

Opera suspicionată (OS)  
Suspicious workOpera autentică (OA)  
Authentic workOS | POSTOLACHE, Carmen, POSTOLACHE, Cristian. *Introducere in ecotoxicologie*. București: Ars Docendi, 2000.OA | Ramade, F. *Precis d'ecotoxicologie*. Paris:Masson, 1992.

## Incidența minimă a suspiciunii / Minimum incidence of suspicion

p.201:31 – p.201:37

p.96:04-p.96:09

p.202:02 – p.202:

p.87:20-p.87:25

p.202:Figura 5.17

p.96:Figure 3-7

p.202:08 - p.202:16

p.87:38 – p.87:45

p.203:01 - p.203:09

p.87:26 - p.87:31

p.204:03 – p.204:15

p.90:23 – p.90:39

p.204:16 – p.204:26

p.91:08 – p.91:19

p.205:22 - p.206:09

p.92:11 – p.93:04

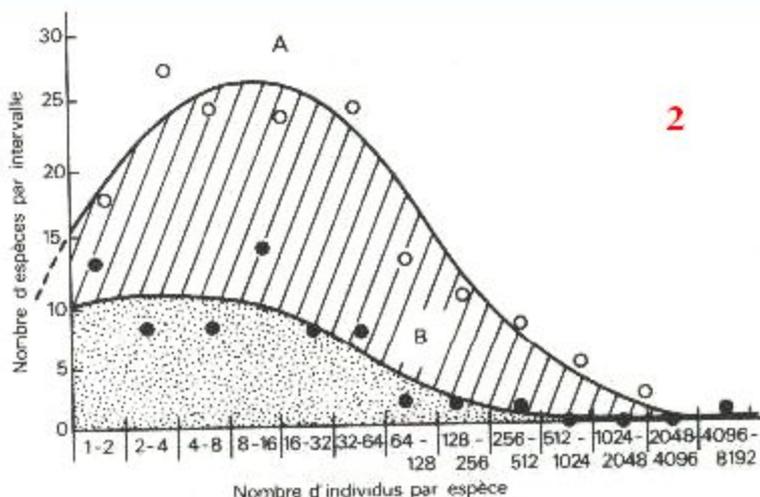
Fișa întocmită pentru includerea suspiciunii în Indexul Operelor Plagiate în România de la  
[www.plagiate.ro](http://www.plagiate.ro)

## Precizare:

Prin notația p.201:31 - p.201:37 se înțelege că fragmentul de text preluat din opera autentică de la p.96:04 până la p.96:09 fără indicarea provenienței în opera suspicionată este cuprins integral între rândul 31 al pag.201 și rândul 37 al pag.201.

Historiquement, les premières recherches sur les effets des pollutions sur la distribution d'abondance d'une communauté ont été effectuées sur la pollution thermique par une centrale de l'AEC dans la Savannah River (Patrick, 1949; Patrick *et al.*, 1954). La comparaison d'un peuplement de Diatomées periphytiques entre une zone polluée et non polluée du cours d'eau permet de démontrer que la diminution de diversité spécifique s'accompagnait d'une modification de la distribution d'abondance. En effet, il s'observait une diminution du nombre d'espèce accompagnée d'une augmentation de la dominance des espèces les plus abondantes (Fig. 3-7).

1



2

Figure 3-7 — Distribution d'abondance comparée entre les peuplements de diatomées benthiques en amont (A) et en aval (B) d'une zone de rejet d'une pollution thermique. Bien que les deux types d'échantillons s'ajustent sur une distribution de Preston, on remarque une diminution du nombre d'espèces dans l'octave modal et une tendance à l'augmentation de densité des espèces les plus abondantes (d'après PATRICK et coll. in CAIRNS, 1972).

Dans nos propres recherches, nous avons comparé les courbes de distribution d'abondance établies à partir des données numériques obtenues par l'étude de deux types de biotopes lenticques, les uns consistant en « mares » situées dans des prairies naturelles (témoin) les autres en « mares » constituée par la collection d'eau de ruissellement au fond de dépressions situées dans des champs où se pratique une céréaliculture intensive (Ramade et coll., 1983 et suiv.).

La comparaison des distributions d'abondance concernant le peuplement de Macroinvertébrés benthiques a montré que celles concernant les témoins s'ajustaient sur une distribution de Preston. À l'opposé, la distribution du peuplement de mares dont les eaux sont contaminées par les nombreux traitements pesticides effectués en zone de culture intensive présente des caractères intermédiaires entre la distribution de Preston et celle de Motomura (type log-linéaire) (Fig. 3-8).

De façon générale, on peut considérer que les communautés fortement perturbées par une pollution possèdent des courbes de distribution d'abondance qui

avec des pesticides se traduisait par une forte diminution de densité et même par la disparition de plusieurs familles d'Invertébrés benthiques, en particulier celles les plus pollusensibles (Ramade *et al.*, 1983 et 1985; Ramade, 1987).

Chez les Poissons, de nombreuses investigations ont montré que la sensibilité aux polluants augmente des Cyprinidés aux Percidés puis aux Salmonidés.

Les travaux effectués sur l'impact des pluies acides sur les communautés planctoniques des lacs oligotrophes ont mis en évidence une forte corrélation entre l'acidité croissante de l'eau et la diminution de richesse spécifique (Tableau III-1). Une baisse significative du nombre d'espèces du phytoplancton et du zooplancton fut observée dès le début des années soixante-dix au-dessous d'un pH de 5,9 en Suède, conséquence de l'acidification des eaux lacustres par les précipitations acides (Almer *et al.*, 1974).

On comptait en moyenne 40 espèces d'Algues phytoplanctoniques et 15 espèces de zooplancton dans les lacs de pH supérieur à 7 contre seulement 10 de phytoplancton et 5 de zooplancton dans ceux dont le pH était inférieur à 4,8 (Fig. 3-2). En outre, une diminution de productivité accompagnait celle de la richesse spécifique, les espèces les plus affectées étant les Cladocères en particulier les *Daphniidae* dont se nourrissent préférentiellement les Poissons.

### Effets sur la dominance

La diminution de richesse spécifique s'accompagne souvent de modifications dans la dominance des peuplements affectés par une pollution. Il arrive très souvent que l'espèce dominante — la plus abondante — soit pollusensible et présente une forte diminution de densité. En conséquence, soit la dominance est diminuée, soit elle est maintenue par suite de substitution d'espèces. Bien qu'il soit difficile de tirer une conclusion générale, on constate qu'en règle générale, la pollution d'un biotope se traduit par une diminution de l'abondance des consommateurs par rapport à celle des producteurs et une modification de la proportion des différents types trophiques (Hall et Likens, 1980). Les espèces spécialisées au plan alimentaire paraissent plus affectées que les généralistes et les prédateurs voient leur nombre décroître de façon nettement plus importante que celui des effectifs espèces herbivores.

En milieu aquatique, la pollution des eaux provoque très souvent une augmentation de la dominance en faveur des Chironomides. Dans les écosystèmes forestiers exposés aux pluies acides, on observe un accroissement de la dominance des Collemboles.

Plusieurs indices de dominance ont été proposés en écotoxicologie.

Le plus simple est celui de Berger et Parker (1970) :

$$D = \frac{N_1}{N} \quad (1)$$

où  $N_1$  est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante et  $N$  le nombre total d'individus.

Dans nos recherches sur les effets de la pollution des eaux par des pesticides sur les milieux lenticques situés en zone d'agriculture intensive, nous avons fait recours à l'indice de Simpson (D)

$$D = \sum_{i=1}^s \left( \frac{n_i}{N} \right)^2 \quad (2)$$

Il est de la sorte possible d'observer une diminution de la dominance dans les communautés d'Invertébrés benthiques affectées par une pollution permanente des eaux par des traces de divers pesticides organochlorés et épisodiquement d'herbicides (Ramade et coll, 1985).

### Effets sur la diversité spécifique

La mesure de la diversité spécifique constitue une première approche d'évaluation de l'effet des polluants sur la structure des peuplements et des communautés affectées.

Comme les toxiques agissent à la fois sur la richesse spécifique et sur l'abondance des espèces, il est assez évident qu'ils vont modifier la diversité des biocénoses propres aux milieux contaminés.

Une diminution de diversité va donc traduire une dégradation environnementale générale dans un écosystème.

L'usage des indices de diversité dans l'évaluation de l'impact écotoxicologique des polluants sur les communautés et (ou) les peuplements exposés remonte à la fin des années cinquante. En particulier, la diminution de la diversité a été utilisée pour disposer d'un indicateur quantitatif de la dégradation des écosystèmes aquatiques par la pollution.

Initialement, les écologistes ont fait recours à une forme « qualitative » d'évaluation de la diversité, celle des indices biotiques. Par la suite, ont été employés divers indices quantitatifs en particulier celui de Shannon <sup>17</sup>.

De nombreux indices de diversité ont été utilisés en écotoxicologie.

Dans les cas exceptionnels où tous les individus d'une communauté peuvent être dénombrés, Pielou a proposé l'indice de Brillouin dont la variante la plus connue est celle de Margaleff :

$$H = \frac{1}{N} \log_2 N! - \sum_{i=1}^s \log_2 n_i! \quad (3)$$

(où N est le nombre total d'individus, S, le nombre total d'espèces,  $n_i$  le nombre d'individus de l'espèce de rang i).

Pour des applications pratiques les écotoxicologistes préfèrent se référer à des indices pouvant s'appliquer à des échantillons car les communautés ne peuvent pas être dénombrées dans leur totalité.

Costes (1974) a appliqué l'indice de Lyod, Zadd et Karr :

$$5 \quad H = \frac{C}{N} \left( N \log_{10} N - \sum_{i=1}^s n_i \log_{10} n_i \right) \quad (4)$$

où C est le nombre de classes de fréquence exprimé en bits (pour 10 classes C = 3,3219).

Toutefois, jusqu'à présent l'indice de diversité qui a été le plus utilisé en écotoxicologie est incontestablement celui de Shannon-Wiener :

<sup>17</sup> Au sujet de l'usage des indices biotiques et de diversité dans le *monitoring*, voir chapitre 5.

$$\overline{H'} = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \text{Log}_2 \frac{n_i}{N} \quad (5)$$

où  $\frac{n_i}{N} = p_i$  où  $p_i$  est la probabilité d'occurrence de l'espèce de rang  $i$ .

5

En relation avec ce dernier est aussi utilisé l'indice d'équitabilité de Pielou (1966) :

$$H = \frac{\overline{H'}}{\text{Log}_2 S} \quad (6)$$

Il convient néanmoins de préciser que certaines limitations compliquent l'usage des indices de diversité.

L'indice de Shannon, par exemple, donne le même poids aux espèces de même abondance quelle que soit leur affinité taxonomique, en outre ce sont les espèces les plus abondantes qui contribuent le plus à la valeur finale de l'indice<sup>18</sup>.

Afin d'éviter une telle critique, Osborne *et al.* (1980) ont proposé d'utiliser un indice hiérarchique de diversité ( $H_{(D)}$ ) établi par extension d'une formule de Pielou (1975) afin d'y inclure trois niveaux taxonomiques (familial, générique, spécifique) :

$$H_{(D)} = H'_{(F)} + H'_{(G)} + H'_{(S)} \quad (7)$$

où  $H'_{(F)}$  est le composant de la diversité au niveau de la famille,  $H'_{(G)}$  le composant générique de la diversité totale et  $H'_{(S)}$  le composant spécifique de la diversité totale. Les données provenant de cinq communautés d'Invertébrés aquatiques affectées par le lessivage de stériles de mines à ciel ouvert ont été analysées sur la base de cet indice de diversité hiérarchique calculé à partir du nombre d'individus ou des niveaux trophiques. Les deux types de résultats ont montré que plus d'information pouvait être obtenue en utilisant un tel indice.

6

De façon très générale on observe de la sorte une forte chute de la diversité spécifique là où une pollution massive provoque une très forte dégradation de la qualité des eaux.

Ainsi, Echaubard et Neveu (1974) ont pu mettre en évidence l'effet de rejets d'industries agroalimentaires dans la Couze Pavin sur le peuplement de Macroinvertébrés benthiques (Fig. 3-3), une chute brutale de l'indice de Shannon s'observant au point de rejet de l'effluent.

Coste (1974) a de même évalué les effets des décharges d'égouts sur le peuplement de Diatomées benthiques de la Seine par mesure de la diversité en utilisant l'indice de Lyod, Zadd et Karr dans 27 stations situées entre Montereau, en amont, et Mantes, en aval de Paris. Cet auteur met de la sorte en évidence un effet drastique des rejets d'eaux très polluées sur la diversité des peuplements exposés cet indice présentant une diminution importante aux points où se déversent les deux principaux émissaires (Fig. 3-4).

<sup>18</sup> Cela présente toutefois l'avantage que cet indice est relativement insensible à la taille de l'échantillon, les espèces les moins abondantes ayant peu de chance d'être récoltées si l'échantillon est de taille réduite.

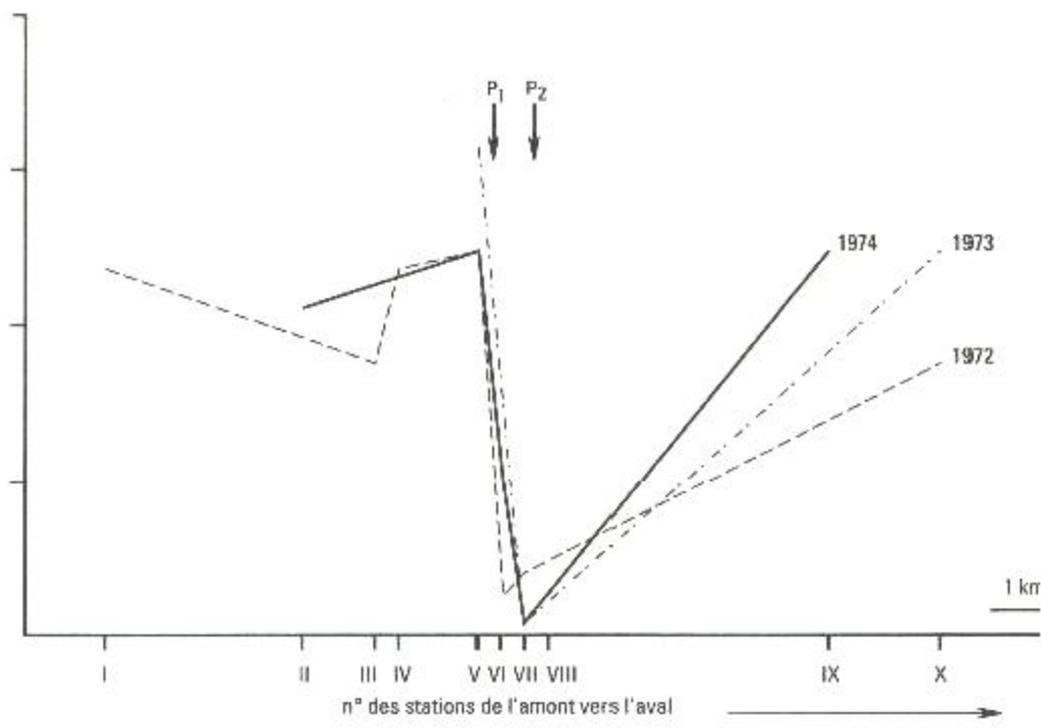


Figure 3-3 — Effets d'un effluent pollué par des rejets d'industries agro-alimentaires sur la diversité du peuplement de macroinvertébrés benthiques d'une rivière, la Couze Pavin dans le Puy-de-Dôme. On notera que se produit une chute brutale de l'indice de Shannon en aval de chaque émissaire ( $P_1$  et  $P_2$ ), le peuplement subsistant ne comportant qu'un tout petit nombre d'espèces pollutolérantes (d'après ECHAUBARD et NEVEU, *Ann. Stat. Biol. Besse*, 1974).

7

En réalité l'usage des indices de diversité et autres méthodes de description quantitative d'une communauté doit être fait avec beaucoup de discernement en écotoxicologie. En effet, si on se place dans un gradient de concentration croissante des polluants, on constate souvent que la diversité spécifique mesurée selon Shannon ne décroît pas systématiquement de façon régulière à mesure que la concentration augmente. Souvent se produit tout d'abord un accroissement de la diversité résultant d'une augmentation d'équitabilité due à la diminution des effectifs des populations des espèces dominantes qui sont les plus pollusensibles. Ce n'est qu'aux fortes concentrations que le nombre d'espèces se met à baisser, provoquant une chute de l'indice (Fig. 3-5).

8

Boyle *et al.* (1990), ont fait une étude théorique destinée à évaluer la validité de l'usage de 16 indices souvent employés dans des études sur la qualité des eaux par une méthode de simulation de modèles. Ils sont partis de trois communautés de structure initiale différente (ayant 19, 36 et 83 espèces) mais s'ajustant toutes sur des distributions lognormales. La perturbation de ces communautés a été effectuée de trois méthodes différentes : par réduction des espèces communes, des espèces rares ou d'égale valeur pour toutes les espèces. Ils ont pu, de la sorte

démontrer que la réponse des indices utilisés pour évaluer ces changements dépend de la structure initiale de la communauté et du type de modification observé. Ils concluent aussi que si l'indice de Shannon-Wiener traduit assez bien

8

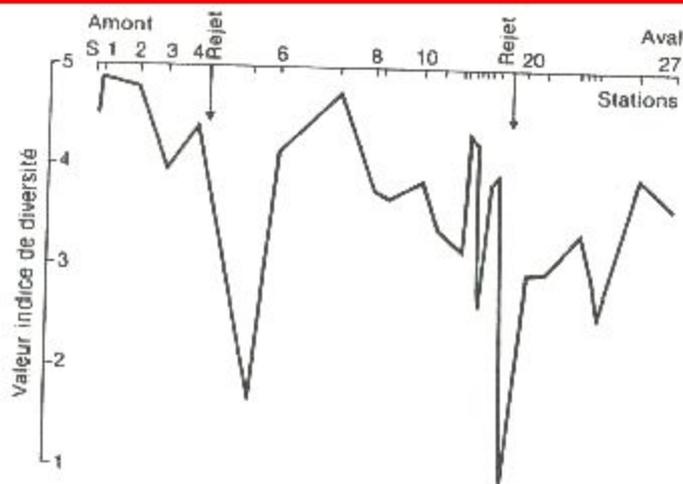


Figure 3-4 — Influence d'une pollution sur la diversité du peuplement de la Seine en *Diatomées benthiques*. Les mesures effectuées en 27 stations comprises entre l'amont et l'aval de Paris mettent en évidence une chute brutale de diversité liée à une pollution maximale des eaux engendrée par les rejets d'égouts (flèches), aux stations 4 et 19 (d'après COSTES et VERNEAUX in PESSON, *La pollution des eaux continentales*, 2<sup>e</sup> ed. 1980, Gauthiers-Villars, Paris, p. 262).

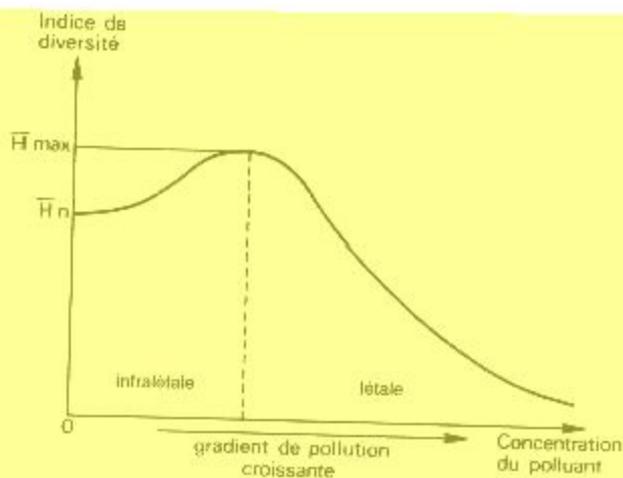


Figure 3-5 — Variation de la diversité spécifique dans un gradient de pollution croissante. On remarque une augmentation transitoire de la diversité due à la diminution de dominance de la ou des espèces les plus abondantes (d'après RAMADE *et al.*, 1983).

cibles mais stimulait aussi une explosion des populations d'Algues en faisant disparaître les espèces clés des peuplements zooplanctoniques qui broutent le phytoplancton.

Les Métaux lourds peuvent aussi exercer une action néfaste sur la productivité primaire du phytoplancton et d'autres Algues en milieu limnique ou marin, en particulier le Cuivre qui est très toxique pour ces organismes.

Ainsi, des concentrations de Cuivre aussi faibles que 4 ppb exercent déjà une action inhibitrice significative sur la fixation du Carbone par la diatomée phytoplanctonique *Tellina tenuis*.

### La pollution par le pétrole

En milieu marin, il a été démontré à la fois expérimentalement et *in situ* que celle-ci exerçait une action défavorable sur la productivité primaire.

À la suite du naufrage du *Torrey-Canyon* en 1967 furent entreprises diverses recherches sur les effets des hydrocarbures sur la structure et l'activité photosynthétique des communautés phytoplanctoniques marines, qui ont connu depuis d'importants développements. Lors de cette marée noire, il fut montré que le microplancton (Prasinophycées, certaines Cryptophycées) qui vit dans les couches les plus superficielles de l'Océan est particulièrement affecté par les hydrocarbures, leur abondance diminuant considérablement dans les zones contaminées (Nelson-Smith, 1970).

Des travaux expérimentaux effectués en laboratoire et *in situ* ont montré que le pétrole affectait même à faibles concentrations la photosynthèse du phytoplancton. En outre, se produit un phénomène de photo-oxydation qui produit des dérivés beaucoup plus toxiques que les hydrocarbures initiaux (Lacaze, 1978). Diverses expérimentations effectuées sur des communautés microplanctoniques, sur des phytoflagellés (*Phaeodactylum*, *Dunaliella*) et sur des Diatomées marines (*Amphora*, *Navicula*) ont révélé que la fixation photosynthétique du  $^{14}\text{C}$  était significativement altérée à des concentrations inférieures à la ppm (Fig. 3-21).

D'autres recherches initiées antérieurement par Lacaze (1974 et suiv.) ont aussi montré que l'on pouvait observer *in situ* dans des enceintes expérimentales <sup>23</sup>, contaminées à raison de 1 g/m<sup>2</sup> avec du pétrole brut du Koweït, une nette baisse de la photosynthèse de la communauté phytoplanctonique. Alors que celle-ci est de 20 mg de C fixé par m<sup>2</sup> et par 24 h, elle tombe à 10 mg/m<sup>2</sup>/h dans les cuves contaminées et devient même ensuite quasiment nulle pendant 15 jours. Un mois après le début de l'expérience, la productivité est toujours significativement inférieure à celle du témoin (Fig. 3-22).

### Effets sur la productivité secondaire

L'impact de la pollution des biotopes sur la productivité secondaire des écosystèmes terrestres et aquatiques est la conséquence de deux types de processus distincts : l'effet direct à long terme sur les consommateurs Invertébrés et Vertébrés et l'effet indirect qui peut provenir de la diminution de productivité primaire. **9**

<sup>23</sup> Cf. chapitre 6 pour les détails techniques de tels dispositifs.

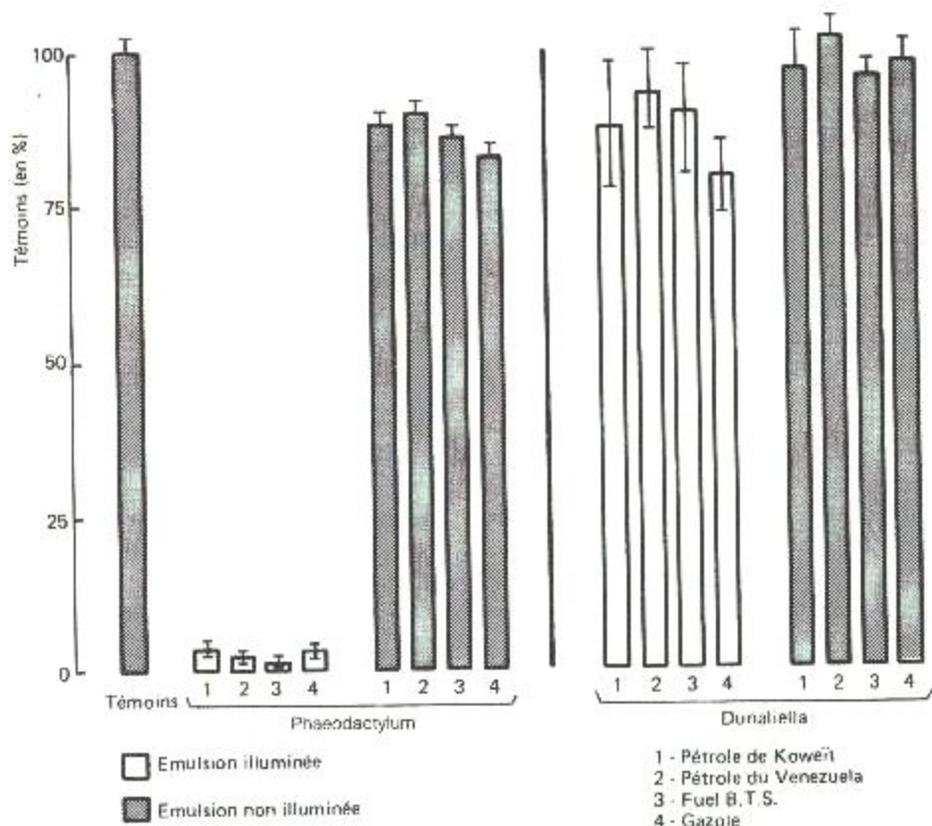


Figure 3-21 — Effets d'émulsions pétrole-dispersant sur l'activité photosynthétique d'algues phytoplanctoniques. Les histogrammes représentent l'intensité de la production primaire nette par rapport à celle du témoin non traité, exprimée en %. On remarque l'importance des phénomènes de photo-oxydation dans l'exaltation de la toxicité des hydrocarbures pour *Phaeodactylum* (d'après LACAZE, 1978).

Les effets adverses de l'acidification des eaux ou de leur contamination par des composés organiques et (ou) des Métaux sur les Macroinvertébrés aquatiques concerne tous les groupes taxonomiques. Bien que quelques espèces tolérantes se rencontrent toujours dans les environnements pollués, la tendance générale se manifeste toujours dans le sens d'une diminution du nombre d'individus, d'espèces et de biomasse.

Dans les lacs et les cours d'eau acidifiés, une diminution importante d'abondance et de biomasse du zooplancton a été observée (Almer *et al.*, 1974; Stenson et Oscarson, 1985). On rencontre peu d'espèces et une faible abondance des Copépodes cyclopoïdes, peu de Cladocères bien que quelques espèces puissent devenir abondantes (*Bosmina aragoni* et *Diaphanosoma brachyurum* par exemple). Les *Daphniidae* peuvent totalement disparaître. Une espèce de Caranoïde domine habituellement la communauté de zooplancton brouteurs. Ainsi, *Eudiaptomus gracilis* est remplacé en Scandinavie par *Diaptomus laciniatus* tandis que dans les lacs acidifiés d'Amérique du Nord, il est remplacé par *Diaptomus miniatus* (Hanson, 1974; Sprules, 1975).

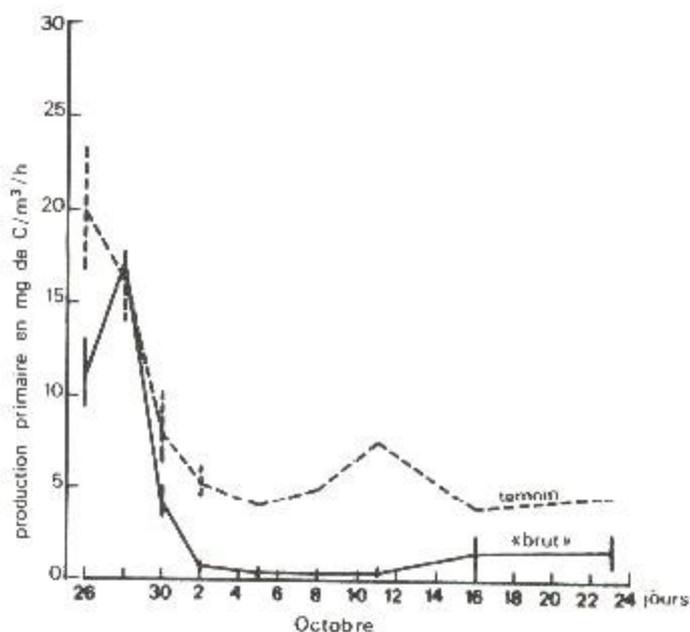


Figure 3-22 — Influence de la contamination par le pétrole des eaux marines sur la productivité primaire du phytoplancton. La fixation de  $^{14}\text{C}$  a été effectuée dans deux zones d'estuaires voisines et dans des enclos, l'un servant de témoin, l'autre contaminé par un  $\text{g}/\text{m}^2$  de brut du Koweït. Les segments verticaux correspondent à l'étendue de l'intervalle de confiance à  $p = 0,95$  de sécurité (d'après LACAZE, 1974).

En outre, en conséquence de la disparition des Poissons consécutive à l'acidification, quelques espèces d'Invertébrés prédateurs telles *Chaoborus obscuripes* et *Glaenocorixa propinqua* deviennent plus abondantes dans les lacs. Ils consomment du zooplancton, principalement des Cladocères, ce qui peut conduire à une augmentation de fréquence des Copépodes, fait qui a été réellement observé dans des lacs acidifiés (Nyman et coll., 1985).

11

De façon générale, on constate que la productivité secondaire des eaux continentales décroît avec l'acidification. L'augmentation de biomasse des espèces les plus tolérantes à l'acidité ne compensant pas la diminution des autres taxa.

12

L'action des pesticides se traduit aussi par une diminution de productivité secondaire des écosystèmes lenticques pollués par les traitements phytosanitaires. Nous avons pu mettre en évidence ce phénomène dans nos propres recherches en comparant la productivité secondaire de mares contaminées par des résidus d'herbicides et d'insecticides avec celles de mares témoins (Fig. 3-23). Ainsi, dans des mares situées dans des prairies naturelles non traitées à des pesticides prises comme témoin, la biomasse de Macroinvertébrés benthiques est supérieure à  $35 \text{ g}/\text{m}^3$  et la productivité à  $160 \text{ g}/\text{m}^3$  et par an alors que dans des mares situées dans des champs de culture intensive, la biomasse est inférieure à  $20 \text{ g}/\text{m}^3$  et la productivité à  $80 \text{ g}/\text{m}^3/\text{an}$ .

Les pluies acides provoquent par exemple une diminution significative de certaines Bactéries ainsi que des Invertébrés saprophages de la pédofaune (Tableau III-2).

TABLEAU III-2 — Effet de deux pluies acides sur deux parcelles de Pins sylvestres l'une ayant reçu 50 kg d'acidité forte par hectare et par an (Pluie I), l'autre de 200 kg/ha/an (Pluie II) (d'après BAATH *et al.*, 1980).

Valeurs exprimées en % par rapport au témoin

Organismes	Témoin	Pluie I	Pluie II
Bactéries			
nombre	100	nd	79
Biomasse	100	nd	52
Mycelium saprophytique actif	100	nd	25
Animaux détritivores	100	85	59
Enchytraeidae (*)	100	76	11
Acarlens	100	95	74

(\*) Famille d'oligochètes terricoles de taille plus petite que celle des Lumbrics, très abondants dans la litière et les sols des forêts.

Ainsi, le nombre, la biomasse et la taille cellulaire des Bactéries des sols ainsi que la longueur des Champignons dégradant la litière sont réduits lors d'une acidification expérimentale à un pH de 4,2 tandis que l'abondance des mycélium augmente (Baath *et al.*, 1980).

De façon générale, des groupes de décomposeurs tels les Protozoaires et les Oligochètes terricoles deviennent très rares dans la plupart des sols de pH inférieur à 4 (Stout et Heal, 1967; Satchell, 1967).

Dans des expérimentations où l'on testait l'acido-préférence des Vers de terre pour divers types de sols, les *Lumbricidae* et les *Enchytraeidae*, ou bien colonisaient les humus basiques, ou bien évitaient les humus de pH inférieur à 3,9 (Havgon, 1980).

Parmi les Arthropodes, on observe une raréfaction des Acariens, en particulier des Oribatides dans les sols exposés aux pluies acides (Hagyar et Amundsen, 1981). À l'opposé, on observe une fréquence anormalement élevée des Collemboles dans ces sols acidifiés, conséquence d'une diminution de la compétition interspécifique avec les autres taxa constituant la pédofaune.

L'accumulation de Métaux toxiques dans les horizons supérieurs des sols est aussi susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

L'étude de la vitesse de décomposition de la litière dans une forêt située à proximité d'une fonderie de Plomb (Jackson et Watson, 1977) a montré que celle-ci était presque deux fois plus lente à proximité de l'usine (dans l'horizon de dégradation) que dans un site non pollué situé à 21 km de cette dernière (Fig. 3-25).

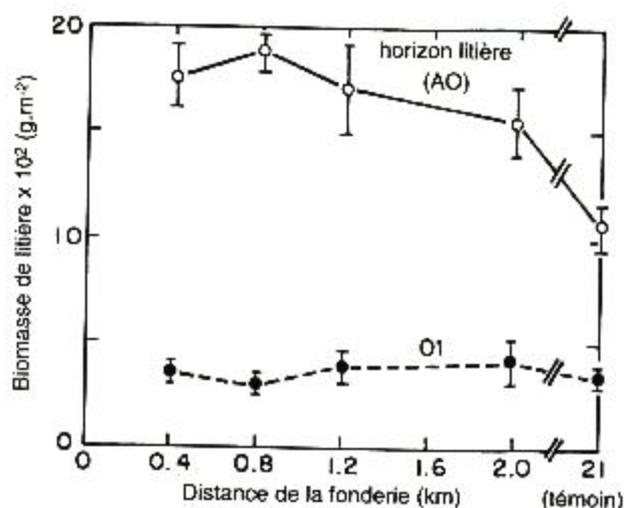


Figure 3-25 — Effets de la pollution atmosphérique sur la biomasse de litière d'une forêt. La biomasse est exprimée en  $g/m^2$ . On constate une litière beaucoup plus épaisse en zone polluée, due à la diminution de la pédofaune affectée par les aéropolluants (d'après JACKSON et WATSON in SHEEHAN, *Functional changes in the ecosystem*, 1984).

En outre, une diminution significative de la pédofaune a été observée dans la zone la plus polluée par les Métaux lourds rejetés par la cheminée de cette usine (Tableau III-3).

TABLEAU III-3 — Biomasse moyenne d'Arthropodes dans l'horizon A1 d'une forêt polluée par rejet de Métaux lourds par une fonderie de Plomb (d'après JACKSON et WATSON in SHEEHAN, 1984).

Distance de la fonderie (en km)	Biomasse (en $mg/m^2$ )		
	Prédateur	Détrivores	Mycophages
0,4	2,1 (*)	2,3 (*)	0,8 (*)
0,8	5,8	16,6 (*)	2,4 (*)
1,2	14,0	12,6 (*)	5,8
2,0	87,6	92,6	16,1
21 (témoin)	17,3	61,1	22,1

(\*) Significatif à  $p = 0.1$

La pollution des sols par les pesticides exerce aussi un effet néfaste sur la pédofaune de décomposeurs.

De nombreux Invertébrés saprophages (larves de Coléoptères, de Diptères, Collemboles, Acariens, Oligochètes), qui jouent un rôle essentiel dans la dégradation de la litière et les premières étapes de l'humification présentent souvent une forte sensibilité aux insecticides et autres produits dits phytosanitaires.

Ainsi, le Carbaryl utilisé dans la lutte contre une chenille défoliatrice des forêts caducifoliées, *Lymantria dispar*, à des concentrations de 1,4 à 11 kg/ha provoque de fortes mortalités dans les populations de Collemboles et d'Acariens des sols (in Brown, 1978). Ce même insecticide utilisé à raison de 2,5 kg/ha/an dans une prairie naturelle pour éliminer des Insectes ravageurs a provoqué la mort de 95 % des Invertébrés détritiphages.

La sensibilité de la géodrilofaune aux pesticides constitue une des conséquences les plus préoccupantes de la pollution des sols par ces substances. Les lombrics et autres Oligochètes terricoles, dont le rôle écologique est essentiel pour la fragmentation de la litière et dans le début du processus d'humification, sont nettement moins abondants dans les sols exposés à des traitements pesticides. De plus, il apparaît que non seulement les insecticides mais aussi certains fongicides présentent une forte toxicité pour les Vers de terre.

14

Bien que la toxicité des fongicides soit généralement assez faible pour les Invertébrés, certains d'entre eux sont très nocifs pour les Lombrics dont le rôle n'est plus à rappeler sur l'élaboration et le maintien de la structure des sols (cf par exemple, Bouché, 1974 et suiv., Lavelle, 1983 et suiv.).

Dès le début des années soixante, on trouvait un appauvrissement de la géodrilofaune traitée par la bouillie bordelaise (Mellanby, 1967). Utilisés dans des vergers aux doses prescrites pour le traitement contre les agents de la tavelure, le Captane, le Thiabendazole, le Méthylthiophanate et le Bénomyl augmentent respectivement de 7, 26, 36, et 39 fois la quantité de litière restant à la surface du sol, par suite du ralentissement de la consommation des Vers de terre. Leur activité est totalement inhibée par 1 200 g/ha de Bénomyl ! Ces mêmes insecticides épanchés à raison de 0,78 g/m<sup>2</sup> provoquent 100 % de mortalité dans une population d'Oligochètes après 18 jours de contact (Wright et Stringer, 1973).

La pollution des eaux exerce aussi un effet négatif sur les processus de décomposition de la matière organique morte et sur le cycle des éléments en milieu aquatique.

L'acidification des écosystèmes limniques par les pluies acides perturbe considérablement les processus de décomposition de la litière en conséquence de la baisse de pH et de la mise en solution de divers Métaux toxiques (Aluminium, mais aussi Cadmium, Mercure, etc.) qui inhibent la décomposition microbienne de la matière organique (Anderson, 1985).

La comparaison de lacs de pH d'acidité croissante a montré que la vitesse de décomposition de la litière allait en diminuant quand on passait de pH 7 à pH 5, de même que la densité en Bactérie dans cette dernière. Cependant, il existe des différences selon les espèces d'arbres considérées (Fig. 3-26).

Bien que les recherches effectuées en milieu marin sur l'interaction entre polluants et décomposeurs soient relativement peu nombreuses, il a été montré que la pollution des sédiments par le pétrole diminuait considérablement la densité des espèces détritiphages, en particulier des Amphipodes vivant à leur surface.