station « lacustre »

Les principales caractéristiques de 4 et 5 sont regroupées dans le tableau I. Du point de vue hydrologique, ces deux stations se caractérisent par l'absence de grands mouvements saisonniers de masses d'eau car l'influence des marées est très amortie dans cette région et l'alimentation par les rivières y est indirecte. Toutefois les salinités présentent un minimum en juillet (1 ‰) et un maximum en avril-mai (4,5 ‰).

La pollution organique a pour effet de stimuler l'activité biologique en général. L'activité photosynthétique est 1,8 fois plus forte en 4 qu'en 5 : 9 660 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ de O_2 contre 5 225 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ de O_2 . Ce rapport est très voisin de celui estimé entre 1 et 2. L'activité respiratoire s'accroît dans les mêmes proportions : 7 530 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ de O_2 en 4 et 4 475 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ de O_2 en 5, soit un facteur de 1,7. Rappelons que le même facteur entre 1 et 2 est égal à 3. Il y a accroissement des productions bactériennes en surface : 10^8 CFU.ml^{-1}.j⁻¹ en 4 contre $10^{7,2}$}

CFU.ml⁻¹ en 5, soit un facteur de 6, lequel se trouve être nettement inférieur au facteur analogue concernant 1 et 2 qui est de 30. Si notre station d'étude avait été choisie plus à proximité de la source polluante, il est probable que les activités respiratoires et les productions bactériennes hétérotrophiques auraient été bien supérieures. Il est tout à fait remarquable de constater que sous le seul effet de la pollution organique des valeurs aussi fortes d'activité photosynthétiques soient atteintes dans une région reconnue comme étant carancée en sels nutritifs, notamment en P (DUFOR & SLEPOUKA, 1981). Des quatre stations étudiées, 4 est celle qui a la plus faible concentration en PO₄ (0,37 µM en moyenne annuelle).

Les biomasses augmentent sous l'effet de la pollution également. Les biomasses phytoplanctoniques sont deux fois supérieures en 4 (22 µg.l⁻¹ de Chl a contre 11 µg.l⁻¹ en 5) tandis que les biomasses bactériennes sont 6,3 fois supérieures (10^{4,3} CFU.ml⁻¹ en 4 ; 10^{3,5} CFU.ml⁻¹ en 5).

Dans cette région apparentée lacustre, la pollution organique ne modifie guère le rendement des activités biologiques. L'activité photosynthétique exprimée par unité de Chl a est de 439 mg.m⁻².Chl a⁻¹.j⁻¹ en 4 et de 475 mg.m⁻².Chl a⁻¹.j⁻¹ en 5, cela représente une baisse de rendement égale à 8 %. Les productions bactériennes en surface exprimées par unité de colonies dénombrées sont égales à 10^{3,3} en 4 et à 10^{3,4} en 5 ; la baisse de rendement dans ce cas est de 26 %.

Les activités photosynthétiques et respiratoires, considérées en fonction de la profondeur sont représentées par des profils verticaux dissemblables. En 4 on retrouve le même type de profil qu'en 1 et 2 avec des activités qui deviennent nulles à 4,5 m, c'est-à-dire pour cette station, au niveau du fond. En 5 au contraire le fond est généralement oxygéné, la diminution de O₂ avec la profondeur étant moins marquée. Ainsi, les eaux adjacentes au fond ont-elles une activité non négligeable à laquelle s'ajoute l'activité benthique qui s'effectue en condition aérobie. PLANTE-CUNY (1977) a effectivement trouvé dans cette région une production primaire benthique approximativement égale à 6 % de la production dans la colonne d'eau.

A travers cet accroissement de l'activité biologique la pollution a pour effet global d'accroître les variations nyctémérales des teneurs en O₂ des eaux. Elles sont en moyenne annuelle égales à 201 mM en 4 et à 83,5 mM en 5. Le facteur d'accroissement est de 2,4.

La pollution ne modifie guère l'amplitude des variations saisonnières au niveau des activités photosynthétiques et respiratoires. Ainsi en 4 l'activité photosynthétique varie d'un rapport de

1 à 1,6 en 5 de 1 à 2 ; l'activité respiratoire passe d'un rapport de 1 à 2,2 en 4 et de 1 à 1,7 en 5. Donc dans le premier cas la pollution tend à réduire les variations saisonnières de l'activité photosynthétique, dans le second cas elle tend à amplifier les variations de l'activité respiratoire. Mais c'est au niveau de la production bactérienne qu'elle joue un rôle régulateur efficace. En 4 en maintenant un niveau de production élevée elle réduit les fluctuations saisonnières. Elles sont représentées par un rapport de 1 à 10³ en 4 contre 1 à 10⁶ en 5.

5. COMPARAISON DES EFFETS DE LA POLLUTION DANS LES DEUX RÉGIONS

D'une façon générale la pollution a pour effet d'accroître les biomasses. En 1 les biomasses phytoplanctoniques (BP) et les biomasses bactériennes (BB) comparées à celles de 2 sont chacune d'elles 8 fois supérieures. En 4 l'accroissement est moins élevé : la BP double et la BB augmente d'un facteur 6,3 comparées à celles de 5. Ainsi en termes relatifs, la pollution est plus favorable au développement du phytoplancton en 1 qu'en 4 mais à l'inverse moins favorable à celui des bactéries hétérotrophes. Ceci étant, en valeurs absolues les BP sont 2 fois plus élevées et les BB 4 fois plus élevées en 1 qu'en 4. On remarque également que le rapport BP/BB est trois fois plus élevé en 1 qu'en 4. Il semble bien que les sels nutritifs interviennent dans cette dissemblance. Cette étude montre en effet que la BP croît en époque des pluies c'est-à-dire durant la période où le milieu reçoit par les pluies des apports substantiels en N et à un degré moindre en P. Autrement dit, les apports en sels nutritifs favorisent en premier lieu l'accroissement des BP. Or, la disponibilité en sels nutritifs, qui est supérieure en 1 qu'en 4 ([NH₄] + [NO₃] + [NO₂] = 22,7 µM et [PO₄] = 5,2 µM en 1 ; [NH₄] + [NO₃] + [NO₂] = 4,56 µM et [PO₄] = 0,37 µM en 4), doit contribuer au maintien d'une BP plus élevée.

La pollution stimule également les activités biologiques. Mais leur taux d'accroissement peut être toutefois fort différent de ceux des biomasses des organismes effectueurs correspondants. Les accroissements des activités photosynthétiques (AP) sont voisins dans les deux stations (210 % en 1, 185 % en 4) tandis que ceux des activités respiratoires (AR) sont 1,7 fois plus élevés en 1 qu'en 4 (290 % contre 170 %). Mais la différence la plus marquée vient des productions bactériennes. Le taux d'accroissement est 5 fois plus élevé en 1 qu'en 4 (3120 % contre 620 %).

La comparaison dans les deux stations des taux d'accroissement des BP et des BB sous l'effet de la pollution avec leurs activités correspondantes,

AP et AR montre clairement qu'il n'y a pas de relation de proportionalité entre biomasse et activité qu'il s'agisse du phytoplancton ou des bactéries hétérotrophes aérobies. Ce résultat exprime simplement le fait que les rendements énergétiques d'une même communauté peuvent varier d'une saison à l'autre, d'un milieu à l'autre ; ils sont *a fortiori* susceptibles de varier dans de plus grandes proportions lorsque la communauté évolue. Ainsi FERGUSON & PALUMBO (1979) ont trouvé des corrélations positives entre Chl a et les dénombrements bactériens alors que ces derniers n'étaient pas corrélés avec les mesures d'activités hétérotrophiques. Dans le cas de la lagune Ebrié la température et l'éclairement contrôlèrent les activités, tandis que les teneurs en éléments nutritifs contrôlèrent les biomasses, du moins celles du phytoplancton. Cette dernière remarque est en accord avec le contrôle nutritif de la biomasse de seston effectué par DUFOUR *et al.* (1981) et des tests de fertilité par DUFOUR & SLEPOUKA (1981).

La pollution a eu pour effet dans les deux régions de diminuer le rendement énergétique des organismes phytoplanctoniques et bactériens. Mais cette baisse de rendement est beaucoup plus marquée en 1 qu'en 4. Les valeurs des rapports AP/BA et PB/BB en 1 représentent dans l'ordre de 26 % et 10 % de celles des rapports correspondants en 2, la station de référence. La chute des rendements est moins spectaculaire en 4. Les mêmes rapports pris dans le même ordre ont en 4 des valeurs égales à 92 % et 79 % de celles des rapports correspondants en 5. Cette forte dissemblance peut s'expliquer en partie par le fait que les communautés phytoplanctoniques et bactériennes en 1 et 2 sont relativement différentes tandis que celles de 4 et 5 sont de composition plus voisines. Les dénombrements bactériens ont montré des différences très nettes en 1 et 2 selon que l'on utilise le milieu de culture Nutrient agar ou Marine agar. Cela n'a pas été le cas entre 4 et 5. En ce qui concerne les populations phytoplanctoniques, 1 est essentiellement représentée par des Chlorophycées et des Pyrrophytes, 2 par des diatomées et 4 et 5 par des cyanophycées (LITIS *in* LEMASSON *et al.*, 1981). Toujours pour expliquer cette différence, on peut penser comme DUFOUR & MAURER (1979) qu'un niveau de pollution élevé tel que celui de 1 peut avoir des effets négatifs sur le rendement métabolique des organismes. Enfin il faut ajouter que : (1) la nature des polluants organiques et leurs quantités rejetées en 1 et 4 sont fort différents (ceci bien que nous ne disposions pas d'information précise à ce sujet) ; (2) les communautés bactériennes ne sont pas identiques dans ces deux stations. La diversité des BHA isolées est plus élevée en 4 qu'en 1. A titre d'exemple le % de BHA utilisant

le glucose est de 30 % en 4 alors qu'il n'est que de 9 % en 1, de même le % de BHA fermentative en 4 est de 18 % contre 5 % en 1 (CAUMETTE *et al.*, 1985).

6. CONCLUSION SUR LES PERTURBATIONS ACTUELLES DES ZONES POLLUÉES ET SUR LES AGGRAVATIONS POSSIBLES

D'une façon générale, il a été observé que la pollution organique dans les deux sites étudiés a pour effet d'accroître les BP et les BB de même que les AP, les AR et les PB. Cet accroissement des biomasses et activités est accompagné d'une baisse de rendement énergétique des organismes effecteurs. Toutefois, les perturbations dans les deux régions présentent des dissemblances sur plusieurs points.

En région estuarienne la pollution a provoqué un accroissement des BP et des BB selon un même facteur 8. En région lacustre, la BB a augmenté sensiblement dans les mêmes proportions d'un facteur 6,3 mais les BP ont à peine doublé. Il est possible que dans ce dernier milieu la BP se heurte à un facteur limitant qui pourrait être la teneur en sels nutritifs. En effet en saison des pluies, les apports météoriques en éléments nutritifs sont immédiatement utilisés au profit d'un accroissement des BP.

En ce qui concerne les AP et les AR, la pollution stimule d'avantage l'AR que l'AP dans la zone estuarienne tandis que l'inverse se produit dans la zone « lacustre ». Ainsi en 1 le rapport AP/AR diminue : de 1,40 dans la station de référence, il passe à 1,00 ; en 4 il passe au contraire de 1,17 (station de référence) à 1,28. Cet effet différentiel de la pollution sur les activités est encore plus marqué lorsque l'on considère les productions bactériennes en surface : elles augmentent 5 fois plus vite en 1 qu'en 4 ($\times 33,1$ contre $\times 6,3$).

Dans la région estuarienne, l'activité hétérotrophique l'emporte sur l'activité photosynthétique. Une situation de dystrophie tend à se mettre en place. Le rendement énergétique des organismes a fortement baissé : le rapport AP/BP ne représente plus que 26 % de celui de la station de référence et le rapport PB/BB à peine 10 %. Il n'est pas impossible qu'une charge organique élevée crée des effets négatifs sur les propres organismes qui en tirent parti et que ces effets se répercutent sur le rendement des organismes phytoplanctoniques et sur l'activité photosynthétique elle-même. Dans ce cas les sels nutritifs ne peuvent être évoqués comme facteur limitant. La consommation accrue de O₂ a pour effet de réduire de façon notable l'épaisseur de la colonne d'eau oxygénée. Mais c'est au moment

de la disparition de la halocline au niveau des excavations qu'une situation critique est atteinte : lors de la remontée des substances minérales réductrices (SH, $\text{NH}_4\text{...}$) et probablement de matière organique dissoute, la consommation de O_2 par les BHA et les bactéries sulfo-oxydante et nitrifiantes deviennent supérieures à la production de O_2 . La couche oxygénée se réduit. L'activité aérobie s'y concentre et de très fortes variations nyctémérales de O_2 sont notées. On peut imaginer le cas extrême : la destruction de la halocline par l'arrivée des eaux marines en surface coïncide avec une période fortement ventée, le mélange des eaux est alors brutal, ce qui peut aboutir à une désoxygénation totale de la colonne d'eau. Il faut donc souligner les dangers encourus avec la poursuite des extractions de sable dans les baies fermées.

Dans la région « lacustre » polluée, l'état de dystrophie n'est pas atteint. Il est même intéressant de noter que les apports organiques ont pour effet de stimuler d'avantage l'AP que l'AR elle-même. Les rendements photosynthétiques et hétérotrophiques, bien qu'ils aient légèrement baissé, restent proches de ceux de la station de référence. La faible disponibilité en sels nutritifs peut être considérée comme un indice de bon fonctionnement métabolique en ce sens que le milieu en est encore à un stade où il utilise au mieux les ressources dont il dispose. En somme, la pollution, qui provoque une accélération de la boucle photosynthèse \leftrightarrow hétérotrophie sans

que le rendement des organismes effectueurs ne baisse dans de grandes proportions, apparaît comme un facteur d'enrichissement du milieu. Toutefois, il faut noter que le fond est maintenu à l'état d'anoxie une bonne partie de l'année. Donc un premier stade de fonctionnement en anaérobiose est atteint. Une légère augmentation de la charge organique dans ce milieu aux eaux relativement stagnantes ou encore une remise en suspension plus conséquente des sédiments anoxiques, consécutive à une période fortement ventée, suffirait certainement pour aboutir à l'état de dystrophie.

Ainsi les deux milieux réagissent de façon différente du flux de matière organique entrant. Malgré cela, on enregistre dans chacun d'eux une accélération de l'activité photosynthétique et de la production bactérienne. D'ailleurs ces deux processus de base apparaissent couplés. En effet, une corrélation existe entre l'AP et la PB avec un coefficient de 0,69 (fig. 20). Une relation semblable a déjà été notée par GRIFFITHS *et al.* (1982). Cela ne doit pas nous faire oublier qu'il s'agit de grandeurs qui ne sont pas strictement comparables. La température semble être le premier facteur de contrôle de l'activité biologique. Non seulement elle agirait sur la PB mais aussi sur l'AP. Ce résultat est en accord avec celui de HARRIS & PICCININ (1977) qui montre que la température est plus importante que les sels nutritifs en milieu eutrophe eu égard à l'AP. Les faibles variations saisonnières de température (3 à

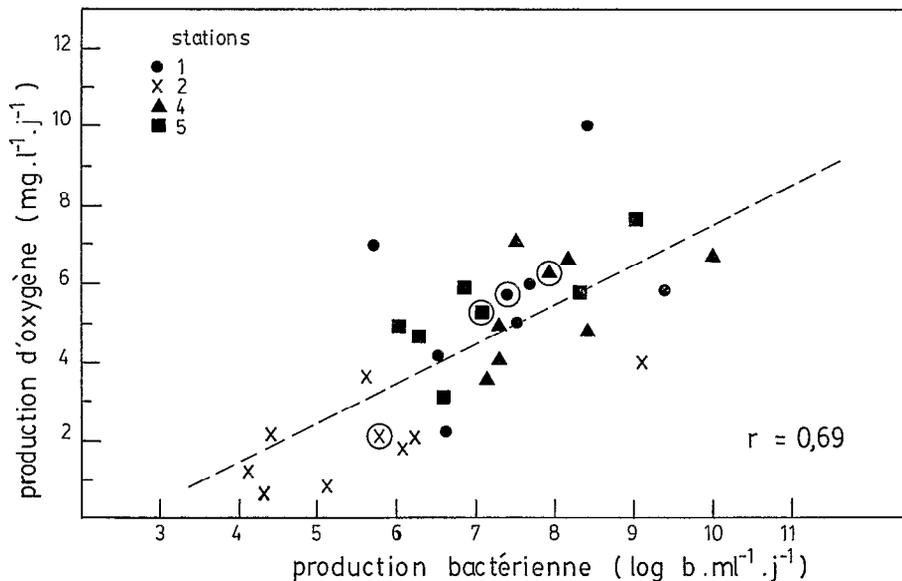


FIG. 20. — Relation entre les productions d'oxygène et les productions de cellules bactériennes (BHA) dans les eaux de surface des quatre stations, Biétri, 1, Abou-Abou, 2, Toupah, 4, et Tiegba, 5, de juin 1981 à mai 1982. Les symboles dans des cercles représentent les moyennes de tous les prélèvements

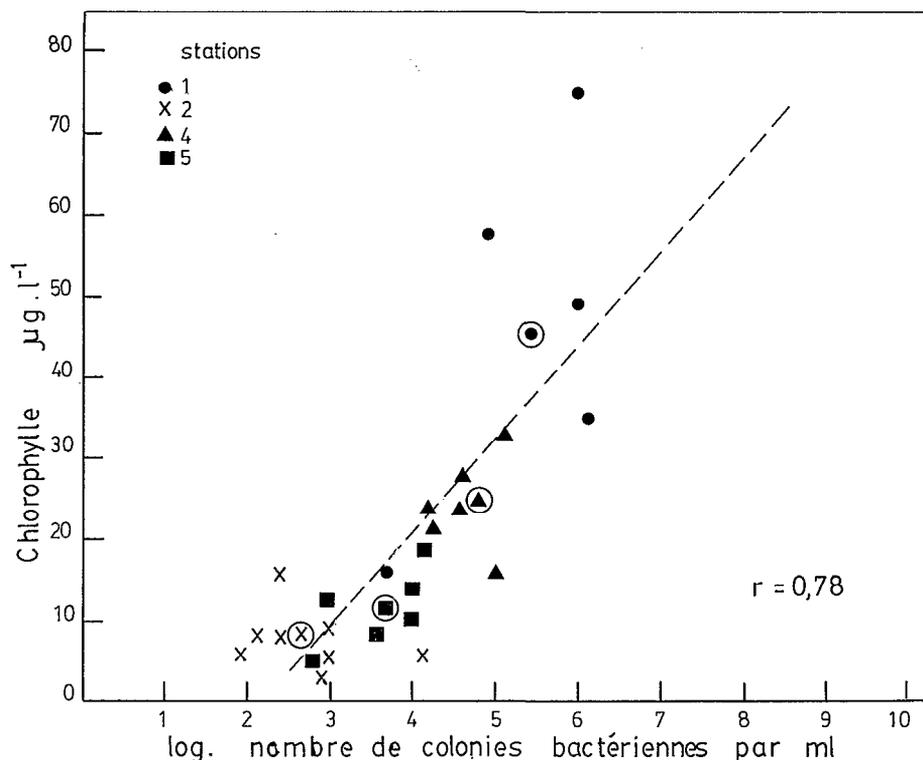


FIG. 21. — Relation entre les concentrations en Chlorophylle a et les nombres de bactéries hétérotrophes aérobies des eaux de surface des quatre stations de prélèvement : Biétri, 1, Abou-Abou 2, Toupah 4, et Tiegba 5. Les symboles dans des cercles représentent les moyennes de tous les prélèvements réalisés entre juin 1981 et mai 1982

5 °C) en milieu tropical ont certainement une importance aussi grande sur le métabolisme des organismes, que les fortes variations enregistrées en zones tempérées (15 à 25 °C) (ATLAS & BARTHA, 1981; HANGRAVE, 1969; SIEBURTH, 1967; TISON & POPE, 1980; PALUMBO *et al.*, 1984). L'éclairement apparaît également plus limitant que les sels nutritifs en lagune Ebrié. DUFOUR & DURAND (1982) ont également souligné l'importance de la lumière dans ce milieu. Le rôle des sels nutritifs est certainement plus déterminant en milieu oligotrophe (GLOOSENKO *et al.*, 1974). En somme en mars-avril, période chaude et de faible nébulosité, le caractère eutrophe du milieu lagunaire et notamment des zones polluées est accentué. Les risques de dystrophie sont accrus.

Il apparaît par ailleurs une corrélation au niveau des biomasses des organismes effectueurs entre la Chl a et le nombre de colonies bactériennes avec un coefficient de 0,78 (fig. 21), une telle corrélation a déjà été notée (RAO *et al.*, 1979; SHAKRABOVA & KORMAKOVA, 1979; RAI, 1978). La relation nutritionnelle entre les deux communautés joue un rôle important sur le fonctionnement des deux milieux pollués car elle favorise un recyclage court

de la matière organique dans les 2-3 premiers mètres.

Il reste un dernier danger potentiel qui ne s'est pas manifesté au cours de notre étude qui peut venir en zone peu profonde d'une remise en suspension des sédiments de surface par les vents. Le phytoplancton peut tirer profit dans un premier temps des réserves nutritives libérées (LEMASSON *et al.*, 1982). Mais si cette remise en suspension est brutale et conséquente, les bactéries hétérotrophes aérobies fixées aux particules solides deviennent très actives (BELL & ALBRIGHT, 1982; BENT & GOULDER, 1981; PALUMBO *et al.*, 1984; WRIGHT & COFFIN, 1983). La consommation de O₂ devient très supérieure à la production par photosynthèse et aux apports atmosphériques, ce qui peut entraîner une désoxygénation totale de la colonne d'eau. Ce phénomène observé en 1979 et analysé en détail par GUIRAL & CHANTRAINE (1982), pourrait, d'après ces auteurs, être une explication aux mortalités saisonnières de poissons qui sont enregistrées dans cette lagune.

Manuscrit accepté par le Comité de Rédaction le 27 août 1985
et reçu au Service des Éditions le 29 août 1985

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARFI (R.), DUFOUR (P.) et MAURER (D.), 1981. — Phyto-plancton et pollution. Premières études en baie de Biétri. Traitement mathématique des données *Oceanol. Acta*, 4 : 319-329.
- ATLAS (R. M.) et BARTHA (R.), 1981. — Microbial ecology. Fundamentals and applications. *Addison-Wesley Publishing Company, Massachusetts, USA.*, 560 pp : 135-142.
- BELL (C. R.) et ALBRIGHT (L. J.), 1982. — Attaches and free-floating bacteria in a diverse selection of water bodies. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 : 1227-1237.
- BENT (E. J.) et GOULDER (R.), 1981. — Planktonic bacteria in the Humber Estuary : seasonal variations in population density and heterotrophic activity. *Mar. Biol.*, 62 : 35-45.
- BOATMAN (C. D.) et MURRAY (J. W.), 1982. — Modelling exchangeable NH_4 adsorption in marine sediments : process and controls of adsorption. *Limnol. Oceanogr.* 27 (1) : 99-110.
- CARMOUZE (J. P.), 1984. — Généralisation d'une méthode de détermination du carbone minéral total par pHmétrie dans les eaux. Son application à l'étude du métabolisme aérobie et anaérobie d'une lagune Tropicale. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 17 (3) : 175-189.
- CAUMETTE (P.), WEST (P.) et COLWELL (R. R.), 1985. — Seasonal changes in the communities of aerobic heterotrophic bacteria isolated from water and sediment of a tropical brackish lagoon. (Ebrie lagoon, Ivory Coast). *Appl. Environ. Microbiol. (sous presse)*.
- CAUMETTE (P.), 1984. — Distribution and characterization of phototrophic bacteria isolated from the water of Biétri Bay (Ebrie lagoon, Ivory Coast). *Can. J. Microbiol.*, 30 : 273-284.
- CLINE (J. D.), 1969. — Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 14 : 454-458.
- COHEN (Y.), KRUMBEIN (W. E.), GOLDBERG (M.) et SHILO (M.), 1979. — Solar Lake (Sinai). I. Physical and chemical limnology. *Limnol. Oceanogr.*, 22 : 597-608.
- DUFOUR (P.) et SLEPOUKA (M.), 1975. — L'oxygène dissous en lagune Ebrié : influence de l'hydroclimat et des pollutions. *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 6 : 75-118.
- DUFOUR (P.) et MAURER (D.), 1979. — Pollution organique et eutrophisation en milieu tropical saumâtre. *Rev. Biol. Ecol. Médit.* 6 : 252.
- DUFOUR (P.), LEMASSON (L.) et CREMOUX (J. L.), 1981. — Contrôle nutritif de la biomasse du seston dans une lagune tropicale de Côte d'Ivoire. II. Variations géographiques et saisonnières. *J. Exp. Biol. Ecol.*, 51 : 269-284.
- DUFOUR (P.) et SLEPOUKA (M.), 1981. — Étude de la fertilité d'une lagune tropicale de Côte d'Ivoire au moyen de tests biologiques sur populations phytoplanctoniques naturelles. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 14 (2) : 81-168.
- DUFOUR (P.) et DURAND (J. R.), 1982. — La production végétale des lagunes de Côte d'Ivoire. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15 : 209-230.
- DURAND (J. R.) et CHANTRAINE (J. M.), 1982. — L'environnement climatique des lagunes ivoiriennes. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15 : 85-113.
- FERGUSON (R. L.) et PALUMBO (A. V.), 1979. — Distribution of suspended bacteria in neritic waters south of Long Island during stratified conditions. *Limnol. Oceanogr.*, 24 : 697-705.
- FOX (L. E.), 1983. — The removal of dissolved humic acid during estuarine mixing. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 16 : 431-440.
- GAARDER (T.) et GRAN (H. H.), 1927. — Investigation on the production of plancton in the Oslo Fjord. *Rapp. P. V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 42 : 3.
- GLOOSCHENKO (W. A.), MOORE (J. E.), MUNAWAR (M.) et VOLLENWEIDER (R. A.), 1974. — Primary Production in Lakes Ontario and Erie; a comparative study. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31 : 253-263.
- GRIFFITHS (R. P.), CALDWELL (B. A.) et MORTIA (R. Y.), 1982. — Seasonal changes in microbial heterotrophic activity in subarctic waters as related to phytoplankton primary productivity. *Mar. Biol.*, 71 : 121-127.
- GUIRAL (D.) et CHANTRAINE (J. M.), 1982. — Hypothèses sur l'origine des mortalités observées en lagune Ebrié en 1979. *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr., Abidjan (sous presse)*.
- HARGRAVE (B. T.), 1969. — Epibenthic algal production and community respiration in the sediments of Marion Lake. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 26 : 2003-2026.
- HARRIS (G. P.) et PICCININ (B. B.), 1977. — Photosynthesis by natural phytoplankton populations. *Arch. Hydrobiol.* 80 : 405-457.
- HOLM-HANSEN (O.), LORENZEN (C.), HOLMES (R.) et STRICKLAND (J.), 1965. — Fluorimetric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 30 : 3-15.
- INGVORSEN (K.) et JORGENSEN (B. B.), 1979. — Combined measurement of oxygen and sulfide in water samples. *Limnol. Oceanogr.*, 24 (2) : 390-393.
- KING (R. D.) et TYLER (P. A.), 1983. — Sulphide Pool and Lake Morrison, meromictic lakes of south-west Tasmania. *Arch. Hydrobiol.*, 96 : 139-163.

- LEMASSON (L.), PAGÈS (J.), DUFOUR (P.) et CREMOUX (J. L.), 1981. — Matière organique particulaire et biomasse dans une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 14 (3) : 191-212.
- LEMASSON (L.), PAGÈS (J.) et CREMOUX (J. L.), 1982. — Échanges d'éléments nutritifs dissous entre l'eau et le sédiment dans une lagune tropicale saumâtre. *Océanogr. Trop.*, 17 : 45-58.
- LEMASSON (L.) et PAGÈS (J.), 1982. — Apports de phosphore et d'azote par la pluie en zone tropicale (Côte d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15 : 9-14.
- MACINTYRE (S.) et MELACK (J. M.), 1982. — Meromixis in an equatorial soda lake. *Limnol. Oceanogr.*, 27 : 595-609.
- PAGÈS (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (P.), 1979. — Elements nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte d'Ivoire. Cycle annuel *Arch. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 5 (1) : 1-60.
- PAGÈS (J.) et CITEAU (J.), 1978. — La pollution bactérienne de la lagune et de la mer autour d'Abidjan. *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr., Abidjan*, 9 : 43-50.
- PAGÈS (J.), DUFOUR (P.) et LEMASSON (L.), 1980. — Pollution de la zone urbaine de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 11 : 79-107.
- PAGÈS (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (P.), 1981. — Primary production measurement in brackish Tropical Lagoon. Effect of light as studied at some station by the C¹⁴ method. *Rev. Hydrobiol. Trop.* (14) 1 : 3-16.
- PAGÈS (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (P.), 1981. — Pollution de la zone urbaine de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 11 : 79-107.
- PALUMBO (A. V.), FERGUSON (R. L.) et RUBLEE (P. A.), 1984. — Size of suspended bacterial cells and association of heterotrophic activity with size fractions of particles in estuarine and coastal waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 48 : 157-164.
- PLANTE-CUNY (M. R.), 1977. — Pigments photosynthétiques et production primaire du microphytobenthos d'une lagune tropicale, la lagune Ebrié (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Cah. ORSTOM, Ser. Océanogr.*, 15 : 3-25.
- PRAKASH (A.), RACHID (M. A.), JENSEN (A.) et SUBBA RAO (D. V.), 1973. — Influence of humic substance on the growth of marine phytoplankton : Diatom. *Limnol. Oceanogr.*, 18 : 516-524.
- RAI (H.), 1978. — Chlorophyll pigments in the central amazon lakes ecosystem. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 20 : 1192-1197.
- RAO (S. S.), KWIATKOWSKI (R. E.) et JURKOVIC (A. A.), 1979. — Distribution of bacteria and chlorophyll a at a nearshore station in lake Ontario. *Hydrobiologia*, 66 : 33-39.
- SERVANT (J.), DELMAS (R.), ROUCHER (J.) et RODRIGUEZ (M.), 1984. — Aspects of the cycle of inorganic nitrogen compounds in the Tropical Rain Forest of the Ivory Coast. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1 : 391-401.
- SIEBURTH (J. McN.), 1967. — Seasonal selection of estuarine bacteria by water temperature. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1 : 98-121.
- SOROKIN (Y. I.) et KADOTA (H.), 1972. — Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in fresh waters. *IBP Handbook, 23, Blackwell Scientific Publication, London*.
- SOROKIN (Y. I.), 1972. — The bacterial population in the processes of hydrogen sulfide oxidation in the Black Sea. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 34 : 423-454.
- SOROKIN (Y. I.) et DONATO (N.), 1975. — On the carbon and sulfur metabolism in the meromictic lake Faro (Sicily). *Hydrobiologia*, 47 : 241-252.
- STRAKRABOVA (V.) et KOMARKOVA (J.), 1979. — Seasonal changes of bacterioplankton in a reservoir related to algae. I Numbers and biomass. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 64 : 285-302.
- STRICKLAND (J. D. H.) et PARSONS (T. R.), 1972. — A practical handbook of seawater analysis. 2nd edition. *Bull. Fish. Res. BD. Canada*, 167, 310 pp.
- TISON (D. L.) et POPE (D. H.), 1980. — Effect of temperature on mineralization by heterotrophic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39 : 584-587.
- VARLET (F.), 1978. — Le régime de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Traits physiques essentiels. *Trav. Doc. ORSTOM*, 83, 162 pp.
- WINKLER (L. W.), 1888. — The determination of dissolved oxygen in water. *Ber.*, 21 : 2848.
- WRIGHT (R. T.) et COFFIN (R. B.), 1983. — Planktonic bacteria in estuaries and coastal waters of northern Massachusetts : spatial and temporal distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 11 : 205-216.