ETUDE DU PERIPHYTON D'UNE RIVIERE POLLUEE (L'AGOUT).

I. STRUCTURE ET DEVELOPPEMENT DES COMMUNAUTES SUR SUBSTRATS ARTIFICIELS

par J. CAPBLANCO¹ et M. CASSAN¹

Des substrats artificiels, remplacés tous les 20 jours entre juin et novembre, ont été utilisés pour étudier la production et la structure des communautés de microphytes benthiques dans un secteur de rivière long de 50 km et soumis à une importante pollution. Le périphyton de ce milieu, largement dominé par les bactéries filamenteuses (*Sphaerotilus natans*), se caractérise par un très faible développement des algues (rapport Chl. *a*/M.O. $< 0,25\%$) et par une croissance élevée (0,5 à 3 g M.O. $\cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$). L'évolution spatio-temporelle du taux de croissance des communautés phototrophes (P) et hétérotrophes (H), du rapport des biomasses (P/H) qui en résulte et de la composition spécifique des biocénoses traduit les variations de la charge polluante. Les possibilités d'utilisation de tels indices pour caractériser les niveaux de pollution organique sont discutées.

A study of periphyton in a polluted river (Agout).

1. Structure and development of communities on artificial substrata.

Artificial substrata, replaced every 20 days from June to November, have been used to study the production and structure of the community of benthic microphytes in a 50 km-section of a polluted river. The periphyton of this environment, largely dominated by the filamentous bacterium (*Sphaerotilus natans*), is characterised by the poor development of algae (ratio Chl. *a*/org. matter $< 0,25\%$) and by rapid growth (0.5 — 3 g org. matter. $m^{-2} \cdot day^{-1}$). The spatial and temporal changes in the growth rate of the phototrophic (P) and heterotrophic (H) communities, as well as the biomass ratio (P/H) and specific composition the biocoenosis, are related to the variations in the load of pollutant. The possibilities of utilising such indices for characterising levels of organic pollution are discussed.

INTRODUCTION

L'étude des effets du rejet de substances polluantes sur les biocénoses aquatiques constitue, depuis nombre d'années, un des pôles d'intérêt de la limnologie. Plusieurs critères biologiques ont été proposés pour caractériser le niveau de pollution d'après les changements des biocénoses, basés pour la plupart sur les notions d'organismes indicateurs et de diversité spécifique. Une étude préliminaire des algues

1. Laboratoire d'Hydrobiologie, Université Paul-Sabatier, 118, route de Narbonne, 31077 Toulouse Cedex.

et des invertébrés benthiques dans un secteur fortement pollué de la rivière Agout a révélé l'inadéquation de ces indices pour rendre compte des variations à court terme des conditions de milieu. Notre étude fut alors orientée vers l'évaluation du taux de croissance des phytocoenoses benthiques (périphyton *sensu lato*) : les apports d'énergie, sous forme de composés organiques dégradables, favorisent en effet la production hétérotrophe ; pour un niveau donné d'énergie lumineuse, la production autotrophe dépend essentiellement de la concentration en éléments nutritifs ; la présence d'éléments toxiques peut, inversement, ralentir la croissance de ces communautés. Le taux de croissance de la biomasse de périphyton semble donc pouvoir représenter, indépendamment des espèces, une réponse directe aux modifications des composantes chimiques du milieu.

I. — LE MILIEU

Notre étude porte sur un secteur long de 50 km situé dans la zone aval d'un affluent du Tarn (l'Agout) entre les villes de Castres et de Lavaur (fig. 1). Après Castres, l'Agout reçoit sur sa rive gauche les eaux du Thoré, qui drainent la zone industrielle de Mazamet, puis celles du Sor. Après Lavaur, quelques kilomètres avant son débouché dans le Tarn, il reçoit les eaux du Dadou qui drainent la zone industrielle de Graulhet.

FIG. 1. — Zone étudiée et localisation des stations.

Les caractéristiques du bassin versant et l'hydrologie de ces rivières sont décrites en détail par Gazelle (1974). Nous retiendrons simplement que le régime hydrologique de l'Agout est assez profondément remanié par le fonctionnement des barrages construits dans la zone amont et par l'existence de nombreuses chaussées dans la zone aval : à la station 3, les modules mensuels varient entre 45 et 70 m³/s de décembre à mai, entre 7 et 10 m³/s de juillet à septembre mais le fonctionnement intermittent des usines hydroélectriques et les chaussées modifient sans cesse le régime d'écoulement, le débit pouvant varier dans un rapport de 1 à 5 en quelques heures. Les apports du Thoré représentent près de la moitié du débit de l'Agout à l'aval de Castres, ceux du Sor moins de 10 %.

Différents foyers d'origine urbaine et industrielle contribuent à la pollution de l'Agout dans sa zone aval. Les plus fortes concentrations industrielles se localisent dans les vallées du Thoré (Labastide-Rouairoux, Mazamet, Labruguière) et du Dadou (Graulhet). Sur le Thoré, les rejets proviennent essentiellement des industries textiles, des usines de délainage et de mégisserie qui sont de grosses utilisatrices d'eau (40 m³ d'eau/tonne de laine, 350 m³/tonne de peau) et rejettent de nombreuses substances polluantes (suints, protéines, détergents, soude, acide sulfurique, sulfites, phénols, chrome, colorants, ...); s'y ajoutent des industries de traitement du bois (papeteries, fabrique de panneaux de particules), des industries alimentaires (abattoirs, coopératives laitières — dont celle de Labruguière qui traite 550 hl/jour) et les rejets urbains des zones de Mazamet (18 000 hab.) et de Labruguière (4 000 hab.). Au total, les déversements dans le Thoré représentent l'équivalent de 700 000 habitants. Sur le Dadou, le principal foyer de pollution est la ville de Graulhet, premier centre Européen de mégisserie qui représente à elle seule 450 000 eq. habitant. Les eaux du Dadou, avec une DBO₅ moyenne de 100 mg/l ont fréquemment des teneurs en O₂ inférieures à 5 % des taux à saturation.

Les apports du Thoré enrichissent les eaux de l'Agout en éléments dissous. Des analyses chimiques mensuelles montrent qu'entre les stations 1 et 5 les concentrations moyennes en Cl⁻ passent de 6,1 à 9,2 mg/l, celles de SO₄⁻ de 8,5 à 12 mg/l, celles de K⁺ de 1,4 à 2,5 mg/l et celles de Na⁺ de 5,6 à 8,1 mg/l; de même, les teneurs estivales moyennes en PO₄ — P passent de 92 à 145 µg/l, celles de NH₄ — N de 0,39 à 1,05 mg/l, celles de NO₂ — N de 15 à 47 µg/l tandis que NO₃ — N reste relativement stable (0,87 à 0,98 mg/l). En hiver, la majeure partie de l'azote se trouve sous forme de nitrates et sa concentration passe de 0,97 mg/l à la station 1 à 2,38 mg/l à la station 5. La DBO₅ et la DCO sont assez élevées sur tout le secteur étudié et varient respectivement entre 10-25 mg/l et 25-55 mg/l. Les apports du Thoré (DBO₅ = 15 à 90 mg/l; $\bar{x}$ = 40 mg/l — DCO = 80 à 240 mg/l; $\bar{x}$ =

130 mg/l) augmentent les valeurs dans l'Agout après la confluence. Il en est de même pour les matières en suspension : les charges esti-

FIG. 2. — Evolution des teneurs en oxygène dissous à Castres (station 1) et à Vielmur (station 5).

vales de l'Agout varient entre 5 et 15 mg/l en poids sec, 2 et 10 mg/l en poids organique ; le reste de l'année, les matières organiques en suspension dépassent très souvent 50 mg/l et contribuent pour 25 % à 90 % du poids sec de M.E.S. Ces rejets organiques se traduisent par une aggravation du déficit en O_2 dissous lors de l'étiage (fig. 2) et corrélativement, par une accumulation de $NH_4 - N$ (0,95 à 1,4 mg/l à la station 5 entre juin et octobre). Les dosages réalisés par l'Agence Financière de Bassin Adour-Garonne révèlent enfin la présence régulière ou occasionnelle de substances diverses : parmi les plus abondantes citons les phénols (10 à 60 $\mu g/l$), les détergents anioniques (40 à 90 $\mu g/l$), le fluor (60 à 150 $\mu g/l$), le manganèse (80 à 230 $\mu g/l$), le zinc (10 à 50 $\mu g/l$), le plomb (2 à 10 $\mu g/l$) et le mercure (6 à 15 $\mu g/l$).

2. — MATERIEL ET METHODES

La nature, la taille et la forme des matériaux du lit d'une rivière susceptibles d'être colonisés par les microphytes sont d'une extrême variété. Aux difficultés d'échantillonnage liés à cette hétérogénéité s'ajoutent, dans le cas des rivières aménagées, celles qu'engendrent l'augmentation de la profondeur de la rivière en amont des chaussées. L'utilisation de substrats artificiels permet d'éliminer ces difficultés. Mise en pratique par de nombreux chercheurs pour l'étude de la

microflore et de la faune invertébrée benthiques des eaux courantes et stagnantes, cette méthode fournit, grâce à l'uniformité et à la reproductibilité des substrats, une bonne base de comparaison des résultats dans l'espace et dans le temps. En fixant la durée de colonisation, elle permet enfin d'évaluer le taux de croissance des communautés.

Les revues bibliographiques publiées par Sladeckova (1962) et par Wetzel (1965) et des applications plus récentes de cette technique nous ont guidé dans le choix des méthodes adoptées, compte tenu des contraintes imposées par le milieu.

1. Dans une rivière aussi turbide que l'Agout, la profondeur d'immersion détermine en grande partie le développement des autotrophes. Le maintien des substrats dans une même position par rapport à la surface dans une rivière soumise à de fréquentes fluctuations de niveau excluait l'utilisation de supports fixes qui peuvent s'assécher périodiquement. Nous avons donc utilisé des dispositifs flottants manœuvrables depuis la berge (fig. 3) qui maintenaient les substrats à une profondeur de 30 cm.

2. Par suite de l'abondance des M.E.S., nous avons évité l'emploi de supports horizontaux qui peuvent favoriser un dépôt passif (Castenholz 1961, Sladeckova 1962). Nos supports étaient constitués de

FIG. 3. — Schéma des substrats artificiels.

cylindres en PVC de 8 cm de diamètre et de 18 cm de haut maintenus en position verticale, la forme cylindrique et la position créant vis-à-vis du courant une variété de microbiotopes et évitant les dépôts par sédimentation.

3. Le substrat était constitué par une feuille en polyéthylène transparent de 0,1 mm d'épaisseur et de 18×28 cm enroulée sur le cylindre. Les travaux de Backhaus (1968) et de Klasvik (1974) montrent que les différences entre les communautés fixées sur ce type de substrat et sur les supports naturels avoisinants sont faibles ; le polyéthylène présente en outre l'avantage d'être facile à manipuler.

4. La durée d'immersion optimale est extrêmement variable selon le type de milieu étudié. Dans les eaux polluées, la colonisation est plus rapide et quelques résultats (Phaup et Ganon 1967, Wuhrmann et al. 1967, Eichenberger 1972, Cooper et Wilhm 1975) indiquent que le niveau d'équilibre est atteint après 10 à 20 jours. Ces données et quelques expériences préliminaires réalisées sur l'Agout nous ont conduits à adopter une périodicité de 20 jours.

Huit stations fixes ont été ainsi aménagées entre Castres et Lavaur sur une distance de 46 km (*fig. 1*), la station 1 se situant avant le confluent Agout-Thoré. Dans chaque station les substrats ont été changés toutes les trois semaines de la mi-juin à la fin novembre : cette période correspond aux faibles débits où les effets de la pollution sont les plus sensibles. Lors du relevé, la feuille de polyéthylène colonisée était immédiatement découpée en éléments répartis en quatre échantillons :

1. Une surface de 100 cm², conservée à l'obscurité dans de l'eau additionnée de quelques gouttes de MgCO₃ était destinée aux dosages de pigments. Dès le retour au laboratoire, les pigments étaient extraits par broyage du périphyton dans de l'acétone à 90 % ; la densité optique de l'extrait centrifugé était mesurée à 750 nm et à 650 nm avant et après acidification. Les teneurs en Chlorophylle *a* et en phéopigments ont été calculées à l'aide des équations de Lorenzen (1967).

2. Une surface de 100 cm², conservée dans de l'eau formolée, était destinée aux mesures gravimétriques. Le bioderme recueilli par broyage était concentré par centrifugation (5 000 tours/minute pendant 15 minutes), pesé après dessiccation pendant 24 heures à 105 °C (poids sec) puis après deux heures d'ignition à 550 °C (poids de cendres), la perte au feu correspondant au poids de matières organiques.

3. Des échantillons de 1 à 2 cm², montés directement entre lame et lamelle dans une goutte de glycérine ont servi à l'examen microscopique du périphyton dès le retour au laboratoire.

4. Des échantillons de 1 à 2 cm², destinés à l'étude des Diatomées, ont été conservés dans de l'eau formolée. Après oxydation de la matière organique par MnO₄K en milieu acide, le matériel obtenu a

été sédimenté dans des chambres de comptage et les frustules de diatomées dénombrées à l'aide d'un microscopie inversé. Parallèlement ont été réalisés des comptages d'algues planctoniques sur des échantillons d'eau fixés au lugol.

3. — RESULTATS

La matière accumulée sur un substrat vierge immergé dans un milieu aquatique résulte d'un équilibre entre les gains (colonisation du substrat, croissance des organismes, dépôt de sédiments organiques et minéraux) et les pertes (mortalité, broutage, érosion mécanique du substrat). Difficilement interprétables en valeur absolue, les résultats constituent cependant un indice de productivité des communautés pendant la période d'immersion ; dans des conditions expérimentales identiques, ils fournissent une bonne base de comparaison des stations étudiées.

3.1. Analyse gravimétrique

Le matériel fixé sur les substrats artificiels en 20 jours d'immersion a été tout d'abord caractérisé par des paramètres globaux : poids sec, poids de cendres, poids organique, pigments photosynthétiques. L'évolution de ces paramètres aux différentes stations est schématisée dans les figures 4 à 6 et se résume dans les points suivants :

a) La quantité totale de matériel fixé augmente progressivement des stations 1 à 5 puis décroît vers l'aval ; les valeurs maximales avoisinent 1 g.dm^{-2} aux stations 3 et 4 en juillet et octobre, $1,5 \text{ g.dm}^{-2}$ à la station 5 en octobre et novembre.

b) La proportion de matière minérales (résidu après ignition) est de l'ordre de 62 % du poids sec. Notons cependant que cette proportion est plus élevée en octobre et novembre ($63,6 \pm 4,3 \%$) qu'en juillet ($53,6 \pm 6,8 \%$) ; de même elle est plus élevée aux stations 1,7 et 8 ($70,3 \pm 7,1 \%$) qu'aux stations 2 à 4 situées à l'aval immédiat du Thoré ($52,6 \pm 8,3 \%$). Cette distribution suggère qu'une part importante des cendres provient des particules minérales piégées dans le bioderme : l'augmentation du pourcentage de cendres à l'automne traduirait ainsi la remise en suspension des particules lors des augmentations de débit. Cependant, dans les stations où les substrats sont abondamment colonisés par les bactéries filamenteuses (stations 2 et 3) l'aptitude du bioderme à retenir ces particules ne semble pas augmenter en proportion de son développement (fig. 4).

c) La quantité de pigments photosynthétiques (Chl. *a* + phéopigments) est faible et généralement inférieur à $100 \text{ } \mu\text{g.dm}^{-2}$. Cette quantité augmente nettement en août (150 à $300 \text{ } \mu\text{g.dm}^{-2}$) mais on note

FIG. 4. — Quantité de matière sèche et de pigments recueillie sur les substrats après 20 jours d'immersion. En noir : matières organiques ; en pointillés : poids de cendres ; en blanc : pheopigments ; en hachuré : chlorophylle *a*.

également des valeurs relativement élevées en octobre et novembre sur des substrats colonisés par une masse importante de matière organique (fig. 4).

d) L'analyse photométrique de quelques extraits acétoniques du périphyton montre que les spectres présentent de fortes similitudes avec ceux que Kemp et Lewis (1968) et Olah (1972) ont obtenu sur les sédiments de lacs. Aux divers produits de dégradation des chlorophylles s'ajoutent des composés détritiques divers susceptibles de

modifier les spectres d'absorption des extraits acétoniques alcalins et acides. Cependant, le rapport des densités optiques à 430 nm et 410 nm (Moss, 1967) et l'absorption à 665 nm avant et après acidification (Lorenzen, 1967) donnent des résultats sensiblement identiques dans la majorité de nos analyses : la proportion des produits de dégradation des chlorophylles (phéopigments) est toujours élevée et généralement supérieure à 50 % ($\bar{x} = 60,5\%$). Cette proportion est toujours plus faible dans le périphyton de la station 1 ($\bar{x} = 32,8\%$) et présente un léger minimum dans toutes les stations en août ($\bar{x} =$

43 %), ce qui indique un meilleur état physiologique des communautés autotrophes. Globalement, il existe une relation inverse entre la proportion de chlorophylle active et la masse de matières organiques fixée sur le substrat (fig. 6 a). La dégradation des pigments apparaît donc liée à l'ensevelissement des algues dans le feutrage de filaments bactériens.

e) Dans tous les relevés, le rapport Chl.a/matières organiques (indice P/H d'Eichenberger 1972) est extrêmement faible. On observe cependant une évolution spatio-temporelle de cet indice caractérisée par :

FIG. 5 a. — Distribution des taux d'accumulation de la matière organique dans le secteur étudié.

— une plus grande richesse en phototrophes des biodermes de la station 1 : la proportion de chlorophylle *a* y varie de 0,5 à 3 ‰ ; elle est environ 10 fois plus faible (0,04 à 0,5 ‰) dans toutes les stations à l'aval du Thoré.

— une nette augmentation de ce rapport en août où les valeurs se situent entre 1 et 3 ‰ sur tous les substrats contre 0,5 ‰ en septembre, 0,05 à 0,25 ‰ le reste de l'année. Si on admet que le rapport Chl.*a*/M.O. des algues est de l'ordre de 1,2 ‰ en moyenne, les algues ne représentent donc qu'une très faible part (1/50 à 1/250) de la masse de matières organiques sauf au mois d'août où elles constituent 10 à

FIG. 5 b. — Distribution des taux d'accumulation de la chlorophylle *a* dans le secteur étudié.

30 % de cette masse. Ce résultat est confirmé par les comptages de Diatomées et la conversion de leur biovolume en carbone plasmatique (Strathmann 1967), méthode qui surévalue cependant la biomasse d'algues puisque nos comptages incluent les nombreuses frustules vides présentes dans le périphyton.

f) La vitesse d'accumulation des M.O. (fig. 5 a) est faible en août et septembre ($< 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) tandis que les valeurs maximales atteignent 2 à $3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ aux stations 3 à 5 en juillet et novembre. Si l'on excepte les fortes valeurs de la station 7 fin juillet, attribuables aux rejets du Sor, la progression amont-aval est très régulière : les taux de croissance minima se localisent aux stations 1 et 8, les maxima correspondant à une zone située 5 km à l'aval de la confluence avec le Thoré.

g) La vitesse d'accumulation de la Chlorophylle *a*, indice de productivité des algues, présente une évolution inverse (fig. 5 b). Un maximum apparaît au mois d'août suivi d'un rapide déclin dès le début septembre. D'une manière générale et le mois d'août excepté, la production autotrophe diminue régulièrement après le confluent Agout-Thoré, passant de $150\text{-}250 \mu\text{g Chl.a.dm}^{-2}.\text{j}^{-1}$ aux stations 1 et 2 à $30\text{-}150 \mu\text{g Chl.a.dm}^{-2}.\text{j}^{-1}$ à la station 4 et à moins de $50 \mu\text{g Chl.a.dm}^{-2}.\text{j}^{-1}$ à la station 8. On observe une évolution identique dans le développement des algues planctoniques : par rapport au reste de l'été, leur biomasse est multipliée par 10 au mois d'août du fait du développement des diatomées (*Fragillaria* spp, *Melosira* spp), des cyanophycées (*Anabaena* sp, *Aphanizomenon* sp, *Oscillatoria* sp) et surtout des Chlorococcales (75 % du biovolume total). Le biovolume de phytoplancton augmente notablement en aval du confluent avec le Thoré : le 19 août il passait de $3\,670 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ à la station 1, à $5\,260 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ à la station 3 et $9\,540 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ à la station 4.

3.2. Structure du peuplement

Le périphyton de l'Agout est dominé en toutes saisons par la microflore bactérienne. En nous basant sur les caractères morphologiques, nous avons pu différencier les formes les plus courantes parmi lesquelles figurent *Sphaerotilus natans*, *Leptothrix* sp, *Zoogloea ramigera*, *Flavobacterium* sp et *Siderocapsa* sp. La densité et l'enchevêtrement des filaments bactériens empêchant toute estimation quantitative, nous nous sommes bornés à caractériser le peuplement des substrats par leurs formes dominantes. Il existe en outre une correspondance entre le type bactérien dominant et l'aspect du matériel détritique qui lui est associé : ainsi, la présence de *Zoogloea* est liée à des agglomérats de matière organique denses et compacts, celle de *Sphaerotilus* à des particules dispersées et plus fines tandis que la dominance de *Leptothrix* et de *Siderocapsa* confère au bioderme l'aspect

d'un précipité couleur rouille rassemblé en amas ou couvrant de larges surfaces. Nous avons résumé ces observations dans le tableau I qui montre :

TABLEAU I. — Distribution des types bactériens dominants sur les substrats artificiels immergés dans l'Agout. S = *Sphaerotilus* ; Z = *Zoogloea* ; L = *Leptothrix* ; s = *Sidérocapsa* ; F = *Flavobacterium*.

Stations Période de colonisation	1	2	3	4	5	6	7	8
20.06 - 11.07	L	S	S	Z	Z	s+L	s+L	s
11.07 - 30.07	L	S	S	S	Z	s+L	s+L	s+L
30.07 - 19.08	L+s	s+L	s+L	s+L	s	s	s	s
19.08 - 12.09	L	S	S	S	s	s+L	s	s+L
12.09 - 2.10	S+L	S+F	S+F	S+L	s+L	s+L	s+L	s+L
2.10 - 22.10	S	S+L	S+L	S+L	S+L+s	S+s	S+F	s+L
22.10 - 14.11	S	S	S	S	S	S	S	s+L

— une succession amont-aval des genres *Leptothrix*, *Sphaerotilus*, *Zoogloea*, *Leptothrix* + *Siderocapsa* en juillet et (au genre *Zoogloea* près) en septembre.

— la disparition de *Sphaerotilus* et de *Zoogloea* en août ou les substrats sont colonisés par des bactéries incrustantes (*Leptothrix*, *Sidérocapsa*) laissant de larges espaces colonisés par des algues vertes (thalles de *Protoderma* sp, *Stigeoclonium* sp, *Ulvella* sp. essentiellement), quelques Cyanophycées (*Hydrococcus* sp., *Chamaesiphon* sp., *Dactyloccopsis* sp.) et des diatomées (*Melosira* spp., *Fragillaria* spp., *Synedra ulna*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia* spp. dominantes).

— la dominance de *Sphaerotilus natans* sur tous les substrats à partir du mois d'octobre, exceptée la station la plus aval (station 8) où dominant *Siderocapsa* + *Letothrix*.

Ces changements de composition des communautés de microphytes sont assez proches de ceux observés par d'autres auteurs (Tomlinson et Snaddon, 1966 ; Traaren et al., 1971). De même, Wuhrmann (1974) indique une diminution de la biomasse de *Sphaerotilus* dans des canaux expérimentaux en été qu'il attribue à une photoinhibition. A ces changements spécifiques correspond une modification de l'aspect macroscopique du biodérme rappelant les divers types de periphyton que Sladeckova (1972) définit sur la rivière Morava.

Parmi les algues, les diatomées sont celles qui se prêtent le mieux à des estimations quantitatives : sauf au mois d'août, ce groupe domine largement sur tous les substrats. Les comptages réalisés après destruction de la matière organique du périphyton montrent que la

densité de frustules sur les substrats augmente de façon linéaire avec la quantité totale de matière organique (fig. 6 b). Les espèces planctoniques et tychoplanctoniques, notamment *Fragillaria crotonensis*, *Melosira varians*, *M. italica*, *M. granulata*, *Synedra ulna* et *Diatoma vulgare* représentent toujours 40 à 60 % du nombre total de frustules. Leur abondance croît en même temps que l'épaisseur du feutrage formé par les filaments bactériens qui se comportent apparemment comme un piège pour les cellules transportées par le courant. Trois remarques confirment cette interprétation :

FIG. 6. — Relations entre la quantité de matières organiques accumulées sur les substrats et la proportion de chlorophylle *a* (a), la densité *N* de frustules de diatomées (b) et la diversité spécifique *D* des diatomées (c).

a) La comparaison des densités de diatomées en suspension dans l'eau et fixées sur les substrats a été faite à trois stations en distinguant les cellules vivantes des frustules vides et des cellules senescentes (plaste jaune pâle et rétracté) : l'abondance des cellules dans le périphyton est liée à leur abondance dans le plancton durant la période qui a précédé le relevé du substrat tandis que la proportion de cellules mortes ou senescentes sur les substrats est liée à la densité du peuplement bactérien.

b) La proportion de phéophytine dans les pigments chlorophylliens croît en même temps que la quantité de frustules de diatomées dans le périphyton.

c) La diversité spécifique du peuplement de diatomées fixées sur les substrats croît avec la quantité de matières organiques du périphyton (fig. 6 c).

4. — DISCUSSION

Les microphytes hétérotrophes, principaux agents de l'épuration biologique, dominent dans toute la section étudiée et leur abondance indique une forte pollution organique. L'ensemble de la section est assimilable à une zone polysaprobe et l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques, réduites à quelques espèces de diptères Chironomides et à des Oligochètes, n'indique aucune amélioration de la qualité de l'eau entre Castres et Lavaur.

Cependant, si l'on admet que les variations du taux de croissance des microphytes hétérotrophes traduisent celles de la charge en matières organiques dégradables dont ils sont directement tributaires, les résultats fournis par les substrats artificiels indiquent une évolution du degré de pollution dans l'espace et dans le temps. Ainsi, la vitesse d'accumulation de la biomasse hétérotrophe (bactéries et organismes associés) est optimale dans un secteur, long d'une dizaine de kilomètres, situé à l'aval du confluent Agout-Thoré; elle diminue ensuite vers l'aval. Cette évolution, qui s'apparente aux schémas classiques des phases d'autoépuration à l'aval d'un effluent organique, s'accompagne d'une modification des biocénoses bactériennes et reflète probablement des changements de concentration et/ou de type de substrat organique disponible.

Les modifications les plus spectaculaires se produisent au mois d'août lorsque l'activité industrielle et le débit des rejets qui lui sont associés diminuent. On assiste alors à une baisse du taux de croissance bactérienne et à une augmentation de la production autotrophe qui se manifeste par un accroissement de la biomasse d'algues dans le périphyton et le phytoplancton. Le rapport matières organiques/chlorophylle *a*, qui se situe entre 4 000 et 25 000 ($\bar{x} = 8\,550$) pendant le reste de la période d'étude passe alors à 300-1 000 ($\bar{x} = 465$). A titre de comparaison, on peut rappeler que ce rapport varie entre 50 et 100 dans des cultures d'algues tandis que Cooper et Wilhm (1975) relèvent des valeurs comprises entre 100 et 1 000 pour le périphyton de ruisseaux artificiels et de rivières plus ou moins polluées. Nos résultats peuvent être rapprochés de ceux qu'Eichenberger (1972) a obtenu sur des canaux expérimentaux où l'addition de quantités croissantes d'eau d'égout modifie la proportion Chl.*a*/M.O. dans le périphyton. La croissance des algues dépendant essentiellement de la quantité de lumière reçue, ces diverses données sont difficilement comparables en valeur absolue. Dans les études de rivières, une telle com-

paraision serait largement facilitée par une uniformisation des conditions de colonisation de substrats vis-à-vis de la lumière et du courant.

La comparaison des taux de croissance du périphyton de l'Agout avec ceux évalués, sur d'autres milieux, par des méthodes analogues indique que l'Agout correspond le plus souvent aux situations extrêmes mentionnées par quelques auteurs dont Grenzda et Brehmer (1960), Wuhrmann et al. (1967), Pieczynska (1970), Cooper et Willhm (1975), Cattaneo et al. (1975). Il faut rappeler cependant que les valeurs fournies par les substrats artificiels ne constituent qu'un indice de production pendant la période d'immersion. Dans le cas de populations bactériennes à taux de renouvellement élevé, le décrochage des organismes est important. Il alimente constamment le stock de particules organiques en dérive qui comporte à la fois des bactéries viables, seules capables d'adhérer primitivement au substrat (Characklis, 1973), et des détritits (cadavres de bactéries et d'algues, matières organiques en suspension) susceptibles de s'accumuler de façon passive. Selon Bott et Brock (1970), cette accumulation interfère peu dans l'estimation du taux de croissance de périphyton à base de *Sphaerotilus* mais il est vraisemblable que les résultats diffèrent selon la position des supports et la durée de colonisation. L'étude des diatomées fixées sur les substrats montrent que, dans l'Agout, le peuplement résulte pour une grande part du piégeage des cellules en dérive dans le feutrage formé par les filaments bactériens, leur dégradation survenant plus ou moins vite selon l'importance du développement du bioderme. Ce phénomène masque sans doute les éventuelles modifications spécifiques du peuplement de diatomées des différentes stations prospectées.

Indépendamment des espèces qui la composent, une communauté de microphytes peut être caractérisée par des indices simples (rapport autotrophes/hétérophes, taux d'accroissement de la biomasse) qui définissent de manière globale sa structure et sa productivité. La quantité de matières organiques dégradables disponibles pour la croissance hétérotrophe et le niveau d'énergie lumineuse dont disposent les algues sont, avec la température et la turbulence, les causes essentielles des variations de ces indices (Wuhrmann, 1974). L'utilisation de substrats artificiels permet d'uniformiser les conditions de croissance vis-à-vis de la lumière et du courant et, par suite, d'interpréter les variations en termes de charge organique biodégradable. Les relations quantitatives entre ces indices et la charge polluante restent à établir mais, dans le cas des pollutions organiques, elles semblent assez bien démontrées par les études réalisées en canaux expérimentaux (Wuhrmann, 1974). Sur le plan théorique, l'interprétation de tels indices paraît moins ambiguë que celle de tests biologiques fondés sur la composition spécifique des biocénoses qui dépend d'un ensemble complexe de facteurs écologiques et synécologiques.

TRAVAUX CITÉS

- BACKHAUS (D.). 1968. — Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse, III : Die Algenverteilung und ihre Beziehungen zur Milieuofferte. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 34 : 130-149.
- BOTT (T. L.) et BROCK (T. D.). 1970. — Growth and metabolism of periphytic bacteria : Methodology. *Limnol. Oceanog.*, 15 (3) : 333-342.
- CASTENHOLZ (R. W.). 1961. — An evaluation of a submerged glass method of estimating production of attached algae. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 14 (1) : 155-159.
- CATTANEO (A.), GHITTOVI (S.) et VENDEGNA (V.). 1975. — The development of benthonic phytocoenosis on artificial substrates in the Ticino river. *Oecologia*, 19 (4) : 315-327.
- CHARACKLIS (W. G.). 1973. — Attached microbial growths, I : Attachment and growth. *Water Research*, 7 (8) : 1113-1127.
- COOPER (J. M.) et WILHM (J.). 1975. — Spacial and temporal variation in productivity, species diversity and pigment diversity of periphyton in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Southwest. Nat.*, 19 (4) : 413-428.
- EICHENBERGER (V. E.). 1972. — Ökologische Untersuchungen an Modell-fließgewässern, III : Die Jahreszeitlichen Veränderungen im Verhältnis von heterotrophen zu phototrophen Biomasse bei verschiedenen Abwasserbelastungen. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 34 (2) : 155-172.
- EICHENBERGER (V. E.). 1972. — Ökologische Untersuchungen an Modell-fließgewässern. IV : Auswirkung der Selbstreinigung auf die Biomassebildung in einem Abwassergradienten. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 34 (2) : 173-189.
- GAZELLE (F.). 1974. — L'Agout : conditions d'écoulement et utilisation des eaux. *Thèse 3^e cycle, Bordeaux III* : 453 p.
- GRZENDA (A. R.) et BREHMER (M. L.). 1960. — A quantitative method for the collection and measurement of stream periphyton. *Limnol. Oceanog.*, 5 (2) : 190-194.
- KEMP (A. L. W.) et LEWIS (C. F. M.). 1968. — A preliminary investigation of chlorophyll degradation products in the sediments of lakes Erie and Ontario. *Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Int. Ass. Great Lakes Res.* : 206-229.
- KLASVIK (B.). 1974. — Computerized analysis of stream algae. *Växtekologiska studier*, 5.
- LORENZEN (C. J.). 1967. — Determination of chlorophyll and phaeopigment. Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanog.*, 12 (2) : 343-346.
- MOSS (B.). 1967. — A spectrophotometric method for the estimation of percentage degradation of chlorophylls to pheo-pigments in extracts of algae. *Limnol. Oceanog.*, 12 (7) : 335-340.
- OLAH (J.). 1972. — Studies on the photosynthetic pigments and their decomposition in the sediments of lake Balaton and lake Belsö. *Annal. Biol. Tihany*, 39 : 115-121.
- PHAUP (J. D.) et GANNON (J.). 1967. — Ecology of *Sphaerotilus* in an experimental out door channel. *Water Research*, 1 (7) : 523-541.
- SLADECKOVA (A.). 1962. — Limnological investigation methods for the periphyton (Aufwuchs) community. *Botanical Review.*, 28 : 287-328.
- SLADECKOVA (A.). 1972. — Periphyton as indication of ground water quality. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18 (2) : 1011-1017.
- PIECZYNSKA (E.). 1970. — Periphyton in the trophic structures of freshwater ecosystem. *Polish archives of Hydrobiology*, 17 (30) : 141-147.
- STRATHMANN (R. R.). 1967. — Estimation of the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanog.*, 12 (3) : 411-418.

- TOMLINSON (T. G.) et SNADDON (D. H. M.). 1966. — Biological oxidation of sewage by films of microorganisms. *Air and Wat. Pollut. Int. J.*, 10 (11/12) : 865-881.
- TRAAREN (M.), KARI (J.) et ORMEROD (J. G.). 1971. — Heterotrophic growth in indoor research channels. Self purification and production. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18 (2) : 312-321.
- WETZEL (R. G.). 1965. — Techniques and problems of primary productivity measurements in higher aquatic plants and periphyton. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, Suppl. 18 : 249-267.
- WUHRMANN (K.). 1974. — Some problems and perspectives in applied limnology. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 20 : 324-402.
- WUHRMANN (K.), RUEHTI (J.) et EICHENBERGER (V. E.). 1967. — Quantitative experiments on self-purification with pure organic compounds. *Advances in water pollution research*, 1 : 229-245.