

# APPRECIATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE D'UN COURS D'EAU DE PLAINE

**Françoise GROSS**

Laboratoire d'Anatomie comparée  
Université de Bordeaux I  
33405 TALENCE

---

## RESUME

Un ruisseau de la Gironde est étudié du point de vue physico-chimique et faunistique (invertébrés benthiques).

Les communautés d'invertébrés benthiques diversifiées trouvées en milieu non pollué organiquement se transforment progressivement avec remplacement d'espèces et simplification de la communauté dans les milieux pollués par effluents domestiques.

Trois méthodes de détermination de la qualité biologique : saprobies, indices biotiques, indices de diversité, sont utilisées comparativement avec proposition d'une échelle d'équivalence entre ces techniques.

L'indice de diversité serait la méthode rendant le mieux compte de l'état du ruisseau.

## INTRODUCTION

La qualité biologique de l'eau peut être évaluée selon différents critères physiques et chimiques.

De nombreux auteurs s'accordent pour penser que les invertébrés benthiques traduisent avec plus de finesse l'action de la pollution organique.

Les méthodes d'appréciation de la qualité biologique de l'eau sont multiples (WILHM 1972 ; WUHRMANN 1974).

Dans la présente étude, trois indices ont été utilisés :

— La méthode des saprobies mise au point par KOLKWITZ et MARSSON (1908-1909).

— Les indices biotiques employés en Angleterre sur la rivière Trent par WOODIWISS (1964), repris et quelque peu modifiés par TUFFERY et VERNEAUX (1967) pour l'adapter aux rivières françaises.

— L'indice de diversité de SHANNON (1948) repris par MARGALEF (1956).

Le but de cet article est de comparer ces trois méthodes biologiques de détermination de la qualité de l'eau après avoir suivi pendant un an la transformation des communautés benthiques sous l'effet de la pollution organique dans un ruisseau de plaine.

## I. - LE MILIEU ETUDIE

L'Entre-Deux-Mers est un vaste plateau calcaire culminant à 110 m, qui s'étend à l'est de Bordeaux entre la Dordogne et la Garonne.

Le ruisseau, Engranne, y coule sud-nord sur 20 km avec une pente très faible (de 7,1 ‰ à 2,9 ‰) ; seuls les biefs de moulins et quelques cascades créent des biotopes d'eau vive.

Il est alimenté par une succession de sources dont la température reste constante toute l'année (entre 12° C et 14° C).

Cette région, à vocation agricole, se consacre essentiellement à la culture du maïs, de la vigne et à l'élevage de bovins et volailles.

L'activité humaine provoque différentes agressions tout au long du ruisseau (fig. 1). Huit stations (fig. 1 ; les stations 3, 4 et 5 étant divisées en faciès lotique et lénitique) ont été étudiées du point de vue physico-chimique et faunistique. Quatre habitats peuvent être distingués :

— en faciès lénitique sur substrat argilo-sableux, sans végétation immergée (stations 1, 2 et 3l) ;

— en faciès lénitique sur substrat de graviers, vase argileuse dans les racines d'aulnes (stations 4l), sur substrat de vase organique dans les racines de Joncacées (station 5l) ;

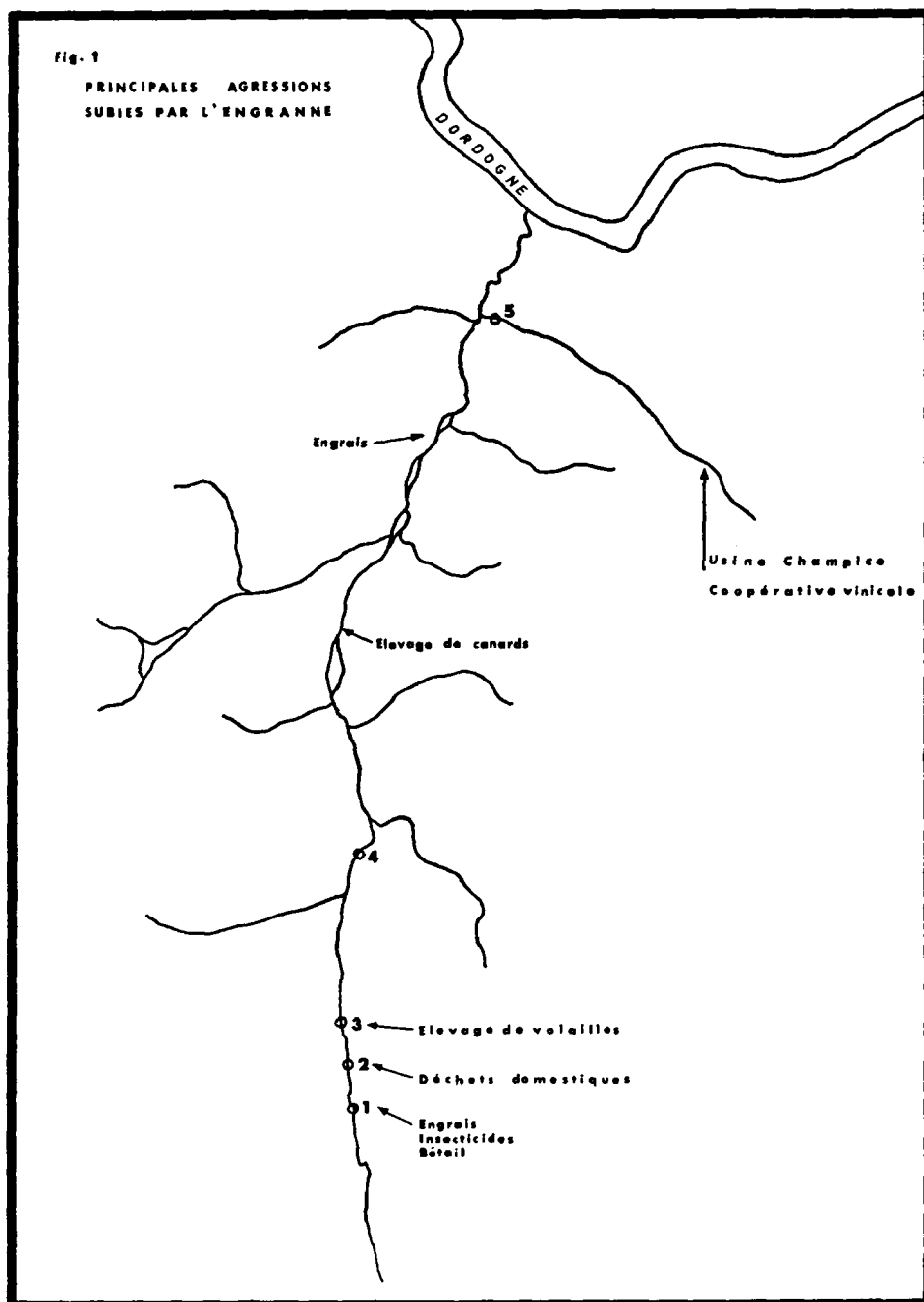
— en faciès lotique sur blocs calcaires recouverts de bryophytes (stations 3c et 4c) ;

— en faciès lotique sur vase organique (avec quelques Joncacées) (station 5c).

Les résultats d'analyses chimiques mettent en évidence sur tout le cours du ruisseau :

— un pH plutôt alcalin (entre 7,5 et 8) avec une légère augmentation de l'amont vers l'aval ;

— une conductivité électrique forte variant entre 500 et 830  $\mu\text{homs/cm/cm}^2$  ;



— des sels de calcium très abondants (entre 100 et 120 mg/l de  $\text{Ca}^{++}$ );

— une alcalinité présentant des valeurs très homogènes et fortes (280 à 360 mg/l de  $\text{HCO}_3^-$ ).

Les autres relevés montrent des différences nettes entre les stations :

— le pourcentage de saturation en oxygène est toujours proche de 100 à la station 4 ; aux stations 1, 2, 3 et 5, la situation est satisfaisante de janvier à juin mais devient douteuse ou critique en période d'étiage (d'après les normes de KLEIN 1959) ;

— la température de l'eau : l'amplitude des variations est faible et la température reste basse aux stations proches des sources (2, 3 et 4) entre 8 et 16° C, tandis qu'aux stations 1 et 5, la température passe de 8 à 20° C ;

— les chlorures, sulfates, orthophosphates, nitrates et nitrites mettent en évidence sur tout le cours du ruisseau une pollution insidieuse due en particulier aux effluents domestiques, cette pollution organique étant particulièrement nette à la station 5.

## II. - LES COMMUNAUTES D'INVERTEBRES BENTHIQUES

### II.1. - Méthodes

Huit séries de prélèvements ont été effectuées de décembre 73 à octobre 74 à raison d'une tous les mois ou tous les deux mois à chaque station.

En faciès lotique, l'appareil utilisé est un filet de type Surber avec 5 unités d'échantillonnage.

En faciès lénitique, l'appareil est un carottier (diamètre intérieur 4 cm s'enfonçant sur 5 cm) avec 10 unités d'échantillonnage.

### II.2. - Résultats

Les déterminations ont été faites au niveau de l'espèce ou du genre pour tous les invertébrés sauf pour les Diptères où les déterminations s'arrêtent à la famille ou à la sous-famille.

— Les communautés les plus diversifiées se trouvent aux stations 3c, 4l et 4c (sauf à l'automne en 4c à cause de travaux d'aménagement du ruisseau). Elles sont composées essentiellement de Crustacés amphipodes : *Gammarus pulex* et *Echinogammarus berillioni* (celui-ci trouvé surtout en faciès lotique) ; Mollusques : *Pisidium* et *Bythinia* ; Insectes Trichoptères en particulier *Hydropsyche siltalai* en faciès lotique, Ephémères surtout Baetidae et *Ephemera danica* en faciès lénitique, Diptères Simuliidae en faciès lotique, Chironomidae représentés surtout par des Tanytarsini et Chironomini, Coléoptères Elminthidae en faciès lotique ; Oligochètes Naididae et Lumbriculidae.

— Les stations 2 et 3l renferment des communautés bien diversifiées en hiver-printemps mais dès la période d'étiage, il se produit un déséquilibre avec prolifération des Oligochètes Tubificidae.

— Aux stations 1 et 5, ce déséquilibre existe tout au long de l'année avec une très nette accentuation en période d'étiage.

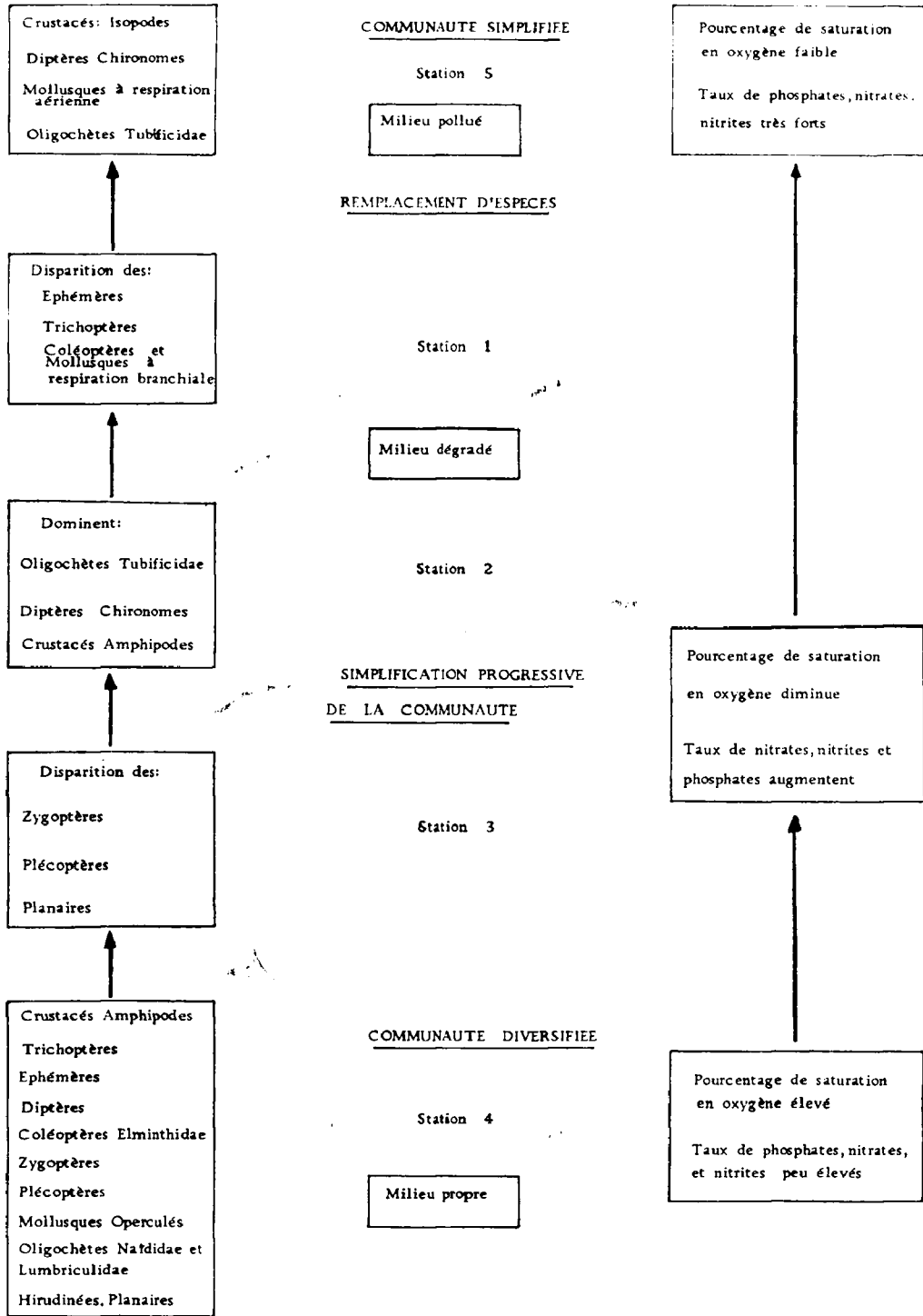
Les Tubificidae constituent la moitié ou les 3/4 de la population totale en 1 et 5c ; en 5l, à partir de l'été. *Asellus aquaticus* prolifère jusqu'à former 75 % de la population. Les Chironomes trouvés dans ces stations appartiennent essentiellement aux familles Tanypodinae, Tanytarsini, Chironomini, Orthocladiinae, Chironomini groupe Thumni et à l'espèce *Prodiamesa olivacea*.

Les Coléoptères Dytiscidae et les Mollusques : *Physa* et *Limnea* aux stations 5 sont tous à respiration aérienne.

Les communautés d'Oligochètes Tubificidae sont formées surtout de *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri* et *Limnodrilus udekemianus*, association indiquant pour de nombreux auteurs une pollution organique (KENNEDY 1965, BRINKHURST 1962, 1969, MILBRINK 1973).

L'évolution saisonnière des populations (nombre de groupes systématiques représentés) à chaque station mise en parallèle avec le nombre d'individus récoltés/0,1 m<sup>2</sup> met en évidence la différence entre les stations à communautés bien diversifiées (3, 4l, 4c) où il existe un grand nombre de groupes mais chaque groupe est représenté par un petit nombre d'individus alors que les stations pauvres qualitativement (3, 5l, 5c) possèdent un grand nombre d'individus.

La transformation progressive des communautés diversifiées d'invertébrés benthiques, trouvées en général dans un milieu non pollué organiquement, vers des communautés simplifiées formées d'espèces connues pour leur résistance aux pollutions organiques doit être mise en parallèle avec les résultats d'analyses chimiques de l'eau qui ont permis de classer les stations selon leur taux de pollution organique croissant (Tableau 1).



**Tableau I**

VARIATIONS DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES PARALLELEMENT AUX VARIATIONS PHYSICO-CHIMIQUES

### III. - DETERMINATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DE L'EAU

#### III.1. - Techniques comparées

Caractérisant chaque zone d'une rivière à l'aide des animaux et plantes qu'elle renferme, KOLKWITZ et MARSSON (1908-1909) furent les premiers à mettre au point le système dit des saprobies.

Fréquemment critiqué, plusieurs fois repris et modifié, ce concept est dans son principe encore utilisé (LIEBMANN 1951 ; SLADECEK, 1965, 67, 73).

— Le système des indices biotiques (IB), basé sur les invertébrés benthiques, établi par WOODIWISS (1964) et modifié par TUFFERY et VERNEAUX (1967) est officiellement utilisé en France par les organismes de surveillance des eaux (LEYNAUD 1968).

— L'indice de diversité (SHANNON 1948 repris par MARGALEF 1956) souligne l'intérêt du rapport existant entre le nombre d'individus récoltés et le nombre de groupes représentés dans une communauté.

$$I_d = \sum_{i=1}^t \left( \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \right) \text{ où } \begin{array}{l} t = \text{nombre de groupes dans l'échantillon} \\ n_i = \text{d'individus dans chaque groupe} \\ N = \text{total d'individus dans l'échantillon} \end{array}$$

Le groupe est l'unité systématique la plus basse où tous les individus peuvent être identifiés ; ici, il s'agit de la famille.

Pour une étude comme celle de l'Engranne ou de la rivière Tamar (NUTTALL et PURVES 1974) et compte tenu du niveau systématique choisi, les équivalences suivantes peuvent être a priori proposées (Tableau II).

**TABLEAU II**  
Equivalence entre les techniques utilisées

Intensité de la Pollution	Forte pollution organique	Pollution organique modérée	Pollution organique faible ou absente
Saprobies	$\alpha$ Polysaprobies $\beta$	$\alpha$ Mésosaprobies $\beta$	Oligo-saprobies
Indice biotique	0 → 4	5 → 8	9 → 10
Indice de diversité	0 → 3 →		

#### III.2. - Cas de l'Engranne

Sur la fig. 2 sont regroupés les résultats donnés par la méthode des saprobies, des indices biotiques et de l'indice de diversité pour chaque station aux différents mois de prélèvement.

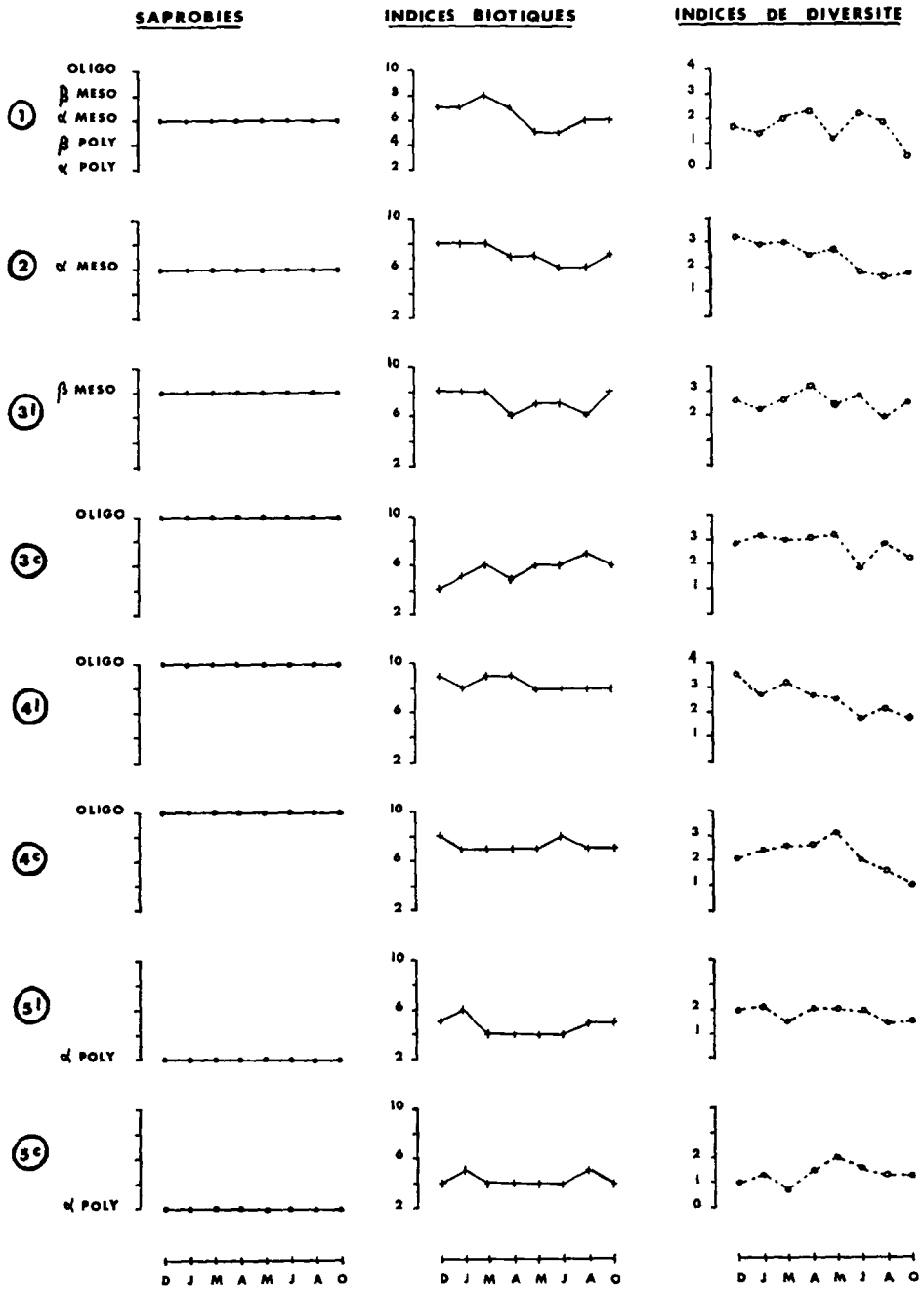


Fig. 2  
VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DES INDICES



— Quelle que soit la méthode employée, une pollution organique est mise en évidence aux stations 5l et 5c due aux effluents urbains.

— Les méthodes des saprobies et des indices biotiques indiquent une eau de bonne qualité biologique en 4l et 4c, quelle que soit la saison, alors que l'indice de diversité souligne une situation anormale à partir du printemps (les émergences provoquent une baisse de Id) et en automne (des travaux d'aménagement suppriment des microhabitats donc il y a impossibilité pour certaines espèces de se maintenir dans cette station).

— En 3c, la situation est satisfaisante (méthodes des saprobies et Id) mais les indices biotiques mettent en évidence une eau douteuse.

— La station 1 est dans un état douteux quelle que soit la saison (méthode des saprobies et Id); seulement en période d'étiage d'après la méthode des indices biotiques.

— La méthode des indices biotiques et Id donne des résultats comparables pour les stations 2 et 3l qui sont dans un état satisfaisant en hiver-printemps et douteux à l'étiage.

### III.3. - Discussion et conclusion

L'utilisation du système des saprobies pour déterminer la qualité biologique des eaux de l'Engranne ne peut servir qu'à donner un diagnostic très général sur l'état du ruisseau et ne permet pas d'apprécier de nuances selon les saisons : critiques déjà formulées par HYNES (1960), CHANDLER (1970) et GOODNIGHT (1973).

Par contre, l'indice de diversité et l'indice biotique permettent de suivre l'évolution saisonnière des populations d'invertébrés benthiques à chaque station.

Cependant, les tracés des courbes de variations de IB et Id dans une même station sont rarement parallèles, montrant ainsi que l'appréciation de la qualité biologique peut être assez différente selon la méthode employée.

Par exemple à la station 3c : la méthode des IB met en évidence une eau de qualité douteuse pendant l'hiver et au printemps tandis que Id  $\approx$  3 indique une eau de bonne qualité selon les équivalences du tableau I.

Cette différence d'appréciation provient probablement du fait que le faciès en 3c est « spécialisé » : biotope d'eau vive. Or, dans le tableau standard de détermination des IB, « les organismes plus caractéristiques d'un faciès que d'une qualité du support aqueux ont été exclus » (TUFFERY et VERNEAUX 1967). On enregistre donc des IB bas qui ne sont pas nécessairement liés à la qualité de l'eau.

Une seconde cause d'imprécision dans l'emploi de la méthode des IB provient du fait que l'abondance de la faune n'est pas prise en compte (CHANDLER 1970) et quelques exemplaires de plécoptères ou d'éphémères suffisent à modifier l'indice d'une station.

Par exemple entre les mois de mai et juin IB reste pratiquement constant à toutes les stations alors que Id accuse souvent une baisse importante très probablement due aux émergences.

L'emploi de la méthode des IB pour apprécier la qualité biologique des ruisseaux de plaine peut donc conduire à donner des diagnostics imprécis et devrait être réajustée après définition en Aquitaine d'un niveau typologique de référence.

La méthode des Id paraît être assez souple pour traduire les variations de population d'invertébrés benthiques quelles que soient leurs causes.

Cependant, pour faire des études comparatives entre stations ou entre ruisseaux, il serait indispensable de préciser les types d'habitat (HYNES 1970 ; WILHM 1970 ; OLIVE et DAMBACH 1973 ; MACKAY, SOULSBY et POODLE 1973) ; en effet, sans que la qualité biologique de l'eau soit en cause, Id sera supérieur dans les zones où la végétation est abondante.

Le système de référence à adopter est-il celui proposé au tableau II en précisant comme WILHM et DORRIS (1968) qu'il y a forte pollution organique pour Id inférieur à 1 ?

En fait, comme le souligne WURHMANN (1974), l'expression chiffrée des observations entraîne nécessairement une perte importante de l'information.

L'utilisation d'analyses multifactorielles doit donc être envisagée pour rendre compte de la complexité des interactions et permettre de suivre simultanément les variations des paramètres physico-chimiques et biologiques sur l'ensemble des relevés.

## BIBLIOGRAPHIE

- BRINKHURST R.O., 1962. — The biology of the Tubificidae with special reference to pollution. Environmental requirements of freshwater invertebrates. Biological problems in water pollution. Third seminar 57-66. 9 p.
- BRINKHURST R.O., 1962. — Changes in the benthos of lakes Erie and Ontario. Proc. conf. changes in the biota of lakes Erie and Ontario. Bull. Buffalo Soc. Nat. Sci. 25 : 45-65.
- CHANDLER J. R., 1970. — A biological approach to water quality management. Wat. Poll. Control 4 ; 415-422.
- GOODNIGHT C. J., 1973 — The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. Trans. amer. Micr. Soc. USA 92, n° 1-13.
- HYNES H.B.N., 1960. — The biology of polluted waters. University Press, Liverpool.
- HYNES H.B.N., 1970. — The ecology of running waters. Liverpool university Press.
- KENNEDY C.R., 1965. — The distribution and habitat of *Limnodrilus Claparède* (Oligocheta, Tubificidae). Oikos 16 : 26-38.
- KLEIN L., 1959. — River Pollution I : chemical analysis. Butterworths, Londres : 206 p.
- KOLKWITZ R. et MARSSON M., 1909. — Ökologie der Planzichen saprobien Ber. deutsch. Bot. ges. 26 : 505-519.

- KOLKWITZ R. et MARSSON M., 1909. — Ökologie der Tierischen saprobien. Ent. Rev. Ges. Hydrobiol 2 : 826-852.
- LEYNAUD G., 1968. — L'organisation des études techniques hydrobiologiques. B.T.I. Minist. Agricult. 228, 1-10.
- LIEBMAN H., 1951 — Handbuch der Frischwasser und Abwasser-biologie. Vol. 1. Munich, Oldenbourg - 588 pp.
- MACKAY D.W., SOULSBY P.G., et POODLE T., 1973 — The biological assessment of pollution in streams. Ass. River Authorities Year Book and Directory. 189-197.
- MARGALEF R., 1956. — Informacion y diversidad especifica en las comunidades de organismos. Invest. Pesp. 3 pp 99-106.
- MILBRINK G., 1973. — On the use of indicator communities of Tubificidae and some Lumbriculidae in the assessment of water pollution in Swedish lakes. Zoon, Swed, 1 n° 2, 125-139.
- NUTTAL P.M., et PURVES J.B., 1974. — Numerical indices applied to the results of a survey of the macro-invertebrate fauna of the Tamar catchment (southwest England). Freshwat. Biol. Vol. 4, pp 213 - 222.
- OLIVE J.H. et DAMBACH C.A., 1973. — Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in Whetstone creek, Morrow county, Ohio (Scioto river basin) The Ohio Journal of Science Vol. 73 n° 3, 129-149.
- SHANNON C.E., 1948. — A mathematical theory of communication. Bell. Syst. Tech. J. 27 : 379 - 423, 623 - 656.
- SLADECEK V., 1965. — The future of the saprobity system. Hydrobiologia 25, 518-537.
- SLADECEK V. 1967. — The ecological and physiological trends in the saprobiology. Hydrobiologia, 30 pp 513-526.
- SLADECEK V., 1973. — The reality of three British biotic indices. Water research Pergamon Press. Vol. 7, pp 995 - 1002.
- TUFFERY G., et VERNEAUX J., 1967. — Méthodes de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Tra. Div. Qual. Eaux P. Pisc. CTGREF Paris : 23 pp.
- WILHM J.L. et DORRIS T.C., 1968. — Biological parameters for water quality criteria. Bioscience 18 (6) : 477-481.
- WILHM J.L., 1970. — Range of diversity index in benthic macroinvertebrates populations J. Water Poll. control Fed. 42/5. R 221 - R 224.
- WILHM J., 1972. — Graphic and mathematical analysis of biotic communities in polluted streams. Annu. Rev. Entomol. USA 17, 223-252. 17737.
- WOODIWISS F.S., 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemistry and industry March 14. 443-447.
- WUHRMANN K. 1974. — Some problems and perspectives in applied limnology. Mitt. Internat. Verein Limnol. 20, 324 - 402.