

ACTION DE LA POLLUTION ORGANIQUE SUR LA FAUNE AQUATIQUE D'EAU DOUCE

par P. VIVIER

Directeur de Recherches honoraire à l'Institut National
de la Recherche Agronomique (I.N.R.A.)

De toutes les pollutions qui souillent nos cours d'eau, celles dues aux matières organiques rejetées par les agglomérations urbaines, les établissements d'élevage ou les usines agricoles sont de beaucoup les plus nombreuses. Ce sont d'ailleurs de plus en plus des pollutions mixtes, complexes où entrent en jeu, en dehors des produits habituels de dégradation de la matière organique, de nombreux composés chimiques dont l'utilisation se généralise : détergents, hydrocarbures, pesticides, etc.

Quelle est l'action des substances toxiques sur la faune aquatique d'eau douce, la seule que nous considérerons ici ? Alors qu'elle a été l'objet de nombreux travaux sur les poissons, elle a été relativement peu étudiée sur les invertébrés, cependant fort importants car ils servent de nourriture aux poissons.

1. — Sensibilité des organismes à certains toxiques

Avant d'entrer dans notre sujet lui-même qui ne vise que les pollutions organiques, nous croyons cependant utile de jeter un très bref aperçu sur l'action de quelques produits toxiques courants, différents de ceux qu'on trouve dans les pollutions purement organiques, tels que les acides, les bases et les sels. Comme nous le disions plus haut, il n'y a d'ailleurs pas de pollution simple.

En ce qui concerne les eaux légèrement acides, des recherches ont montré la sensibilité particulière de certains invertébrés très répandus dans la nature, tels que les daph-

nies ou puces d'eau (*Daphnia magna*) qui ne supportent pas d'ordinaire un pH inférieur à 5,4 (Ellis, 1937). Les poissons sont plus résistants.

La sensibilité aux eaux alcalines est du même ordre que chez les poissons; c'est ainsi qu'un petit crustacé inférieur, très commun, la crevette d'eau douce *Rivulogammarus pulex* a une sensibilité tout à fait semblable à celle du gardon, sensibilité augmentant chez les deux espèces avec la température; cette sensibilité est due essentiellement à l'ion OH dissocié, car elle est la même pour les solutions des bases fortes, chaux, soude ou potasse (Desavelle et Hubault, 1951).

Les sels sont évidemment beaucoup moins toxiques que les acides et les bases : pour beaucoup d'entre eux, la dose létale est de l'ordre du gramme, au lieu d'être du milligramme, dose variable naturellement avec les groupes zoologiques. Par exemple, les hydraires (hydre d'eau douce) seraient plus sensibles au sulfate de sodium que les crustacés inférieurs ou entomostracés, eux-mêmes plus sensibles que les mollusques, les larves d'insectes et les protozoaires (Scheuring et Stetter, 1934).

Dans une solution de chlorure de sodium à 10 g par litre, les crustacés inférieurs (l'isopode *Asellus aquaticus*) se montraient plus résistants que les larves d'insectes (le trichoptère *Hydropsyche*), eux-mêmes davantage que les mollusques (*Dreissena*, *Sphaerium*) qui mourraient en moins de dix jours (P. Laurent, 1957). D'une façon générale, la faune aquatique d'eau douce ne peut supporter, sauf exception, une salinité supérieure à 4 à 5 g de chlorure de sodium par litre.

Les pesticides, surtout les organochlorés, ont une action toxique extrêmement violente, généralement inférieure au

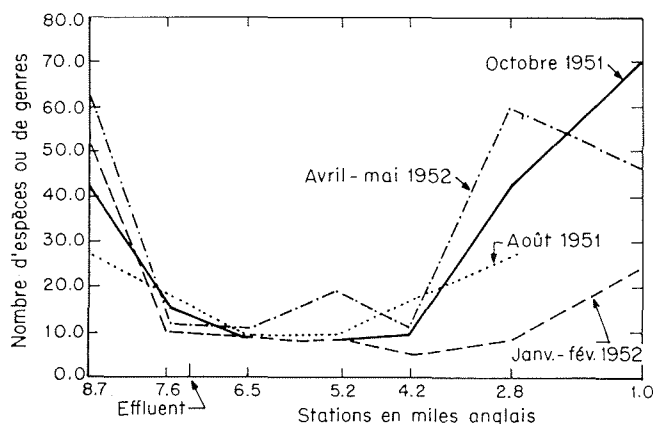
mg/l. C'est ainsi qu'aux concentrations extrêmement faibles de 0,007 à 0,5 ppm, suivant l'organochloré considéré, la croissance de la coquille d'huître est réduite de moitié (Buttler et Springer, 1964). A l'état larvaire ce mollusque est particulièrement sensible : il meurt en 96 heures pour une dose de D.D.T. de 1 ppm; sa croissance est arrêtée presque complètement pour une dose vingt fois moindre (0,05 ppm) qui provoque la mort en 14 jours de 90 % des sujets; pour une teneur quarante fois plus faible (0,025 ppm) la croissance est déjà réduite dans une proportion importante et l'on observe même une certaine mortalité (20 % des sujets environ).

Chez les crustacés, on note une sensibilité de même ordre. Il suffit de 0,01 ppm de D.D.T. ou seulement 0,0033 ppm d'hexachlorocyclohexane pour tuer en 48 h, 15 °C, 50 % des crevettes mises en expérience (Fougeras et Lavergne, 1971).

2. — L'autoépuration

Mais revenons aux pollutions organiques au sens strict, objet de notre communication. Elles se caractérisent par un appauvrissement marqué du milieu récepteur en oxygène, une augmentation de la turbidité, la présence fréquente de composés ammoniacaux ou phénoliques toxiques, de gaz carbonique, issus de la fermentation anaérobie, à côté de matières nutritives non encore altérées (on trouve souvent des ablettes et des gardons au débouché des égoûts). Elles donnent également des dépôts vaseux. La vase elle-même, non seulement a une très grande activité bactériologique, mais concentre des dizaines et des centaines de fois anions et cations qu'elle ne restitue à l'eau qui la surmonte que selon des modalités encore mal connues.

Au débouché d'un égoût, le milieu récepteur est donc particulièrement complexe. Cependant, s'il s'agit d'un cours d'eau suffisamment large et aux eaux renouvelées, l'autoépuration se fait plus ou moins bien, mais elle se fait. La minéralisation de substances organiques est alors poussée jusqu'à l'oxydation et l'on aboutit finalement à la formation de nitrates, de sulfates et de phosphates, composés peu



1/ Distribution des macroinvertébrés. Lythe Creek. L'effluent pollué affectant la rivière en amont comme en aval de son embouchure seule la faune prélevée à deux miles en amont, a été jugée caractéristique d'eau claire (d'après Gaufin et Tarzwell).

toxiques et même, pour la plupart d'entre eux, fort utiles à la végétation aquatique.

Cette autoépuration par fermentation anaérobie puis aérobie est essentiellement d'ordre biologique; elle est l'œuvre de bactéries, de champignons, d'algues, de protozoaires, de rotifères, de gastrotriches. L'oxygène provient des réserves apportées par le cours d'eau et aussi, progressivement, par les algues à chlorophylle (*Cladophora*) et les macrophytes vertes dont le développement est accru par les sels nutritifs, nitrates et phosphates, à mesure de leur production.

Mais d'autres organismes entrent également en jeu : en consommant des matières organiques, ils favorisent l'autoépuration; ce sont, notamment des vers oligochètes, des diptères, mais surtout la bactérie filamenteuse *Sphaerotilus*, facile à reconnaître parce que ses colonies revêtent l'aspect de queue de mouton et forment des plages souvent importantes, dès l'arrivée du rejet organique : on a estimé qu'un hectare de *Sphaerotilus* pourrait épurer une eau d'environ 3 kg de matières organiques par heure.

3. — Les conditions d'existence dans les eaux polluées

L'absence ou la rareté de l'oxygène, la présence de gaz carbonique en quantité anormale, celle de composés toxiques, la turbidité de l'eau, créent nécessairement des conditions de vie précaires pour les êtres vivants auxquels bien peu ne résistent. Pendant l'autoépuration, les conditions de l'environnement (oxygénation, etc.) varient; d'abord, plus mauvaises au bout d'une certaine distance de la source de pollution qu'immédiatement après, elles vont ensuite en s'améliorant de façon progressive; les êtres vivants ont, dès lors, plus ou moins de facilités à s'adapter à ces caractéristiques nouvelles. Du fait qu'il existe une certaine liaison entre le milieu pollué et les organismes aquatiques, on a songé à les utiliser comme indicateurs. Nous verrons dans quelle mesure cette utilisation est justifiée.

4. — Organismes des différentes zones de pollution

Les protozoaires varient beaucoup en espèces et en genres suivant l'intensité de la pollution, mais leur détermination est difficile pour des non spécialistes et il est mal aisé d'avoir un échantillonnage valable d'animaux microscopiques, eu égard à la grande diversité des microhabitats offerts par l'environnement. Ce sont donc surtout les larves d'insectes, les crustacés inférieurs et les mollusques qui ont été étudiés.

En aval d'une pollution organique, on distingue deux zones : une zone fortement polluée, une zone de reconstitution progressive, à mesure que l'autoépuration fait son œuvre.

4.1 Zone fortement polluée.

Le premier effet de la pollution organique est de diminuer le rapport du nombre d'espèces au nombre d'individus, rapport que les écologistes nomment *indice de diversité* de la communauté considérée. Ainsi dans l'exemple présenté (fig. 1) le nombre des espèces rencontrées passe dans le Lytle Creek (E.U.) de 63 en amont à 9 en aval de l'effluent pollueur (Gaufin et Tarzwell, 1956). Dans un autre exemple,

le nombre d'espèces de coléoptères tombe de 12 à 2, dans le White River, en Indiana (E.U.) (Young, 1961) (fig. 2).

Par contre, le nombre d'individus augmente énormément : 440 000 *Tubifex* et *Limnodrilus* au m² (ce sont des vers oligochètes), dans un autre exemple, 250 000 *Tubifex*, 35 000 larves de *Culex*, d'innombrables larves d'*Eristalis*, cette grosse mouche bleue verdâtre.

Seuls certains organismes sont susceptibles de supporter des teneurs très basses en oxygène, inférieures à 2 mg par litre. Ce sont des vers oligochètes de la famille des Tubificides (*Tubifex*, *Limnodrilus*), des larves de diptères pourvues d'un tube respiratoire qui leur permet de puiser l'oxygène dans l'air (*Culex*, *Eristalis*). Dès que l'oxygène dissous augmente un peu, on trouve des larves rouges du moucheron (*Chironomus*) du groupe *Thummi* : l'hémoglobine qu'elles possèdent leur permet de transporter et de stocker l'oxygène. On peut encore rencontrer dans cette zone un mollusque gastéropode, *Physa integra*.

En résumé, en aval d'une pollution organique caractérisée surtout par une très grande raréfaction de l'oxygène, on observe une chute brutale du nombre des espèces et une augmentation considérable des individus de certaines espèces. Bien entendu, si les composés ammoniacaux ou phénoliques sont trop abondants, il peut y avoir disparition totale de la faune.

4.2 Zone de reconstitution progressive.

A mesure que l'autoépuration se produit dans la rivière, la teneur en oxygène s'accroît, les conditions de vie s'améliorent et le nombre des espèces augmente. Mais ces conditions varient suivant les saisons, la température, les hautes et basses eaux, etc., si bien que, dans une rivière, les étendues respectives de la zone fortement polluée et de la zone de reconstitution qui lui succède sont variables ainsi que le nombre des espèces qui les peuplent.

Ainsi, pour revenir à l'exemple présenté dans la figure 1 (Pollution du Lytle Creek), la D.B.O.5, au débouché de l'égout, passait de 120 à 20 et l'oxygène dissous variait de 0 à 12 mg, suivant les saisons; à 5 km environ du débouché de l'égout, la D.B.O.5. s'était abaissée à 10 environ tandis que les teneurs en oxygène étaient redevenues normales sans grandes variations.

Le nombre des espèces qui oscillait dans la zone fortement polluée entre 9 et 18, suivant les saisons, montait dans la partie médiane de la zone de reconstitution de 9 à 32. La communauté la plus caractéristique était faite de quelques espèces de la zone fortement polluée confinées en un petit nombre de représentants, dans des micro-habitats, et d'un nombre variable de formes les plus tolérantes des eaux propres, spécialement celles possédant une variété de moyens pour prélever de l'oxygène; ce sont des larves ou nymphes d'insectes (diptères, odonates), assez bien adaptées à une pauvreté relative en oxygène par leur trachéo-branchies (on en a même rencontré dans des eaux où la teneur en oxygène tombait à 1 mg/l, toutefois pendant une courte période). Lorsqu'au printemps les conditions s'amélioraient, on notait alors des espèces appartenant aux trois groupes d'insectes les plus sensibles à la pollution (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères), mais elles disparaissaient en automne.

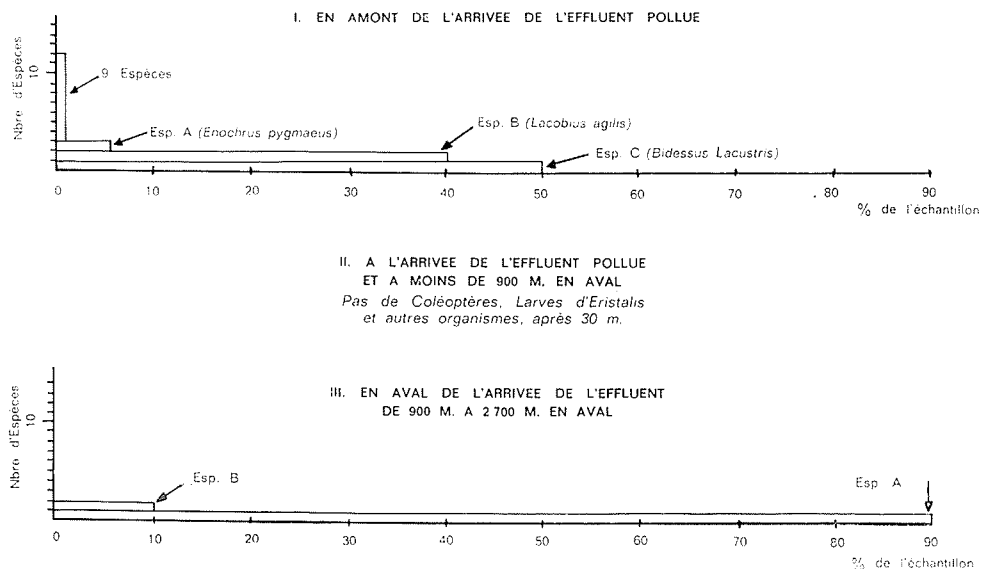
Outre ces organismes, on peut encore trouver dans cette zone de reconstitution, des larves de mégaloptères (ce sont des insectes), de chironomides, celles-là de couleur variée et non rouge, des sangsues, des mollusques et le crustacé isopode *Asellus aquaticus*.

5. — Valeur indicative des différents groupes zoologiques

Certaines espèces ou mieux certaines biocénoses ne vivent que dans des eaux propres. Il en est ainsi pour une communauté formée de larves et nymphes d'Heptageniidés (éphéméroptères), de perlides (plécoptères) et de trichoptères à fourreaux fixes. Son absence dénote d'ordinaire l'existence d'une pollution ou tout au moins d'un faible approvisionnement en oxygène.

Mais il faut se garder de conclusions trop hâtives, car il existe dans les larves de ces trois groupes des variations importantes de résistance suivant les espèces. Il serait fastidieux de citer ici des exemples de ces variations au sein d'un même genre. Contentons-nous simplement d'indiquer que chez les trichoptères, les larves de la famille des Hydro-

2/ Graphiques de diversité-abondance d'espèces de coléoptères. Echantillons pris au hasard dans le White River à Martinsville (U.S.) en octobre 1959. Les espèces diminuent de 12 à 2. D'après Young (1961).



psychidés ont été trouvées là où la teneur en oxygène tombait à 3 mg/l, mais elles restaient localisées dans les portions les plus rapides du cours d'eau. Le genre *Hydropsyche* lui-même (type de cette famille) supporte des eaux nettement polluées, à D.B.O. supérieure à 20 et à très forte turbidité, atteignant même 1 g/l.

Les coléoptères aquatiques dont beaucoup vivent, adultes, dans l'eau, ont en général, une grande résistance à la pollution; ils ont, en effet, la possibilité d'accroître la capacité d'air de leur système trachéen et de diffuser ce supplément par des mouvements de ventilation lorsqu'ils viennent respirer à la surface; mais comme on l'a vu plus haut dans la figure 2, il y a de grandes variations suivant les espèces, si bien que l'on a pu se servir d'une étude de leur répartition pour diagnostiquer l'altération d'un cours d'eau, en aval d'une pollution (fig. 2).

Chez les crustacés inférieurs, les différentes espèces de « crevettes d'eau douce » appartenant au genre *Gammarus* dont la plus commune est *Rivulogammarus pulex*, ne sont pas caractéristiques d'eaux pures, contrairement à ce que l'on admet généralement. On les rencontre parfois dans des eaux moyennement polluées, mais elles ne sont jamais en grande quantité et la reproduction se fait mal. L'isopode *Asellus aquaticus* par contre est un bon indicateur d'eau polluée, mais non très fortement (Zelinka et Marvan, 1961 et Hynes, 1960).

Certaines larves de diptères ne vivent qu'en eaux riches en oxygène (*Diamesa novorienda*, *Cricotopus absurdus*, *Liponeura sp.*). Cependant, la plupart se trouve partout, mais spécialement dans des eaux polluées. 38 espèces différentes de Tendipedidés ont été ainsi rencontrées dans une D.B.O. atteignant 82 ! Mais là encore il y a de grandes variations de résistance suivant les espèces.

A l'exception des quelques formes comme *Bythinella austriaca* qu'on ne voit que dans des eaux très riches en oxygène, la plupart des mollusques se rencontrent dans des eaux moyennement polluées. L'un d'eux, le gastéropode *Physa integra* peut même être considéré, lorsqu'il est associé à d'autres espèces, comme un indicateur valable de la pollution.

En résumé, ce sont les biocénoses plus que les espèces dites « caractéristiques » prises isolément qui donnent des indications valables sur le degré de pollution. La présence d'une de ces espèces sans indication du nombre d'individus à l'unité de surface n'est nullement significative. Les espèces de la zone polluée peuvent se rencontrer dans des microhabitats de la zone propre, mais elles se trouvent en petit nombre. De même, des organismes sensibles à la pollution sont susceptibles de vivre en hiver et au printemps lorsque les eaux sont hautes, la température basse et le degré d'oxygénation élevé dans des eaux relativement polluées, mais leur présence n'est que momentanée; ils ne sont jamais en grande quantité et ne s'y reproduisent pas.

Un certain nombre de facteurs écologiques locaux peuvent modifier l'environnement et par conséquent, la valeur indicative d'une espèce et même d'une association : érosion, variations de débit, nature du sol, situation des affluents, prédation, etc. On doit en tenir compte si l'on veut diagnostiquer convenablement une pollution par des indicateurs biologiques.

Enfin, le degré de sensibilité à la pollution varie souvent avec les espèces d'un même genre. Il importe donc de procéder à des déterminations rigoureuses, ce qui n'est pas toujours aisé et demande généralement la présence de nombreux spécialistes.

On voit combien est difficile l'utilisation des organismes animaux dans le diagnostic d'une pollution organique.

6. — Les zones de saprobies

De ce qui vient d'être dit et malgré les restrictions que nous avons faites, il ressort cependant que certaines espèces, par le nombre de leurs représentants, et encore mieux certaines associations sont théoriquement susceptibles de caractériser la pureté ou la pollution de l'eau. C'est pourquoi, à la suite des travaux déjà anciens de Kolkwitz et Marson (1908-1909), on a songé à répartir les espèces animales et végétales dans différentes zones correspondant à des étages différents de la pollution organique. En utilisant différents critères, physico-chimiques (quantité d'oxygène, degrés de minéralisation et d'oxydation des matières organiques, etc.), bactériologiques (nombre de germes au ml) et biologiques (animaux et végétaux caractéristiques), on avait ainsi défini dans un cours d'eau :

- une zone d'eau pure, riche en oxygène, appelée zone oligosaprobe dans laquelle on a distingué parfois une zone d'eau très pure ou cataracte qu'on rencontre surtout dans les torrents de haute montagne, près de leur source;
- une zone moyennement polluée ou mésosaprobe, elle-même subdivisée en zones β et α , dans laquelle se range la quasi-totalité de nos cours d'eau de plaine à « cyprinidés dominants » (2^e catégorie de la classification administrative);
- une zone très polluée ou zone polysaprobe.

Le système des saprobies ainsi schématisé, longtemps utilisé en Europe centrale, a rendu des services incontestables. Cependant, il n'est plus guère utilisé, car il est l'objet de nombreuses critiques (Gaufin et Tarzwell, 1956; Havranek, 1966; Zelinka et Marvan, 1966; etc.). Il ne saurait, en effet, résister sans de profondes retouches à un examen approfondi, tant d'ordre chimique que bactériologique et biologique. C'est la teneur en oxygène qui a servi de base à la classification, mais de nombreux autres facteurs, comme il a été vu précédemment, causent des modifications dans la répartition des espèces, dans la succession des biocénoses : substances organiques, diminution de l'action des produits de décomposition, nature du substrat, nourriture offerte, relation des espèces entre elles. Comme l'écrivait dernièrement Zelinka et Marvan 1966 « Le système des saprobies de Kolkwitz et Marson a un caractère très empirique... Du fait qu'il nous manque une définition satisfaisante des conditions physico-chimiques d'existence de la communauté à l'intérieur d'une zone saprobe et que cette définition ne peut encore être formulée, la liaison logique entre le caractère saprobe et la qualité de l'eau fait défaut. Le système qui ne considère notamment, ni la quantité totale de matières organiques dans le biotope considéré, ni le degré de dégradation de ces substances est donc très discutable ».

7. — Diagnostic des pollutions organiques

Est-il possible, d'après ce qui vient d'être dit, d'utiliser l'examen de la faune aquatique pour diagnostiquer une pollution organique ?

La réponse est affirmative et plusieurs méthodes pratiques ont été proposées. Pour ne pas allonger outre mesure cet exposé, nous n'indiquerons que celle utilisée actuellement par la Division « Qualité des eaux, pêche et pisciculture » du Centre National d'études techniques et de recherches

technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural (C.E.R.A.F.E.R.) du Ministère de l'Agriculture.

Cette méthode, mise au point récemment par Verneaux et Tuffery (1967), inspirée par celle utilisée en Grande-Bretagne par la Trent River Authority est simple, non spécifique d'un type donné de pollution, ni d'une catégorie de cours d'eau, tout en présentant une sensibilité et une précision suffisantes pour être standardisée et permettre l'exploitation codifiée des résultats.

Elle consiste à apprécier conventionnellement la qualité biologique normale d'une eau, en tenant compte seulement des macro-invertébrés, au moyen d'un indice biotique dont la valeur s'échelonne de 0 à 10.

Cet indice biotique dépend, d'une part, des formes rencontrées appelées unités systématiques et, d'autre part, du groupe zoologique dominant ou groupe faunistique de référence de la biocénose. Il est bien évident que si les prélèvements donnent une majorité de larves de plécoptères ou de trichoptères à fourreaux, la qualité de l'eau sera meilleure que s'ils ramènent des mollusques ou des vers de la famille des Tubificidés. Ce groupe faunistique de référence est lui-même représenté par une ou plusieurs unités systématiques à côté d'autres unités. L'unité systématique devrait être, en principe l'espèce, seule unité écologique valable. Mais, comme d'après ce qui a été dit plus haut, la détermination rigoureuse de l'espèce est pratiquement impossible, l'unité retenue sera le plus souvent le genre, parfois même un groupe plus large suivant les cas; d'une manière générale, elle est arrêtée à la limite d'une détermination simple.

Dans le tableau de détermination des indices biotiques (fig. 3) la composition des groupes faunistiques formant échelle est établie en fonction de la sensibilité décroissante des dominants à la pollution générale du milieu, les plus sensibles étant placés le plus haut. Puis est déterminé le nombre total d'unités systématiques présentes, sans tenir compte du nombre d'individus, celui-ci pouvant varier en dehors de toute pollution, sous l'action de nombreux facteurs, notamment de la saison ou de la nature des supports.

Pour un cours d'eau donné, cette opération est effectuée dans chacun des deux faciès qu'il peut présenter, le faciès lotique (eaux courantes) et le faciès lentique (eaux calmes).

A partir des groupes faunistiques de référence et du nombre d'unités systématiques rencontrées, le tableau permet de déterminer rapidement l'indice biotique (fig. 3).

Prenons un exemple. Dans un prélèvement, on a dénombré dix sept unités systématiques dont quatre appartiennent au groupe faunistique des trichoptères à fourreaux; les plécoptères sont absents. Le groupe faunistique de référence de la biocénose est donc celui des trichoptères à fourreaux (colonnes 1, 2) et la colonne 3 donne, pour plus de 16 unités systématiques présentes, un indice biotique de 9.

Il est facile de mesurer l'étendue d'une pollution sur un cours d'eau (Fig. 4). Prenons un exemple: en A, en amont de l'effluent, les indices biotiques sont de 9,5 en faciès lotique et de 9 en faciès lentique. Au point B, à quelques centaines de mètres en aval, ils ont baissé respectivement à 4 et à 2. Puis, lorsque l'autoépuration se fait, à mesure que l'on s'éloigne des points pollués, les indices biotiques augmentent; cette reconstitution est achevée au point C, soit dans notre exemple, à un peu plus de 5 km. La pollution a fait sentir ses effets sur cette distance.

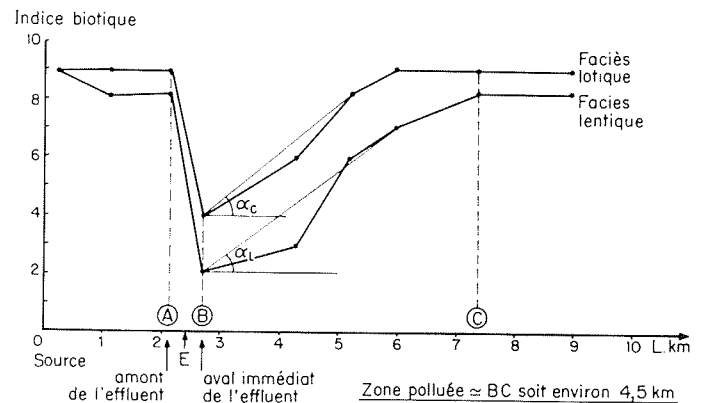
On remarquera qu'à partir du point dont la valeur est la plus basse, plus les angles α_c et α_l du graphique des indices biotiques sont grands, plus vite la rivière retrouve son aspect normal, à la condition bien entendu, que son débit soit constant tout au long de la zone polluée.

TABLEAU STANDARD DE DÉTERMINATION DES INDICES BIOTIQUES

I		II	III				
Groupes Faunistiques			Nombre total des unités systématiques présentes				
			de 0 à 1	de 2 à 5	de 6 à 10	de 11 à 15	de 16 et +
			Indice biotique				
1	Plecoptères ou Ecdyonuridae	1	—	7	8	9	10
		2	5	6	7	8	9
2	Trichoptères à Fourreaux	1	—	6	7	8	9
		2	5	5	6	7	8
3	Ancylidae	1	—	5	8	7	8
	Ephéméroptères sauf Ecdyonuridae	2	3	4	5	6	7
4	Aphelocheirus Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeriidae)	0	3	4	5	6	7
		0	2	3	4	5	—
5	Asellus ou Hirudinae ou Sphaeriidae ou Hémiptères (sauf Aphelocheirus)	0	2	3	4	5	—
		0	1	2	3	—	—
6	Tubificidae ou Chironominae des Groupes Thumplumosus	0	1	2	3	—	—
		0	0	1	1	—	—

* U.S. Unité systématique choisie.

3/ Détermination des indices biotiques par la méthode de Verneaux et Tuffery.



4/ Exemple d'application de la méthode des indices biotiques sur un parcours de rivière polluée par un effluent; graphique des indices biotiques (d'après Verneaux et Tuffery).

Afin de limiter autant que possible une interprétation subjective de la valeur indiciaire et de ne pas, notamment, attribuer à des interventions extérieures, des phénomènes dus à des conditions naturelles défectueuses, les valeurs des indices en chaque point sont confrontées avec les composantes de l'environnement.

8. — Conclusions

La petite faune des invertébrés aquatiques est aussi sensible, sinon plus que les poissons à l'action des substances toxiques présentes dans les eaux polluées.

Lorsqu'elle n'est pas tuée par les toxiques présents, la faune est profondément modifiée dans sa composition : les espèces sensibles à la pollution disparaissent pour faire place à quelques autres plus résistantes : le nombre des espèces diminue tandis que le nombre des individus peut augmenter.

Suivant le degré de pureté décroissante d'un cours d'eau, on a distingué plusieurs zones : une zone d'eau très pure ou oligosaprobe, une zone intermédiaire ou mésosaprobe et une zone d'eau polluée ou polysaprobe. Cette classification est utile, mais elle est sujette à critique, car elle ne tient guère compte que d'un élément de la vie aquatique, la quantité d'oxygène dissous.

Pour diagnostiquer pratiquement l'importance d'une pollution, on apprécie, en différents points du cours d'eau, l'indice biotique, évalué de 0 à 10; cet indice diminue après l'effluent pollueur; on apprécie ses différentes valeurs jusqu'au point où il reprend sa valeur primitive; la longueur du cours d'eau comprise entre ses deux valeurs mesure l'importance de la pollution, ainsi en quelque sorte, inscrite dans la faune aquatique.

Littérature citée

- BUTTLER (P. A.) et SPRINGER (P. F.). — Pesticides. A new factor in coastal environments. *Trans. 28 th N. Am. Wildlife Natural Resources Conf.* (1964), 378-390.
- DESAVELLE (H.) et HUBAULT (E.). — La pollution des eaux par les effluents industriels. *Bull. du C.B.E.D.E.*, 14, (1951), 197-207.
- ELLIS (M.M.). — Detection and measurement of stream pollution. *Bull. of the Bur. of Fish.*, 48, 22, (1937), 365-437.
- FOUGERAS-LAVERGNOLLE (J.). — Recherche des pesticides organochlorés dans les milieux littoraux. *Revue Trav. Inst. Scient. tech. Pêches marit.*, 35, (1971), 3, 367-371.
- GAUFIN (A. R.) and TARZWELL (C. M.). — Aquatic macro-invertebrate communities as indicators of organic pollution in Lytle Creek. *Sew. industri. Wastes*, 28, (1956), 906-924.
- HAVRANEK (M.). — Einige Bemerkungen zur Theorie des Kolkwitz-Marsonchen Saprobien-systems von chemischen Standpunkt gesehen. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 16, (1966), 823-829.
- HYNES (H. B. N.). — The biology of polluted waters. (1960) *Liverpool*, 202 p.
- KOLKWITZ (R.) und MARSON (R.). — Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Revue Ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 2, (1909), 126-152.
- SCHEURING (L.) und STETTER (H.). — Versuche über die Wirkung von Natriumsulfat auf Wasserorganismen. *Vom Wasser*, 18, (1950-1951), 2.
- VERNEAUX (J.) et TUFFÉRY (G.). — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Annl. scient. Univ. Besançon, zoologie*, 3, (1967), 79-90.
- YOUNG (F. N.). — Effects of pollution on natural associations of water Beetles. *Eng. Bull. Purdue Univ.*, 45, 2, (1961), 373-380.

Discussion

Président : M. JAMME

M. le Président remercie M. VIVIER pour son intéressante communication. Celle-ci ne s'inscrit pas parfaitement dans le cadre du sujet d'aujourd'hui, néanmoins elle est apparentée puisque l'eau impure des rivières se retrouve dans la mer et que les études faites sur la manière de déceler la qualité des eaux des rivières pour lutter contre la pollution sont intéressantes pour ceux qui utilisent les eaux de mer.

M. le Président retient de cette étude que le diagnostic de pollution des eaux de rivières par les individus aquatiques est difficile et il aimerait savoir si des questions analogues se posent à propos des eaux de mer.

M. VIVIER précise que l'Institut scientifique et technique des pêches maritimes est chargé, en principe, de tout ce qui concerne la vie biologique en mer et dans les eaux saumâtres. Il existe certainement une bibliographie importante sur les études réalisées que connaît l'Institut des pêches maritimes.

Il faut dire que ce sont des recherches très difficiles car les différences des réactions d'une espèce à l'autre sont importantes; or, même chez des espèces voisines, on constate de très grandes variations de résistance ou de non-résistance à la pollution.

M. KOCH voudrait savoir si l'observation des invertébrés serait susceptible de donner des renseignements sur l'évolution d'une eutrophisation préalablement à une pollution caractérisée.

M. VIVIER signale que les études sur l'eutrophisation sont physico-chimiques, mais aussi biologiques. Tout est lié, aussi bien dans les rivières que dans les lacs.

L'eutrophisation est caractérisée par une trop grande abondance

de sels de phosphore et d'azote (phosphates et nitrates) qui sont des engrais. Il y a alors un développement massif du phytoplancton, puis du zoo-plancton qui s'en nourrit.

A la Commission internationale de protection des eaux du Léman contre la pollution, des prélèvements sont faits tous les mois concurremment par les laboratoires français et les laboratoires suisses depuis une dizaine d'années. Il y a également des prises de plancton au filet.

On constate, non seulement une variation de densité mais aussi une variation entre les espèces, entre les groupes. Signalons, par exemple, une algue très caractéristique *Oscillatoria rubescens*, qui forme une fleur d'eau rouge sang qu'on ne trouve que dans les lacs très eutrophisés. Elle n'a fait qu'apparaître momentanément sans jamais créer de fleur d'eau dans le Léman.

Beaucoup d'études restent encore à faire pour répondre d'une façon précise à M. KOCH car les algues ont été plus étudiées que les invertébrés dans les processus d'eutrophisation. En ce qui concerne le Léman, on a des indications assez précises sur les quantités de phosphore (soluble ou non) et d'azote (sous ses formes diverses). Mais on n'a que des renseignements partiels sur l'altération du lac à partir de la seule analyse biologique.

M. KOCH estime que tous les indicateurs sont intéressants et qu'il serait souhaitable de dégager tous les indices possibles pour suivre l'évolution avant qu'elle en arrive à cette transformation profonde que traduit le rougissement des eaux.

M. KOCH signale par ailleurs que, dans le cas de déversement en mer, il faut éviter les va-et-vient d'effluent, même épuré, en bordure du littoral, alors que le cheminement de l'amont vers l'aval dans un cours d'eau favorise en principe l'autoépuration.

Abstract

Action of organic pollutants on fresh-water fauna

River pollution in France is principally due to organic matter from built-up areas, cattle-rearing farms and agricultural factories. Other sources include industrial wastes such as acids, bases, hydrocarbons, detergents and, above all, pesticides.

After briefly summarizing the sensitivity of invertebrates to certain substances such as acids and alkalis (salts being less toxic) and the very low toxicity threshold (considerably less than 1 ppm) of organic chloride pesticides (e.g. DDT, hexachlorocyclohexane), the author describes organic matter pollution and the resulting self-purification in which all but a few of the organisms present will die. During polluted stream.

Self-purification by anaerobic and aerobic fermentation is essentially a biological phenomenon brought about by organic-matter-consuming organisms such as fungi, algae, protozoa, rotifera, gastrotrichaw, oligochaete worms and diptera. The wiry bacteria *Sphaerotribus* plays an important part in self-purification.

Little or no oxygen, abnormally high carbon-dioxide or toxic-substance contents and water turbidity will give rise to conditions in which all but a few of the organisms present will die. During self-purification, the properties of the environment—more particularly the oxygen content—will gradually improve. In the highly polluted zone, there is a decrease in the *variability index* of the population i.e. the number of species diminish (see fig. 1 and 2) and the number of individuals within a species increase.

If there is too great an excess of phenolic of ammonium compounds, the fauna may disappear entirely.

As self-purification proceeds and dissolved oxygen goes up, the number of species increase. However, the rate at which this occurs

will vary with season, temperature and maximum and minimum stream discharge. Thus, the highly polluted zone, the zone below it where regeneration is taking place and the species which are present in both, will depend essentially on local overall conditions (see fig. 1). Different zoological groups behave differently as pollution indicators. For instance, certain species or, rather, biocoenoses can only thrive in clean water e.g. a population consisting of Heptageniida larvae and nymphs (ephemeroptera), Perlidae (plecoptera) and fixed-sheath trichoptera. However, care should be exercised before conclusions are reached since *resistance varies considerably from species to species* in the larvae of the three above groups. This is the case for trichoptera (Hydropsychidae) aquatic coleoptera (fig. 2) and the lower crustacea (Gammarus). Diptera larvae are mainly to be found in polluted waters though there are exceptions e.g. *Diamesa novorienda*, *Cricotopus absurdus*, *Liponeura sp.* Molluscs live in moderately polluted water, although *Bythinella austriaca* is found only in highly oxygen-rich water.

Several local ecological factors may change the environment and, consequently, the indicator value of a species or an association of species. Such factors are erosion, flow variation, soil type, position of tributaries, predatory action etc.

After having criticized Kolkwitz and Marson's Saprobic system, which nonetheless retains some general value, the author presents a practical method used in France for diagnosing pollution. The method consists in estimating a conventional "biotic index", running from 1 to 10, from the forms encountered (called *Systematic Units*) and from the predominant zoological group (called the *Reference Fauna Group*) (see fig. 3 and 4).

