

Effet d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate

Crise dystrophique
Étang lagunaire
Phytoplancton
Végétation benthique
Macrofaune
Dystrophic crisis
Lagoon
Phytoplankton
Benthic vegetation
Macrofauna

H. Boutière, F. de Bovée, D. Delille, M. Fiala, C. Gros, G. Jacques, M. Knoepffler, J. P. Labat, M. Panouse, J. Soyer
Laboratoire Arago, 66650 Banyuls-sur-Mer, France.

RÉSUMÉ

La crise dystrophique qui a affecté l'étang de Salses-Leucate en 1979-1980 s'est traduite par un développement massif d'une chlorophycée du genre *Nannochloris* qui a atteint une densité de l'ordre du milliard de cellules par litre. La conséquence la plus grave fut le dépérissement des huîtres et des moules dans les élevages ; celui-ci peut s'expliquer par un phénomène de malnutrition dû au nombre trop élevé des particules dans l'eau. Cette explosion phytoplanctonique a eu également pour effet d'augmenter l'opacité des eaux, entraînant ainsi la destruction d'une partie des herbiers à zostères.

Près d'un an après le début de la crise, on observe une amélioration progressive des conditions, en particulier au niveau pélagique. Les teneurs des eaux en sels nutritifs sont basses ($P-PO_4 < 0,2 \text{ matg.m}^{-3}$ et $1,5 \text{ matg N-NO}_3.\text{m}^{-3}$ au maximum) ; la biomasse et la production décroissent durant l'été et atteignent respectivement $3 \text{ mg Chl a.m}^{-3}$ et $0,2 \text{ g C.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ à l'automne. Cependant, même si elle a fortement diminué, la densité phytoplanctonique reste encore élevée en octobre avec environ vingt millions de *Nannochloris* par litre. Le retour vers la normale est par contre plus lent pour le milieu benthique. On observe une reprise des herbiers et une diminution du carbone et de l'azote organiques ainsi que des populations bactériennes du sédiment ; parallèlement, la densité de la macrofaune augmente. Cependant, la situation reste précaire, et l'on note en octobre un taux encore élevé de matière organique, ainsi que de fortes densités de bactéries sulfato-réductrices dans le sédiment.

Le développement considérable de phytoplancton n'a été possible que grâce à la présence d'une grande quantité d'éléments minéraux. Il est probable que le déversement d'effluents non traités soit à l'origine de ce phénomène. L'oxydation bactérienne de cette matière organique accumulée sur le sédiment est venue s'ajouter à celle réalisée dans les eaux ; ceci a permis une libération de sels nutritifs mais aussi de produits de dégradation azotés tels que l'urée et l'ammoniac qui peuvent être utilisés par *Nannochloris*.

La capacité limite de dégradation de la matière organique semble avoir été dépassée, ceci étant probablement le résultat d'une accumulation continue depuis plusieurs années. Un an après le début de la crise, l'étang revient vers un équilibre fragile qui risque d'être rompu par tout nouvel apport important de matière organique.

Oceanol. Acta, 1982. Actes Symposium International sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, 8-14 septembre 1981, 231-242.

ABSTRACT

Effect of a dystrophic crisis in the Salses-Leucate lagoon

The dystrophic crisis in the lagoon of Salses-Leucate in 1979-1980 resulted in a bloom of the chlorophyceae *Nannochloris* sp. which attained a density in the order of 10^9 cells/litre. The worst effect was the destruction of oyster and mussel cultures ; this can be explained by overfeeding due to an excessive amount of particles in suspension. This phytoplanktonic bloom also caused high turbidity which induced the destruction of large part of sea-grasses communities (*Zostera*).

One year after the beginning of this crisis, a progressive improvement of ecological conditions was noted, especially in the pelagic zone. The nutrient concentrations of water were low (P-

$PO_4 < 0.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ and $1.5 \text{ mg} \text{ N-NO}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ at the maximum); biomass and production decreased during summer and reached respectively $3 \text{ mg Chl } a \cdot \text{m}^{-3}$ and $0.2 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ in autumn. Although phytoplankton density decreased on summer, it remained at a fairly high level in October with *Nannochloris* concentration about $10^6/l$. The benthic environment recovered at a much slower rate. Sea-grasses showed signs of recovery, organic matter concentrations and bacterial populations decreased. Furthermore, the macrofauna density increased notably. Nevertheless, the situation remained precarious, for on October concentrations of organic matter and sulfate-reducing bacteria were still high in sediments. The considerable phytoplanktonic development has only been possible due to large amounts of mineral elements. Probably untreated sewage is responsible for this phenomenon. Bacterial oxidation of this organic matter accumulated on the sediment is thus occurring in addition to the oxidation in the water column; this results in a production, not only of mineral nutrients, but also of nitrogenous waste products such as urea and ammonia which can be utilized by *Nannochloris*.

The maximum capacity of degradation of organic matter seemed exceeded, probably as a consequence of a continuous accumulation since several years. One year after the onset of the crisis, the lagoon returned to a state of precarious equilibrium risking to collapse with any new massive input of organic matter.

Oceanol. Acta, 1982. Proceedings International Symposium on coastal lagoons, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 September, 1981, 231-242.

INTRODUCTION

Situé à une dizaine de kilomètres au nord de Perpignan, l'étang de Salses-Leucate fait partie de la chaîne de lagunes qui s'étend le long du littoral méditerranéen. Fortement

marinisé depuis les travaux d'aménagement (ouverture et entretien des graus) réalisés ces dernières années, cet étang est un élément important de l'économie régionale sur le plan touristique et par ses ressources conchyliques et

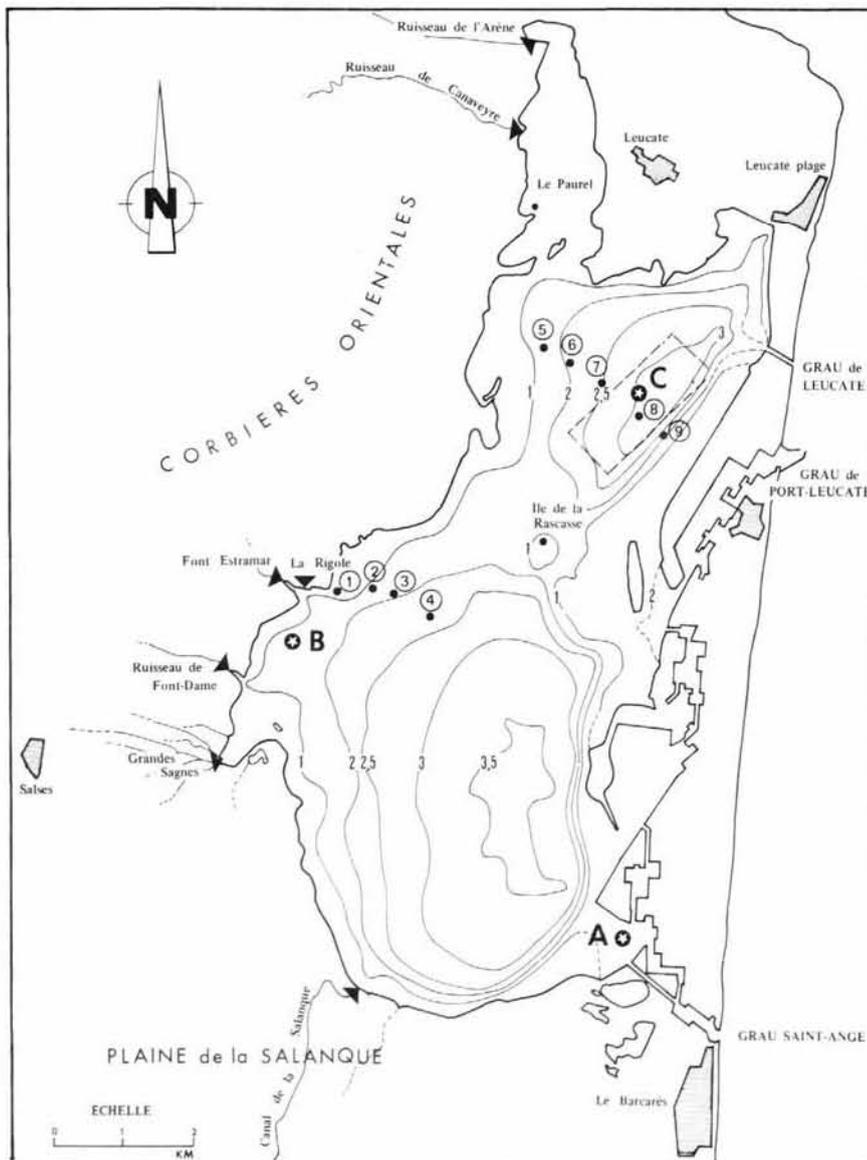


Figure 1

Présentation générale de l'étang de Salses-Leucate montrant la bathymétrie, les échanges avec la mer, les arrivées d'eau douce et les stations de prélèvement : stations A, B, C pour les études des eaux et des sédiments ; stations 1 à 9 pour l'étude quantitative de la végétation benthique.

Characteristics of the lagoon of Salses-Leucate showing the bathymetry, the exchanges with the open sea, the fresh water adductions and the sampling stations ; stations A, B and C were used for the study of water and sediment and stations 1 to 9 for the quantitative study of the benthic vegetation.

piscicoles. D'une superficie de 4 600 ha, il se compose de deux bassins : au sud, celui de Salses, couvrant 3 050 ha avec une profondeur moyenne de 2,10 m et, au nord, celui de Leucate, plus petit (1 550 ha) et moins profond (1,50 m en moyenne) que le premier.

Cet étang, d'un volume de 90 millions de m³ d'eau, représente une faible masse d'inertie directement soumise aux contraintes et aux éventuelles pollutions. Ses fonds en pente douce à l'ouest remontent brusquement du côté oriental où s'ouvrent trois communications avec la mer : du nord au sud, les graus de Leucate, de Port-Leucate et Saint-Ange (fig. 1). La dissymétrie entre ces deux rives est attribuée principalement à l'action des vents dominants de nord-ouest (la Tramontane). Leur action est également prépondérante sur le balancement de la masse d'eau : ils chassent l'eau de l'étang vers la mer alors que le vent marin (S-SE) favorise la pénétration de l'eau de mer.

Seule la partie sud-ouest reçoit des apports permanents mais faibles d'eaux continentales débouchant dans une zone marécageuse. Ce sont, d'une part, les eaux de résurgence du réseau karstique des Corbières (La Rigole, Font-Estramar, Font-Dame) dont le débit oscille entre 5 et 10 m³.s⁻¹ et, d'autre part, les percolations à partir de la nappe aquifère de la plaine de la Salanque qui imprègnent les couches d'alluvions perméables. Les précipitations peu fréquentes sont très irrégulières et présentent au printemps et à l'automne, un caractère torrentiel ; elles peuvent alors modifier dans une large mesure la physionomie et la biologie de l'étang, en raison du lessivage continental et de la diminution de la salinité.

Durant l'année 1980, cet étang a été le siège d'une grave crise dystrophique. Apparue en septembre 1979 dans le bassin des Dindilles, situé au Sud-Est, une coloration brune a gagné progressivement l'ensemble de l'étang. Une étude succincte (Knoepffler, Gros, 1980) permit d'attribuer cette coloration au développement massif d'une algue planctonique de très petite taille (1,5 à 3 µm). Dès mars 1980, tout l'étang fut affecté, et ceci eut pour conséquence directe un dépérissement des élevages de moules et d'huîtres qui sont pratiqués dans le bassin nord.

Notre étude a été menée entre juin et octobre 1980, alors que le phénomène « d'eaux brunes » persistait encore. Nous avons suivi l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des milieux pélagique et benthique.

Nos connaissances concernant l'écologie de cet étang sont incomplètes car les différents travaux effectués sont le plus souvent fragmentaires et limités dans le temps (Arnaud, Rimbault, 1969 ; Jacques *et al.*, 1975 ; ISTPM, 1980).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Étude des milieux pélagique et sédimentaire

Prélèvement

Cette étude a été menée entre juin et octobre 1980. Deux types de sorties ont été réalisés :

1) Sorties bimensuelles afin de suivre l'évolution dans le temps de l'ensemble des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau et du sédiment à trois stations (fig. 1) : station A (3 m de profondeur) au niveau du grau Saint-Ange, station B (1,5 m) au large des résurgences de Font-Estramar et Font-Dame et la station C (3,5 m) au cœur des parcs à huîtres, dans le bassin nord.

Les prélèvements d'eau sont effectués en surface et à proximité du fond à l'aide d'une bouteille Niskin équipée de thermomètres.

Le sédiment est prélevé en plongée à l'aide d'un carottier manuel afin de déterminer ses caractéristiques (C, N organiques, granulométrie et bactériologie) ; simultanément, un échantillonnage quantitatif est effectué à l'aide d'une benne Smith-McIntyre de 0,1 m² pour l'étude des densités des principaux groupes de la macrofaune (annélides, crustacés, mollusques et échinodermes).

2) Sorties mensuelles destinées à cartographier la distribution des paramètres du milieu pélagique : température, salinité, sels nutritifs et chlorophylle. Les prélèvements sont effectués en surface à 37 stations réparties selon un réseau couvrant l'ensemble de l'étang (Laboratoire Arago, 1981).

Méthodes d'analyse

1) Analyse de l'eau

— Oxygène dissous : méthode de Winkler selon Carritt et Carpenter (1966) ;

— pH : pHmètre de terrain Schott modèle CG 818 ;

— Salinité : salinomètre Beckman RS7C ;

— Sels nutritifs :

• ammoniacque : dosage spectrophotométrique (Koroleff, 1970) ;

• phosphate : dosage spectrophotométrique selon Murphy et Riley (1962) ;

• nitrates et silicates : méthodes décrites par Strickland et Parsons (1968) et adaptées à l'analyse automatique par Tréguer et Le Corre (1975) ;

— Chlorophylle et phéophytine *a* : mesurées par fluorimétrie (Turner modèle 111) selon Yentsch et Menzel (1963) ;

— Production primaire : méthode ¹⁴C avec comptage sur compteur à circulation gazeuse Nuclear Chicago ;

— Numération phytoplanctonique : méthode de sédimentation avec comptage au microscope inversé Olympus.

2) Analyse du sédiment

— Carbone organique : le sédiment est traité à l'analyseur Leco après avoir été décarbonaté à l'acide phosphorique, puis séché sans lavage (Delille, 1977) ;

— Azote organique : les teneurs en azote sont obtenues par différences entre l'azote total « Kjeldahl » et l'azote minéral. Le distillateur est un Bucchi 230 qui permet de minéraliser l'azote et de l'entraîner à la vapeur dans un seul et même récipient. Le distillat est traité en retour par la soude N/100 (Delille, 1977) ;

— Numération des microflores bactériennes :

• microflore hétérotrophe totale : numérations effectuées en milieu liquide (2216 E de Zobell) après incubation pendant 20 jours à 20 °C ;

• microflore sulfato-réductrice : selon la méthode des dilutions de Abd El Malek et Risk (1958). Les lectures sont effectuées après 40 jours d'incubation à 20 °C ;

— Densité de la macrofaune : chaque prélèvement de macrofaune est composé de deux échantillons prélevés à la benne Smith-McIntyre. Le sédiment est ensuite passé sur un tamis de maille de 1 mm. Le refus de tamis est fixé en totalité au formol neutre à 5 % puis trié sous la loupe binoculaire. Les animaux sont comptés par groupes zoologiques et déterminés ensuite au niveau spécifique.

3) Analyse des données concernant la macrofaune du sédiment

Pour la macrofaune, il nous a paru judicieux d'utiliser le dénombrement de la faune sous la forme d'une cote d'abondance. Cette méthode rapide fournit de bons résultats dans ce type de données (Legendre, Legendre, 1979). Le tableau 1 donne la conversion entre les données observées et le descripteur.

Tableau 1

Table de conversion des données brutes d'abondance en macrofaune en cotes d'abondance.

Conversion table from macrofauna abundance raw data to abundance score.

Descripteurs	0	1	2	3	4
Limite des classes					
— Annélides	0	1-25	25-100	100-200	200 et +
— Crustacés	0	1-20	20-40	40-80	80 et +
— Mollusques	0	1-5	5-10	10-15	15 et +
— Échinodermes	0	présence +			

Pour l'analyse globale des résultats, nous nous sommes trouvés en présence de matrices de données composées de n individus (prélèvements) et de p variables (paramètres). Afin d'obtenir le meilleur « résumé » dans un espace de s dimensions $s < p$ nous avons employé l'analyse en composantes principales (ACP) telle qu'elle est définie par Lebart et Fenelon (1975) et par Cailleux et Pages (1976).

La solution du problème revient à définir les axes factoriels qui ont la propriété d'extraire le plus d'informations possible sur la proximité entre les individus (prélèvement) dans l'espace R^p . Ces facteurs sont les vecteurs propres de la matrice de corrélation (données réduites) correspondant aux plus grandes valeurs propres. La valeur propre s'interprète comme la variance de la composante principale à laquelle elle est associée. Le logiciel « ACPA » utilisé est un de ceux disponibles au CNUSC de Montpellier.

Étude de la végétation benthique

Échantillonnage

La cartographie repose sur un ensemble de 107 stations échantillonnées lors de 6 sorties (Laboratoire Arago, 1981). Chaque station est caractérisée par sa profondeur, sa position, la nature du fond et la composition de sa végétation.

L'étude quantitative correspond à des prélèvements collectés en octobre en 9 stations, le long de deux transects orientés NW-SE, l'un dans le bassin de Leucate, l'autre dans celui de Salses (fig. 1).

En fonction de la profondeur et de l'objectif, relevé cartographique ou échantillonnage quantitatif, les prélèvements sont réalisés soit à la main, soit à l'aide d'engins manœuvrés depuis le bateau. L'observation directe et la récolte sont pratiquées en plongée, aussi souvent que

possible, la turbidité de l'eau limitant généralement l'observation aux cinquante premiers centimètres. Nécessitant beaucoup moins de stations, mais une plus grande précision de prélèvement, l'échantillonnage pour l'étude quantitative est réalisé avec une pelle permettant de découper des mottes de $1/20$ de m^2 .

Mesures au laboratoire

Chaque motte prélevée est soigneusement disséquée et nettoyée de manière à récupérer, dans leur intégralité, toutes les zostères vivantes. En même temps, 32 faisceaux de feuilles sont isolés sur les prélèvements destinés à l'analyse biométrique.

Différentes mesures ramenées ensuite au m^2 sont ainsi effectuées :

— sur la totalité des zostères : nombre total de faisceaux par motte, poids total humide égoutté, poids sec des feuilles et des parties souterraines après passage au four à $125^\circ C$ pendant 48 heures ;

— sur les 32 faisceaux isolés : longueur de chaque feuille, poids sec de l'ensemble des 32 faisceaux.

Ces mesures permettent de calculer deux paramètres importants :

— la longueur foliaire extrapolée L_F exprimée en $m.m^{-2}$: $L_F = L_f \times P_f / P_f \times S$, avec L_f = longueur totale des feuilles mesurées (32 faisceaux) ; P_f = poids sec total de l'ensemble des faisceaux ; P_f = poids sec des feuilles mesurées, S = surface échantillonnée ;

— l'indice foliaire I_F , rapport de la surface foliaire et de la surface du sol correspondante, permet d'avoir une idée de l'utilisation potentielle de l'énergie lumineuse :

$I_F = L_F \times l_f \times 2$, avec L_F = longueur foliaire extrapolée ; l_f = largeur moyenne des feuilles (environ $0,0015 m$) ; 2 = nombre de faces.

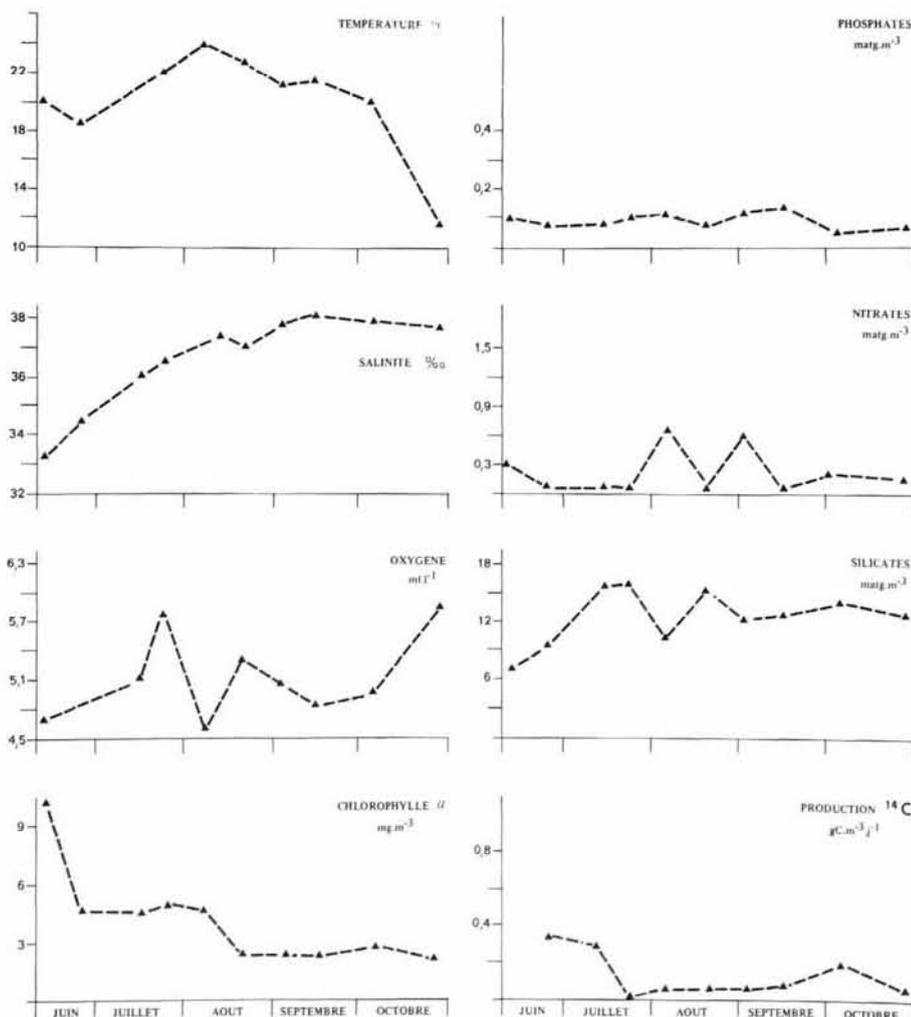


Figure 2

Variations des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux de la station C (Bassin nord) entre juin et novembre 1980 dans l'étang de Salses-Leucate.

Variations of the physical, chemical and biological characteristics of the water at the station C (northern basin) between June and November 1980.

CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU PÉLAGIQUE

Température de l'eau

Le cycle saisonnier des températures de l'eau est classique et suit celui de la température de l'air. Après une montée régulière jusqu'à la fin du mois d'août, on observe une baisse légère et transitoire début septembre puis une chute spectaculaire de 8 °C en octobre pour atteindre la valeur de 11 °C à la fin de ce mois (fig. 2).

Du fait de la faible profondeur de l'étang et de l'action du vent, on n'observe pas de gradient vertical de température. Il n'y a jamais, même en été, d'établissement de thermocline susceptible d'entraîner des conditions anoxiques en profondeur.

Salinité

Les travaux d'ouverture et de dragage des graus effectués durant ces dernières années ont conduit à une marinisation

de l'étang de Salses-Leucate, comme en témoignent les valeurs des salinités qui se situent entre 32 et 38 ‰.

La distribution de la salinité entre juin et novembre 1980 varie très peu. Les valeurs absolues augmentent régulièrement en raison de l'évaporation et de la rareté des précipitations. Ainsi, au centre du bassin nord (fig. 2) la salinité croît régulièrement de 33 ‰ en juin à 38 ‰ en septembre. Durant l'automne, elle diminue sous l'influence des pluies. Il s'agit bien d'un phénomène général ; ainsi l'écart de salinité entre le nord de l'étang et sa partie sud-ouest au voisinage de la Rigole est constamment de 3 ‰.

Les apports permanents d'eau douce se font sentir dans la partie sud-ouest avec en permanence une auréole de basse salinité dont l'extension dépend du vent dominant. La salinité moyenne du bassin sud est supérieure à celle de la partie nord (fig. 3).

L'influence marine se fait sentir sur l'ensemble de l'étang en raison de l'hydrodynamisme intense lié aux vents. Aucune auréole révélatrice n'apparaît au niveau des graus mais les

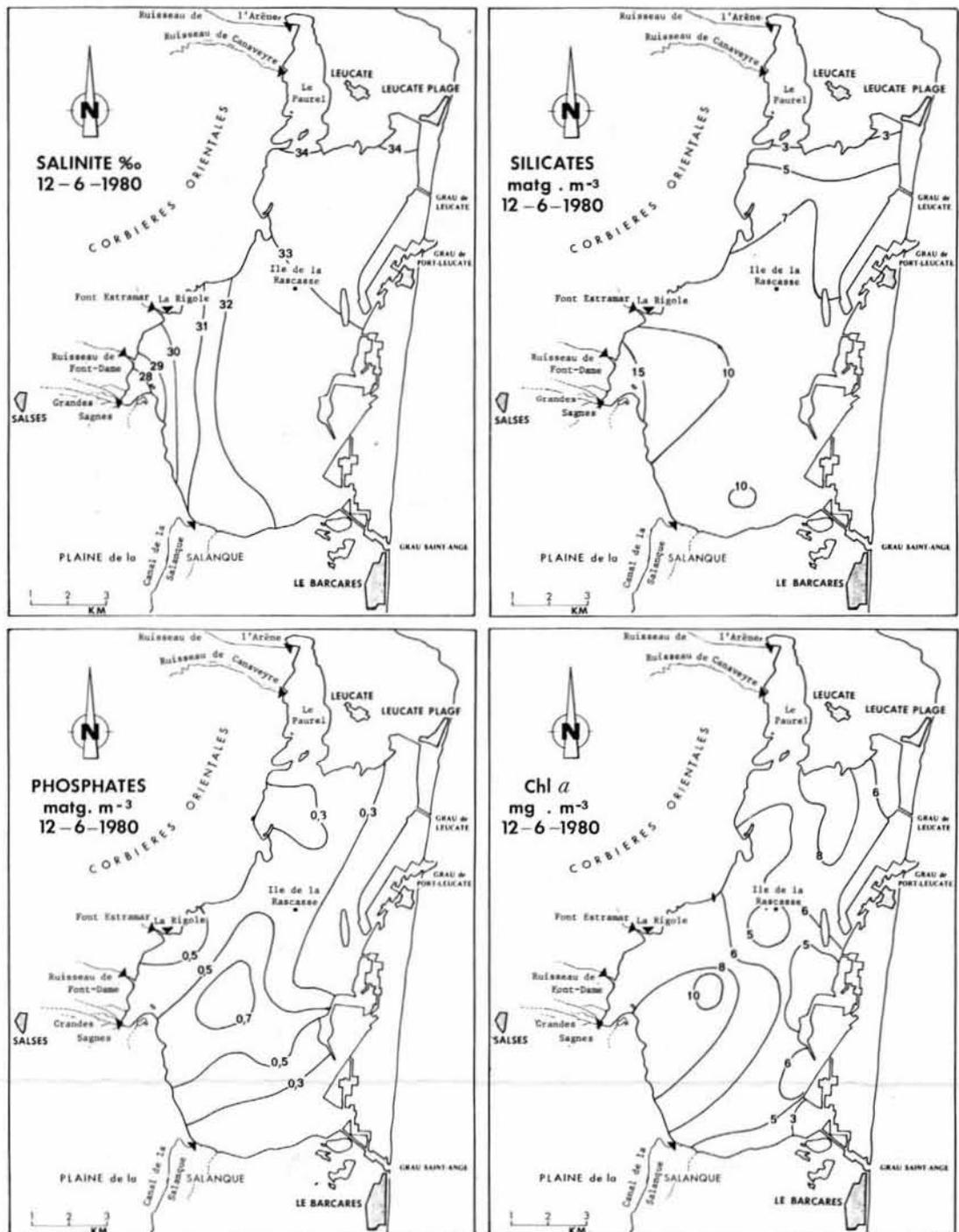


Figure 3
Distribution de la salinité, des phosphates, des silicates et de la chlorophylle a, dans les eaux de surface de l'étang de Salses-Leucate en juin 1980.

Distribution of the salinity and the amounts of phosphates, silicates and chlorophyll a in surface water during June 1980.

salinités y sont toujours supérieures de 1 à 3 ‰ à celles de la masse de l'étang.

Teneurs en oxygène dissous

Les concentrations en oxygène confirment d'ailleurs ce fait, aucune des valeurs relevées n'est inférieure à 4 ml.l⁻¹. Les variations dans le temps sont toujours délicates à interpréter sur une étendue de cette nature car elles sont le reflet, d'une part, de la balance entre les processus antagonistes de la photosynthèse et de la respiration et, d'autre part, des échanges avec l'atmosphère. Ce dernier processus est certainement prépondérant en raison de la faible profondeur de l'étang et de la fréquence des vents forts. Les suroxygénations observées fin juillet et à la mi-août (fig. 2) font suite à un coup de vent modéré et d'assez longue durée pour la première, fort mais bref pour la seconde. Cependant, en quelques autres circonstances, l'influence du vent est demeurée sans effet. Nous serons donc prudents sur cette liaison vent-oxygénation qui mériterait une étude de détail. Quant à l'augmentation des valeurs absolues à la fin du mois d'octobre, elle est la conséquence de la baisse de température qui favorise la capacité de dissolution de l'oxygène.

Sels nutritifs

La marinisation de l'étang se fait également sentir au niveau des teneurs en éléments nutritifs. Depuis l'ouverture des graus, les concentrations en azote et phosphore minéraux sont basses comparées à celles de l'étang saumâtre voisin de Bages-Sigean (Fiala, 1972-73, Jacques *et al.*, 1975). Des travaux précédents (ISTPM, 1980) ont montré qu'en dehors de la période estivale la concentration en phosphate est proche de 0,3 matg.m⁻³ alors qu'elle s'abaisse en dessous de 0,2 matg.m⁻³ durant l'été. Pour l'azote, les fluctuations sont d'autant plus marquées que le lessivage continental constitue une source notable de cet élément. Ainsi, en mars 1979, les nitrates atteignaient 4 matg.m⁻³ dans tout l'étang, alors que dans le même temps la salinité s'abaissait au-dessous de 30 ‰. En dehors de ces périodes exceptionnelles, les teneurs étaient comprises entre 0,3 et 1,5 matg.m⁻³. Notre étude menée de juin à novembre 1980 confirme cette analyse : grande pauvreté estivale aussi bien pour les phosphates (< 0,2 matg.m⁻³) que pour les nitrates (1,5 matg.m⁻³ au maximum). Les valeurs du rapport N/P sont basses, de l'ordre de 0,5 à 1, alors qu'en mer elles se situent entre 10 et 15. On observe une augmentation de ce rapport durant l'été en raison de l'épuisement progressif des phosphates (tab. 2).

Les teneurs en phosphates sont légèrement plus élevées dans le bassin sud où arrivent les apports d'eau douce, sans que cet effet fertilisant soit net.

Par contre, ces apports d'eau douce (résurgence, nappe phréatique) constituent une source importante pour les silicates comme en témoignent les fortes concentrations rencontrées dans la partie sud-est de l'étang (fig. 3). L'évolution dans le temps est régulière (fig. 2) et les concentrations sont toujours supérieures à 10 matg.m⁻³. Le rapport Si/N est de l'ordre de 10 alors qu'en mer, il est voisin de 1, ce qui montre que les silicates ne constituent pas un élément limitant la croissance du phytoplancton.

Tableau 2

Teneurs moyennes (37 stations) en phosphates et nitrates et valeurs du rapport N/P dans l'étang de Salses-Leucate en 1980.

Mean concentrations (37 stations) of phosphates and nitrates — Variation of the N/P ratio in the lagoon during 1980.

Dates	N-NO ₃ matg.m ⁻³	P-PO ₄ matg.m ⁻³	N/P
12/06	0,33	0,44	0,7
18/07	0,27	0,08	3,4
21/08	0,73	0,09	8,1
17/09	0,53	0,08	6,6

Biomasse et production primaire

La marinisation a contribué à appauvrir l'étang, à accentuer l'homogénéité des distributions et à accuser le caractère marin de la flore. C'est ainsi que de précédents travaux (Jacques *et al.*, 1975) ont montré que la biomasse chlorophyllienne était comprise entre 0,3 et 2,6 mg.m⁻³ durant l'été, soit cinq fois inférieure à celle de l'étang voisin de Bages-Sigean.

Les caractéristiques normales de l'étang ont été perturbées en 1979 par le développement « d'eaux brunes » qui gagna tout l'étang en mars 1980. Une étude préliminaire (Knoepfler, Gros, 1980) permis d'attribuer cette coloration au développement massif d'une algue sphérique minuscule (2 à 3 µm de diamètre) d'abord rattachée aux Chrysophycées en raison de son équipement pigmentaire (absence de chlorophylle *b*), puis identifiée à une chlorophycée du genre *Nannochloris* (Couté, comm. pers.). Parallèlement, les teneurs en chlorophylle dépassent 30 mg.m⁻³ ce qui implique une densité énorme, voisine du milliard de cellules par litre.

En juin 1980, au début de notre étude, la biomasse chlorophyllienne est encore forte avec près de 10 mg.Chl *a*.m⁻³ et plus de 200 millions de chlorophycées par litre (fig. 2).

Cette forte densité des particules a eu pour conséquence de réduire la transparence de l'eau (tab. 3), la lumière étant insuffisante pour assurer les phénomènes photosynthétiques au niveau de l'herbier.

En fin d'été, on observe progressivement un retour à la normale (fig. 2) : chlorophylle *a* de l'ordre de 3 mg.m⁻³ (ce qui est toutefois un peu supérieur aux teneurs habituelles) sels nutritifs faibles, couche euphotique atteignant 3 m.

La production primaire suit également cette évolution : voisine de 0,4 g C.m⁻³.j⁻¹ en juin, elle décroît en juillet pour atteindre 0,2 g C.m⁻³.j⁻¹ à partir d'août. Compte tenu de la transparence des eaux et de la profondeur, la production exprimée en unités de surface peut être estimée à 0,2 g C.m⁻².j⁻¹ ce qui est une valeur proche de celle d'aires marines voisines. Ceci correspond à une production de carbone organique de l'ordre de 2 kg par hectare, soit 9 tonnes par jour pour l'ensemble de l'étang.

Tableau 3

Epaisseur de la couche de photosynthèse (m) estimée à partir de la profondeur de disparition du disque de Secchi.

Thickness of the photosynthetic layer (m) computed after Secchi depths.

Date	12/6	25/6	16/7	24/7	7/8	21/8	4/9	17/9	6/10	28/10
Station A	2,5	2,5	2,7	1,9	2,7	3,6	3,0	3,3	3,8	2,5
Station B	1,2	1,8	2,7	2,7	3,0	3,3	3,7	3,3	4,0	2,5
Station C	1,9	2,2	2,7	2,5	3,0	3,5	3,8	3,8	3,8	2,0

Évolution des communautés phytoplanctoniques

Principal acteur de la crise dystrophique qui a affecté l'étang en 1979-1980, la Chlorophycée *Nannochloris* sp. voit sa concentration qui dépassait 200 millions de cellules par litre début juin, chuter d'un facteur 10 (fig. 4) en deux mois. En octobre, en fin de crise, sa densité demeure encore importante avec 20 millions de cellules par litre. Cette Chlorophycée est donc une composante importante du phytoplancton alors qu'elle ne semblait pas l'être lors de nos études précédentes (Jacques *et al.*, 1975). Encore faut-il souligner que cette espèce de taille très faible est difficilement décelable sur des échantillons fixes lorsqu'elle est en faible quantité.

Parmi les autres groupes, les diatomées sont largement représentées dans l'étang. Durant l'été, *Nitzschia closterium*, caractéristique des aires néritiques, est de loin l'espèce dominante de ce groupe. Par sa taille relativement grande, elle joue un rôle important dans l'économie pélagique de l'étang (fig. 4).

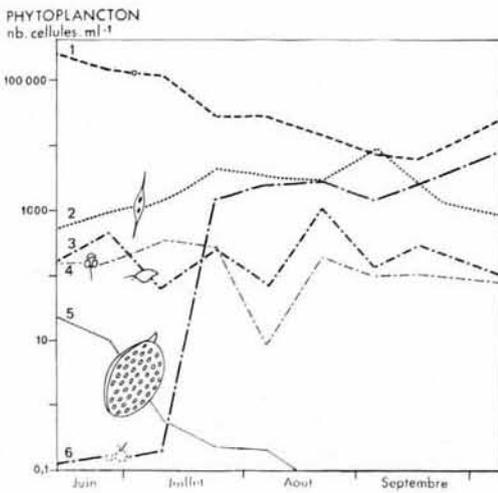


Figure 4
Variation de densité des principaux groupes ou espèces phytoplanktoniques dans l'étang de Salses-Leucate entre juin et octobre 1980. (1) *Nannochloris* sp. ; (2) *Nitzschia closterium* ; (3) cryptophycées ; (4) dinoflagellés nus ; (5) *Prorocentrum micans* ; (6) coccolithophoridés.

Density variations of the main groups or species in the lagoon of Salses-Leucate between June and October 1980. (1) *Nannochloris* sp. ; (2) *Nitzschia closterium* ; (3) cryptophyceae ; (4) unarmoured dinoflagellata ; (5) *Prorocentrum micans* ; (6) coccolithophoridae.

A côté des diatomées, on trouve les composants habituels de la microflore pélagique des étangs et des zones marines eutrophes, telles les cryptophycées (Jacques, 1968). Leur concentration, voisine de 200 000 c.l⁻¹, est du même ordre de grandeur que celle rencontrée précédemment dans cet étang (Jacques *et al.*, 1975).

Les coccolithophoridés, parmi lesquels les espèces *Coccolithus pelagicus* et *Calyptrosphaera pyriformis*, présentent de forts développements en juillet où ils dépassent un million de cellules par litre (fig. 4).

Enfin, les dinoflagellés occupent une place non négligeable avec les formes nues de petite taille (10 µm) dont la densité varie entre 50 000 et 200 000 c.l⁻¹ tout au long de l'été.

Parmi les dinoflagellés armés, *Prorocentrum micans* domine avec 20 000 c.l⁻¹ au début de l'été, ce qui représente, vu le volume de cet organisme, une biomasse non négligeable. Cette espèce disparaît presque totalement à partir de la mi-août (fig. 4).

CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU SÉDIMENTAIRE

Évolution des facteurs physico-chimiques (fig. 5)

La station A, située au niveau du grau Saint-Ange, montre une très grande variabilité dans la nature du substrat. Dans un très faible rayon, inférieur à 30 m, il est possible de passer de sables grossiers, parfois très propres (7 % de particules inférieures à 40 µ), à des sédiments fortement envasés (45 % de pélites), hétérogénéité qui va être ressentie au niveau des teneurs en matière organique et même de la faune. Le taux de carbone organique compris entre 0,20 et 1,9 % du poids de sédiment sec est en moyenne beaucoup plus faible que dans les autres stations. Les teneurs en azote organique sont également faibles, comprises entre 0,30 et 1,12 ‰ du poids de sédiment sec (moyenne 0,6 ‰). Ces valeurs sont de l'ordre de celles trouvées pour les sables marins ou lacustres, avec des rapports C/N voisins de 6. L'ensemble de ces paramètres physicochimiques confirme le caractère très marin de cette station.

Les stations B et C sont nettement plus homogènes. Le substrat est composé de débris coquilliers et d'une marne grise dans laquelle la proportion de particules de dimension inférieure à 40 µ est toujours nettement supérieure à 50 %. Cette granulométrie fine s'accompagne d'un taux de matière organique plus élevé. La station B, située au débouché des résurgences, présente des teneurs en carbone organique comprises entre 1,4 et 2,1 %, la moyenne s'établissant autour de 1,8 %. Le taux de N organique est également fort, variant entre 1 et 1,27 ‰. La station C, localisée dans la zone des parcs à huîtres, présente des valeurs supérieures. Le taux de carbone organique, compris entre 1,9 % et 2,8 % est en moyenne de 2,43 %, celui de l'azote organique de 1,34 ‰ (de 1,95 à 1,62 ‰) soit un rapport C/N très élevé, compris entre 17 à 21, qui est à comparer avec les plus fortes valeurs obtenues dans le domaine lagunaire, par Gadel *et al.* (1975).

L'ensemble des données montre que ces deux stations sont

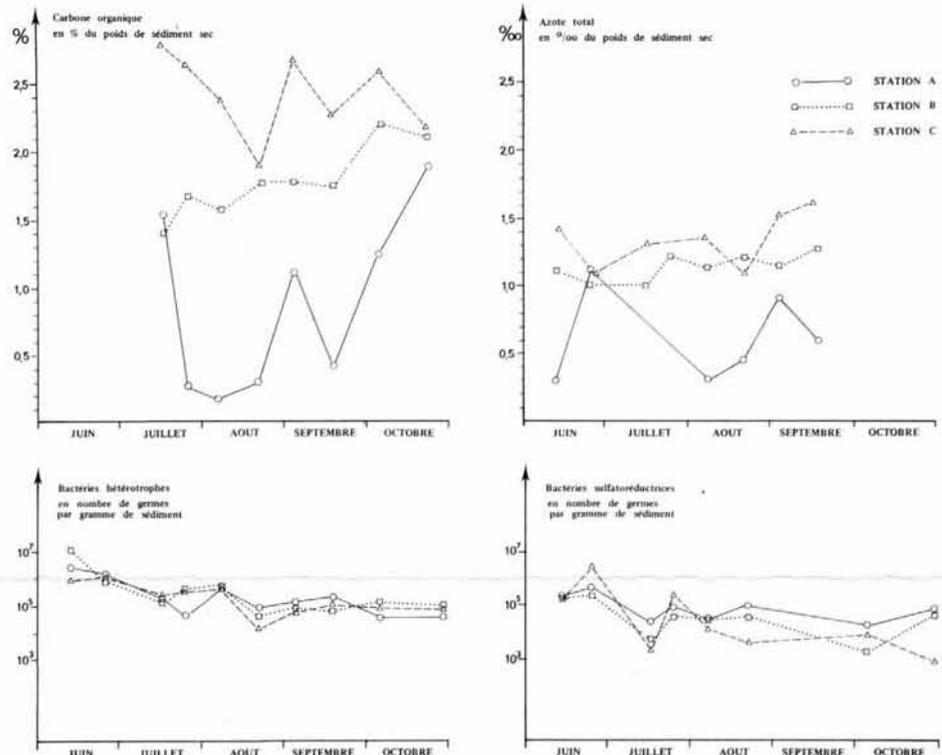


Figure 5
Évolution du carbone organique, de l'azote total et des microflores hétérotrophes et sulfato-réductrices dans les sédiments de l'étang de Salses-Leucate, de juin à octobre 1980.

Variations of the amounts of organic carbon, total nitrogen, heterotrophic and sulfate-reducing microflora in the sediment of the lagoon of Salses-Leucate between June and October 1980.

typiquement lagunaires avec une certaine tendance à l'eutrophisation (taux de C supérieur à 2 %, taux de N supérieur à 1,2 ‰) et se rapproche de celles observées dans l'étang de Sigean (Gadel *et al.*, 1975).

Les fortes valeurs des rapports C/N enregistrées aux stations B et C sont vraisemblablement à mettre en rapport avec l'accumulation dans ces zones de débris végétaux aquatiques (*Zostera*) et probablement aussi avec des apports d'origine terrestre.

Si nous étudions l'évolution sur la période considérée de ces facteurs, nous observons plusieurs faits caractéristiques. Les taux de carbone organique, très élevés en juin, diminuent sensiblement au mois d'août aux stations A et C. A partir de fin août, on observe une reconstitution progressive du stock de carbone organique dans le sédiment malgré quelques irrégularités. Cette tendance est nette à la station B où le carbone organique augmente régulièrement de juin à fin octobre. Pour l'azote organique, l'évolution est également nette aux stations B et C : baisse en juin-juillet, puis tendance au retour à la situation antérieure.

La station A donne pour ces deux éléments des résultats plus irréguliers sans doute en relation avec l'hétérogénéité constatée au niveau du prélèvement.

L'élément important est cependant l'enrichissement progressif de substrat en matière organique en automne qui pourrait avoir plusieurs causes : arrivée sur le fond de débris végétaux, déversement d'effluents mal traités, etc.

Évolution des facteurs biologiques

Microflore hétérotrophe et sulfato-réductrice (fig. 5)

Les densités en bactéries hétérotrophes et sulfato-réductrices sont très proches aux trois stations : entre 10^5 et 10^7 germes/gramme de sédiment pour les premières et entre 10^3 et 10^6 pour les secondes. Si nous comparons ces données à celles observées dans les sédiments de l'étang de Bages-Sigean (Lagarde, Cahet, 1964 ; Fiala, 1969), il apparaît que les microflores hétérotrophes sont du même ordre de grandeur, alors que les sulfato-réductrices sont nettement plus élevées. Le fait que ces deux groupes soient presque aussi importants indique qu'il y a un profond déséquilibre du système bactérien.

Leur évolution est très semblable aux différentes stations. Les niveaux les plus forts sont observés en juin puis une baisse est enregistrée pendant le mois de juillet, suivie d'un palier à partir de septembre. Cette baisse et ce palier ne doivent pas masquer le fait important : la faiblesse relative des populations bactériennes aérobies, par rapport aux sulfato-réductrices, traduisant un équilibre précaire.

Macrofaune (fig. 6)

La faune benthique de l'étang de Salses-Leucate n'a jamais fait l'objet d'étude globale. Les quelques données en notre possession sont par ailleurs difficiles à exploiter car incomplètes et échelonnées dans le temps, entre 1950 et 1970. Les mollusques ont été les seuls à faire l'objet d'une étude systématique par Paulus (1951) et par Mars (1952) qui recensent 17 espèces vivant dans l'étang de Salses-Leucate-Martin (1978) identifie 31 espèces, soit une augmentation de 45 %, ce qui traduit bien les bouleversements subis par cette lagune, notamment lors de la marinisation, liés à l'ouverture permanente des graus.

La macrofaune de l'étang de Salses-Leucate est représentée par quatre grands taxons : les annélides, les crustacés, les mollusques et les échinodermes.

Les annélides constituent un groupe dominant avec 16 espèces représentatives parmi lesquelles *Tharix marioni* et *T. multibranchis* sont les plus abondantes. La station A, à proximité du grau Saint-Ange, est la plus riche et ceci, dès le début des prélèvements en juin. Ses densités moyennes sont pour les trois stations : station A : 2 160 individus/m² ; station B : 245 individus/m² ; station C : 250 individus/m². Les crustacés, moins nombreux, sont essentiellement représentés par des amphipodes, quelques cumacés et tanaidacés : station A : 512 individus/m² ; station B : 427 individus/m² ; station C : 190 individus/m².

Les mollusques sont apparemment les plus touchés par la crise. Ils ne sont présents que par quelques spécimens vivants, de petite taille, appartenant aux genres : *Cardium*, *Cultelles*, *Abra*, *Tapes*, *Natica*, *Nassa*.

Les échinodermes, peu abondants, ont été récoltés au moins une fois dans chacune des stations, la station A étant la plus riche. Il s'agit principalement de *Ophiura texturata*, *Asterina gibbosa* et *Paracentrotus lividus*.

L'évolution de ces groupes zoologiques montre que la situation paraît s'être considérablement améliorée au cours du temps et ceci aux trois stations : alors que le niveau des populations était très faible en juin, sauf à la station A, la plus « marine », les densités en organismes ont augmenté fortement en octobre, ceci s'accompagnant d'une diversité accrue des espèces présentes.

Évolution générale (fig. 7)

Afin d'analyser l'évolution des stations en fonction des différents paramètres et de déterminer leurs liens réciproques, la totalité des données correspondant aux 24 prélèvements effectués aux trois stations a été traitée par une analyse en composantes principales.

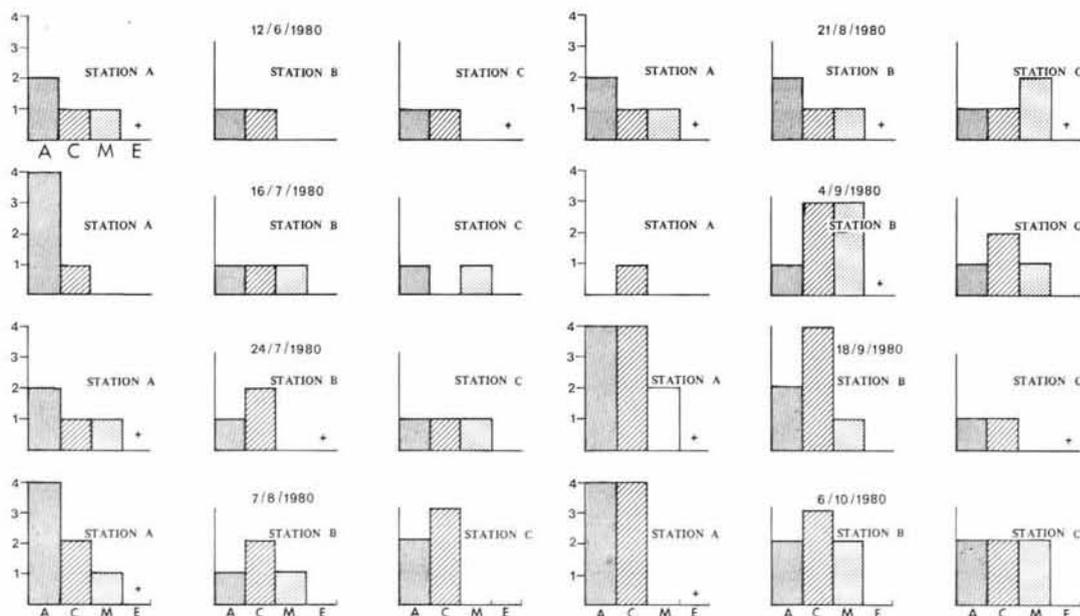


Figure 6

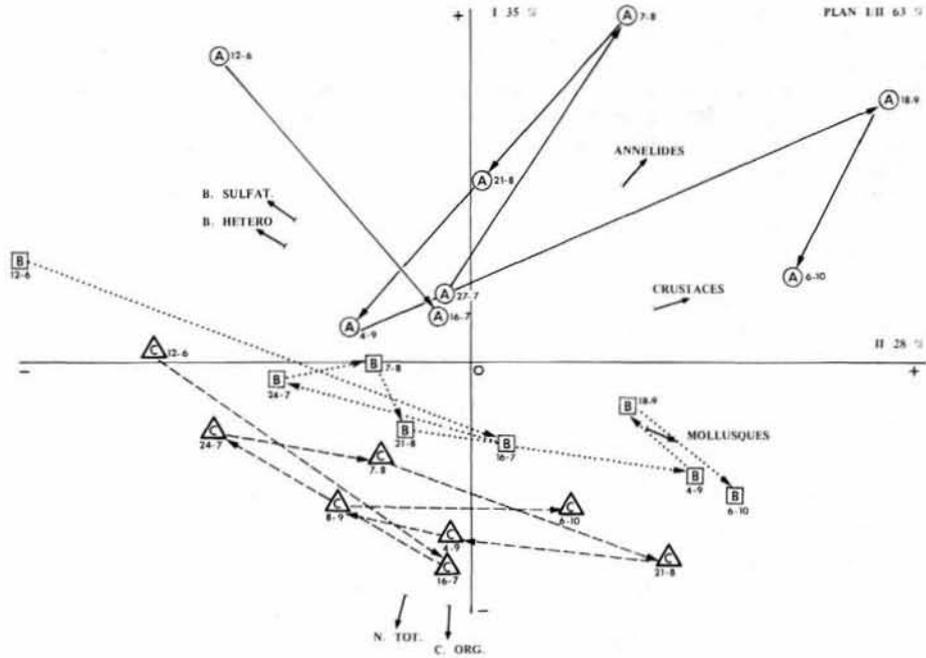
Présentation de la macrofaune en cotation d'abondance aux stations A, B et C de juin à octobre 1980. Les limites des cotes d'abondance sont données dans le tableau 1. A : annélides ; C : crustacés ; M : mollusques ; E : échinodermes.

Variations in the abundance scores of the macrofauna at stations A, B and C, between June and October 1980. The limits of the abundance scores are given in Table 1.

Figure 7

Représentation de l'évolution chronologique des trois stations de prélèvements (A, B et C) de l'étang de Salses-Leucate en 1980 sur le plan I/II de l'analyse en composantes principales (prélèvements/paramètres biologiques).

Time-dependent evaluation at stations A, B and C in the lagoon during 1980, represented in the plane I/II of a principal component analysis (samples/biological parameters).



Pour chaque prélèvement, 7 facteurs ont été considérés : C et N organiques, microflore hétérotrophe et sulfato-réductrice, Annélides, Crustacés et Mollusques.

Nous avons utilisé un « résumé » en deux dimensions car les deux premiers axes représentent déjà 63% de l'inertie.

L'axe I, qui explique 35 % de la variance, donne deux types d'information :

- il sépare dans les valeurs positives la station A des autres stations confirmant ainsi le caractère particulier de cette station (plus « marine », plus hétérogène, plus riche en macrofaune). Les stations B et C sont, d'une manière générale, plus riches en carbone et azote organiques ;

- il oppose les facteurs C et N organiques (valeurs négatives) aux paramètres biologiques : microflore et macrofaune (mollusques mis à part).

L'axe II, qui explicite 28 % de la variance, est également intéressant. Il met en évidence deux types de phénomènes :

- il montre que les trois stations ont subi entre juin et octobre une évolution parallèle malgré quelques retours en arrière (la station A, la plus hétérogène, est la plus irrégulière dans son évolution). La quantité de matière organique (C et N organiques localisés au voisinage de l'origine) ne paraît pas jouer un rôle important. Les

stations, à partir d'un stade où elles étaient riches en populations bactériennes (prélèvements de juin à juillet) se sont progressivement enrichies en éléments de la macrofaune (annelides, crustacés, mollusques).

Par ailleurs, la légère pente vers les valeurs négatives enregistrées dans l'évolution des stations B et C met en évidence l'augmentation du taux de C et N organiques dans le sédiment. Au niveau de la station A, le phénomène pourrait être masqué par l'hétérogénéité des prélèvements précédemment constatée.

- il sépare très nettement les microflore (valeurs négatives) de la macrofaune (valeurs positives) confirmant que le développement d'une riche flore, notamment anaérobie, conduit à des conditions défavorables au développement de la macrofaune.

ÉTAT DE LA VÉGÉTATION BENTHIQUE

Répartition des herbiers de *Zostera noltii* Hornem (= *Z. nan* Roth)

La végétation benthique de l'étang de Salses-Leucate est essentiellement constituée par *Z. noltii* ; cette phanérogame

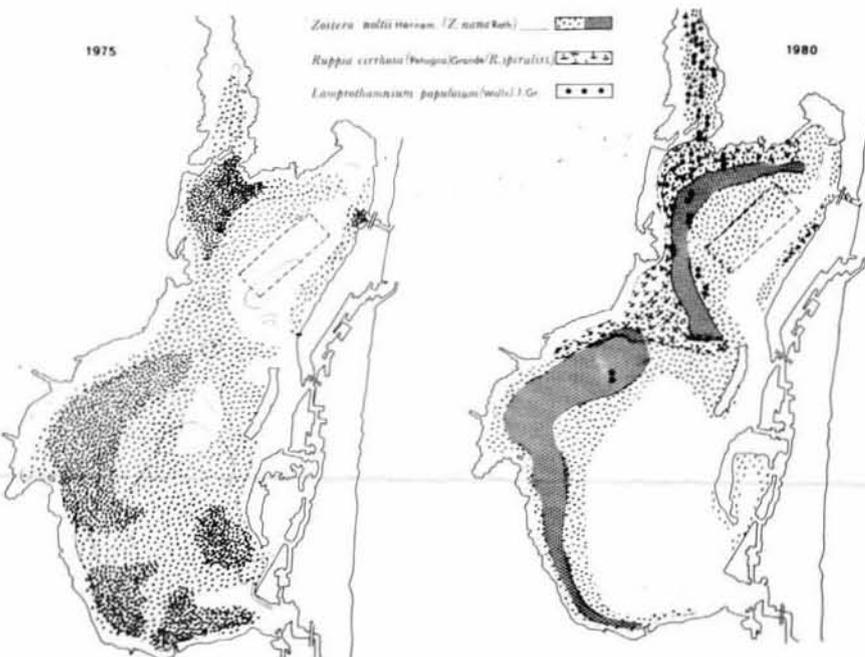


Figure 8

Végétation benthique de l'étang de Salses-Leucate : extension des herbiers de *Zostera noltii* en 1975 et 1980.

Benthic vegetation of the lagoon of Salses-Leucate : extension of sea-grasses (Zostera noltii) in 1975 and 1980.

typique des lagunes saumâtres y forme des herbiers plus ou moins denses sur les sédiments fins (sablo-vaseux).

Les fonds de la partie occidentale de l'étang sont presque entièrement recouverts par un vaste herbier qui présente deux zones de forte densité en forme de croissants parallèles à la côte et séparées par une zone plus clairsemée à la jonction des bassins nord et sud (fig. 8).

Par contre, le long de la côte orientale constituée par le lido sableux, les zostères sont beaucoup plus rares et elles ne forment que de petits peuplements épars et clairsemés.

Dans la partie centrale de l'étang, les zostères se raréfient rapidement au-dessous de 2 mètres (zone conchylicole) et disparaissent complètement entre 2,5 et 3 m de fond (bassin sud) bien que les restes d'une matrice décomposée, vestige d'un ancien peuplement, soient parfois identifiables. En 1975, l'herbier se prolongeait, plus ou moins clairsemé, au-delà de 3 m (carte de Boutière et Mizoule, 1975, fig. 8).

Aspects quantitatifs de l'herbier de *Zostera noltii*

Cinq des neuf stations échantillonnées ont pu être entièrement analysées. Les données numériques rassemblées dans le tableau 4 montrent une décroissance des valeurs de biomasse totale en fonction de la profondeur, tendance confirmée par l'absence de tout herbier à 3 m (stations 4 et 8). La biomasse des rhizomes diminue dans un rapport de 3 à 1 avec la profondeur contre 2 à 1 pour les faisceaux de feuilles.

Le taux d'humidité se situe autour de 85 %, légèrement plus faible en surface ce qui paraît lié à la proportion relative des feuilles et des parties souterraines. Les stations 6 et 9 présentent les biomasses les plus faibles ; la seconde correspond au fond sableux de la côte orientale et illustre la préférence de *Z. noltii* pour les substrats vaseux riches en matières organiques ; le peuplement de la station 6 paraît plus pauvre que celui d'autres sites de même profondeur, sans raison apparente (tab. 4).

Là où ils prospèrent, les herbiers représentent une biomasse de l'ordre de 0,8 T.ha⁻¹ de feuilles sèches, valeur comparable à celles indiquées par Mercier (1973) pour l'étang de Bages-Sigean. Dans d'autres zones, où la densité de l'herbier est faible, les individus rencontrés sont, en fait, de jeunes pousses dont les faisceaux sont peu formés et dont les tailles sont variables. Ces repousses sont, pour la plupart, sans connection avec les vieux rhizomes. Ce sont de jeunes plantules issues de la germination de graines.

L'étude biométrique montre que la longueur moyenne des feuilles de même que l'écart-type augmentent avec la profondeur, passant de 14 cm à la profondeur de 0,6 m à plus de 26 cm à la profondeur de 2,25 m.

Les histogrammes de longueurs des feuilles se caractérisent par leur dispersion, surtout en profondeur, et leur irrégula-

rité. Excepté la station 6, ils ne présentent pas de mode bien caractérisé. Il semble donc que les feuilles poussent toute l'année mais il n'est pas possible, au seul vu de ces données, de distinguer les variations saisonnières de leur croissance. Malgré l'allongement des feuilles, la longueur foliaire extrapolée ainsi que l'indice foliaire définis plus haut décroissent avec la profondeur ; ceci tient principalement à la diminution du nombre de faisceaux, l'herbier étant plus dense en surface qu'en profondeur.

Autres constituants de la végétation

Zostera noltii, mise à part, deux autres phanérogames contribuent à la végétation benthique :

— *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande (= *R. spiralis* L.). Cette zostéracée forme des peuplements notables dans la moitié nord-ouest de l'étang, dissimulant partiellement *Z. noltii* car ses tiges grêles atteignent la surface ; en été, elles portaient des vrilles florifères. Cette espèce très eurhaline (de 2 à 35‰) et eurytherme peut concurrencer *Z. noltii*, surtout dans les endroits abrités (Verhoeven, 1979 et 1980) ; ces aptitudes expliquent peut-être l'extension constatée par rapport à l'été 1975 ;

— *Zostera marina* L. Ses feuilles plus larges que celles de *Z. noltii* se retrouvent parfois en épave ; elle n'est connue que par un peuplement très réduit sur la côte sud alors qu'elle constitue l'élément dominant de la zone marinisée de l'étang de Bages-Sigean (Mercier, 1973).

Une petite characée identifiée au *Lamprothamnium papulosum* Groves est assez commune, fertile, dans l'anse du Paurel et le bassin nord, plus discrète dans le bassin de Salses ; elle pousse au milieu des herbiers et au même niveau. Signalée comme abondante avant la marinisation de l'étang (Corillon, 1957) elle n'avait pas été observée au cours de l'étude de 1975.

Les algues présentes dans l'étang sont typiques des milieux lagunaires marinisés ; leur distribution et leur abondance s'expliquent notamment par la nature des substrats disponibles.

Les espèces qui exigent un support stable et solide (*Cystoseira barbata*, *Codium fragile*) sont localisées dans les zones de roches et de galets tandis que celles qui se contentent d'une fixation précaire (*Dictyota*, *Laurencia*, *Acetabularia*) ou seulement temporaire, au début de leur vie (*Gracilaria*, *Chaetomorpha*, *Ulvacées* diverses), sont très répandues et elles constituent la strate inférieure des herbiers. Les fonds vaseux dépourvus de zostères, au-delà de 2,5 m, se trouvent par endroits couverts de fragments d'*Ulvacées* déchiquetées. On peut aussi noter que les touffes de *Gracilaria* poussant sur les pieux du parc à huîtres au printemps ont disparu ou se sont nécrosées au cours de l'été.

Tableau 4
Caractéristiques de l'herbier de *Zostera noltii* à Salses-Leucate (octobre 1980).
Characteristics of sea-grasses (*Zostera noltii*) at Salses-Leucate (October 1980).

Localisation		Bassin nord			Bassin sud	
Stations	N° des stations	5	6	9	7	3
	Nature du fond	vase	vase	sable	vase	vase
	Profondeur (m)	- 0,60	- 1,50	- 1,50	- 2,25	- 2,25
Herbiers	Nombre de faisceaux.m ⁻²	4 500	1 360	280	1 840	1 680
	Poids humide égoutté total (g.m ⁻²)	1 234	526	175	832	652
	Poids sec (g) : feuilles rhizomes	79,4	35,6	11,7	65,6	56,0
		122,0	55,4	17,9	37,2	35,6
	Poids sec total	191,4	91,0	29,6	102,8	91,6
	% d'humidité	83,7	82,7	83,1	87,6	86,0
	Longueur moyenne des feuilles (cm)	14,0	15,4	23,5	26,2	25,6
		± 5	± 5,7	± 8,7	± 9,2	± 8,8
		Longueur foliaire extrapolée L _F (m.m ⁻²)	1 846	664	181	1 448
	Indice foliaire I _F	5,5	2,0	0,5	4,3	4,2

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Origine probable de la crise dystrophique

Quelques faits permettent de cerner l'origine probable du développement explosif des algues planctoniques. *Nannochloris* sp. responsable de la coloration compte encore 250 millions de cellules par litre en juin 1980. Au paroxysme de la crise, sa densité devait être de l'ordre du milliard (la teneur en chlorophylle de 30 mg.m⁻³ mesurée alors se situe au niveau des régions de haute fertilité de l'océan). L'élaboration par photosynthèse d'une telle biomasse implique l'existence d'une source importante d'éléments minéraux. Celle-ci n'existe pas normalement dans l'étang où, même le lessivage par les pluies, ne provoque jamais de telles floraisons. Il est probable que le déversement d'effluents non traités soit à l'origine de l'apport de matière organique dans l'étang. Cette matière organique a tout d'abord été minéralisée par les bactéries hétérotrophes de l'eau. Cependant, l'extension dans l'espace et la durée du phénomène impliquent qu'il y ait eu également un stockage au niveau du sédiment. L'oxydation de ce matériel organique a eu pour conséquence une libération progressive d'éléments minéraux venant se surajouter à ceux de l'eau. La dominance de *Nannochloris* fortifie l'hypothèse d'une dégradation d'origine bactérienne ; en effet, c'est une algue qui peut se développer en utilisant aussi, comme source d'azote, les produits de putréfaction bactérienne, ammoniac et urée (Ryther, 1954 ; Droop, 1966).

Seul un apport anthropogénique peut expliquer la constitution d'un tel réservoir organique. Cela n'implique pas obligatoirement une forte augmentation des rejets en 1979, mais plus probablement un dépassement de la capacité limite de dégradation de matière organique de l'ensemble de l'écosystème résultant d'une détérioration continue depuis quelques années.

Déroulement de la floraison

Le dépérissement des Lamellibranches et la régression des herbiers sont des conséquences directes du développement massif des micro-algues. L'hypothèse d'une pollution chimique peut être écartée en raison de la nature même de la maladie des moules et des teneurs non critiques de métaux lourds, pesticides, plastifiants. D'après les tests effectués, l'idée de la libération d'une toxine par la chlorophycée est également à exclure. Nous avons déjà dit que la possibilité du développement de conditions anoxiques ne pouvait être retenue d'autant que *Nannochloris* est une algue photosynthétique, grande productrice d'oxygène.

Le maintien, pendant plusieurs mois, de hautes densités de phytoplancton peut s'expliquer par un certain auto-entretien du phénomène : les débris de l'herbier et les cadavres planctoniques sont attaqués par les bactéries aérobies qui recyclent les éléments minéraux aussitôt utilisés par les algues.

Les caractéristiques chimiques et biologiques du milieu pélagiques indiquent sans ambiguïté qu'à partir de juin 1980 se manifeste une certaine restauration du potentiel normal. En octobre, les réserves minérales sont faibles, la biomasse phytoplanctonique modérée (3 mg Chl *a* m⁻³) quoiqu'un peu supérieure à sa valeur habituelle. Cependant, l'examen qualitatif indique que cette normalisation n'est pas totale (quantité notable de chlorophycées) et que la composition floristique a quelque peu évolué avec la présence des coccolithophoridés qui se sont développés ultérieurement.

Conséquences sur la végétation benthique

Du point de vue de sa composition, la végétation benthique ne montre pas de modification notable par rapport aux études antérieures ; par contre, les zostères, seule espèce dont on connaissait la répartition avec précision, ont souffert et montrent un recul significatif ; comme en témoignent les vestiges de mattes, la limite inférieure est récem-

ment remontée d'environ un mètre. Cette destruction partielle de l'herbier de *Z. noltii* paraît directement liée à la turbidité persistante des eaux pendant la crise. Cependant son remplacement semble assuré par de plantules issues de la germination de graines ; dans la zone à forte densité, l'herbier représente encore une biomasse de 0,8 T.ha⁻¹ de feuilles sèches.

Conséquence sur la conchyliculture et le benthos

Le dépérissement des huîtres et des moules peut être expliqué à la fois par le nombre de particules en suspension dans l'eau, par leur petite taille et par les caractéristiques de l'espèce dominante.

Lorsque les concentrations en particules des eaux sont très élevées, les Lamellibranches réagissent, soit en fermant leurs valves afin de limiter leur filtration, soit encore en éliminant sous forme de pseudofèces les particules qu'ils capturent automatiquement. Les particules traversent rapidement le tube digestif englobées dans un cordon muqueux sans être assimilées. L'animal consomme alors plus d'énergie qu'il n'en récupère. Ces phénomènes sont accentués par les faibles dimensions du matériel filtré.

Le milieu sédimentaire a également ressenti les effets de la crise, même si celle-ci a touché, dans un premier temps, le milieu pélagique. La présence massive de microplancton s'est traduite par une augmentation de l'opacité des eaux (en juin, avec des densités beaucoup plus faibles, la visibilité était de l'ordre de 30 à 50 cm) ce qui a entraîné la destruction des herbiers. A la matière organique, déjà présente dans le sédiment, sont venus s'ajouter les débris végétaux provenant de l'herbier. Cette matière organique est, dans un premier temps, attaquée par des bactéries aérobies, dont les populations s'accroissent. Ces populations en dégradant la matière organique produisent des composés de fermentation tels que le gaz carbonique et l'hydrogène sulfuré. Les conditions deviennent anoxiques ce qui favorise le développement de populations bactériennes anaérobies et en particulier sulfato-réductrices. Parallèlement, les organismes qui vivent dans ou sur le sédiment disparaissent par absence de support (herbiers-algues) ou encore par absence d'oxygène. Ceci est d'autant plus sensible que l'étang étant fortement marinisé, de nombreuses espèces sont mal adaptées à la vie dans les milieux réducteurs.

Les données de juin sont particulièrement démonstratives : faiblesse des populations bactériennes aérobies, abondance des sulfatoréductrices et absence quasi totale d'animaux sur le fond. A partir de juillet on observe une évolution notable du milieu benthique : diminution du carbone et de l'azote organiques, baisse progressive des populations bactériennes hétérotrophes et sulfato-réductrices, développement des différents groupes de la macrofaune.

Cependant, si le nombre et la diversité des macrobenthos augmentent à la fin des prélèvements (octobre), surtout à la station A qui bénéficie de l'influence marine, il faut constater que la situation ne peut être considérée comme normale mais seulement stabilisée.

L'avenir de l'étang

Près d'un an après le début de la crise, l'étang est encore dans un état d'équilibre précaire. Certains signes indiquent que les effets de la crise se font encore sentir, notamment dans les sédiments. Les bactéries sulfato-réductrices sont présentes en quantité anormalement élevée et l'on assiste, dans les deux derniers mois, à une augmentation sensible de la charge en matière organique du sédiment. Il est d'ailleurs possible que les conditions météorologiques (abondance des vents forts de secteur N-NW) aient évité une nouvelle crise qui semblait s'amorcer en septembre 1981 au niveau du bassin des Dendilles.

Sur le plan de la végétation benthique, il est encore difficile de prévoir si les zostères reprendront leur place en éliminant ou en limitant l'extension des *Ruppia*. Par leur immobilité,

leur pérennité et leur vaste répartition, les herbiers de *Zostera*, les *Ruppia* et même les *Characées* sont de précieux indicateurs, non seulement de l'état de la végétation benthique mais également de la santé et de l'équilibre général de l'étang ; il est donc souhaitable de surveiller régulièrement leur état, en suivant notamment le rythme de renouvellement des feuilles de *Z. noltii*.

Si l'apport d'origine humaine se maintient au niveau actuel, les capacités d'acceptation de l'étang seront à nouveau dépassées dans un, deux ou ... cinq ans. Dans un premier temps, il est indispensable de limiter les rejets organiques ou minéraux, surtout non épurés. Mais, même après épuration, il serait préférable de diriger les effluents vers la

mer qui offre une masse d'inertie d'une toute autre ampleur.

Remerciements

Nous tenons à remercier le Dr A. Couté et le Pr. P. Bourrelly du Muséum d'Histoire Naturelle pour l'identification des Chlorophycées ainsi que P. Albert, G. de Billy, G. Boyer, J. C. Colomines, J. Mabit et L. Oriol pour leur aide technique. Cette étude a été réalisée avec l'aide financière de la Mission Interministérielle pour l'Aménagement du littoral du Languedoc-Roussillon et l'Etablissement Public Régional Languedoc-Roussillon.

RÉFÉRENCES

- Abd El Malek Y., Risk S. G., 1958. Counting of sulfate reducing bacteria in mixed bacterial population, *Nature (London)*, **183**, 538.
- Arnaud P., Rimbault R., 1969. L'étang de Salses-Leucate. Ses principaux caractères physico-chimiques et leurs variations (en 1955-56 et de 1960 à 1968), *Rev. Trav. Inst. Pêches Mar.*, **33**, 355-444.
- Boutière H., Mizoule R., 1975. Préliminaire à l'étude de l'étang de Salses-Leucate après son remaniement général, *Doc. Lab. Arago*, **8** p.
- Carritt D. E., Carpenter J. H., 1966. Comparison and evaluation of currently employed modifications in the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea-water, *J. Mar. Res.*, **24**, 286-318.
- Caillez F., Pages J.-P., 1976. *Introduction à l'analyse des données*, Paris, S.M.A.S.H., 616 p.
- Corillon R., 1957. Les pharophycées de France et d'Europe occidentale, *Bull. Soc. Sci. Bretagne, hors sér. I et II*, **32**, 1-497.
- Delille D., 1977. Contribution à l'étude du rôle des populations bactériennes dans les principaux cycles biologiques (C, N, S, P) établis en milieu sédimentaire subantarctique (Archipel de Kerguelen), *Thèse Doct. Sci. Nat., Univ. Claude Bernard, Lyon*, 286 p.
- Droop M. R., 1966. Organic acids and bases and the lag phase in *Nannochloris oculata*, *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **46**, 673-678.
- Fiala M., 1969. Études physico-chimique et microbiologique du complexe lagunaire de Bages-Sigean (Aude), *Thèse 3e cycle, Univ. Paris*, 108 p.
- Fiala M., 1972-1973. Études physico-chimiques des eaux et des sédiments de l'étang de Bages-Sigean (Aude), *Vie Milieu*, **23**, 21-50.
- Gadel F., Cahet G., Bianchi A. J. M., 1975. Submerged soils in the north-western mediterranean Sea and the process of humification, *Soils Sci.*, **119**, 106-112.
- ISTPM, 1980. Salses-Leucate, 1978-1979, *Rapp. ISTPM*.
- Jacques G., 1968. Aspects quantitatifs du phytoplancton de Banyuls-sur-Mer (Golfe du Lion). II. Cycle des flagellés nanoplantoniques, *Vie Milieu*, **19**, 17-33.
- Jacques G., Cahet G., Fiala M., Neveux J., Panouse M., 1975. Caractéristiques du milieu pélagique des étangs de Bages-Sigean et de Salses-Leucate pendant l'été 1974, *Vie Milieu*, **25**, 1-18.
- Knoepffler M., Gros C., 1980. Les eaux brunes de l'étang de Salses-Leucate, *Rapp. Lab. Arago*, **8** p.
- Koroleff F., 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue, *Com. Int. Perm. Explor. Mer., Rap. tech.*, **3**.
- Lagarde E., Cahet G., 1964. Contribution à l'étude des eaux et des sédiments de l'étang de Bages-Sigean (Aude). II. Recherches physicochimiques et microbiologiques, *Vie Milieu, Suppl.*, **17**, 41-60.
- Lebart L., Fenelon J.-P., 1975. *Statistique et informatique appliquées*, Dunod, Paris, 439 p.
- Legendre L., Legendre P., 1979. *Ecologie numérique. I. Le traitement multiple des données écologiques*. Collection d'écologie n° 12, Masson, Paris, et Presses de l'Université de Québec, 197 p.
- Laboratoire Arago, 1981. Écologie de l'étang de Salses-Leucate en 1980, *Rapp. Lab. Arago*, **55** p.
- Mars P., 1952. Contribution à l'étude biologique des étangs méditerranéens : faune malacologique de l'étang de Salses, *Vie Milieu*, **3**, 148-150.
- Martin R., 1978. Évolution holocène et actuelle des conditions de sédimentation dans le milieu lagunaire de Salses-Leucate, *Thèse 3e cycle, Univ. Paul Sabatier*, 210 p.
- Mercier A., 1973. Étude écologique de la végétation du complexe lagunaire de Bages-Sigean. Biomasse et production primaire des macrophytes, *Thèse 3e cycle, Univ. P. et M. Curie*, 105 p.
- Murphy J., Riley J.-P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water, *Anal. Chim. Acta*, **27**, 31-36.
- Paulus M., 1951. Étude sur les variances de *Nassa (Hinia) reticulata* L. dans l'ancien cordon littoral de l'Agly, près de Barcarès (Pyrénées-Orientales), *Vie Milieu*, **11**, 392-401.
- Ryther J. H., 1954. The ecology of phytoplankton bloom in Moriches Bay and Great Sound Bay, Long Island, New York, *Biol. Bull.*, **106**, 198-209.
- Strickland J. D. H., Parsons T. R., 1968. A practical handbook of sea-water analysis, *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **167**, 311 p.
- Treguer P., Le Corre P., 1975. *Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur II Technicon)*, 2e éd., Lab. Océanogr. Chim., UBO, Brest, 110 p.
- Verhoeven J. T. A., 1979. The ecology of *Ruppia* dominated communities in Western Europa. I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autoecology, *Aqu. Bot.*, **6**, 197-268.
- Verhoeven J. T. A., 1980. The ecology of *Ruppia* dominated communities in Western Europa. II. Synecological classification structure and dynamics of the macroflore and macrofauna communities, *Aqu. Bot.*, **8**, 1-85.
- Yentsch C. S., Menzel D. W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and pheophytin by fluorescence, *Deep-Sea Res.*, **10**, 221-231.