

## CHAPITRE IV

### INDICATEURS BIOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES

Tout écosystème est formé d'un assemblage d'espèces organisées selon une structure définie. Celle-ci se manifeste en particulier par l'existence de relations quantitatives entre les abondances des espèces. Si un écosystème est stable, ces relations ne changent pas, sauf lorsqu'elles présentent des variations périodiques liées aux cycles fonctionnels normaux de l'écosystème.

Il n'est pas rare que par leur simple présence, certaines espèces révèlent des propriétés particulières de l'écosystème : bien des végétaux, par exemple, fournissent des indications précises sur le sol. De telles espèces indicatrices sont donc précieuses lorsqu'il s'agit de caractériser un écosystème d'un point de vue typologique, tout spécialement lorsqu'elles informent sur des propriétés de leur environnement non évidentes ou difficiles à mesurer.

Le plus souvent cependant, la détermination typologique d'un écosystème ne s'appuie pas sur le seul repérage de telle ou telle espèce indicatrice. Généralement, elle résulte d'une analyse structurale d'ensembles plurispécifiques, comme cela se pratique en phytosociologie par exemple. L'idée que la structure spécifique d'une phytocénose ou celle d'une fraction de zoocénose puissent ainsi permettre de caractériser l'écosystème dont elles font partie, lorsque cette structure est stable, a pour corollaire l'idée que toute perturbation doit provoquer un changement de structure. La détection de tels changements au sein d'un écosystème devrait donc en retour révéler l'existence des perturbations auxquelles il est soumis.

Beaucoup d'auteurs s'accordent à penser que des indicateurs utilisant des modifications structurales d'ensembles plurispécifiques doivent être plus efficaces que des espèces indicatrices prises isolément, quand on veut détecter des perturbations avec une bonne sécurité (voir par exemple CAIRNS, 1974). Sans doute ne faut-il pas généraliser trop vite : la régression d'une espèce, voire sa disparition, ou au contraire l'installation et le développement d'une autre peuvent donner d'excellentes indications. Cependant, les auteurs qui soulignent l'intérêt des changements de structure ont aussi à l'esprit l'idée que des écosystèmes de même type ont une structure identique, malgré des différences de composition spécifique : des indices structuraux indépendants de celle-ci auraient alors un champ d'application plus vaste que des espèces indicatrices considérées chacune en elle-même.

Dans tous les cas, l'utilisation d'indicateurs écologiques rencontre les difficiles problèmes évoqués dans le premier chapitre, qui concernent la signification pouvant être attribuée aux indications fournies : apprécie-t-on un écart par rapport à un état de référence, ou bien un niveau de potentialités adaptatives ou encore les deux à la fois ?

Une analyse des méthodes de bioévaluation utilisant des indicateurs écologiques montrera comment se posent ces questions de façon plus concrète, tout d'abord dans le cas des eaux continentales, pour lesquelles les recherches sont les plus avancées, puis dans ceux des milieux marins, lagunaires et enfin terrestres.

#### I — BIOÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX CONTINENTALES

##### A — PANORAMA DES RECHERCHES

L'utilisation d'organismes pour porter un jugement sur l'état des écosystèmes aquatiques continentaux remonte au moins à KOLKWITZ et MARSSON (1908, 1909), fondateurs de la méthode dite « des Saprobie ». Utilisée en particulier en Allemagne et quelques autres pays européens, cette méthode a donné lieu à de nombreux travaux visant à l'affiner ; il en existe des analogues aux U.S.A. (WILHM, 1975). Toutes ces méthodes s'appuient sur l'observation que les rivières polluées par des rejets chargés en matière organique présentent des zones de pollution décroissante auxquelles sont associés des assemblages particuliers d'organismes. Chacun de ceux-ci est constitué par des espèces ayant la même tolérance vis-à-vis de la matière organique. Des classifications plus ou moins détaillées ont été proposées d'une part pour ces zones de saprotrophie, d'autre part pour les microorganismes, les végétaux et les animaux (voir par exemple SLADECEK, 1973 ; WILHM, 1975 ; TUFFERY, 1980).

Lors de l'étude d'un secteur de rivière, la détermination des espèces présentes et de leurs degrés respectifs de saprophilie permet d'en déduire le niveau de pollution organique du secteur. Cette procédure, dont l'intérêt, mais aussi les limites, ont été mis en relief par SLADECEK (1965, 1973), appelle en réalité de nombreuses critiques, qui portent aussi bien sur ses fondements que sur ses possibilités d'utilisation pratique (TUFFERY, 1980 ; VERNEAUX, 1980b, 1984). Deux difficultés majeures méritent d'être soulignées ici, car elles permettent de soulever des problèmes de portée générale. En premier lieu, les organismes sont classés en fonction de leur seule tolérance vis-à-vis de la charge en matière organique ; cependant, leur présence ou leur absence peuvent dépendre de bien d'autres facteurs, les uns propres au biotope, telle la granulométrie du substrat pour les organismes benthiques, les autres liés aux divers polluants présents en plus de la

TABLEAU VIII

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de diverses catégories d'organismes pour le classement typologique et l'évaluation de la qualité des eaux continentales.

BACTÉRIES	BLANT & STETTLER, 1982 - BOTT, 1973 - CABELLI, 1982 - CHRISTIAN & PIPES, 1983 - CLARK <i>et al.</i> , 1982 - DE LEVAL <i>et al.</i> , 1976 - DORAN <i>et al.</i> , 1981 - DUSSART, 1982 - JAZRAWI & AL-HINDAWI, 1982 - LALIBERTE & GRIMES, 1982 - LECLERC <i>et al.</i> , 1981 - MOSSEL, 1982 - STARZECKA <i>et al.</i> , 1979.
ACTINOMYCETES	MARA & ORAGUI 1981.
PHYTOPLANCTON, ALGUES	COSTE, 1974, 1978 - DAKSHINI & SONI, 1982 - DE FERREIROS, 1980 - DELPRETE & SCHOFIELD, 1981 - DESCY, 1980 - GOLCZ, 1981 - GUNALE & BALAKRISHNAN, 1981 - HOERNSTROEM, 1981 - JONES & LEE, 1982 - PATRICK, 1973 - ROSEN, 1981.
MACROPHYTES (Bryophytes et Phanérogames)	EMPAIN, 1978 - EMPAIN <i>et al.</i> , 1980 - HASLAM, 1982 - JORGA <i>et al.</i> , 1982 - KOHLER, 1982 - KRAUSE, 1981 - MERIAUX & WATTEZ, 1980 - SUCCOW & REINHOLD, 1978 - VRHOVSEK <i>et al.</i> , 1981.
PROTOZOAIRES	ANTONIETTI <i>et al.</i> , 1982 - BICK, 1972 - MADONI & GHETTI, 1982 - SLADECEK, 1971 - WIACKOWSKI, 1982 - WIDJAJA & SUWIGNYO, 1981.
TURBELLARIES	SCHWANK, 1982.
NÉMATODES	EDER & KIRCHENGAST, 1982.
ROTIFÈRES	GANNON & STEMBERGER, 1978 - PEJLER, 1983 - POURRIOT, 1976 - SIMAKOV, 1982.
OLIGOCHÈTES	LAFONT, 1984 - LAFONT & JUGET, 1981 - LANG & HUTTER, 1981 - MILBRINK, 1978, 1980 - NICHOLS, 1981 - SCHWANK, 1982 - UZUNOV, 1982 - WIEDERHOLM, 1980.
MOLLUSQUES	MOUTHON, 1981a, b - OKLAND & OKLAND, 1980 - ZADORY & MUELLER, 1981.
HYDRACARIENS	KOWALIK & BIESIADKA, 1981.
ZOOPLANCTON	GANNON & STEMBERGER, 1978 - GOLCZ, 1981 - KOWALCZYK & RADWAN, 1982 - MIEGEL, 1982 - MIRACLE, 1982 - NAJDENOV, 1981 - PARISE & RIVA, 1982 - PEJLER, 1983.
MACROINVERTÉBRÉS (principalement benthiques)	ARMITAGE <i>et al.</i> , 1983 - BAZZANTI, 1983 - BAZZANTI & LORET, 1982 - BOURNAUD & KECK, 1980 - BOURNAUD <i>et al.</i> , 1980 - BOURNAUD <i>et al.</i> , 1984 - CASPERS, 1982 - CHERAITIA, 1984 - CINCOTTA <i>et al.</i> , 1976 - ELOUARD & JESTIN, 1982 - GAUFIN, 1973 - GODFREY, 1978 - HAWKES, 1982 - IRLINGER, 1979 - KANSANEN, 1981 - KANSANEN & AHO, 1981 - LAGAUTERIE & LEROUX, 1977 - MEDEIROS <i>et al.</i> , 1983 - MEIERHOFF & PRILL, 1982 - MEIJERING & PIEPER, 1982 - NAJDENOV, 1981 - NORMALISATION FRANÇAISE, 1985 - PLIGIN & ZHURAVLEVA, 1982 - RAMADE <i>et al.</i> , 1984 - SAETHER, 1975 - SAVAGE, 1982 - SUCKLING, 1982 - THOMAS, 1981 - TUFFERY, 1980 - TUFFERY & VERNEAUX, 1968 - VERNEAUX, 1973, 1980a, b, 1984 - VERNEAUX <i>et al.</i> , 1974 - VERNEAUX <i>et al.</i> , 1976 - VERNEAUX & TUFFERY, 1967 - WATSON <i>et al.</i> , 1982 - WHITING & CLIFFORD, 1983 - WILSON, 1980.
POISSONS	DENONCOURT & STAMBAUGH, 1974 — LAURENT & CALVET, 1977 — VERNEAUX, 1973, 1981.
OISEAUX	REICHHOLF, 1982.

matière organique. Il faut en effet distinguer l'aptitude plus ou moins grande des organismes à vivre en présence d'une certaine charge de matière organique de leur polluosensibilité, qui varie selon les polluants et leurs multiples combinaisons. En second lieu, le diagnostic ne peut être valablement porté que si les espèces sont déterminées de façon sûre et leurs valences saprobiales connues avec précision, ce qui est loin d'être toujours le cas (VERNEAUX, 1984). Dans la pratique, l'obligation de déterminer les espèces de façon rigoureuse interdit l'application routinière de telles méthodes par des techniciens qu'il ne saurait être question de transformer en spécialistes de la systématique de tous les organismes aquatiques (TUFFERY, 1980).

Outre la pollution organique, de multiples facteurs peuvent altérer la qualité de l'eau. De très nombreuses recherches ont donc visé à définir des moyens d'apprécier cette qualité. Une majorité de travaux porte sur les eaux courantes : ce sont les principaux récepteurs des pollutions et leur typologie est relativement bien établie. Les écosystèmes stagnants n'ont cependant pas été négligés. En outre, nombre de recherches concernent les circuits de distribution de l'eau de consommation et la qualité des eaux usées après épuration. Parmi les ouvrages et articles faisant le point sur les possibilités de diagnostic biologique de la qualité de l'eau, on peut citer en particulier ceux de CAIRNS et DICKSON (1973), AMAVIS et SMEETS (1976), HELLAWELL (1978), JAMES et EVISON (1979), GHETTI (1980), WASSON (1981), RAMADE *et al.* (1984) et VERNEAUX (1984).

Le tableau VIII présente une sélection de références classées en fonction des catégories d'organismes utilisés. La plupart sont tirées de notre sondage bibliographique (cf. chapitre 1).

Beaucoup de publications portent sur certaines Bactéries employées comme marqueurs de pollution fécale d'origine urbaine ou rurale. Cette pollution est particulièrement recherchée, évidemment, dans l'eau à usage domestique (CHRISTIAN et PIPES, 1983; CLARKS *et al.*, 1982; JAZRAWI et AL-HINDAWI, 1982; MOSSEL, 1982). Moins fréquentes sont les études prenant en compte la sensibilité des populations bactériennes autochtones aux pollutions par la matière organique ou par les métaux lourds, par exemple. Des possibilités existent cependant, comme l'ont montré DE LEVAL *et al.* (1976), qui ont mis en évidence une relation entre la proportion de bactéries pigmentées non photosynthétiques au sein des peuplements bactériens et la pollution globale de la Sambre, en Belgique : cette proportion diminue dans les zones polluées. Des changements de structure des communautés bactériennes pourraient donc servir à signaler l'existence de pollutions, mais il faut reconnaître qu'il peut être difficile de faire le départ entre des pollutions passagères et des pollutions chroniques. BOTT (1973) et DE LEVAL *et al.* (1976) ont souligné l'intérêt des bactéries en tant que bioindicateurs, en raison de leur capacité à réagir à la moindre perturbation du milieu : encore faut-il échantillonner au bon moment. Des programmes de surveillance impliquent donc une fréquence élevée des observations (BOTT, 1973). Il en résulte malheureusement un très lourd travail de laboratoire. Ici encore, il semble donc peu réaliste d'envisager des procédures de routine.

PATRICK (1949) fut sans doute l'un des premiers chercheurs à proposer d'évaluer l'état d'une rivière à partir de la structure des communautés d'algues unicellulaires. De fait, l'analyse comparative des distributions d'abondance des espèces de Diatomées a révélé de nettes différences entre communautés de zones polluées et de zones non polluées (PATRICK *et al.*, 1954). La méthode est assez lourde : les Diatomées sont échantillonnées à l'aide de substrats artificiels laissés plusieurs semaines dans le milieu ; elles en sont ensuite retirées, triées par espèces et comptées en vue d'établir leur distribution d'abondance. La répétition périodique

de cette procédure pourrait être envisagée dans le cadre de la surveillance d'une rivière, une modification de la distribution d'abondance pouvant témoigner de l'impact d'une perturbation. DESCY (1980) a proposé une méthode utilisant également les Diatomées. Cet auteur a défini un « indice diatomique »  $I_d$  qui se calcule de la façon suivante :

$$I_d = \frac{\sum_{j=1}^p A_j \times ij \times V_j}{\sum_{j=1}^p A_j \times V_j}$$

$A_j$  représente l'abondance relative de l'espèce  $j$  dans la communauté,  $ij$  son indice de polluosensibilité, qui varie de 1 à 5,  $V_j$  sa valeur indicatrice (variant de 1 à 3), qui est une fonction de l'amplitude écologique de l'espèce vis-à-vis de la pollution. Les échantillons sont prélevés sur des surfaces connues de substrats naturels, triés par espèces et dénombrés, la méthode supposant la prise en compte de toutes les espèces. COSTÉ (1978) a proposé pour sa part un indice dont la valeur dépend uniquement des groupes et sous-groupes dominants ; tout en étant un peu plus simple que l'indice de DESCY, il donne avec celui-ci des résultats concordants, comme l'a montré DESCY (1980) en les calculant l'un et l'autre pour une même série d'échantillons. En dépit de leur intérêt, ces deux méthodes, comme celle des Saprobies ou celle de PATRICK (1949), ont l'inconvénient d'exiger des déterminations précises qui restent l'affaire de spécialistes. On peut en outre s'interroger sur la signification exacte des paramètres  $i$  et  $V$  de DESCY (1980) ; en tout état de cause, leur détermination suppose une connaissance suffisamment précise de l'écologie de très nombreuses espèces : ne risque-t-on pas d'être confronté à autant d'incertitudes que lorsqu'il faut apprécier la valence des organismes ?

L'utilisation des Macrophytes a été préconisée par quelques auteurs. Dans un travail sur un lac à vocation récréative, SUCCOW et REINHOLD (1978) avaient mis en évidence l'intérêt de combiner une étude de terrain des peuplements de Phanérogames avec l'analyse de vues aériennes pour établir un diagnostic de la qualité de l'eau et assurer une surveillance du milieu. De façon plus générale, MERIAUX et WATTEZ (1980) ont montré qu'il est possible d'établir une typologie précise des peuplements de Phanérogames aquatiques en fonction des caractéristiques physiques et chimiques des milieux ; les pollutions induisant de profonds changements de ces phytocénoses, l'analyse de celles-ci devrait donc permettre d'évaluer le degré des perturbations subies.

HASLAM (1982) a effectivement proposé une méthode de diagnostic de la dégradation des rivières à l'aide des Phanérogames. Il s'agit d'une procédure rapide, s'appuyant sur une comparaison des peuplements des rivières perturbées à des peuplements de référence, décrits sur des rivières équivalentes mais notoirement en bon état. Ces peuplements « types » sont classés en zones trophiques, depuis une zone dystrophe jusqu'à une zone eutrophe, en passant par des zones oligotrophe, semi-oligotrophe, mésotrophe et semi-eutrophe, chacune caractérisée par un certain nombre d'espèces. Les observations sont faites à partir de points de vue en surplomb (ponts). L'inventaire des espèces visibles est établi et leur recouvrement estimé. A partir de là, la dégradation est évaluée par un système de notation tenant compte des critères suivants :

- la richesse spécifique observée ;
- la différence entre celle-ci et la richesse du peuplement « type » correspondant ;
- la diminution du recouvrement par rapport à celui du peuplement « type » ;
- le changement de zone trophique ;

— le pourcentage d'espèces polluo-tolérantes.

Des pondérations sont prévues pour tenir compte de la présence de certaines espèces et des caractéristiques du substrat (importance des argiles en particulier). La totalisation des notes obtenues pour chaque critère conduit, après pondération, à une note globale. Celle-ci permet de situer le degré de détérioration du milieu — toutes causes confondues — dans une gamme comprenant 8 niveaux. Cette relative finesse est en réalité exagérée, compte-tenu de la précision de la méthode, et l'auteur lui-même souligne que celle-ci est surtout avantageuse pour un diagnostic rapide destiné à distinguer des situations bonnes, moyennes ou mauvaises.

L'utilisation des Phanérogames est par ailleurs limitée à la belle saison, quand les plantes sont bien développées. Elle présente en outre le grave inconvénient de faire appel à des organismes dont les populations ne se reconstituent que lentement — plusieurs années — après cessation des perturbations (KOHLER, 1982). Le diagnostic peut alors être complètement faussé.

Les Bryophytes ont l'avantage sur les Phanérogames d'être observables en toutes saisons, dans les zones à courant prononcé, en particulier dans les rapides en aval des barrages. Les espèces n'étant pas très nombreuses et pouvant presque toujours être identifiées sur le terrain, ces végétaux se sont révélés intéressants pour estimer l'impact des pollutions (EMPAIN *et al.*, 1980). Un indice bryophytique global de qualité des eaux a été conçu selon un principe analogue à celui de l'indice diatomique de DESCY ; il tient compte à la fois du recouvrement et du degré de toxiphobie de chacune des espèces. La toxiphobie est évaluée selon une échelle arbitraire, à partir d'une analyse multivariable de données recueillies dans de nombreuses stations perturbées à des degrés divers. EMPAIN (1978) a proposé l'indice suivant :

$$I_k = \sum_{j=1}^n RR_{jk} \times ij$$

où  $RR_{jk}$  est le recouvrement de l'espèce  $j$  dans la station  $k$  et  $ij$  le coefficient de toxiphobie de l'espèce  $j$ . Cet indice, dans sa construction, diffère de celui de DESCY par la non prise en compte d'éventuelles différences de valeur indicatrice entre espèces. Ceci ne semble pas avoir une grande importance, car EMPAIN *et al.* (1980) ont montré, sur l'exemple de la Meuse, le bon parallélisme des indications fournies par l'indice bryophytique et par l'indice diatomique. Toutefois, les populations de mousses étant à court terme beaucoup plus stables que celles des Diatomées, elles ne peuvent rendre compte de perturbations passagères, ce qui peut-être un inconvénient dans le cadre d'un programme de surveillance.

Le tableau VIII montre que de multiples catégories d'animaux ont été envisagées pour l'évaluation des eaux continentales, y compris certains Vertébrés — peu fréquemment il est vrai. En ce qui concerne les Poissons, la diversité spécifique des peuplements a été proposée comme indice de la qualité des eaux (DENONCOURT et STAMBAUCH, 1974 ; LAURENT et CALVET, 1977). Cependant les indices de diversité posent un certain nombre de problèmes qui en rendent l'utilisation incertaine pour évaluer le degré de pollution globale d'un milieu, et plus encore lorsque l'on compare des milieux de niveaux typologiques différents, par exemple le long d'un cours d'eau (VERNEAUX, 1981 ; WASSON, 1981). Il semble néanmoins que les peuplements ichtyologiques puissent être utilisés, à condition de connaître la structure des peuplements «types» vivant dans des milieux non perturbés, ce qui devient de plus en plus difficile (VERNEAUX, 1981), à condition aussi que soient maîtrisées les techniques d'échantillonnage. Ce dernier point est particulièrement important : actuellement, l'efficacité des techniques varie selon les espèces, selon la taille des individus, selon enfin les dimensions

des milieux prospectés.

Parmi les Vertébrés, les Oiseaux pourraient être d'intéressants indicateurs de l'état des écosystèmes aquatiques, ceci pour plusieurs raisons : détermination et dénombrement facile, diversité des positions dans les chaînes trophiques, réaction précise de la répartition et des effectifs à l'état du milieu aquatique (structure spatiale, fonctionnement), possibilité de refléter des changements à moyen et long termes (REICHHOLF, 1982). Ces avantages sont indéniables et des programmes de surveillance devraient pouvoir être envisagés au moins pour certaines catégories de milieux. Cependant les diverses espèces d'Oiseaux fréquentant les écosystèmes aquatiques n'y sont pas toutes inféodées au même degré : leurs évolutions peuvent dépendre de bien d'autres changements que ceux qui affectent ces milieux. Ici encore, des analyses de peuplements, appuyées sur des solides données typologiques, constituent sans doute la meilleure voie pour une bioévaluation, dont BOURNAUD *et al.* (1982) ont illustré la possibilité.

Ce sont les Macroinvertébrés benthiques — Annélides, Oligochètes, Mollusques, Arthropodes — qui ont fait l'objet des recherches les plus nombreuses (tab. VIII). En effet, depuis les travaux de RICHARDSON (1921, 1929), puis ceux de GAUFIN et TARZWELL (1952), la faune benthique n'a cessé de donner lieu à des recherches mettant en évidence ses modifications de structure sous l'effet des pollutions et proposant d'en tirer des méthodes de diagnostic. Ce rôle possible des Invertébrés dans l'évaluation de la qualité de l'eau a été discuté notamment par GAUFIN (1973), GOODNIGHT (1973), MOL (1980), WIEDERHOLM (1980), ARMITAGE *et al.* (1983), RAMADE *et al.* (1984) et VERNEAUX (1984).

Au plan des techniques les propositions sont assez diverses : prise en compte de la richesse spécifique, variation de l'abondance de certaines espèces, utilisation d'indices de diversité (surtout l'indice de Shannon  $H'$ ), calcul de coefficients de similarité ou de coefficients de distance entre peuplements de zones perturbées et de zones témoins, modifications de distributions d'abondance, etc.

Des indices empiriques ont été quelquefois proposés. Ainsi, LAFONT (1984) a construit un indice de qualité des sédiments fins des rivières à partir de données relatives aux Oligochètes. S représentant la richesse spécifique de ceux-ci dans un sédiment et T l'abondance relative (en %) des *Tubificidae* sans soies piliformes, l'indice s'écrit :

$$I_0 = 10 S.T.^{-1}$$

Comme beaucoup d'autres, cette proposition récente peut être intéressante. Toutefois, la conception d'un tel indice soulève des problèmes de portée assez générale. L'auteur le considère comme un **indice de qualité des sédiments** : il est certain qu'il faut distinguer qualité de l'eau et qualité des sédiments, tout en sachant que les deux ne sont pas indépendantes et que les organismes peuvent être sensibles à l'une et à l'autre dans des proportions qui restent à déterminer. C'est là une question à laquelle il faudrait répondre pour toute utilisation d'organismes benthiques. Par ailleurs, il faut savoir si les informations obtenues expriment bien une modification des peuplements benthiques par rapport à des peuplements de référence connus par ailleurs ; on retrouve ici la nécessité de disposer d'une typologie préalable pour que des indices tels que celui de LAFONT (1984) soient efficaces.

La démarche suivie par ELOUARD et JESTIN (1982) pour déterminer l'impact d'un insecticide sur la faune non-cible dans des rivières tropicales paraît plus rigoureuse. Elle est voisine, dans son principe, de celles de DESCY (1980) et d'EMPAIN (1978). A partir de nombreux échantillons prélevés dans des conditions différentes de pollution, une analyse factorielle des correspondances a permis de classer les peu-

plement d'invertébrés limniques en fonction de l'état plus ou moins pollué du milieu et de classer les différents taxons sur une échelle de polluosensibilité. Un indice peut alors être construit, qui tient compte à la fois de l'abondance et de la polluosensibilité des différents taxons inventoriés, ceux-ci n'étant pas obligatoirement de niveau spécifique. Comme le soulignent RAMADE *et al.* (1984), l'intérêt de cette démarche réside dans le caractère rigoureux de l'analyse des données obtenu grâce à l'application de méthodes numériques : celles-ci font apparaître une ordination des taxons en fonction de leur sensibilité à la dégradation du milieu, à partir de laquelle des gammes de sensibilité peuvent être établies ; le découpage plus ou moins fin de ces gammes reste toutefois arbitraire.

De telles méthodes mériteraient donc d'être testées sur une large échelle. En France, toutefois, la technique la plus développée est celle des **indices biotiques**, qui fut définie par VERNEAUX et TUFFERY (1967) et diffusée dans les services compétents du Ministère de l'Agriculture sous forme d'une note technique (TUFFERY et VERNEAUX, 1968). La procédure proposée, inspirée de celle utilisée en Angleterre (WOODIWISS, 1964), a évolué régulièrement au fur et à mesure de son utilisation pour déboucher sur une proposition récente de norme AFNOR (NORMALISATION FRANÇAISE, 1985). Considérée par beaucoup comme l'exemple d'une mise au point réussie d'une méthode pratique de bioévaluation, la démarche de recherche appliquée initiée par VERNEAUX et TUFFERY mérite une analyse détaillée.

## B — DES INDICES BIOTIQUES A L'INDICE BIOLOGIQUE GLOBAL

### 1. Les contraintes pratiques

Dans son introduction à la note de TUFFERY et VERNEAUX (1968), LEYNAUD, alors Chef de la Section Pêche et Pisciculture du Centre Technique du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, a explicité les motivations qui ont orienté les recherches sur les indices biotiques. Il a tout d'abord souligné le fait que des analyses biologiques appropriées pouvaient permettre la mise en évidence d'altérations provoquées par des perturbations temporaires, donc rarement décelables par analyse chimique, sauf si, par chance, les prélèvements sont faits juste au bon moment. De plus, la synthèse incessante de substances nouvelles, souvent actives à des doses très faibles, rend difficile la mise au point rapide de méthodes de détection spécifiques. La recherche de procédures d'appréciation synthétique du degré de pollution des cours d'eau est donc justifiée, sous réserve qu'elles répondent aux critères suivants :

- cadre standardisé permettant une comparaison valable des résultats obtenus par des opérateurs différents ;
- détermination de la qualité globale par un indice chiffré permettant de condenser les informations et de procéder aux comparaisons nécessaires dans l'espace et dans le temps ;
- détermination de la qualité de l'eau basée sur des critères objectifs et non subjectifs ;
- mise en évidence des changements biologiques imputables à la seule qualité de l'eau par la prise en considération des autres facteurs susceptibles d'entraîner de tels changements (caractéristiques morpho-dynamiques des cours d'eau) ;
- méthode basée sur les connaissances actuelles de l'écologie des espèces aquatiques ;
- méthode applicable sur le terrain par les techniciens des

voitures-laboratoires pourvus d'une bonne formation biologique de base et disposant, pour les identifications, de loupes binoculaires ou de microscopes portatifs.

### 2. La procédure de détermination de la qualité biologique des cours d'eau.

Pour satisfaire aux critères énoncés par LEYNAUD, TUFFERY et VERNEAUX (1968) ont retenu les principes suivants :

- prise en compte et expression codifiée du maximum de données sur les caractéristiques du milieu ;
  - échantillonnage séparé des deux faciès fondamentaux : faciès lotique (eaux courantes) et faciès lentique (eaux calmes) ; limitation aux Invertébrés benthiques de taille supérieure au 1/2 mm, pour permettre un travail rapide ;
  - séparation des unités taxonomiques à la limite de la détermination simple, soit, selon le cas, l'Ordre, la Famille, la Tribu, le Genre, l'Espèce.
- Sur un site donné, les informations à recueillir et à coder sont les suivantes :
- la cagégologie piscicole officielle (Salmonidae dominants : 1 ; Cyprinidae dominants : 2) ;
  - la largeur des cours d'eau, selon 5 classes codées de 1 à 5 (1 m, 1-5 m, 5-25 m, 25-100 m, > 100 m) ;
  - la zone écologique, définie selon la typologie de ILLIES et BOTOSANEANU (1963), avec la codification suivante : crenon : 1-0 ; épirhithron : 2-1 ; métarhithron : 2-2 ; hyporhithron : 2-3 ; épipotamon : 3-1 ; métapotamon : 3-2 ; hypopotamon : 3-3 ;
  - l'altitude, exprimée en dizaines de mètres ;
  - la nature géologique régionale, ainsi codée : marnocalcaire : 1 ; argileux : 2 ; volcanique ou plutonique acide : 3 ; volcanique ou plutonique basique : 4 ; grès et autres roches siliceuses : 5 ;
  - la nature géologique du lit, avec la même codification ;
  - la granulométrie du fond, en traitant séparément le faciès lotique et le faciès lentique, dont on caractérise la granulométrie dominante et la granulométrie accessoire : >200 mm : 1 ; 20-200 mm : 2 ; 2-20 mm : 3 ; 0,02-2 mm : 4 ; 0,02-0,2 mm : 5 ; <0,02 mm : 6.
  - la couverture végétale, en traitant également séparément les deux faciès, et distinguant pour chacun la couverture dominante et la couverture accessoire : Phanérogames : 1 ; Bryophytes : 2 ; Algues : 3 ; Champignons : 4 ; pour la station considérée dans son ensemble on indique en outre le pourcentage de la surface du fond occupée par la végétation dominante d'une part, par la végétation accessoire de l'autre ;
  - la vitesse du courant, exprimée en cm/s ;
  - la profondeur de la rivière, en dizaine de centimètres, pour le faciès lotique et pour le faciès lentique ;
  - l'importance de l'éclairement potentiel, en fonction de la végétation des rives (rivières couvertes : 1 ; rivières assez couvertes : 2 ; rivières assez dégagées : 3 ; rivières dégagées : 4) ;
  - la turbidité, exprimée par trois chiffres selon une échelle conventionnelle de 000 à 500 ;
  - la couleur de l'eau, codifiée de 00 (incolore) à 10 (noir), en passant par la gamme : bleu, bleu-vert, vert, vert-jaune, jaune, jaune-marron, marron clair, marron foncé, gris.

Les données faunistiques sont recueillies à partir de trois

prélèvements dans chaque faciès, sur des surfaces de 1/10 m<sup>2</sup>. Pour chaque faciès, on détermine le nombre d'unités systématiques d'Invertébrés ; une unité est considérée comme accidentelle si on ne la trouve qu'à un exemplaire dans un ensemble de trois prélèvements.

Les indices biotiques du faciès lotique, Ic, et du faciès lentique, Il, sont déterminés séparément à l'aide d'un tableau standard (tab. IX). Les limites de détermination sont le genre pour la plupart des Insectes, les Vers plats et les Hirudinés, la famille pour certains Trichoptères, les Coléoptères, les Diptères, les Crustacés et Oligochètes. La présence de Nématodes et d'Hydracariens est notée. Trois critères sont pris en compte pour la détermination des indices biotiques. Le pre-

mier est le nombre total d'unités systématiques présentes : il exprime la richesse faunistique du milieu. Le second est la présence ou l'absence de Groupes Faunistiques Indicateurs, dont le classement selon la colonne I du tableau standard exprime de manière synthétique la sensibilité (ou, réciproquement, la résistance) des Invertébrés benthiques à la pollution de l'eau et l'influence de la morphologie et de la dynamique du milieu sur la biocénose au point de prélèvement. C'est sans doute ici l'origine d'une certaine ambiguïté dans la signification des indices biotiques, sur laquelle nous reviendrons plus loin. Le troisième critère est le nombre d'unités systématiques différentes dans certains Groupes Faunistiques Indicateurs, ou la certitude de l'absence d'un ensemble plus ou moins grand d'unités systématiques.

TABLEAU IX

Tableau standard de détermination des indices biotiques  
(d'après TUFFERY et VERNEAUX, 1968)

I Groupes Faunistiques	II		III Nombre total des unités systématiques présentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	16 et +
1 Plécoptères ou Ecdyonuridae	1	+ d'une U.S.*	—	7	8	9	10
	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à Fourreaux	1	+ d'une U.S.	—	6	7	8	9
	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancyliidae Ephéméroptères sauf Ecdyonuridae	1	+ de 2 U.S.	—	5	6	7	8
	2	2 ou - de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 Aphelocheirus Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeriidae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 Asellus ou Hirudinae ou Sphaeriidae ou Hémiptères (sauf Aphelocheirus)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	—
6 Tubificidae ou Chironominae des Groupes Thumniplumosus	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	—	—
7 Eristalinae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	0	1	1	—	—

\* U.S. Unité systématique choisie.

Dans la fiche des données, les informations biologiques reportées sont :

— les indications codées des Groupes faunistiques Indicateurs en faciès lotique et lentique, les codes étant formés des chiffres de classement des Groupes (de 1 à 7 dans le tableau IX) suivi du chiffre 1, 2, ou 0 correspondant à la situation indiquée dans la colonne II ;

— les nombres totaux d'unités systématiques en faciès lotique et lentique ;

— les indices biotiques correspondant aux deux faciès ;

— l'écart  $\Delta I$  :  $I_c - I_l$  entre les deux indices.

TUFFERY et VERNEAUX (1968) ont souligné le fait que les indices biotiques  $I_l$  et  $I_c$ , ou l'indice biotique moyen

$I_b = \frac{I_l + I_c}{2}$  suffisent à déceler une pollution. La figure 15 en donne l'illustration. Dans les eaux françaises, une valeur inférieure à 5 témoigne d'une pollution, ainsi qu'une valeur de  $\Delta I$  supérieure à 2, si l'un des indices  $I_l$  ou  $I_c$  est inférieur à 5. Du fait de leur facilité d'emploi, les indices biotiques ont été largement utilisés, mais on a quelque peu oublié le fait que TUFFERY et VERNEAUX insistaient sur l'importance d'un diagnostic complet, prenant en compte les caractéristiques du milieu : c'est à ce prix, selon eux, que la qualité d'un écosystème d'eau courante pouvait être appréciée de façon correcte.

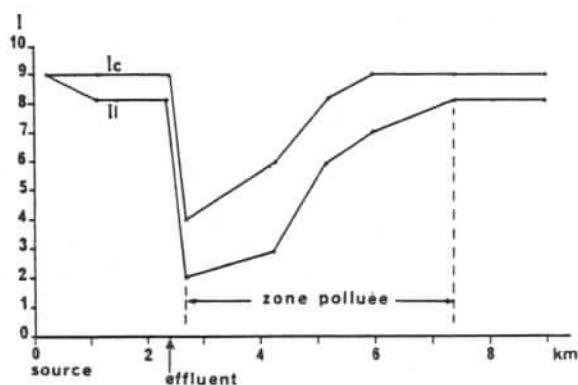


FIG. 15. — Exemple d'utilisation des indices biotiques  $I$  pour caractériser la pollution d'une rivière par un effluent.  $I_c$  : indice du faciès lotique. —  $I_l$  : indice du faciès lentique. D'après TUFFERY et VERNEAUX (1968), modifié.

### 3. Intérêt et limites de la méthode des indices biotiques

Indiscutablement, la méthode proposée par TUFFERY et VERNEAUX (1968) s'est avérée très utile, même si l'on a peu exploité l'idée d'un diagnostic portant sur de nombreux paramètres pour retenir surtout les indices biotiques. Comme l'ont souligné par exemple WASSON (1981) et LASCOMBE et CARDOT (1984), la détermination de ces indices est simple et relativement peu coûteuse : cela a permis un dégrossissage rapide à une époque où l'état du réseau hydrographique était très mal connu et où les services techniques commençaient tout juste à développer leurs moyens dans le domaine de l'hydrobiologie.

L'application de la méthode sur une large échelle a permis d'en apprécier peu à peu les inconvénients, ce qui, d'une certaine façon, constitue un avantage par rapport à des méthodes insuffisamment mises à l'épreuve (WASSON, 1981). Ils sont essentiellement de trois ordres.

Un premier défaut de la méthode est son manque de sensibilité, notamment vis-à-vis des conséquences des aménagements et des pollutions mécaniques : celles-ci sont en effet d'abord de nature quantitative, or la méthode ne tient pas réellement compte des abondances des unités taxonomiques. En fait, les variations d'indice traduisent surtout des variations du degré de pollution chimique. D'un certain point de vue, ce manque de sensibilité rend la méthode fiable, en ce sens qu'une variation d'indice traduit vraiment un phénomène important.

C'est là toutefois qu'apparaît un deuxième type d'inconvénient : le phénomène révélé n'est pas nécessairement une perturbation d'origine anthropique, car des conditions écologiques locales particulières peuvent parfois faire varier notablement l'indice (WASSON, 1981).

Enfin, des indices biotiques de même valeur, mais correspondant à des stations de niveaux typologiques différents, n'ont pas la même signification : une valeur de l'ordre de 9 dans la zone du rhithron peut témoigner d'une altération de la qualité de l'eau, alors qu'elle traduira une bonne qualité dans le cas d'une rivière de plaine très lente (WASSON, 1981). On trouve là la conséquence de la conception de l'échelle des Groupes Faunistiques Indicateurs : intégrant — selon des modalités non clairement définies — la sensibilité des organismes à la pollution et leur appartenance à des classes typologiques, elle mélange des informations à significations très différentes.

VERNEAUX (1984) a lui-même souligné le fait que les valeurs élevées de l'indice biotique (8 à 10) n'indiquent pas une qualité optimale de référence, mais simplement l'absence de dégradations très marquées.

Ces constatations, tirées de la mise en pratique de la méthode, ont incité les scientifiques à rechercher une procédure plus satisfaisante. VERNEAUX et ses collaborateurs ont ainsi élaboré de nouveaux protocoles qui ont été expérimentés sur une assez large échelle, en particulier le protocole de détermination de l'Indice de Qualité Biologique Globale (I.Q.B.G., VERNEAUX *et al.*, 1976), pour déboucher finalement sur la méthode de l'Indice Biologique Global (I.B.G., VERNEAUX *et al.*, 1982). La comparaison de celle-ci avec la méthode originelle des indices biotiques permet d'apprécier les progrès effectués grâce à des échanges permanents entre la recherche fondamentale et le domaine des applications ; elle permet aussi de mesurer l'importance des difficultés qui subsistent.

### 4. La détermination de l'Indice Biologique Global (I.B.G.).

Cet indice repose sur les mêmes principes fondamentaux que les indices biotiques. Cependant de profondes modifications de l'échantillonnage et de l'exploitation des données faunistiques ont été apportées, afin de disposer d'une méthode plus sensible et plus précise, permettant en particulier une estimation plus juste de la pollution dans les systèmes montagnards.

Dans le cas des indices biotiques, l'échantillonnage distinguait seulement deux faciès, en fonction de la vitesse de l'eau. Le protocole de l'I.B.G. est beaucoup plus détaillé, car il prévoit un « échantillonnage différentiel » (VERNEAUX *et al.*, 1982), qui assure une prospection ordonnée de la mosaïque d'habitats constituant le milieu. Chaque habitat est défini par la nature du substrat et la vitesse d'écoulement (tab. X).

TABLEAU X

Grille de détermination des habitats à prospecter pour l'établissement de l'Indice Biologique Général.  
*a<sub>1</sub> - a<sub>8</sub>, B<sub>1</sub> - b<sub>8</sub>, c<sub>1</sub> - c<sub>8</sub> : exemples de répartition des huit prélèvements à réaliser dans trois stations différentes,  
 a, b et c (d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)*

Vitesses superficielles (1) v (cm/s)	V S	v > 150	150 > v ≥ 75	75 > v ≥ 25	25 > v ≥ 5	5 > v
		Supports	2	4	5	3
Bryophytes	9		a <sub>1</sub>			
Spermaphytes immergés («herbiers»)	8			a <sub>2</sub>	b <sub>1</sub>	c <sub>1</sub>
Sédiments minéraux de grandes taille (pierres, cailloux, galets) 250 mm > Ø ≥ 25 mm	7		a <sub>3</sub> , b <sub>2</sub>			
Granulats grossiers («gravières») 25 mm > Ø ≥ 25 mm	6		2	a <sub>4</sub> , b <sub>3</sub>		
Éléments organiques grossiers (litières, branchages, racines...)	5				a <sub>5</sub> , b <sub>4</sub>	
Sédiments fins ± organiques («vases») Ø ≤ 0,1 mm	4					a <sub>6</sub> , b <sub>5</sub>
Spermaphytes émergents (Hélophytes)	3			c <sub>3</sub>		b <sub>6</sub>
Surfaces naturelles et artificielles (roches, dalles, sols, parois...)	2	a <sub>7</sub>	c <sub>6</sub>	b <sub>7</sub> , c <sub>4</sub>	C <sub>7</sub>	c <sub>8</sub>
Granulats minéraux fins (sables et limons) Ø < 2,5 mm	1				a <sub>8</sub> , b <sub>8</sub> , c <sub>5</sub>	
Algues, bactéries et champignons à colonies macroscopiques	0					

(1) Les limites des classes de vitesses sont données à titre indicatif

La station objet d'une détermination de l'indice est définie comme étant le tronçon de cours d'eau dont la longueur est égale à 10 fois la largeur du lit mouillé au moment du prélèvement. Huit relevés unitaires d'une surface de 1/20 m<sup>2</sup> doivent être effectués si possible dans huit habitats différents, prospectés dans l'ordre de la succession figurant en ordonnée du tableau X (de 9 à 0). Dans chaque cas, le prélèvement est effectué dans la classe de vitesse la plus fréquemment associée au support considéré. Si une station n'offre pas 8 habitats différents, le nombre de prélèvements est complété à 8 dans l'habitat dominant, autant que possible en prenant en compte des classes de vitesse différentes. L'habitat 0 n'est prospecté qu'à défaut d'un nombre suffisant d'autres supports.

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un appareil fonctionnant soit en échantillonneur de type «Surber», soit en haveneau, et permettant d'atteindre des profondeurs de l'ordre 3 m. L'ouverture de maille est de 500 µ m.

La faune de chaque prélèvement est triée séparément, puis il est établi une liste unique des différentes unités taxonomiques rencontrées. L'étude de très nombreux échantillons de Rhithron et du Potamon a conduit VERNEAUX et ses collaborateurs à retenir 135 taxons différents, en majorité du niveau de la famille, sauf dans quelques cas difficiles (tab. XI). Le nombre de ces taxons représentés dans la liste établie pour la station étudiée donne la variété faunistique totale de celle-ci. Σ t.



TABLEAU XI

Liste des 135 taxons utilisés pour l'établissement de l'Indice Biologique Général (d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)

## INSECTES

## PLECOPTÈRES

Capniidae  
Chloroperlidae  
Leuctridae  
Nemouridae  
Perlidae  
Perlodidae  
Taeniopterygidae

## TRICHOPTÈRES

Beraeidae  
Brachycentridae  
Ecnomidae  
Glossosomatidae  
Goeridae  
Helicopsychidae  
Hydropsychidae  
Hydroptilidae  
Lepidostomatidae  
Leptoceridae  
Limnephilidae  
Molannidae  
Odontoceridae  
Philopotamidae  
Phryganeidae  
Polycentropodidae  
Psychomyidae  
Rhyacophilidae  
Sericostomatidae  
Thremmatidae

## ÉPHÉMÉROPTÈRES

Baetidae  
Caenidae  
Ephemerellidae  
Ephemeridae  
Heptageniidae  
Leptophlebiidae  
Oligoneuriidae  
Polymitarcidae  
Potamanthidae  
Prosopistomatidae  
Siphonuridae

## HÉTÉROPTÈRES

Aphelocheiridae  
Corixidae  
Gerridae  
Hebridae  
Hydrometridae  
Naucoridae  
Nepidae  
Notonectidae  
Mesoveliidae  
Pleidae  
Veliidae

## COLEOPTÈRES

Curculionidae  
Donaciidae  
Dryopidae  
Dytiscidae  
Eubriidae  
Elmidae  
Gyrinidae  
Haliplidae  
Helodidae  
Helophoridae  
Hydraenidae  
Hydrochidae  
Hydrophilidae  
Hydrosaphidae  
Hygrobiidae  
Limnebiidae  
Spercheidae

## DIPTÈRES

Anthomyidae  
Athericidae  
Blephariceridae  
Ceratopogonidae  
Chaoboridae  
Chironomidae  
Culicidae  
Dixidae  
Dolichopodidae  
Empididae

Ephydriidae  
Limoniidae  
Psychodidae  
Ptychopteridae  
Scatophagidae  
Sciomyzidae  
Simuliidae  
Stratiomyidae  
Syrphidae  
Tabanidae  
Thaumaleidae  
Tipulidae  
ODONATES  
Aeschnidae  
Calopterygidae  
Coenagrionidae  
Cordulegasteridae  
Corduliidae  
Gomphidae  
Lestidae  
Libellulidae  
Platycnemididae  
MEGALOPTÈRES  
Sialidae  
PLANIPENNES  
Osmylidae  
HYMÉNOPTÈRES  
LÉPIDOPTÈRES

## CRUSTACÉS

BRANCHIOPODES  
AMPHIPODES  
Gammaridae  
ISOPODES  
Asellidae  
DECAPODES  
Astacidae  
Atyidae  
Grapsidae  
Cambaridae

## MOLLUSQUES

## BIVALVES

Dreissenidae  
Sphaeriidae  
Unionidae  
GASTÉROPODES  
Ancylidae  
Bithynidae  
Bythinellidae  
Hydrobiidae  
Limnaeidae  
Neritidae  
Physidae  
Planorbidae  
Valvatidae  
Viviparidae

## VERS

ACHETES  
Erpobdellidae  
Glossiphoniidae  
Hirudidae  
Piscicolidae  
TRICLADES  
Dendrocoelidae  
Dugesidae  
Planariidae  
OLIGOCHÈTES  
NEMATHELMINTHES

## HYDRACARIENS

## HYDROZOAIRE

## SPONGIAIRES

## BRYOZOAIRE

## NEMERTIENS

Des analyses factorielles portant d'une part sur des échantillons provenant de stations non ou à peine dégradées, d'autre part sur des échantillons prélevés dans des zones diversement altérées, ont permis de distinguer 38 groupes faunistiques indicateurs (G.I.), qui sont utilisés dans le tableau de détermination de l'I.B.G. (tab. XII).

Neuf classes de G.I. et 12 classes de variété faunistique totale ont été retenues. La valeur de l'indice est déterminée en tenant compte du premier groupe faunistique significatif (représenté par au moins 3 individus dans l'ensemble de l'échantillon) rencontré en lisant le tableau de haut en bas, puis en fonction de la classe de variété faunistique totale.

La note obtenue varie de 1 à 20, et non de 0 à 10 comme dans le cas des indices biotiques : elle doit donc permettre d'obtenir des informations plus nuancées. La figure 16 permet de comparer les résultats de la méthode de l'I.B.G. à celle des indices biotiques, les deux protocoles ayant été appliqués en parallèle à une gamme variée de cours d'eau (MONNOT, 1982). On constate que :

— pour un grand cours d'eau (cas de la Saône), l'I.B.G. donne une meilleure évaluation que l'indice biotique, qui sous-estime la qualité des zones du Potamon ;

— l'I.B.G. rend mieux compte de la dégradation de certains torrents (cas du Bief-Rouge, du Drugeon), dont la qualité est surestimée par l'indice biotique ;

— dans les situations intermédiaires, alors que l'indice biotique ne décèle pas les altérations légères ou des conditions naturelles peu favorables à la faune, l'I.B.G. permet une différenciation assez fine.

L'I.B.G. semble donc bien répondre aux objectifs que s'étaient fixés les chercheurs, à savoir une justesse satisfaisante et une sensibilité suffisante pour pouvoir repérer des dégradations légères.

Selon VERNEAUX (1984), l'I.B.G. «constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues». Parmi celles-ci, interfèrent des facteurs naturels, en particulier ceux qui sont propres à la

TABLEAU XII

Valeurs de l'Indice Biologique Général selon la nature et la variété taxonomique du macrobenthos  
(d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)

Variété totale $\Sigma t$	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
Groupes faunistiques indicateurs G.I ( $n \geq 3$ )	$\geq 40$	39	36	33	29	25	21	17	13	9	6	3	
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Goeridae Leptophlebiidae	7	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae Heptageniidae	6	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae Limnephilidae Rhyacophilidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Ephemerellidae	4	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Hydropsychidae Baetidae Caenidae Triclades	3				11	10	9	8	7	6	5	4	3
Elmidae Odonates Gammaridae Mollusques	2					9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae Asellidae Achètes Oligochètes	1						7	6	5	4	3	2	1

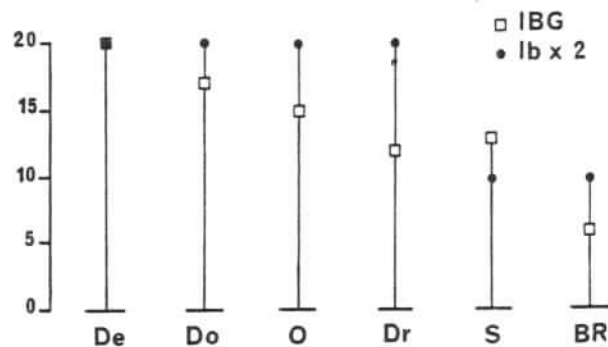


FIG. 16. — Comparaison des valeurs de l'indice biotique ( $Ib \times 2$ ) et de l'Indice Biologique Global IBG obtenues simultanément dans divers cours d'eau.

De : Le Dessoubre, rivière à Truite de moyenne altitude. — Do : Les Doulonnes, ruisseau forestier de basse altitude. — O : L'Ognon, cours calme en plaine siliceuse avec exploitation des alluvions. — Dr : Le Drugeon, petite rivière à cours endommagé par des travaux de rectification et de recalibrage. — S : La Saône, grand cours d'eau de plaine, en amont de Châlon. — BR : Le Bief Rouge, ruisseau à caractère torrentiel recevant des rejets organiques trop importants par rapport à son débit. D'après MONNOT (1982), modifié.

typologie de la station, et des facteurs perturbants d'origine anthropique. L'I.B.G. conserve donc la même ambiguïté que les indices biotiques : du fait que l'on ordonne en une seule échelle des nombres rendant compte d'une part du niveau typologique, d'autre part du degré d'altération du milieu, la signification de ces divers indices demeure incertaine tant qu'une analyse critique n'a pas été faite. Une valeur de 16 par exemple, obtenue pour l'I.B.G. d'une station située dans la zone supérieure à Salmonidés traduit déjà une altération, alors qu'elle représente la « qualité optimale » pour une station du Crénon ou pour une zone calme de grand cours d'eau de plaine (VERNEAUX *et al.*, 1982). Cette difficulté, si elle est prise en compte dans les interprétations, ne devrait cependant pas empêcher la généralisation de l'emploi de l'I.B.G., qui en tout état de cause, représente un progrès indiscutable par rapport à la méthode des indices biotiques (LASCOMBÉ et CARDOT, 1984).

## C — CONCLUSIONS

Parmi les multiples méthodes envisagées pour juger de la qualité des écosystèmes limniques, les seules véritablement pratiques sont les méthodes de détermination d'indices comme l'Indice Biologique Général, qui sont applicables à une gamme d'eaux courantes assez large, mais restant à délimiter avec précision.

En ce qui concerne les eaux stagnantes, aucune méthode de large portée n'existe encore. Il faut souligner ici l'intérêt des propositions de RAMADE *et al.* (1984), qui montrent que la macrofaune lenticule pourrait être utilisée pour construire des indices pratiques de qualité des milieux, en raison de l'existence d'une large gamme de polluabilité chez les constituants de cette faune. En outre, comme pour l'I.B.G., il serait possible de s'en tenir à des unités taxonomiques du niveau de la famille.

Dans tous les cas, la connaissance de situations de référence semble indispensable, évidemment, et les auteurs proposant des protocoles précis y font toujours au moins allusion. S'il faut entendre par là des situations correspondant à l'état normal de milieux non perturbés, il n'en reste pas moins que cette notion même d'état de référence pose de difficiles problèmes théoriques. Dans la pratique, des typologies ont pu

être proposées de façon empirique, comme l'ont fait ILLIES et BOTOSANEANU (1963), grâce à une large expérience des milieux d'eau courante. Le développement des analyses multivariées a permis des recherches typologiques plus « objectives », comme celles de VERNEAUX (1973, 1976). Ces analyses permettent de faire apparaître, dans un espace abstrait, des regroupements d'espèces permettant de définir des niveaux typologiques précis (Fig. 17). Il faut bien entendu utiliser des données provenant de stations non perturbées, lesquelles sont parfois difficiles à trouver.

Appliquées ensuite à des échantillons provenant cette fois de stations diversement perturbées, les méthodes multivariées permettent de dégager une classification des taxons en fonction de leur polluabilité globale. C'est cette démarche qu'ont suivie par exemple DESCY (1980) avec les Diatomées, EMPAIN (1978) avec les Bryophytes, VERNEAUX (1981) avec les Poissons, VERNEAUX *et al.* (1982) avec les Macro-invertébrés benthiques.

L'idéal serait peut-être ensuite de proposer des échelles indiciaires différentes par type écologique ; encore se heurte-t-on alors aux problèmes épineux de délimitation des types, ne serait-ce que parce qu'ils ne sont pas nécessairement ordonnés de façon claire le long d'un cours d'eau (VERNEAUX, 1984). Pour des raisons de simplicité, ce sont des échelles uniques qui ont été proposées jusqu'à présent. Selon VERNEAUX (1984), il faut alors intégrer préalablement les distributions typologiques dans l'établissement des protocoles. Il en résulte cependant une profonde ambiguïté de la notion de qualité de l'eau, et l'on voit mal comment on peut véritablement apprécier séparément, ainsi que le souhaite VERNEAUX (1984) :

- l'aptitude biogène d'un site (toutes causes confondues) ;
- son niveau général de dégradation ;
- la qualité de l'eau.

La qualité générale d'un milieu aquatique, la qualité de l'eau, celle des sédiments sont-elles des notions comparables, traduisant l'idée d'une plus ou moins grande adéquation à une norme, type idéal ou type statistique ?

Il ne faudrait pourtant pas que ces problèmes conceptuels irritants inhibent la recherche de méthodes pratiques et leur mise en oeuvre. En revanche, il est tout aussi important de tenir compte, dans la planification des échantillonnages, d'une part du cycle saisonnier, les peuplements pouvant se modifier notamment lors des périodes d'émergence d'imagos, d'autre part des phénomènes de dérive, qui peuvent faciliter la reconstitution rapide de peuplements perturbés de façon passagère.

## II — BIOÉVALUATION DES MILIEUX MARINS ET LAGUNAIRES

### A — PANORAMA DES RECHERCHES

Depuis longtemps, les milieux marins et lagunaires ont fait l'objet de recherches sur les effets des pollutions et sur les possibilités d'évaluer celles-ci à l'aide d'organismes vivants. Une très large proportion des travaux concerne l'utilisation des bioaccumulateurs ; le chapitre précédent a permis d'en apprécier l'intérêt et d'en mesurer les limites. Le tableau XIII présente une sélection de références illustrant d'autres approches. Tirées de nos sondages bibliographiques (cf. chap. I), elles portent surtout sur la période 1980-83 ; y ont été rajoutées quelques références, plus anciennes ou plus récentes, particulièrement significatives.

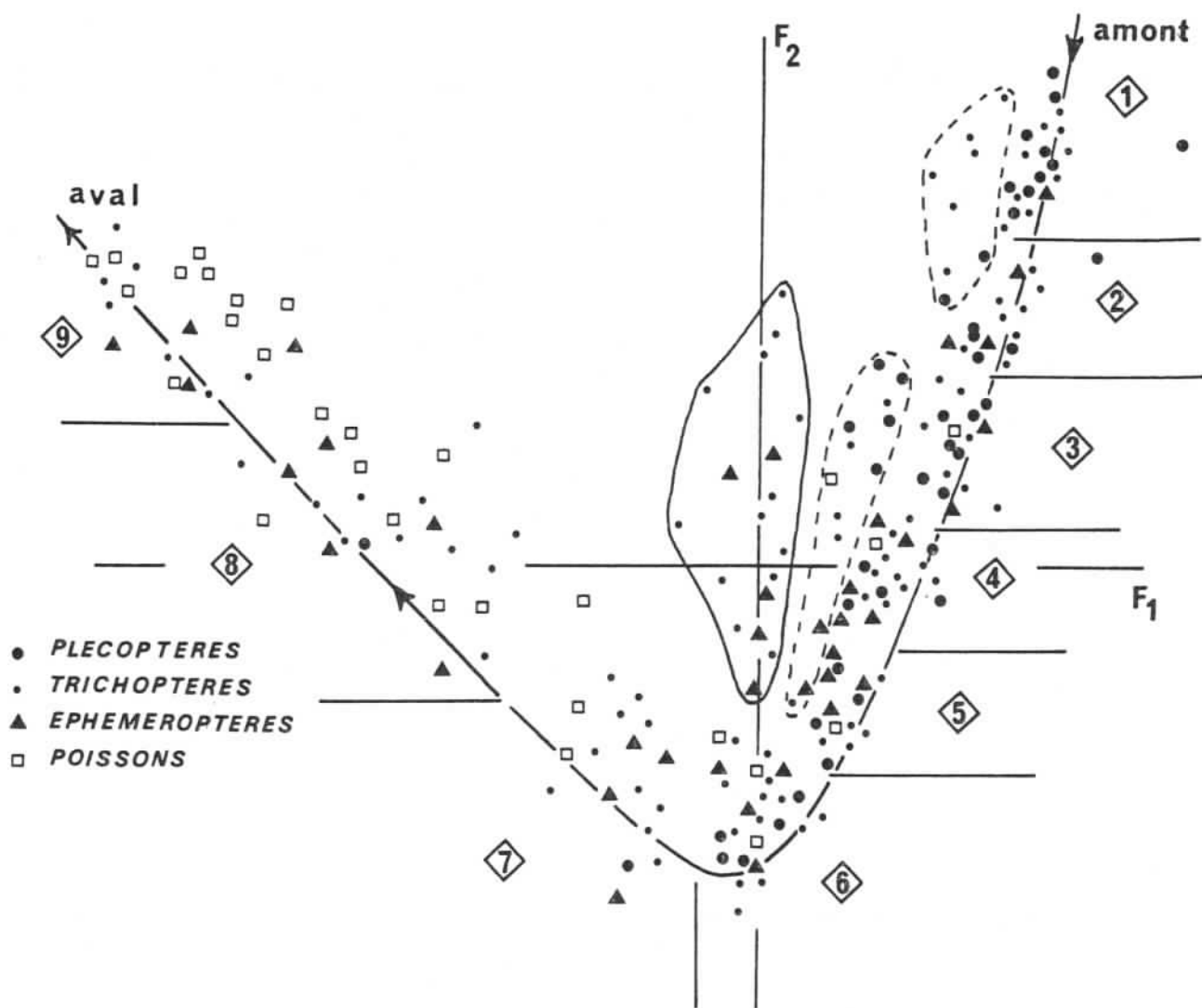


FIG. 17. — Typologie du réseau hydrographique du Doubs obtenue par analyse des correspondances des données recueillies sur 216 espèces dans 123 stations.

L'analyse dégage une courbe typologique en U le long de laquelle se succèdent 9 groupements statistiquement définis correspondant à une répartition de l'amont à l'aval des assemblages d'espèces. Les espèces des deux assemblages marginaux (tirets) et de l'assemblage central (trait continu) sont des espèces associées à des habitats de faciès lenticule répartis de façon plus ou moins aléatoire le long des cours ou des espèces à large distribution, donc sans valeur typologique. D'après VERNEAUX (1973), modifié.

La pollution fécale des eaux littorales fait l'objet de travaux proportionnellement plus nombreux qu'il n'apparaît dans le tableau XIII, mais ce problème ne pouvait être développé ici, en dépit de son importance. En effet, il n'y a pas détection d'une perturbation par le biais de modifications des communautés naturelles : ce sont des bactéries ou des virus d'origine fécale qui sont recherchés, directement dans l'eau ou dans des Mollusques (MAZIÈRES *et al.*, 1980 ; DELATRE et DELESMONT, 1981). Un aspect important des recherches mérite toutefois d'être signalé : une attention particulière est apportée à la présence de ces microorganismes dans les sédiments, car ceux-ci pourraient servir de réservoirs de germes pathogènes (BAUERFEIND *et al.*, 1981 ; ERKENBRECHER, 1981 ; HOOD et NESS, 1982 ; LABELLE *et al.*, 1980).

Le tableau XIII montre que la recherche d'indicateurs écologiques parmi les organismes planctoniques est encore

bien modeste ; comme le souligne BELLAN (1984), il reste beaucoup à faire dans ce domaine. Quant aux travaux qui suggèrent l'utilisation d'Algues épiphytiques, de Protozoaires benthiques ou de Poissons, ils conservent actuellement un caractère anecdotique. En fait, depuis les travaux de REISH (1959) en Californie de BELLAN (1967a, b) en France, ce sont essentiellement les Métazoaires benthiques qui donnent lieu à des travaux bien engagés dans la voie des applications. BELLAN (1984, 1985) et GLEMAREC (1985) en ont déjà présenté les principaux aspects : ce qui suit s'inspire directement de leurs travaux.

De très nombreuses espèces benthiques permettent de caractériser de façon précise les multiples combinaisons de substrat, d'hydrodynamisme, de lumière qu'offrent les fonds littoraux. De ce fait, ces espèces sont « indicatrices » des conditions stationnelles au même titre que les espèces caractéristiques des phytosociologues : elles méritent donc d'être

utilisées dans le cadre d'études typologiques.

Il en est également qui permettent de caractériser des perturbations d'origine anthropique, en particulier les pollutions organiques, qu'elles proviennent d'effluents urbains ou résultent du déversement accidentel de produits pétroliers. C'est ainsi que diverses espèces de Polychètes peuvent être considérées comme des indicatrices du degré de pollution, permettant ainsi l'établissement de zonation précises en substrat meuble (BELLAN, 1985). L'analyse se fait en comparant point par point les dominances de ces espèces.

L'existence de changements de dominance au sein d'un groupe restreint en fonction du degré de pollution suggère que, de façon plus générale, des changements de structure des assemblages benthiques pourraient permettre de caractériser avec précision la distribution spatio-temporelle des pollutions. C'est ce qu'illustrent les recherches du laboratoire d'Océanographie Biologique de Brest (GLEMAREC, 1985). L'étude de différents secteurs côtiers de Bretagne a montré que les Polychètes, les Bivalves et les Amphipodes se répartissent en groupes écologiques selon leur sensibilité ou, à l'inverse, leur tolérance à la surcharge en matière organique :

GROUPE I	: espèces sensibles, dominant largement le peuplement en conditions normales et qui disparaissent les premières ;
GROUPE II	: espèces tolérantes, toujours en petites quantités et ne fluctuant pas de façon significative ;
GROUPE III	: espèces tolérantes dont la répartition écologique apparaît plus large lorsqu'il y a perturbation que dans les conditions normales ;
GROUPE IV et V	: espèces opportunistes de premier ordre (Spionidae et Cirratulidae essentiellement) et de second ordre ( <i>Capitella capitata</i> , <i>Scolecopsis fuliginosa</i> ), supportant aisément les conditions anoxiques.

TABLEAU XIII

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de divers organismes pour la bioévaluation des milieux marins et lagunaires.

BACTÉRIES	BAUERFEIND <i>et al.</i> , 1981 - BORREGO <i>et al.</i> , 1983 - CABELLI & PEDERSEN, 1982 - CHURCHLAND <i>et al.</i> , 1982 - DELATTRE & DELESMONT, 1981 - ERKENBRECHER, 1981 - FUKS & KECKES, 1977 - GAMESON, 1982 - HOOD & NESS, 1982 - HUGHES <i>et al.</i> , 1981 - LABELLE <i>et al.</i> , 1980 - MAZIÈRES <i>et al.</i> , 1981.
ALGUES BENTHIQUES	BELSHER, 1979
ALGUES EPIPHYTIQUES	MAY <i>et al.</i> 1978 - MAY, 1982.
PHYTOPLANCTON	ARFI <i>et al.</i> , 1981 - EPPLEY & WEILER, 1979 - YAMADA <i>et al.</i> , 1980a, b.
ZOOPLANCTON	HERNROTH, 1981 - SETTY, 1982.
PROTOZOAIRES BENTHIQUES	WYATT & PEARSON, 1981.
METAZOAIRES BENTHIQUES	AMJAD & GRAY, 1983 - ANGER, 1975, 1977 - BARNETT, 1983 - BELLAN, 1967a, b, 1980, 1984, 1985 - BELLAN <i>et al.</i> , 1975, 1980, 1981 - BELLAN-SANTINI, 1981 - BOURCIER, 1980, 1982 - COULL <i>et al.</i> , 1981 - FRICKE <i>et al.</i> , 1981 - GLEMAREC, 1985 - GLEMAREC & HILY, 1981 - GLEMAREC <i>et al.</i> , 1981, 1982 - GRAY, 1981, 1983 - GRAY & MIRZA, 1979 - GRAY & PEARSON, 1982 - GUELORGET & PERTHUISOT, 1984 - HARTLEY, 1982 - HEIP, 1980 - HENNING <i>et al.</i> , 1983 - HERRERA MORENO & DEL VALLE GARCIA, 1980 - LEPPAKOSKI, 1975 - LORDA <i>et al.</i> , 1981 - MARCOTTE & COULL, 1974 - PEARSON, 1975 - PEARSON & ROSENBERG, 1978 - PEARSON <i>et al.</i> , 1982 - PERES & BELLAN, 1972 - RACHOR, 1980, 1982 - RAFFAELLI, 1981, 1982 - RAFFAELLI & MASON, 1981 - REID <i>et al.</i> , 1982 - REISH, 1959, 1972 - ROSENBERG, 1976 - SALEN-PICARD, 1983 - SANUKIDA <i>et al.</i> , 1981 - SHAW <i>et al.</i> , 1983 - STORA & ARNOUX, 1983 - WARWICK, 1981.
POISSONS	COPELAND, 1970 - KOEHLER, 1981.

En fonction du degré de pollution organique, les espèces de ces groupes forment des assemblages différents, permettant de proposer une notation sous forme d'un «indice biotique» (Fig. 18).

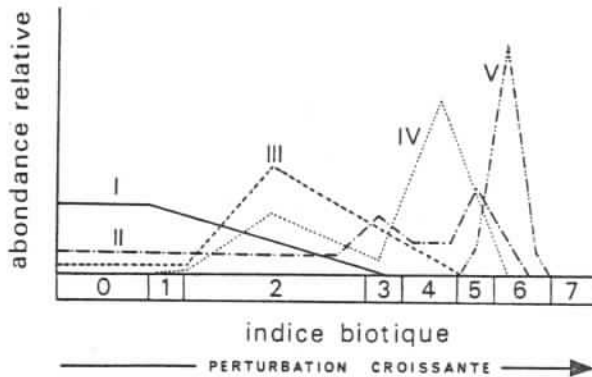


FIG. 18. — Schéma de la répartition d'invertébrés benthiques en fonction de la pollution organique sur le littoral breton. Les valeurs de l'indice biotique sont définies par les états successifs des assemblages d'espèces. I : espèces sensibles. — II : espèces tolérantes. — III : espèces à plus large spectre écologique qu'en conditions normales. — IV et V : espèces opportunistes de 1er et 2ème ordres. D'après GLEMAREC et HILY (1983), modifié.

Cette approche structurale doit ainsi permettre l'établissement de diagnostics précis qui peuvent être présentés sous forme cartographique.

Comme le souligne BELLAN (1984), le schéma proposé par GLEMAREC et ses collaborateurs est vraisemblablement assez général : en effet, les recherches de SALENPICARD (1983) en Méditerranée conduisent à des résultats tout à fait convergents. On peut donc concevoir qu'à partir d'échantillonnages bien organisés dans l'espace et dans le temps, l'analyse de la distribution spatio-temporelle des assemblages benthiques puisse permettre la surveillance de l'extension des dégradations. GLEMAREC *et al.* (1982) en donnent un exemple : le suivi des faunes benthiques dans deux abers bretons pollués par l'accident de l'Amoco Cadiz a permis de définir les étapes d'un retour aux conditions antérieures ou celles d'une évolution vers un nouvel équilibre.

Des méthodes de ce type sont donc d'un indiscutable intérêt. Cependant, elles impliquent de lourds travaux de terrain et de laboratoire que seules peuvent réaliser des équipes importantes comprenant des spécialistes de nombreux groupes faunistiques. On voit alors l'avantage d'indices simples, faisant appel soit à un nombre très limité d'espèces, soit à des taxons supra-spécifiques.

BELLAN (1980) a ainsi proposé un indice, pour les substrats durs, qui prend en compte uniquement les Polychètes, parmi lesquels seules sont distinguées quelques espèces ; les unes sont des «sentinelles de pollution», dont les populations deviennent nombreuses en milieu pollué ; les autres, «indicatrices d'eau pure», sont au contraire abondantes en milieu non perturbé. L'indice est le suivant :

$$IP = \frac{\sum \text{des dominances des espèces «sentinelles de pollution»}}{\sum \text{des dominances des espèces «indicatrices d'eau pure»}}$$

La dominance d'une espèce est exprimée par le pourcentage de ses individus dans l'ensemble des Polychètes récoltés. Ceux-ci doivent être tous comptés, mais il suffit de déterminer ceux appartenant aux espèces formant les deux catégories

ci-dessus : le travail s'en trouve allégé d'autant. L'étude comparée de diverses stations a permis à BELLAN de constater que IP prend des valeurs supérieures à 1 uniquement dans les milieux pollués : on peut donc utiliser ce seuil empirique pour porter un jugement sur l'état pollué ou non d'un site. Certains résultats suggèrent même que la valeur de IP croît avec le degré de pollution (BELLAN, 1984), ce qui pourrait permettre d'établir au moins des échelles relatives de pollution.

Un indice du même type a été proposé par BELLAN-SANTINI (1981), également pour les substrats solides ; il est basé sur le rapport de la somme des dominances des *Jassa* et des *Hyale* (Amphipodes), BELLAN (1985) signale qu'il peut être intéressant d'utiliser en outre les genres *Podocerus* et *Stenothoe*, l'indice s'écrivant alors :

$$IP = \frac{\sum \text{des dominances des } Jassa \text{ et } Podocerus}{\sum \text{des dominances des } Hyale \text{ et } Stenothoe}$$

On peut rapprocher ces indices de celui que BELSHER a proposé en 1979, mais qui est plus compliqué et utilise des Algues. Au sein d'un peuplement d'Algues, chaque groupe taxinomique, par exemple les Phéophycées, peut être caractérisé d'une part d'après sa dominance qualitative (pourcentage des espèces du groupe par rapport à l'ensemble des espèces du peuplement), d'autre part d'après sa dominance quantitative, rapport, exprimé en pourcentage, de la somme des recouvrements des espèces du groupe au recouvrement total du peuplement. On peut alors définir pour chaque groupe sa «tension», rapport de sa dominance quantitative à sa dominance qualitative (BOUDOURESQUE, 1970).

BELSHER (1979) ayant observé que, le long de gradients de pollution décroissante, certains groupes d'Algues ont des tensions soit décroissantes, soit croissantes, il propose de construire un indice de pollution IP de la façon suivante :

$$IP = \frac{\sum \Psi_i}{\sum \Psi_j}$$

i désignant les groupes en tension décroissante et j les groupes en tension croissante. Ainsi les valeurs de IP sont élevées dans les zones polluées et faibles ou même nulles en zone normale.

L'idée est intéressante, dans la mesure où l'indice, par l'intermédiaire des tensions, intègre des données sur les richesses spécifiques et sur les abondances relatives. Toutefois, il semble qu'à chaque secteur côtier particulier, il faille construire un indice adapté en fonction des groupes d'Algues représentés (BELSHER, 1979), ce qui peut limiter l'intérêt pratique de tels indices.

Un exemple en apparence beaucoup plus simple, et dont on a pu penser qu'il aurait une portée générale, est donné par le rapport du nombre des Nématodes à celui des Copépodes, proposé comme indice de pollution par RAFFAELLI et MASON (1981). Ces auteurs ont en effet constaté qu'en cas de pollution organique, les Copépodes sont bien davantage affectés que les Nématodes, observation également faite par RICKE *et al.* (1981). Il en résulte que le rapport Nématodes/Copépodes prend des valeurs élevées dans les zones polluées et pourrait donc être utilisé comme indice de pollution.

Cette proposition a donné lieu à une vive controverse (WARWICK, 1981 ; COULL *et al.*, 1981 ; RAFFAELLI, 1981, 1982 ; AMJAD et GRAY, 1983 ; HENNIG *et al.*, 1983). *A priori*, comme l'ont souligné certains auteurs, les Nématodes et les Copépodes ayant des exigences différentes vis-à-vis de la granulométrie, la valeur du rapport change selon la nature des sédiments, en l'absence de toute pollution ;

RAFFAELLI et MASON (1981) avaient eux-mêmes attiré l'attention sur cette difficulté. Mais ce n'est pas là le problème le plus important, car il devrait être possible de calibrer le rapport en fonction de la granulométrie. En revanche, comme l'ont montré HENNIG *et al.* (1983), divers facteurs influent sur les abondances des deux groupes dans des sens différents. Les perturbations mécaniques favorisent l'accroissement des Copépodes Harpacticoïdes, mais ne modifient pas sensiblement la densité des Nématodes. Les produits pétroliers provoquent au contraire une baisse des Harpacticoïdes, mais n'induisent pas nécessairement de changement chez les Nématodes. Un enrichissement en matière organique provoque un accroissement de ceux-ci, sans modifier l'abondance des Harpacticoïdes, tandis que des effluents contenant des substances toxiques font chuter les effectifs des deux groupes. Dans ces conditions, il est évident que la comparaison des valeurs du rapport Nématodes/Copépodes obtenues pour deux sites différents puisse n'autoriser aucune conclusion quant à leurs degrés respectifs de pollution.

Un autre indice simple a été proposé par CHASSE et MORVAN (1978) en vue d'apprécier et de cartographier l'impact de la pollution consécutive au naufrage de l'Amoco Cadiz près des côtes bretonnes. Cet indice utilise la biomasse par unité de surface (1 m<sup>2</sup>) des Gastéropodes operculés herbivores (Littorines et Gibbules), coquilles comprises. Cette biomasse aurait en conditions normales une valeur à peu près constante, dépendant seulement du faciès battu ou abrité, à laquelle on peut comparer, sous forme de pourcentage, la biomasse subsistant à la suite de la pollution. La sensibilité de ces Gastéropodes se situant dans la moyenne par rapport à celle de divers Invertébrés, ce pourcentage varie de façon graduelle, permettant la distinction aisée de plusieurs degrés de détérioration du milieu. A en juger par la carte très expressive publiée par CHASSE et MORVAN (1978), cette méthode paraît intéressante. Toutefois, un indice construit comme un simple pourcentage calculé par rapport à un état de référence ne transmet évidemment une information fiable que si cet état est *a priori* le même partout, ce qui demande à être soigneusement démontré.

Pour certains auteurs, il est plus sûr d'analyser les changements de structure à l'échelle des assemblages complets, en utilisant les distributions d'abondance (GRAY et MIRZA, 1979 ; CREMA et BONVICINI-PAGLIAI, 1980 ; GRAY, 1981). En effet, on constate que celles-ci s'ajustent à des modèles log-normaux dans le cas de peuplements non perturbés, mais que ce n'est plus vrai lorsqu'il y a pollution. Des représentations graphiques simples permettent de comparer les distributions d'abondance, en particulier au cours du temps ; GRAY et MIRZA (1979) et CREMA et BONVICINI-PAGLIAI (1980) ont ainsi mis en évidence des évolutions significatives à la suite de pollutions ou au contraire après la mise en place d'installations de traitement de rejets industriels. Cette méthode est voisine de celle de PATRICK utilisant les structures d'abondance des communautés phytoplanctoniques d'eaux courantes, mais elle en a aussi les inconvénients, notamment celui d'obliger à un tri complet des échantillons au niveau spécifique.

## B — DISCUSSION

A en juger d'après la bibliographie, les assemblages benthiques semblent offrir les meilleures chances de mise au point de bioindicateurs en milieu marin ; c'est également le cas pour les écosystèmes lagunaires (GUELORGET et PERTHUISOT, 1984). De fait, ils ont été intégrés dans des programmes de surveillance de sites à risques, par exemple à proximité de terminaux pétroliers (FOXTON, 1981) ou de plateformes de forage (DICKS, 1982).

Cependant, les problèmes méthodologiques sont loin d'être résolus. Le rapport Nématodes/Copépodes en a fourni une illustration presque caricaturale, mais les difficultés apparues à son propos sont peut-être tout aussi réelles dans le cas de n'importe quel indice utilisant des combinaisons d'organismes diversement sensibles aux perturbations du milieu.

Avant toute chose, il est indispensable de disposer d'une typologie des assemblages benthiques, donc d'une bonne connaissance des relations substrat — hydrodynamisme — lumière — organismes. BELLAN (1984) a fortement souligné l'importance de ce problème, plus complexe encore dans le cas des substrats solides que dans celui des substrats meubles. Les recherches bionomiques menées de longue date en France ont sans nul doute apporté les bases indispensables à l'établissement de typologies précises, mais cela ne suffit pas. En effet, dans chaque situation concrète, il faut connaître la mosaïque des fonds prospectés, afin de procéder dans l'esprit de l'échantillonnage différentiel préconisé pour la détermination de l'Indice Biologique Général en eau courante.

Dans le cas des écosystèmes lagunaires, des recherches comparatives ont dégagé une structure semble-t-il assez générale, caractérisée par une zonation du benthos indépendante du niveau de la salinité : l'analyse des associations benthiques ou même le simple repérage de certaines espèces caractéristiques permettraient ainsi le classement de chaque site d'un point de vue typologique et l'appréciation de ses potentialités (GUELORGET et PERTHUISOT, 1984). Toutefois, il n'a pas encore été proposé de méthodes précises de diagnostic, qu'il s'agisse de l'établissement d'indices biotiques ou d'études de distributions d'abondance par exemple.

De façon générale, il apparaît que la recherche méthodologique, en milieu marin comme en milieu lagunaire, n'est somme toute pas très avancée. Dans la majorité des cas, les propositions faites encourent le reproche d'un trop grand empirisme, les auteurs proposant des espèces indicatrices ou des indices à partir d'observations sur la répartition des organismes le long de gradients de pollutions. En fait, on connaît mal ou pas du tout les liens de causalité entre les facteurs de perturbation et les changements structuraux des communautés, d'autant que les gradients observés, généralement dus à des effluents urbains et industriels, combinent des variations de la teneur en matière organique, des teneurs en métaux lourds et autres toxiques et des proportions eau douce/eau de mer. Faute de relier les changements observés à des causes précises, on pourra seulement penser que ceux-ci traduisent des modifications de la qualité globale du milieu, sans être en mesure de donner un contenu précis à ce concept.

Au plan de l'efficacité, l'empirisme n'est pas à condamner : les espèces indicatrices et les indices proposés par certains auteurs ont indiscutablement permis d'apprécier l'extension de graves pollutions et jeté les bases d'une surveillance régulière. La méthode de GLEMAREC et de ses collaborateurs a l'avantage de prendre en compte un ensemble d'espèces très large, mais l'inconvénient d'être lourde, car elle doit être quantitative pour être précise.

On comprend alors l'intérêt que pourrait avoir une démarche comme celle de GRAY et PEARSON (1982), qui proposent une procédure de sélection « objective » des espèces sensibles pouvant indiquer des changements dans les communautés benthiques provoqués par des pollutions. Une analyse comparée des distributions d'abondance de communautés normales et non perturbées permet de repérer les espèces qui sont à la fois suffisamment sensibles et suffisamment abondantes pour permettre des mesures fiables. Cette procédure s'appuie, au plan théorique, sur l'idée que la distribution log-normale généralement observée dans les peuplements non perturbés a une réelle signification biologique. Il y a certainement là matière à controverse, mais cela n'empêche pas la méthode de GRAY et PEARSON (1982) d'obliger à

une analyse rigoureuse des communautés, donc de faciliter la découverte des bioindicateurs les plus performants. Ceci peut être utile surtout dans les zones où il n'y a pas une connaissance préalable suffisante de l'écologie des communautés.

### III — TYPOLOGIE ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES

#### A — PANORAMA DES RECHERCHES

En milieu terrestre, l'utilisation d'indicateurs écologiques peut se faire à deux échelles bien distinctes, celle des écosystèmes et celle des écocomplexes. Dans le premier cas, les indicateurs peuvent servir soit à un diagnostic purement typologique, soit à la mise en évidence de perturbations dont l'intensité peut éventuellement être appréciée. Dans le second, les indicateurs ont pour fonction l'évaluation de la complexité structurale et de la diversité biocénétique des écocomplexes, ou encore la mise en évidence de gradients de pollutions ou de transformations affectant l'ensemble d'un territoire ; ils peuvent également servir à l'évaluation des divers milieux formant un écocomplexe, ou même des ensembles plus vastes, par exemple par le biais d'échelles de cotation.

Distincts, les deux niveaux d'analyse sont néanmoins interdépendants et certains indicateurs utilisés à l'échelle écosystémique peuvent l'être, avec des modalités adaptées, à celle des écocomplexes. Cependant, par souci de clarté, je n'envisagerai dans le présent chapitre que des indicateurs employés à la première échelle.

Le tableau XIV rassemble, à titre d'exemples, quelques références illustrant l'utilisation de divers organismes comme indicateurs écologiques : cela va des Bactéries du sol aux Vertébrés, en particulier les Oiseaux. A propos de ceux-ci, on ne peut manquer de citer le travail exemplaire de FERRY et FROCHOT (1970) sur les avifaunes associées aux différents stades de la succession aboutissant à la chênaie pédonculée : il montre dans quelle mesure la composition des peuplements aviens reflète l'état de la végétation et peut informer sur la dynamique de celle-ci. Bien des travaux ont été réalisés dans cet esprit, dont on trouvera une excellente synthèse dans BLONDEL (1979) et une illustration récente chez SPITZ (1985). C'est toutefois à l'échelle des écocomplexes que les Oiseaux peuvent sans doute fournir les indications les plus utiles, comme le montrera le prochain chapitre.

Bien évidemment, c'est parmi les végétaux qu'on peut penser trouver des indicateurs précis et d'utilisation commode. L'intérêt des plantes indicatrices n'est plus à démontrer et il ne manque pas de travaux illustrant la possibilité de caractériser les propriétés physiques ou chimiques d'un sol,

TABLEAU XIV

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de divers organismes pour la typologie et la bioévaluation d'écosystèmes terrestres.

BACTÉRIES	TROYER <i>et al.</i> , 1981 - ZUKOWSKA-WIESZCZEK, 1980.
LICHENS	BEDENEAU, 1980, 1981, 1982 - DERUELLE, 1983 - KAUPPI & MIKKONEN, 1980 - KISZKA, 1964, 1977, 1981 - SHOWMAN, 1981 - WETMORE, 1981.
PLANTES VASCULAIRES	BONIN & VEDRENNE, 1981 - BUECKING & DIETRICH, 1981 - CHIKISHEV, 1965 - GILOT & PAUTOU, 1981 - LONG, 1974 - PREGITZER & BARNES, 1982 - RIOUX <i>et al.</i> , 1984 - SASTRE & LOURTEIG, 1986 - TIAGI & AERY, 1982.
PROTOZOAIRES	CHARDEZ & LAMBERT, 1981 - FOISSNER <i>et al.</i> , 1982
NÉMATODES	ARPIN, 1979 - ARPIN <i>et al.</i> , 1984 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - SCOTTO LA MASSESE, 1974.
OLIGOCHÈTES	BOUCHE, 1981 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - STANDEN, 1982.
MICROARTHROPODES	ARPIN <i>et al.</i> , 1984 - ATHIAS-BINCHE, 1983 - GARAY <i>et al.</i> , 1980 - GARAY & NATAF, 1982 - HERMOSILLA & RIBIO, 1974 - NATAF, 1983 - PONGE, 1983 - PONGE & PRAT, 1982 - POURSIN & PONGE, 1982 - TADROS & MASHAAL, 1981 - WEIGMANN & KRATZ, 1981.
MACROARTHROPODES	BENEST, 1983 - BIGOT & GAUTIER, 1981 - BIGOT <i>et al.</i> , 1982 - BLANDIN <i>et al.</i> , 1981, 1982 - CACHAN, 1982 - CACHAN & CLEMENT, 1979 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - CAZIN, 1982 - DRACH & FAILLE, 1981 - EMILE <i>et al.</i> , 1981 - FERNANDEZ HAEGER & RODRIGUEZ GONZALÈS, 1982 - FLOGAITIS, 1982 - FLOGAITIS & BLANDIN, 1985 - MOLFETAS & BLANDIN, 1980 - STUBBE & TIETZE, 1982 - TOROSSIAN, 1981 - TOROSSIAN & HUMBERT, 1982 - TOROSSIAN & ROQUES, 1981, 1984.
VERTÉBRÉS	SPITZ, 1985



voire la nature de la roche-mère, à l'aide de certaines espèces (cf. par exemple CHIKISHEV, 1965; BUECKING et DIE-TRICH, 1981; PREGITZER et BARNES, 1982; TIAGY et AERY, 1982). Cependant, il convient parfois d'être prudent lorsqu'il s'agit de mettre en relation une espèce «indicatrice» et un facteur du milieu : les concepts classiques de plantes calcicoles ou halophiles sont là pour le rappeler (OZENDA, 1986). L'établissement de profils écologiques (GOUNOT, 1969) permet de pallier cette difficulté en donnant des bases statistiques solides aux relations entre l'abondance de certaines espèces et des caractéristiques particulières du milieu. Des estimations d'abondance autorisent alors à affirmer l'existence de ces caractéristiques et, parfois, à préciser les valeurs probables de certains descripteurs du milieu.

Le plus souvent cependant, ce sont les groupements d'espèces qui, par leur composition, sont les mieux à même d'informer sur l'ensemble des conditions mésologiques (GUINOCHET, 1973; OZENDA, 1982). Il n'est pas inutile, dans ce contexte, de rappeler la différence existant entre les concepts d'espèce caractéristique et d'espèce indicatrice. Le premier désigne des espèces se trouvant dans un type de groupement déterminé, à l'exclusion de tout autre. Dans la mesure où un groupement est lié à des conditions écologiques déterminées, ses espèces caractéristiques sont par voie de conséquence de bonnes indicatrices de ces conditions (OZENDA, 1982). En revanche, des espèces peuvent être d'efficaces indicatrices de tel ou tel facteur du milieu sans pour autant être nécessairement des caractéristiques de groupements.

La généralisation des techniques d'analyse multivariée, dont GUINOCHET (1973) a montré l'importance en phytosociologie, relativise tous ces problèmes, comme l'ont bien illustré BONIN et VEDRENNE (1981) ou PAUTOU (1984). En effet, la mise en évidence des groupements et la recherche de leurs relations avec les facteurs du milieu se trouvent grandement facilitées par des techniques telles que l'analyse factorielle des correspondances. Il est en même temps possible de dégager les espèces qui ont la meilleure valeur indicatrice : on s'aperçoit alors que certaines espèces caractéristiques d'associations sont éliminées. Ceci est normal, comme l'expliquent BONIN et VEDRENNE (1981), car le traitement numérique ne prend évidemment en compte que les données de fréquence issues des relevés analysés, alors «qu'en phytosociologie traditionnelle, le choix des caractéristiques dépend à la fois de leur place dans le tableau phytosociologique brut et de considérations annexes sur leur position connue dans d'autres formations végétales et sur leur valeur biogéographique». En fait, ces «considérations annexes» constituent un apport d'informations non contenues dans les relevés soumis à l'analyse, ce qui en soit peut être utile à l'interprétation des données et ne devrait pas être négligé dans le choix des espèces indicatrices si l'on veut que celles-ci aient des chances d'être utilisables en dehors des seules surfaces initialement échantillonnées. Il n'en reste pas moins que la valeur indicatrice des espèces ou, mieux, de groupes d'espèces dépend du soin avec lequel l'échantillonnage et des végétaux et des descripteurs du milieu a été réalisé (BONIN et VEDRENNE, 1981).

Il n'est pas utile d'insister plus longuement sur le rôle indicateur des groupements végétaux. Soulignons simplement qu'il ne se limite pas à des indications sur les conditions du milieu physico-chimique : des informations assez précises peuvent être obtenues sur le dynamisme de la végétation, lorsque l'on sait replacer les groupements analysés dans des séries progressives ou régressives connues. Ici encore, les analyses multivariées peuvent s'avérer très utiles pour caractériser des stades d'évolution et dégager les espèces qui les expriment le mieux (BONIN et VEDRENNE, 1981). A partir de là, des interventions peuvent être envisagées soit pour accélérer, soit pour freiner les évolutions pressenties. Dans cette perspective, le diagnostic a davantage à s'appuyer à la

fois sur une analyse phytosociologique classique et sur une étude phytoécologique. Celle-ci permet de définir les caractères structuraux des groupements observés (LONG, 1974) et, si nécessaire, des caractéristiques démographiques fines (densité, distribution spatiale, structure d'âge,...).

On imagine habituellement que les indications fournies par des espèces ou des groupes d'espèces végétales portent sur le dynamisme de la végétation ou sur les caractéristiques édaphiques et climatiques du milieu. Cependant, les groupements végétaux peuvent informer assez directement sur certains aspects de zoocénoses qui leur sont associées. C'est ainsi qu'a été montré l'intérêt de la végétation pour déterminer la possibilité d'existence de populations d'invertébrés vulnérants simplement gênants ou bien vecteurs de maladies (GILOT et PAUTOU, 1981). Dans cet esprit, RIOUX *et al.* (1984) ont proposé une typologie de divers écosystèmes littoraux de Guadeloupe indiquant directement les espèces de moustiques susceptibles de s'y développer. Des travaux de ce type débouchent sur des cartes écologiques thématiques dont l'intérêt est de plus en plus évident (OZENDA, 1986).

La plupart des autres recherches portent sur des microorganismes ou des animaux édaphiques. Leur objectif peut être typologique : on espère déduire de la présence de certaines espèces ou de certains assemblages des informations permettant un classement des écosystèmes en types distincts, ou encore des indications sur leurs caractéristiques fonctionnelles, notamment en ce qui concerne la dynamique de l'humification. Enfin, quelques travaux ont tenté, avec plus ou moins de succès, de mettre en évidence des indicateurs de perturbations.

Les auteurs envisageant les microorganismes comme indicateurs écologiques sont peu nombreux, ce qui se conçoit aisément quand on sait les difficultés des études quantitatives de la microflore édaphique. TROYER *et al.* (1981), par exemple, ont montré que l'étude de la proportion des bactéries résistantes au cadmium pouvait permettre de déterminer le degré de pollution d'un sol par ce métal. Auparavant, ZUKOWSDA-WIESZCZEK (1980) avait suggéré d'apprécier le degré de pollution globale de sols en région urbaine à partir des effectifs des populations bactériennes et de la mesure de certaines activités enzymatiques. Il peut y avoir là des voies de recherche intéressantes, mais on est loin encore de pouvoir envisager la généralisation de techniques de routine.

En dehors des travaux de ce type, les approches microbiologiques concernent, comme en milieu marin, la pollution fécale : on s'intéresse en particulier à la détection des bactéries fécales dans les sols et au problème de leur temps de survie dans les conditions du milieu extérieur (voir par exemple HAGEDORN *et al.*, 1978; CHANDLER *et al.*, 1981; REDDY *et al.*, 1981; FAUST, 1982). Ici encore, on ne peut parler de recherche d'indicateurs écologiques au sens strict.

Les divers spécialistes de la faune du sol n'ont pas manqué de chercher à déduire de la composition de tel ou tel groupe faunistique des indications sur les caractéristiques des sols et sur leur fonctionnement.

BOUCHE (1981) a ainsi montré la possibilité d'utiliser les lombriciens à des fins typologiques, avec divers degrés de précision : un inventaire qualitatif peut déjà donner une idée de la fertilité d'un sol, idée qui est affinée lorsque l'on prend en compte, de façon au moins semi-quantitative, les catégories écologiques (épigés, endogés et anéciques). Ces méthodes ne peuvent toutefois être utilisées avec profit qu'en milieu non perturbé par des traitements chimiques. Une application en a été faite sous la direction de BOUCHE dans le cadre des travaux de CACHAN *et al.* (1981) sur la typologie des prairies lorraines. La composition des assemblages de Lombrics varie effectivement selon les prairies, en particulier dans la mesure où les espèces n'ont pas la même sensibilité aux

conditions hydriques, que ce soit chez les anéciques ou chez les endogés. Il est ainsi possible que le rapport de la biomasse des *Nicodrilus* anéciques à celle de *Lumbricus terrestris* permette de classer les prairies en fonction de l'importance de l'assèchement estival : ce rapport serait d'autant plus faible que l'humidité du sol serait plus régulière au cours du cycle saisonnier (1). Il semble enfin que la biomasse globale des Lombrics croisse avec le degré d'intensification de l'utilisation des prairies (CACHAN *et al.*, 1981). Le travail de STANDEN (1982) suggère que certaines caractéristiques des peuplements d'autres Oligochètes, les Enchytraeidae, comme la diversité spécifique et l'abondance, pourraient également aider à classer des prairies en fonction du type de fertilisation effectuée.

SCOTTO LA MASSESE (1974) avait suggéré que les assemblages de Nématodes Mononchides pourraient être utiles pour «préciser la nature et la dynamique des écosystèmes naturels». Dans cet esprit, ARPIN (1979) et ARPIN *et al.* (1984) ont montré qu'il y a une relation étroite entre la composition des assemblages de Mononchides et le type d'humus. Il en est de même des Collembolles (PONGE et PRAT, 1982 ; POURSIN et PONGE, 1982 ; PONGE, 1983 ; ARPIN *et al.*, 1984). De façon analogue, ATHIAS-BINCHE (1983) a souligné la valeur indicatrice des Acariens Uropodides vis-à-vis du milieu édaphique.

PONGE (1983), par exemple, a pu définir des assemblages de Collembolles caractéristiques d'une part des mulls à pH supérieur ou égal à 5, d'autre part des divers humus acides (pH inférieur à 5), depuis les mors jusqu'aux mulls acides. En outre, des assemblages particuliers caractérisent les variantes hydromorphes correspondantes. Certaines espèces ont une meilleure valeur indicatrice que d'autres, mais PONGE insiste sur le fait qu'un diagnostic correct doit prendre en compte des assemblages d'espèces et non des espèces seules.

Les Macroarthropodes ont été envisagés en tant que bioindicateurs essentiellement dans une perspective typologique : certaines espèces ou, mieux, certains ensembles d'espèces sont caractéristiques de tel ou tel milieu particulier. C'est ainsi que BIGOT et GAUTIER (1981) et BIGOT *et al.* (1982) ont montré la liaison précise qui peut exister entre certaines espèces et des biotopes ripicoles ou certains milieux littoraux. C'est également dans ce sens que CACHAN (1982) a conçu un programme de recherche sur les Coléoptères Carabiques en tant que bioindicateurs qui sera analysé plus en détail ci-dessous.

En ce qui concerne la recherche d'indicateurs écologiques de perturbations affectant des écosystèmes terrestres, on peut signaler essentiellement trois catégories de recherches.

La première comprend les travaux consacrés à l'estimation de la pollution atmosphérique à l'aide de végétaux épiphytes, très généralement des Lichens. Une majorité de travaux sont conduits selon des procédures standardisées à des échelles régionales et portent donc sur des complexes d'écosystèmes plus ou moins artificialisés assez étendus : il en sera question dans le prochain chapitre. En revanche, il en est d'autres, moins avancés, qui concernent des écosystèmes forestiers particuliers. On peut citer en exemple les recherches de KISKA (1964, 1977, 1981) en Pologne et de BEDENEAU (1980, 1981, 1982) en France. Ces auteurs ont montré que les Lichens pouvaient permettre le suivi de l'évolution de la pollution atmosphérique au sein d'écosystèmes forestiers : des cartographies établies à quelques années d'intervalle révèlent de très nettes évolutions. DÉRUELLE (1983) a également souligné cette utilisation possible des Lichens en région parisienne : des estimations de niveau de pollution

pourraient être obtenues, comme cela se pratique en milieu ouvert, à l'aide des flores lichéniques des arbres isolés, mais à condition évidemment d'établir au préalable les relations entre flores lichéniques forestières et taux de pollution. Même si la question peut encore être posée (KAUPPI et MIKKONEN, 1980), il semble assez évident qu'il vaut mieux prendre en considération des assemblages d'espèces que des espèces prises isolément.

Une deuxième catégorie de recherches concerne le rôle indicateur de certaines populations de Fourmis vis-à-vis de la dégradation de forêts de l'étage subalpin, toutes causes confondues (TOROSSIAN et ROQUES, 1984). Il s'agit d'un cas où l'utilisation d'une seule espèce indicatrice semble justifiée et qui, à ce titre, sera détaillé ci-dessous.

La troisième catégorie rassemble des recherches visant à mettre en évidence des indicateurs écologiques des perturbations induites par un facteur assez particulier, le piétinement (BLANDIN *et al.*, 1981) : ces recherches seront également analysées de façon critique un peu plus loin.

## B — ANALYSE DE QUELQUES EXEMPLES DE RECHERCHES

### 1. Utilisation d'une espèce animale indicatrice: *Formica lugubris* Zett. et la dégradation des forêts de l'étage subalpin français.

TOROSSIAN et ROQUES (1984) ont présenté une synthèse des recherches entreprises par leur groupe sur la possibilité d'apprécier à l'aide de Fourmis la dégradation des forêts subalpines. L'idée est qu'au travers des caractéristiques des parties épigées des nids, les populations de *Formica lugubris* sont susceptibles de révéler l'existence de diverses agressions affectant l'état du milieu forestier, ceci par comparaison avec un «état climacique» des populations observables dans certaines forêts préservées. La démarche suivie comporte trois étapes.

La première consiste en la définition de descripteurs, qualitatifs ou quantitatifs, des populations de *F. lugubris*, du milieu forestier et des agressions, celles-ci allant de la présence d'animaux d'élevage aux effets de la fréquentation humaine — exploitation forestière aussi bien que tourisme. La seconde étape correspond à la collecte normalisée des données correspondantes dans de nombreuses stations, la troisième à une série d'analyses multivariées, l'une traitant seulement les variables relatives aux populations de *F. lugubris*, les autres prenant en outre en compte un plus ou moins grand nombre de descripteurs du milieu et des agressions.

Les descripteurs des populations de *F. lugubris* ont été choisis notamment pour des raisons pratiques, en particulier la possibilité d'être enregistrés par des non-spécialistes. Ils portent essentiellement sur le nombre de nids en activité, le volume moyen de leurs parties épigées, en fonction de trois classes de taille, le volume total à l'hectare («pseudobiomasse») par classe de taille et, pour l'ensemble des trois classes, le nombre de nids abandonnés, leur volume moyen et leur volume total à l'hectare.

La première analyse factorielle fait apparaître un premier axe exprimant ce que TOROSSIAN et ROQUES (1984) appellent «le degré de puissance» des populations : celui-ci est d'autant plus élevé que les nids en activité sont d'un plus grand volume. Le deuxième axe concrétise un gradient «exprimant le nombre de nids, la pseudobiomasse des nids moyens, et le nombre des nids abandonnés».

Dans le plan de ces axes les stations se répartissent en

(1) Information donnée dans le rapport scientifique de 1980 de M. CACHAN au Comité Faune et Flore, intitulé «Caractérisations biotiques de divers types prairiaux du plateau lorrain» (Contrat n°77-117).

quatre ensembles :

- A : sites « climaciques », avec des fortes pseudobiomasses (15 m<sup>3</sup>/ha en moyenne), dues à de très gros nids mais peu nombreux (13 par ha) ;
- B : stations avec des pseudobiomasses moitié plus faibles, avec de très nombreux nids (de l'ordre de 40 par ha), mais de faible volume moyen ;
- C : stations avec des populations résiduelles, ne formant que de très petits nids peu nombreux ;
- D : stations en position intermédiaire.

L'introduction, dans les analyses ultérieures, des variables décrivant le milieu et les facteurs d'agression ne modifie pratiquement pas la répartition des points représentant les stations dans le plan des deux premiers axes : on retrouve les ensembles A, B, C et D et l'on observe des relations logiques entre l'état des populations de *F. lugubris*, les caractères du couvert forestier et des strates basses, ainsi qu'avec l'importance des agressions. Ainsi, les seules informations apportées par les descripteurs relatifs à *F. lugubris* suffisent à produire un classement des stations représentatif de celui que produisent les descripteurs de milieu et d'agression.

L'analyse de l'ensemble D des stations en position intermédiaire montre qu'elles peuvent selon le cas évoluer vers l'état climacique, après en avoir été écartées par des perturbations, ou continuer à se dégrader. Le positionnement d'un point représentant une station dans l'ensemble D attire donc l'attention sur les risques de détérioration du milieu, et ce dès la première analyse, qui n'utilise que les descripteurs myrmécologiques. Ceci montre bien ce que peut être la fonction indicatrice des populations de *F. lugubris* et son intérêt, puisqu'il y a possibilité d'avertissement.

De façon générale, toute nouvelle station peut être intégrée dans l'analyse multivariée et son positionnement, à partir des seules données sur *F. lugubris*, dans l'un des ensembles A, B, C ou D permet de tirer de premières indications sur l'état du milieu et, éventuellement, sur son évolution probable.

Il semble donc que TOROSSIAN et ses collaborateurs aient dégagé là un indicateur écologique particulièrement intéressant, utilisable dans des zones assez vastes dans les Pyrénées comme dans les Alpes (TOROSSIAN et ROQUES, 1984).

On pourrait craindre qu'un indicateur écologique monospécifique manque de fiabilité. On peut cependant penser que les nids vivant *a priori* longtemps, les phénomènes qui les affectent sont plus durables que ceux qui font fluctuer les effectifs de populations d'espèces non sociales.

Il reste qu'on peut s'interroger sur ce qu'indiquent exactement les caractéristiques des constructions épigées des Fourmis. Implicitement, TOROSSIAN et ROQUES (1984) font appel à la notion de **qualité du milieu**, par référence à un état climacique ayant la qualité maximale. Cette qualité diminuerait sous l'influence de multiples facteurs, agissant isolément ou de façon combinée. On retrouve là les problèmes discutés à propos des eaux courantes.

## 2. Les Coléoptères Carabiques, indicateurs de l'état et des transformations des écosystèmes terrestres ?

L'idée que les Coléoptères Carabiques puissent constituer d'intéressants indicateurs biologiques est assez répandue. On en trouvera l'affirmation dans diverses communications présentées à la réunion « Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques » organisée par l'Unité d'Écodéveloppement de l'I.N.R.A., notamment dans celles de BENEST (1983) et de GEORGES (1983).

Plusieurs qualités sont en effet reconnues à ces Insectes, qui pourraient justifier leur emploi comme bioindicateurs. Comme le précise par exemple CACHAN (1982) :

- les Carabiques sont nombreux en espèces et en individus, ce qui offre de bonnes conditions pour définir des groupements ;
- ils se rencontrent dans pratiquement tous les milieux ;
- ils sont moins sensibles aux facteurs trophiques qu'aux facteurs édaphiques et microclimatiques.

De façon générale, on reconnaît que les Carabiques se distribuent en fonction des caractéristiques de la végétation et du microclimat et que, de ce fait, ils forment des assemblages d'espèces propres à chaque milieu (DRACH et FAILLE, 1981 ; BENEST, 1983 ; GEORGES, 1983). Ainsi, comme QUEZEL et VERDIER (1953) l'ont fait il y a déjà longtemps à propos d'assemblages ripicoles de Carabiques, on peut s'interroger sur la possibilité d'appliquer les méthodes de la phytosociologie à l'étude de groupements animaux. CACHAN (1982) a rappelé quelques unes des études soulignant ce fait, en particulier celle de REFSETH (1980) qui discute la possibilité d'utiliser les communautés de Carabiques en vue d'une typologie servant de base à une politique de conservation.

En France, ce sont les travaux menés en Lorraine sous la direction de CACHAN, dans le cadre du Programme « Indicateurs biologiques » incité par le Ministère de l'Environnement, qui permettent le mieux d'apprécier les possibilités d'utilisation effectives des Carabiques à des fins typologiques.

Au plan méthodologique, la procédure consiste en des échantillonnages de durée plus ou moins longue par pièges d'interception (**pitfall traps**). Les prélèvements sont triés et dénombrés au niveau spécifique, puis les données sont traitées par analyse multivariée en vue de faire ressortir les différents assemblages d'espèces et de les mettre en rapport avec les facteurs du milieu que pourraient représenter les axes dégagés par l'analyse.

Lorsque l'on compare des peuplements de milieux différents comme des forêts, des prairies d'altitude élevée (plus de 1000 m) et des prairies de basse altitude, l'analyse fait ressortir — ce qui n'est pas surprenant — des assemblages nettement différenciés, mais qui s'ordonnent selon des axes d'interprétation assez difficile ; il est néanmoins vraisemblable que les caractéristiques thermiques stationnelles jouent un rôle dans la différenciation de ces assemblages (CACHAN, 1982). Il est évidemment plus intéressant de tester le pouvoir discriminatoire des assemblages de Carabiques lorsque l'on considère des milieux appartenant à une même catégorie : c'est ce qui a été fait à propos des prairies du plateau lorrain (CACHAN et CLÉMENT, 1979 ; CACHAN *et al.*, 1981 ; EMILE *et al.*, 1981). De fait, des assemblages différents ont été mis en évidence et deux facteurs explicatifs suggérés : premièrement le degré d'hydromorphie et deuxièmement le niveau de fertilité. L'utilisation d'indices de similarité conduit à un classement ordonné de ces assemblages effectivement parallèles à celui des prairies où ils vivent, lorsqu'elles sont classées selon leur degré d'hydromorphie.

Hydromorphie et fertilité apparaissent également comme facteurs explicatifs lorsque les prairies sont comparées en fonction de leur composition botanique, aussi EMILE *et al.* (1981) sont-ils amenés à conclure :

« On a donc une concordance nette entre les analyses de la flore et celle des Carabes. De même que l'on parle d'associations végétales, il est donc possible de grouper des espèces de Carabes en associations caractéristiques de certains milieux. On peut alors considérer certaines espèces ou certains groupements d'espèces comme des indicateurs biologiques valables ».

Il est assurément satisfaisant d'observer un bon parallélisme entre phytocénose et zoocénose ; après tout, c'est cela qui donne une certaine consistance au concept d'écosystème ! En revanche, il est peut-être un peu rapide d'en déduire que certains groupements d'espèces animales sont en conséquence «des indicateurs biologiques valables». On ne peut mieux faire ici que de mentionner l'intervention de R. DELPECH à la suite de la communication de CACHAN *et al.* (1981) au Séminaire de Phytosociologie appliquée (mars 1980) à l'Institut Européen d'Écologie de Metz : «La communication du Professeur CACHAN fait bien ressortir l'intérêt fondamental, en matière de typologie, qui s'attache à la connaissance phytosociologique des groupements végétaux comme révélateurs synthétiques et relativement faciles à appréhender (par rapport à d'autres données dont la saisie est plus laborieuse) de l'ensemble des caractères biologiques et écologiques des «milieux» étudiés».

On s'aperçoit en effet que les Carabiques — du moins dans l'état actuel d'avancement des recherches — confirment la typologie que fournit l'analyse des phytocénoses, mais ne l'affinent pas : ils ne conduisent pas à une meilleure discrimination, laquelle aurait pu attirer l'attention sur des différences subtiles entre facteurs écologiques non révélées par l'analyse phytosociologique.

Nous touchons ici un problème fondamental. Si des espèces ou des assemblages d'espèces sont proposés comme indicateurs, il faut savoir ce qu'ils indiquent et en quoi ils le font mieux que d'autres. La notion d'indicateur biologique n'a d'intérêt en effet que dans une perspective opérationnelle. Dans le domaine de la classification et de l'évaluation des écosystèmes terrestres, l'utilisation d'indicateurs animaux souvent difficiles à échantillonner et à déterminer — ne peut se justifier que s'ils apportent de meilleures informations que les végétaux, où s'ils fournissent sur la structure même de la phytocénose des informations plus faciles à acquérir que par l'analyse phytoécologique. Il n'est pas évident qu'il y ait beaucoup de cas où il en soit effectivement ainsi.

### 3. Un exemple de recherche d'indicateurs de perturbation : Arthropodes édaphiques et piétinement en forêt périurbaine.

La fréquentation des forêts périurbaines est devenue depuis trois décennies un phénomène considérable dans tous les pays développés, où des taux moyens dépassant largement 1.000 visites par hectare et par an ont été fréquemment mesurés (BLANDIN et FABIANI, 1985). La figure 19 visualise, sous une forme simplifiée, l'enchaînement des processus induits par le piétinement et qui aboutissent à la modification de l'organisation des écosystèmes forestiers. La structure de la phytocénose et celle de la zoocénose édaphique expriment de façon synthétique l'importance des phénomènes qui ont provoqué leur transformation. Leur observation devrait donc conduire à un véritable diagnostic. L'hypothèse a été avancée que les Arthropodes édaphiques, notamment les prédateurs, puissent ainsi servir d'indicateurs de l'importance du piétinement et un ensemble de recherches a été conçu dans le cadre de l'appel d'offres «Indicateurs biologiques» du Ministère de l'Environnement pour tester cette hypothèse (BLANDIN *et al.*, 1981).

La première étape a consisté à analyser l'état du sol et de la faune d'Arthropodes dans une zone très fréquentée de la forêt de Fontainebleau. La parcelle choisie, dans une chênaie-hêtraie à humus de type moder, était à l'évidence piétinée selon un gradient d'intensité décroissant à partir d'une route limitrophe : cette disposition en gradient devait permettre de corréler les modifications éventuelles de la faune édaphique à l'intensité des perturbations.

Des mesures de la porosité, des quantités des couches L et

F et de la teneur en matière organique de l'horizon organominéral ont mis en évidence trois zones principales au sein du gradient :

— une zone hautement dégradée : la porosité est inférieure à la normale d'environ 16 % ; la teneur en matière organique est faible ; la couche F est absente et les retombées annuelles ne se stabilisent pas (sauf dans quelques microcuvettes) ;

— une zone de transition : la porosité est normale ; la teneur en matière organique reste inférieure à la normale, sauf en certains points ; la couche holorganique est très fine ;

— une zone pseudonormale : la porosité est normale ; la teneur en matière organique, irrégulière, est souvent élevée ; la couche holorganique, à peu près continue, montre des points d'accumulation, correspondant à la fixation des feuilles non retenues dans les endroits trop dégradés ; visuellement, la litière paraît néanmoins normale.

Les peuplements de Microarthropodes et de Macroarthropodes ont été échantillonnés le long du gradient et comparés au peuplement d'une station témoin non fréquentée. A titre d'exemple, le tableau XV illustre les résultats obtenus dans la parcelle fréquentée pour quelques groupes de Macroarthropodes et fournit les éléments de comparaison avec la station témoin.

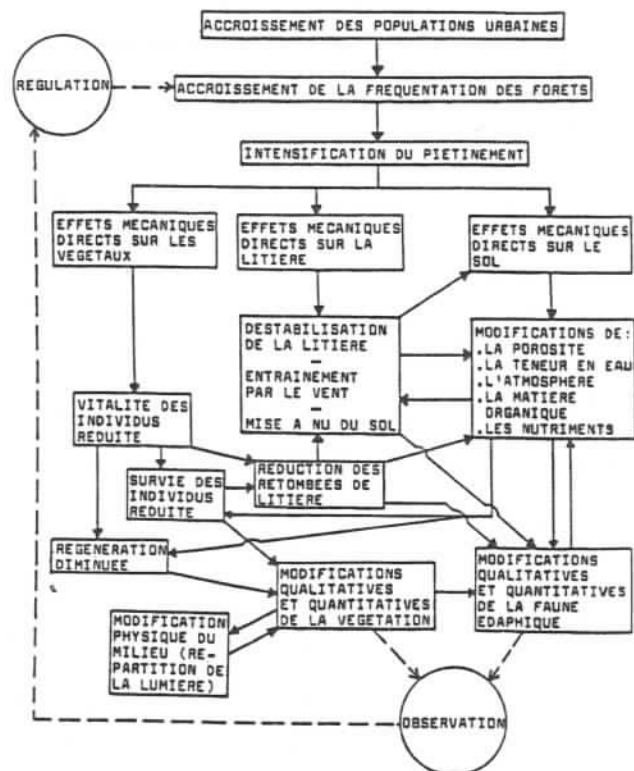


FIG. 19. — Enchaînement des processus induits par le piétinement dans les forêts périurbaines et principe d'une surveillance à partir de l'évolution de la végétation et de la faune édaphique. D'après BLANDIN *et al.* (1981), modifié.

Il ressort des observations faites, aussi bien pour les Microarthropodes (GARAY *et al.*, 1980) que pour les Macroarthropodes (MOLFETAS et BLANDIN, 1980) que :

— plusieurs groupes montrent, au moins à certains moments du cycle saisonnier, une variation assez graduelle des densités, parallèle à celle du degré de modification du compartiment édaphique ;

TABLEAU XV

Comparaison des densités hivernales (ind./m<sup>2</sup>) dans la parcelle fréquentée de Fontainebleau et dans la parcelle témoin de Foljuif.  
N : Novembre — F : Février

	Zone hautement dégradée (10-25 m)		Zone pseudonormale (55 m)		moyennes hivernales dans la Forêt de Foljuif		
	N	F	N	F	1979	Période 1975-1979	
						min.	max.
PSEUDOSCORPIONS	0	0	0	0	11	11	76
ARAIGNÉES	10,2	3,4	48,0	13,8	67	39	141
ISOPODES	0	1,1	0	0	21	3	38
DIPLOPODES	6,9	0	13,8	9,1	18	7	26
CHILOPODES	3,4	1,1	27,4	4,6	46	33	221
COLÉOPTÈRES	64,0	26,2	105,1	96,0	45	28	83
ENSEMBLE DES LARVES	540,6	283,4	578,2	436,6	1106	478	1277

— pour la plupart des groupes, les densités mesurées dans la zone pseudonormale sont nettement inférieures à celles mesurées dans la station témoin.

A partir de ces résultats, la possibilité de constituer des indicateurs écologiques a été envisagée, dans la perspective d'une mise au point d'outils de surveillance de l'évolution de sols forestiers à moder soumis aux effets de la fréquentation. Il était indispensable que les indicateurs retenus puissent fonctionner comme des avertisseurs, c'est-à-dire avant que n'apparaisse visuellement la dégradation des couches holorganiques.

On voit ici tout l'intérêt de la notion d'état pseudonormal, sous réserve que le gradient spatial observé représente effectivement l'évolution temporelle d'une zone progressivement perturbée. S'il en est ainsi, divers Arthropodes, plus sensibles que d'autres aux effets encore légers de la fréquentation, devenant moins nombreux qu'en situation non perturbée, ou même disparaissant, sont susceptibles de jouer ce rôle d'avertisseurs. En effet, ils peuvent satisfaire aux exigences suivantes :

— il existe des méthodes quantitatives fiables pour estimer leur densité ;

— il s'agit d'animaux à densité assez élevées ;

— ils réagissent progressivement à l'accroissement de la perturbation ;

— on possède une connaissance correcte des variations saisonnières d'abondance et des cycles biologiques ;

— dans tous les cas, il ne doit pas être indispensable de rechercher une grande finesse taxinomique : le plus souvent le niveau de l'Ordre doit suffire ;

— il doit s'agir de groupes représentés dans de nombreux écosystèmes forestiers.

D'un point de vue pratique, les Macroarthropodes sont apparus comme les meilleurs candidats à la constitution d'indicateurs écologiques. En effet la distinction des diffé-

rents groupes ne nécessite qu'un peu d'habitude et un savoir limité en systématique. Leur extraction peut être menée en conditions standard dans des installations peu onéreuses et simples à construire. Leurs effectifs bien moindre que ceux de Microarthropodes rendent leur tri assez facile et rapide. A partir de là, nous écrivions dans notre rapport de fin de contrat (BLANDIN *et al.*, 1981) :

«Toutefois, tous les Macroarthropodes édaphiques ne sont pas d'égal intérêt pour constituer des indicateurs. C'est notamment le cas des larves de Diptères qui sont présentes même dans les zones fortement perturbées (...). Au contraire les Pseudoscorpions, les Araignées, les Isopodes, les Diplo-podes et les Chilopodes répondent bien aux exigences énumérées plus haut».

«Il ne paraît cependant pas judicieux de choisir l'un ou l'autre de ces groupes pour servir à lui seul d'indicateur. Nous avons vu qu'au sein de la communauté des Macroarthropodes prédateurs, les Pseudoscorpions, les Araignées et les Chilopodes d'une part, les Coléoptères d'autre part se comportent différemment : les premiers diminuent en nombre déjà dans les zones pseudonormales, alors que les seconds y atteignent parfois des effectifs plus élevés qu'en zone non perturbée. Il semble donc qu'il y ait une restructuration de la communauté de prédateurs sous l'effet du piétinement. Cette observation, si elle se confirmait, ouvre la voie à la mise au point de ce qui nous paraît devoir constituer les indicateurs les plus efficaces, à savoir des indicateurs numériques exprimant le rapport des fréquences relatives de certains groupes aux fréquences relatives d'autres groupes».

Il s'agissait donc de proposer un indicateur structural empirique, selon le même principe que divers indicateurs proposés en particulier par plusieurs biologistes marins (cf. plus haut). Compte tenu des différences de sensibilité détectées entre groupes, la proposition faite en 1981 fut la suivante :

$$I_1 = \frac{\text{Fréquence (Araignées + Pseudoscorpions + Chilopodes)}}{\text{Fréquence (Coléoptères adultes)}}$$

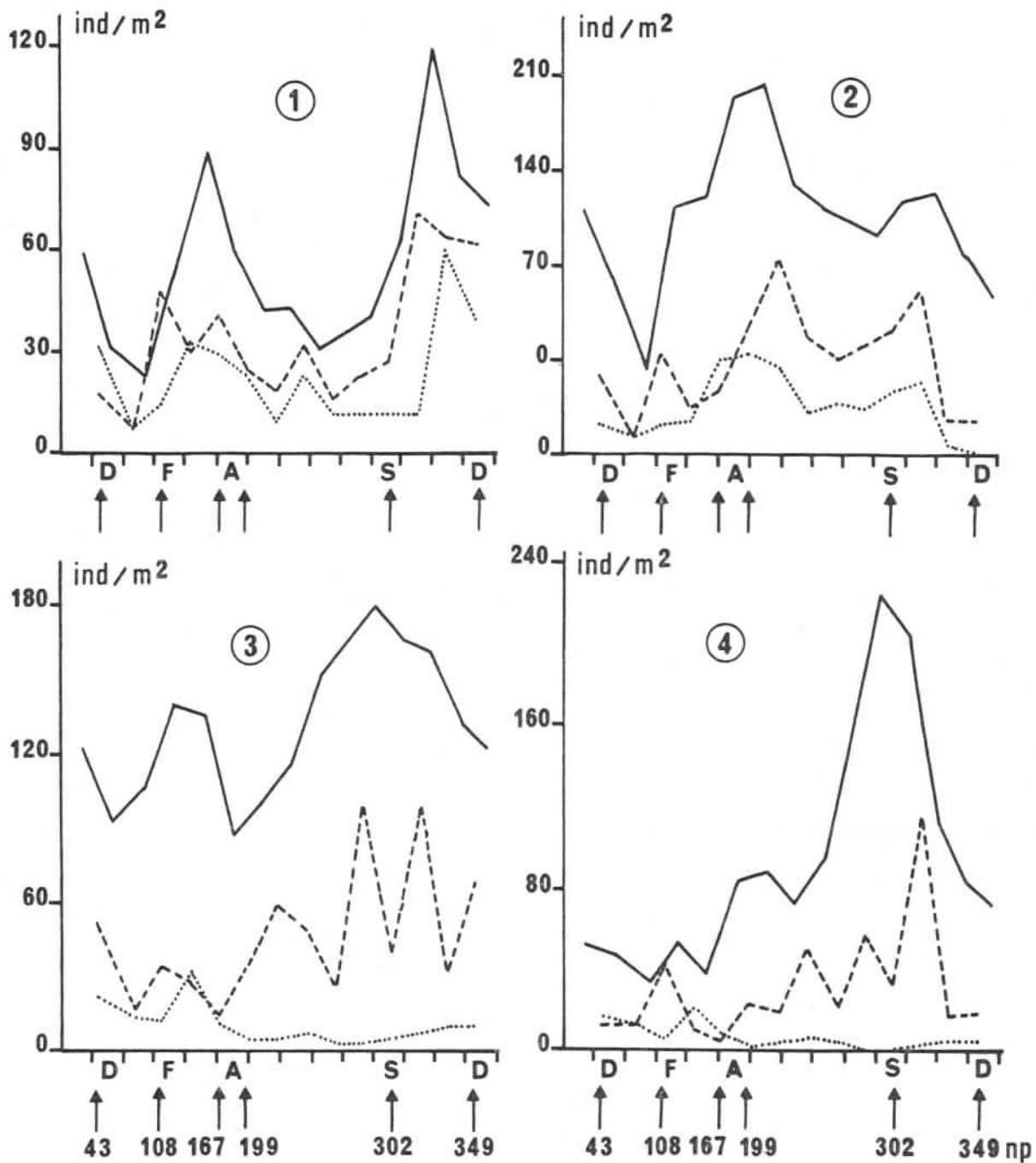


FIG. 20. — Évolution des densités de quelques groupes de Macroarthropodes sous l'influence du piétinement. 1 : Coléoptères adultes. — 2 : Chilopodes. — 3 : Araignées. — 4 : Pseudoscorpions.

L'expérience a consisté à parcourir dans une parcelle forestière non fréquentée une bande de 5 m de large selon un cheminement axial, avec des déplacements latéraux vers des bandes témoins. La partie centrale (1 m de large environ), systématiquement parcourue, forme la zone très piétinée ; les parties latérales de 2 m, irrégulièrement traversées, constituent la zone piétinée.

Trait continu : zone témoin. — Tiré : zone piétinée. — Pointillés : zone très piétinée.

np : nombre de passages dans la zone très piétinée. D'après FLOGAITIS et BLANDIN (1985), modifié.

D'après les données recueillies en forêt de Fontainebleau ainsi qu'en forêt de Montmorency, il apparaissait que cet indice était toujours nettement supérieur à 2 dans les stations témoins et nettement inférieur à 2 dans zones pseudonormales : il semblait donc possible de prendre cette valeur pour seuil empirique de détection de l'état pseudonormal.

Cette première étape des recherches débouchait ainsi sur un indicateur écologique susceptible de fonctionner comme avertisseur, l'état pseudonormal pouvant représenter le premier stade de dégradation d'un sol forestier sous l'effet du piétinement. Il fallait alors envisager une deuxième étape, expérimentale, qui seule permettrait de s'assurer que les zonations observées étaient véritablement représentatives de changements temporels (BLANDIN *et al.*, 1981).

Cette étape expérimentale a été réalisée à la Station Biologique de Foljuif. Une première expérimentation a permis à FLOGAITIS (1982) et à NATAF (1983) de préciser les effets du piétinement sur les Macroarthropodes et sur les Microarthropodes, en partant d'un état initial non perturbé et en suivant comparativement, au cours d'un cycle annuel, les peuplements d'une zone piétinée régulièrement et d'une zone témoin. Une seconde expérimentation a permis d'analyser de façon détaillée les modifications physiques du sol (ROBIN et GEOFFROY, 1985).

La figure 20 rassemble les résultats relatifs aux Macroarthropodes retenus au terme de la première étape pour constituer un indicateur. Les données concernent d'une part la zone témoin, d'autre part des zones à degrés de piétinement différents. Pour des raisons méthodologiques discutées en détail par ailleurs (FLOGAITIS, 1982 ; FLOGAITIS et BLANDIN, 1985), les densités ne peuvent être directement comparées qu'entre les zones piétinées, les résultats de la zone témoin permettant seulement de comparer qualitativement les évolutions temporelles.

Pour les Chilopodes, les conséquences du piétinement sont déjà notables à partir de 200 passages environ : les densités sont diminuées, mais il n'y a pas totale modification des

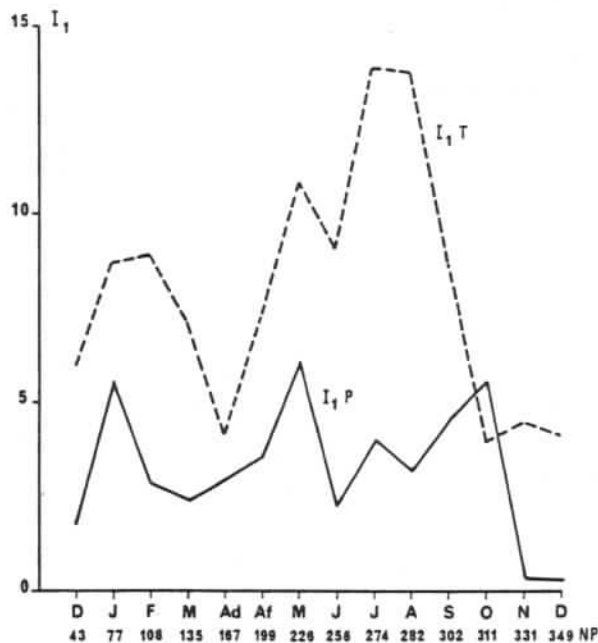


FIG. 21. — Variations de l'indice de piétinement  $I_1$  en zone très piétinée ( $I_{1P}$ ) et en zone témoin ( $I_{1T}$ ) au cours d'une expérience de piétinement. NP : nombre de passages.

variations saisonnières. En revanche les Araignées et les Pseudoscorpions se révèlent particulièrement sensibles : ces groupes montrent une chute brutale de leurs effectifs après 200 passages environ et restent extrêmement peu nombreux dans la zone piétinée. Dans le cas des Coléoptères adultes, les variations observées en zone très piétinée et en zone peu piétinée sont très voisines et les densités ne diffèrent que rarement de façon significative (FLOGAITIS et BLANDIN, 1985) ; en outre les variations saisonnières sont dans l'ensemble voisines de celles observées en zone témoin. Ces résultats confirment les conclusions déduites des observations en zone «naturellement» piétinée, en les nuanciant. Les Araignées et les Pseudoscorpions sont effectivement les groupes les plus sensibles, mais les Chilopodes le sont nettement moins : sans doute ne tendent-ils à disparaître qu'au terme d'une fréquentation prolongée. Ceci a conduit FLOGAITIS (1982) à modifier l'indice proposé ci-dessus, pour accroître sa sensibilité :

$$I_2 = \frac{\text{Fréquence (Araignées + Pseudoscorpions)}}{\text{Fréquence (Coléoptères adultes)}}$$

Les figures 21 et 22 permettent de comparer l'évolution temporelle des valeurs des indices  $I_1$  et  $I_2$  en zone témoin et zone très piétinée. Elles montrent que, pour cette dernière, les valeurs sont toujours plus basses, à une même date, qu'en zone témoin. Ceci suggère que la structure de la communauté est perturbée dès le début de l'expérience.

Le fait que les indices — surtout  $I_1$  — varient pour partie en fonction du cycle saisonnier interdit d'établir une échelle de valeurs qui correspondrait à une échelle de perturbation. La brusque chute des effectifs des Araignées et des Pseudoscorpions invite en revanche à choisir une valeur seuil permettant de considérer que, si l'indice prend les valeurs inférieures, la perturbation a atteint un niveau critique.

L'indice  $I_1$  se prête mal à la définition de seuils : la valeur 2 le rend peu sensible, puisqu'il ne lui est inférieur que tardivement, tandis que des valeurs supérieures, 3, 4 ou 5, ne permettraient pas assez souvent des conclusions nettes.

Au contraire, l'Indice  $I_2$  offre le choix entre deux seuils clairs, l'un ( $I_2 = 2$ ) permettant un avertissement plus précoce que l'autre ( $I_2 = 1$ ),  $I_2$  a en outre l'avantage d'être un peu plus rapide à établir, puisque trois groupes seulement sont à dénombrer.

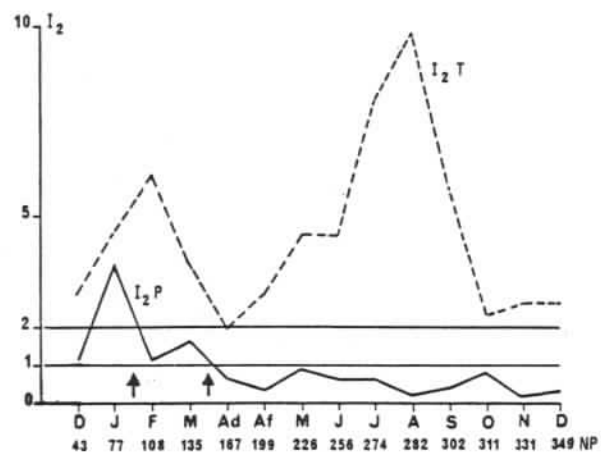


FIG. 22. — Variations de l'indice de piétinement  $I_2$  en zone très piétinée ( $I_{2P}$ ) et en zone témoin ( $I_{2T}$ ) au cours de la même expérience de piétinement qu'en fig. 21. NP : nombre de passages.

Une dernière étape consiste en la validation de l'indice, à la fois dans l'espace et dans le temps. Il se peut en effet que, d'autres années au même endroit ou dans d'autres forêts, l'indice prenne des valeurs inférieures au seuil choisi parce que d'autres perturbations que le piétinement, ou des facteurs stationnels, modifient la structure du peuplement édaphiques. La figure 23 présente la distribution de fréquences des valeurs de  $I_2$  dans la zone témoin de la Station de Foljuif. Toutes les saisons ont été couvertes à diverses reprises par des sondages réalisés de 1975 à 1984 (FLOGAITIS, 1982 ; BLANDIN *et al.*, 1985).

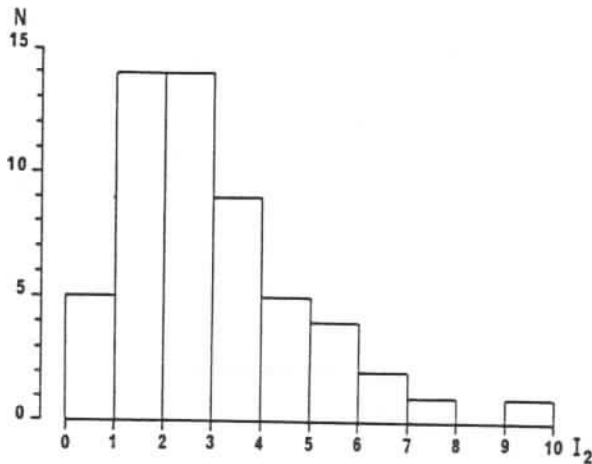


FIG. 23. — Distribution des fréquences de l'indice de piétinement  $I_2$  dans la zone témoin. Les valeurs ont été calculées à partir des échantillons recueillis pendant plusieurs années à diverses saisons.

Seuls 5 sondages ont donné des valeurs inférieures à 1, en mai-juin 1976 et en mars-avril-mai 1977, valeurs qui pourraient peut-être s'expliquer par de perturbations consécutives aux conditions climatiques exceptionnelles de 1976 (BLANDIN *et al.*, 1985). En tout état de causes, ceci montre qu'un indicateur écologique structural a des chances de ne pas être spécifique d'un facteur perturbant déterminé. La figure 23 montre aussi que  $I_2$  prend assez fréquemment des valeurs inférieures à 2 : ce seuil est donc moins pertinent que ne le laissent penser les résultats de l'expérimentation. Il est donc prudent d'utiliser le seuil  $I_2 = 1$ , gagnant ainsi en fiabilité ce que l'on perd en sensibilité.

Des sondages effectués en châtaigneraie et en pinède ont montré que dans des zones fréquentées où la litière est encore en place,  $I_2$  a des valeurs inférieures à 1 (FLOGAITIS, 1982 et résultats non publiés). L'indice pourrait donc être utilisable dans diverses forêts à humus de type moder ou dysmoder. Bien évidemment, cela n'a d'intérêt que là où les strates basses ont un faible recouvrement, celles-ci pouvant autrement donner des indications plus directes.

Cet ensemble de recherches peut au total paraître satisfaisant quant à sa démarche, qui illustre les principales étapes de la mise au point d'un indicateur écologique. Cependant, un aspect essentiel n'a pas été abordé : même si l'indice proposé est fonctionnel — dans certaines limites — on n'a pas envisagé son utilité réelle pour les gestionnaires des forêts périurbaines. Si ces recherches ont montré que des modifications du sol et de sa faune apparaissent très précocement dès qu'une fréquentation même légère s'instaure, il n'a pas encore été démontré qu'il peut être utile de surveiller par un indicateur écologique l'extension de perturbations à partir des zones fréquentées (aires de loisirs, sentiers...).

## C — CONCLUSIONS

Pour une large part, les recherches sur les indicateurs écologiques utilisables dans les écosystèmes terrestres ont une finalité typologique. De ce point de vue, l'étude des phytocénoses possède des avantages évidents sur l'analyse de telle ou telle composante des zoocénoses :

- relative simplicité des méthodes d'échantillonnage ;
- possibilité de travailler à des degrés variés de précision ;
- possibilité d'apprécier le dynamisme de la végétation dans le cadre de la théorie climacique dont on voit bien ici les avantages ;
- potentiel élevé de personnes compétentes.

De même, le diagnostic typologique des humus et des sols comme la caractérisation de leurs traits fonctionnels majeurs peut très bien se faire par analyse morphologique (coupes d'humus, profils), ce qui est tout de même plus simple que l'analyse des peuplements de Microarthropodes. Celles-ci impliquent en effet des tris, des montages microscopiques, des déterminations délicates et des dénombrements importants, toutes opérations faisant appel à des spécialistes peu nombreux.

De façon générale, l'utilisation d'indicateurs biologiques « animaux » n'a d'intérêt pratique que s'ils apportent des informations plus précises et plus discriminantes que les groupements végétaux, ou encore s'ils informent de façon synthétique sur des caractères particuliers des phytocénoses elles-mêmes, comme par exemple leur complexité structurale.

Les recherches sur des indicateurs de perturbations sont peu avancées. La nature même des perturbations, leur mode de diffusion à l'intérieur des écosystèmes créent en effet de sérieuses difficultés. Le cas *a priori* le plus simple est celui des polluants gazeux que les mouvements de l'air peuvent faire pénétrer dans l'ensemble d'un écosystème. Si celui-ci comprend des ligneux porteurs de lichens, on peut alors envisager par exemple d'apprécier le degré de pollution acide et de suivre son évolution : les méthodes existent dans leur principe et sont susceptibles d'être généralisées, avec évidemment des modulations régionales tenant compte des variations de la flore lichénique. La pollution des sols par des particules apportées par voie aérienne mériterait aussi d'être caractérisée et suivie, mais peut-être des techniques utilisant des bioaccumulateurs seraient-elles plus efficaces que des méthodes s'appuyant sur des modifications quantitatives de populations édaphiques, qu'il s'agisse de microorganismes ou d'animaux.

Les perturbations physiques liées à la fréquentation, qu'il s'agisse d'animaux ou d'humains, ne peuvent en principe être abordées que dans le cadre d'une connaissance préalable de la distribution spatiale de la fréquentation, afin de pouvoir organiser la répartition des observations. Il se peut alors que des indicateurs écologiques permettent d'apprécier la diffusion des perturbations autour des cheminements principaux et les risques de dégradation qui en découlent. Cela n'aurait toutefois d'intérêt que lorsque la fréquentation affecte plus qu'une part marginale de l'écosystème considéré. Par ailleurs, il est difficile de s'assurer qu'un indicateur écologique informe de façon univoque sur une perturbation déterminée. L'exemple de *Formica lugubris* illustre bien cette difficulté : on en vient alors à envisager une indication synthétique sur la qualité du milieu, mais on retombe de ce fait dans les ambiguïtés soulignées à propos des eaux continentales.

Au total, il n'y a guère d'exemples d'indicateurs écologiques débouchant sur une possibilité de mise en pratique régulière en milieu terrestre, hormis l'utilisation des groupe-



ments végétaux. Cette constatation devra néanmoins être modulée lorsque l'on considérera l'échelle des écosystèmes.

#### IV — CONCLUSIONS GÉNÉRALES

La comparaison des recherches en bioévaluation des écosystèmes terrestres et aquatiques fait ressortir l'importance fondamentale des travaux typologiques. Toutefois, la notion de typologie fait l'objet de deux usages distincts, ce qui peut être source d'ambiguïté.

Une première approche consiste à rechercher des indicateurs typologiques — populations ou combinaisons de populations — permettant la classification des écosystèmes dans une typologie de référence. Du point de vue méthodologique, ces recherches font de plus en plus appel à des analyses multivariées. Celles-ci peuvent dégager, à partir d'un ensemble de relevés, des sous-ensembles distincts permettant de définir des types moyens statistiquement fondés. Ceux-ci ne sont pas nécessairement très différents des types « empiriques » proposés par des chercheurs ayant une expérience approfondie du terrain, mais ils sont en principe mis en évidence de façon plus objective. Les analyses multivariées peuvent en outre dégager des assemblages plurispécifiques propres à chaque type d'écosystème, assemblages qui ne comprennent pas nécessairement des espèces caractéristiques au sens de la phytosociologie, mais qui peuvent constituer des indicateurs écologiques efficaces. Selon les milieux, ces assemblages indicateurs doivent être choisis de façon à être aussi aisés que possible à reconnaître : dans les eaux continentales comme en milieu marin, les Invertébrés benthiques offrent les meilleurs candidats à cette fonction indicatrice, tandis qu'en milieu terrestre les végétaux vasculaires sont à utiliser de préférence à des animaux toujours plus difficiles à échantillonner, à déterminer et à dénombrer.

Une seconde approche vise à déterminer des indicateurs écologiques informant sur le degré d'altération des écosystèmes. Rares sont les cas où ces indicateurs peuvent informer de façon univoque sur l'importance d'un facteur de perturbation déterminé, de sorte que l'on apprécie plutôt la « qualité » des écosystèmes par référence à un type non altéré (type « idéal » qui peut correspondre à une station de référence ou à un type statistique). Comme cela a été souligné à diverses reprises, le concept de qualité n'est pas clair, en dépit de son caractère évocateur. L'exemple de l'Indice Biologique Global de VERNEAUX *et al.* (1982) montre qu'il est néanmoins possible d'établir des échelles de qualité utiles pour « noter » les écosystèmes, même si l'on reste incapable d'expliquer ce qu'est la qualité maximale d'un écosystème d'un type donné. Ces échelles permettent d'apprécier l'écart entre la structure écologique observée et une structure idéale conçue par un processus d'abstraction empirique ou statistique : il faudrait pouvoir exprimer clairement la signification biologique de cette différence structurale. Cela conditionne en effet la possibilité d'établir un diagnostic prévisionnel fiable. En milieu terrestre, l'utilisation des concepts de climax et de série peut donner un fondement à ce diagnostic, même si ces concepts font encore l'objet de débats (OZENDA, 1986). Il reste à savoir dans quelle mesure ils peuvent être transposés au cas des eaux continentales. En ce qui concerne les systèmes écologiques marins, cette transposition paraît possible au moins à propos des écosystèmes benthiques (PICARD, 1985).

\*  
\* \*

Des indicateurs écologiques extrêmement variés ont été proposés dans tous les milieux. Il se dégage un consensus selon lequel des indicateurs plurispécifiques sont préférables à des espèces indicatrices utilisées isolément. On ne peut cependant nier la valeur indicatrice de certaines espèces et

l'exemple du test « *Formica lugubris* » de TOROSSIAN l'illustre fort bien. Il est vrai qu'il s'agit d'une espèce dont les sociétés font des constructions durables. Ce sont celles-ci qui servent au test, qui, de ce fait, est vraisemblablement plus fiable qu'un test utilisant la densité d'une espèce très sensible aux fluctuations à court terme du milieu. De façon générale, il est vraisemblable que la capacité des espèces à servir comme indicatrices dépend de leur type de fonctionnement démographique. Elle dépend en même temps des objectifs de la bioévaluation : selon que celle-ci vise à détecter des changements à court ou à long terme, on utilise des espèces à sensibilités différentes en les suivant avec des pas de temps adaptés.

Parmi les indicateurs plurispécifiques, il en est peu qui soient conçus à partir de considérations théoriques. Il y a à cela deux raisons. En premier lieu, les bases théoriques concernant la structure des assemblages d'espèces sont somme toute fort modestes. La signification biologique des distributions d'abondance de type log-normal, par exemple, reste à trouver. En second lieu, de tels indicateurs impliquent le plus souvent des déterminations et des dénombrements à l'échelon spécifique, ce qui, généralement, ne peut être réalisé que par des techniciens biologistes de haut niveau, sinon par des chercheurs. Il n'est alors guère envisageable d'utiliser ces indicateurs en routine.

Les indices construits de façon empirique ont de ce fait davantage de succès, car ils peuvent être d'emblée conçus pour être simples. Le meilleur exemple en est l'Indice Biologique Global ; la proposition de normalisation le concernant témoigne de son caractère opérationnel. Les valeurs prises par cet indice sont des notes déduites, grâce à une grille, de l'inventaire d'un grand nombre de groupes indicateurs échantillonnés selon une procédure standard. D'autres indices sont de conception différente : ils combinent, sous forme d'un rapport, les fréquences de quelques groupes choisis en fonction de leurs sensibilités différentes à certains facteurs de perturbation. Les études de terrain montre parfois que la valeur d'un tel indice varie progressivement le long d'un gradient connu de perturbation : l'indice peut donc fournir au moins une mesure relative du degré de perturbation. C'est le cas, semble-t-il, de l'indice proposé par BELLAN (1980) pour apprécier la pollution marine, sur substrat dur, à l'aide des fréquences de diverses Annélides Polychètes. Dans d'autres situations, la valeur de l'indice peut seulement être repérée par rapport à une valeur seuil : c'est le cas de l'indice de piétinement des sols forestiers proposé par BLANDIN *et al.* (1981) et modifié par FLOGAITIS (1982). Le choix de la valeur seuil est évidemment très important, car la capacité d'avertissement précoce de l'indicateur en dépend. Seules des études expérimentales peuvent conduire à un choix judicieux.

Une fois un diagnostic de l'état présent établi à l'aide d'un ou plusieurs indicateurs écologiques, il faut prévoir l'évolution la plus probable. Ceci implique la connaissance des traits fonctionnels majeurs des écosystèmes considérés et de la dynamique qui en découle BOURNAUD et AMOROS (1984) ont souligné la nécessité, pour ce faire, de dépasser la notion classique d'indicateur biologique pour considérer des **descripteurs de fonctionnement**, espèces ou assemblages d'espèces faciles à repérer et à échantillonner, et fournissant, dans un contexte local donné, un ensemble d'indications d'ordre fonctionnel. Ce changement terminologique a surtout pour intérêt de souligner que c'est effectivement lorsque la typologie des écosystèmes informera non seulement sur leur structure spécifique mais aussi sur leur fonctionnement que l'on sera le mieux à même de les gérer : les recherches typologiques sur le Haut-Rhône français, qui mettent en évidence des ensembles fonctionnels, en donnent l'exemple (AMOROS *et al.*, 1982). Indicateurs biologiques ou descripteurs de fonctionnement seront alors de réels instruments de gestion, à condition d'avoir été mis au point en fonction de besoins précis et en concertation avec les utilisateurs poten-

tiels. C'est à l'heure actuelle encore trop souvent rarement le cas.

## RÉFÉRENCES

*En raison de leur abondance, les références ont été réparties par grandes catégories de milieu.*

### 1. EAUX CONTINENTALES

- AMAVIS (R.) & SMEETS (J.), eds., 1976. — *Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses*. Proc. Europ. Sci. Coll., Luxembourg, nov. 1975. Pergamon Press, Oxford, 531 p.
- AMOROS (C.), RICHARDOT-COULET (M.) & PAUTOU (G.), 1982. — Les «ensembles fonctionnels», des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Rev. Géogr. Lyon*, 57 (1), 49-62.
- ANTONIETTI (R.), BROGLIO (P.) & MADONI (P.), 1982. — Valutazione di parametri biologici come indici di efficienza di depurazione in impianti a fanghi attivi. *Ing. Abient.*, 11 (6), 472-477.
- ARMITAGE (P.D.), MOSS (D.), WRIGHT (J.F.) & FURSE (M.T.), 1983. — The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.*, 17 (3), 333-347.
- BAZZANTI (M.), 1983. — Composition and diversity of the profundal macrobenthic community in the polluted Lake Nemi (Central Italy), 1979-1980. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 4 (3), 211-220.
- BAZZANTI (M.) & LORET (E.), 1982. — Macrobenthic community structure in a polluted lake: Lake Nemi (Central Italy). *Boll. Zool.*, 49, 79-91.
- BICK (H.), 1972. — *Ciliated protozoa: an illustrated guide to the species used as biological indicators in freshwater biology*. World Health Organization, Genève, 195 p.
- BLANT (J.D.) & STETTLER (R.), 1982. — Survie des bactéries indicatrices de pollution fécale dans un cours d'eau. *Bull. Soc. Neuchâtel Sci. Nat.*, 105, 89-105.
- BOTT (T.L.), 1973. — Bacteria and the assessment of water quality. In: CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON (K.L.), eds., *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 61-75.
- BOURNAUD (M.) & AMOROS (C.), 1984. — Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement: quelques exemples dans un système fluvial. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 57-66.
- BOURNAUD (M.) & KECK (G.), 1980. — Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertébrés benthiques au long d'un cours d'eau: le Furans (Ain). *Acta Oecologica, Oecol. Gener.*, 1 (2), 131-150.
- BOURNAUD (M.), KECK (G.) & RICHOUX (P.), 1980. — Les prélèvements de macro-invertébrés benthiques en tant que révélateurs de la physionomie d'une rivière. *Annls. Limnol.*, 16, 55-75.
- BOURNAUD (M.), LEDANT (J.P.), BROYER (J.) & RICHOUX (P.), 1982. — L'espace étang dans ses rapports avec l'avifaune en période de nidification. *Bull. Ecol.*, 13 (2), 125-144.
- BOURNAUD (M.), MAUCET (D.) & CHAVANON (G.), 1984. — Méthode pratique de mesure de la dérive des Macroinvertébrés dans un cours d'eau. Application à la détection de perturbations du milieu. *Bull. Ecol.*, 15 (3), 199-209.
- CABELLI (V.J.), 1982. — Microbial indicator systems for assessing water quality. *Antonie van Leeuwenhoek*. 48 (6), 613-618.
- CAIRNS (J. Jr.), 1974. — Indicator species VS. the concept of community structure as an index of pollution. *Water Resources Bulletin*, 10 (2), 338-347.
- CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON (K.L.), eds., 1973. — *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, Special Technical Publication 528, Philadelphie, 256 p.
- CASPERS (N.), 1982. — Steinfliegen, Eintagsfliegen und Zweiflüger als Indikatoren der Gewässergüte. *Decheniana-Beihefte* (Bonn), 26, 114-119.
- CHERAITIA (M.L.), 1984. — *Essai d'appréciation de la qualité de quelques milieux stagnants de faible profondeur à partir des Macroinvertébrés. Application aux bassins d'épuration par lagunage*. Thèse Doct. 3ème Cycle Ecologie, des Eaux. Université Lyon-I, 99 p.
- CHRISTIAN (R.R.) & PIPES (W.O.), 1983. — Frequency distribution of Coliforms in water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45 (2), 603-609.
- CINCOTTA (D.A.), DENONCOURT (R.F.) & STAUFFER (Jr., J.R.), 1976. — A study of macroinvertebrates and fishes above and below two sewage treatment plants in the Codorus creek drainage, York County, Pennsylvania. *Proceedings of the Pennsylvania Academy of Sciences*, 50, 59-65.
- CLARKS (J.A.), BURGER (C.A.) & SABATINOS (L.E.), 1982. — Characterization of indicator bacteria in municipal raw water, drinking water and new main water samples. *Canadian J. Microbiology*, 28 (9), 1002-1013.
- COSTE (M.), 1974. — *Études sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial*. Étude lab. Hydroécologie Div. Qual. Eaux, Pêche, Piscicult. C.T.G.R.E.F., Paris, 80 p.
- COSTE (M.), 1978. — *Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes*. Thèse 3e cycle, Faculté des Sciences de Besançon, 145 p.
- DAKSHINI (K.M.M.) & SONI (J.K.), 1982. — Diatom distribution and status of organic pollution in sewage drains. *Hydrobiologia*, 87 (3), 205-209.
- DE FERREIROS (V.I.), 1980. — Contribucion al estudio de los indices bióticos como parámetros para evaluar la calidad del agua. *Rev. Lat.-amer. Microbiol.*, 22, 189-204.
- DE LEVAL (J.), HOUBA (C.) & REMACLE (J.), 1976. — Les microorganismes en tant que bioindicateurs de la qualité des eaux douces. *Mém. Soc. roy. Bot. Belg.*, 7, 129-140.
- DEL PRETE (A.) & SCHOFIELD (C.), 1981. — The utility of Diatom analysis of lake sediments for evaluating acid precipitation effects on dilute lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 91 (3), 332-340.
- DENONCOURT (R.F.) & STAMBAUGH (J.W.), 1974. — An ichthyofaunal survey and discussion of fish species diversity as an indicator of water quality, Codorus Creek drainage, York County, Pa. *Proc. Pa. Acad. Sci.*, 48, 71-78.
- DESCY (J.P.), 1980. — Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-villars, Paris, 169-174.
- DORAN (J.W.), SCHEPERS (J.S.) & SWANSON (N.P.), 1981. — Chemical and bacteriological quality of pasture runoff. *J. Soil Water Conserv.*, 36 (3), 166-171.
- DUSSART (G.), 1982. — A pragmatic approach to water quality microbiology in a clean river area. *Environ. Pollut. Ser. A*, 1982, 97-118.
- EDER (R.) & KIRCHENGAST (M.), 1982. — The Nematode-fauna (Nemathelminthes, Nematoda) of a polluted part of the river Mur (Styria, Austria). *Nematol. Mediterr.*, 10 (2), 127-134.
- ELOUARD (J.M.) & JESTIN (J.M.), 1982. — Impact of Temephos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilisation of correspondance analysis for studying surveillance data collected in the onchocercians control programm. *Rev. Hydrob. trop.*, 15 (1), 23-31.

- EMPAIN (A.), 1978. — Relations quantitatives entre les populations de bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Définition d'un indice de qualité des eaux. *Hydrobiologia*, 60, 49-74.
- EMPAIN (A.), LAMBINON (J.), MOUVET (C.) & KIRCHMANN (R.), 1980. — Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In : PESSON (P.), éd. *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 195-223.
- GANNON (J.E.) & STEMBERGER (R.S.), 1978. — Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 97 (1), 16-35.
- GAUFIN (A.R.), 1973. — Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality. In : CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON, eds. *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 96-116.
- GAUFIN (A.R.) & TARZWELL (C.M.), 1952. — Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. *Public Health Report*, 67 (1), 57-64.
- GHETTI (P.F.), 1980. — Biological indicators of the quality of running waters. *Boll. Zool.*, 47, 381-390.
- GODFREY (P.J.), 1978. — Diversity as a measure of benthic macroinvertebrate community response to water pollution. *Hydrobiologia*, 57, 111-122.
- GOLCZ (A.), 1981. — Phyto- and zooplankton of the lower sector of the river Odra in the years 1974 to 1977. *Acta Hydrobiol.*, 23 (3), 227-241.
- GOODNIGHT (C.J.), 1973. — The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 92 (1), 1-13.
- GUNALE (V.R.) & BALAKRISHNAN (M.S.), 1981. — Biomonitoring of eutrophication with Pavana, Mula and Mutha rivers flowing through Poona. *India J. Environ. Health*, 23 (4), 316-321.
- HASLAM (S.M.), 1982. — A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters*, 3, 19-34.
- HAWKES (H.A.), 1982. — Biological surveillance of rivers. *Waters Pollut. Control* (Maidstone), 81 (3), 329-342.
- HELLAWELL (J.M.), 1978. — *Biological surveillance of rivers: a biological monitoring handbook*. National Environmental Research Council, Londres, 332 p.
- HOERNSTROEM (E.), 1981. — Trophic characterisation of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologia*, 13 (2), 249-261.
- ILLIES (J.) & BOTOSANEANU (L.), 1963. — Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. internat. Verein. Limnol.*, 12, 1-57.
- IRLINGER (J.P.), 1979. — *Étude et comparaison de deux méthodes d'analyse de la qualité biologique des eaux courantes*. Rapport de stage, Université d'Orléans, U.E.R. de Sciences Fondamentales et Appliquées et Laboratoire d'Hydrobiologie du C.T.G.R.E.F., Montereau, 89 p.
- JAMES (A.) & EVISON (L.), 1979. — *Biological indicators of water quality*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- JAZRAWI (S.F.) & AL-HINDAWI (A.K.), 1982. — Survival of some fecal indicator bacteria in drinking water. *J. Env. Science & Health-Env. Science & Engineering*, 17 (6), 789-796.
- JONES (R.A.) & LEE (G.F.), 1982. — Chlorophyll-A raw water quality parameter. *Awwa J.*, 74 (9), 490-494.
- JORGA (W.), PIETSCH (W.) & WEISE (G.), 1982. — Beiträge zur Ökologie und Bioindikation von *Trapa natans* L. *Limnologia*, 14 (2), 385-394.
- KANSANEN (P.H.), 1981. — Effects of heavy pollution on the zoobenthos in Lake Varajavesi, southern Finland, with special reference to the meiozoobenthos. *Ann. Zool. Fennici*, 18, 243-251.
- KANSANEN (P.H.) & AHO (J.), 1981. — Changes in the macrozoobenthos associations of polluted Lake Vanajavesi, Southern Finland, over a period of 50 years. *Ann. Zool. Fennici*, 18, 73-101.
- KOHLER (A.), 1982. — Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beihilfe* (Bonn), 26, 31-42.
- KOLKWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- KOLKWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1909. — Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- KOWALCZYK (C.) & RADWAN (S.), 1982. — Groups of pelagic zooplankton in three lakes of different trophicity. *Acta Hydrobiol.*, 24 (1), 39-51.
- KOWALIK (W.) & BIESIADKA (E.), 1981. — Occurrence of water mites (Hydracarina) in the river Wieprz polluted with domestic industry sewage. *Acta Hydrobiol.*, 23 (4), 331-348.
- KRAUSE (W.), 1981. — Characeae as an indicator species of water quality. *Limnologia*, 13 (2), 399-418.
- LAFONT (M.), 1984. — Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115, 127-129.
- LAFONT (M.) & JUGET (J.), 1981. — Les Oligochètes de quelques lacs jurassiens et leur utilisation pour apprécier l'état biologique des sédiments profonds. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté. Besançon. Biologie animale*, 4ème sér., fasc. 2, 47-57.
- LAGAUTERIE (P.) & LEROUX (P.), 1977. — Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. *La Terre et la Vie*, 31, 327-342.
- LALIBERTE (P.) & GRIMES (D.J.), 1982. — Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 (3), 623-628.
- LANG (C.) & HUTTER (P.), 1981. — Structure, diversity and stability of two Oligochaete communities according to sedimentary inputs in lake Geneva (Switzerland). *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43 (2), 265-276.
- LASCOMBE (C.) & CARDOT (D.), 1984. — Connaissance et cartographie de la pollution des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 39-45.
- LAURENT (M.) & CALVET (F.), 1977. — Utilisation des poissons comme indicateurs de la qualité des eaux, comparaison avec la méthode des « indices biotiques ». Application sur le Laxia : rivière du pays basque français et le Gabas : rivière des Landes. *Annls. Hydrobiol. I.N.R.A.*, 8 (1), 67-87.
- LECLERC (H.), GAVINI (F.) & OGER (C.), 1981. — Les indicateurs bactériens dans le contrôle bactériologique de l'eau : exigences et limites. *J. Fr. Hydrol.*, 12 (2), 213-228.
- MADONI (P.) & GHETTI (P.F.), 1982. — Ciliated protozoa and water quality in the torrente Stirone (Northern Italy). *Acta Hydrobiol.*, 23 (2), 143-154.
- MARA (D.D.) & ORAGUI (J.I.), 1981. — Occurrence of *Rhodococcus coprophilus* and associated Actinomycetes in feces, sewage, and fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (6), 1037-1042.
- MEDEIROS (C.), LEBLANC (R.) & COLER (R.A.), 1983. — An *in situ* assessment of the acute toxicity of urban runoff to benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2, 119-126.
- MEIERHOFF (M.L.) & PRILL (S.D.), 1982. — A survey of the benthic macro-invertebrates of the upper Iowa river basin. *Proc. Iowa Acad. Sci.*, 89 (3), 89-98.
- MEIJERING (M.P.D.) & PIEPER (H.G.), 1982. — Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern. *Decheniana-Beihilfe* (Bonn), 26, 111-113.

- MERIAUX (J.L.) & WATTEZ (J.R.), 1980. — Les végétations aquatiques et subaquatiques. Relations avec la qualité des eaux. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 225-242.
- MIEGEL (H.), 1982. — Interpretation von Planktonproben zur Charakterisierung von Kleingewässern. *Arch. Hydrobiol.*, 95, 249-262.
- MILBRINK (G.), 1978. — Indicator communities of oligochaetes in Scandinavian lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 2406-2411.
- MILBRINK (G.), 1980. — Oligochaete communities in pollution biology: the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In : BRINKHURST (R.O.) & COOK (D.G.), eds., *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, Londres, 433-455.
- MIRACLE (M.R.), 1982. — Biogeography of the freshwater zooplanktonic communities of Spain. *J. Biogeogr.*, 9 (6), 455-467.
- MOL (A.), 1980. — The role of the invertebrate fauna in the biological assessment of water quality. *Hydrobiol. Bull.*, 14 (3), 222.
- MONNOT (A.), 1982. — Indice biologique de la qualité générale des cours d'eau (I.B.G.). Exemples d'application de la méthode. *Ahn. Sci. Univ. Fr. Comté. Besançon, Biol. Anim.*, 4 (3).
- MOSSEL (D.A.A.), 1982. — Marker (index and indicator) organisms in food and drinking water. Semantics, ecology, taxonomy and enumeration. *Antonie van Leeuwenhoek*, 48 (6), 609-611.
- MOUTHON (J.), 1981a. — Les mollusques et la pollution des eaux douces: ébauche d'une gamme de polluosensibilité des espèces. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 51 (2), 250-258.
- MOUTHON (J.), 1981b. — Les mollusques des lacs de l'Abbaye et des Rousses (Massif du Jura). *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté, Besançon, Biologie animale*, 4ème sér., Fasc. 2, 1-15.
- NAJDENOV (V.T.), 1981. — Variations structurales des biocénoses animales limniques comme indicatrices de l'action anthropogène. *Hydrobiologija*, 15, 3-7 (en bulgare).
- NICHOLS (S.J.), 1981. — Effect of thermal effluents on oligochaetes in Keowe reservoir, South Carolina. *Hydrobiologia*, 79, 129-136.
- NORMALISATION FRANÇAISE, 1985. — *Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.)*. T 90-350, AFNOR, Paris La Défense, 8 p.
- OKLAND (J.) & OKLAND (K.A.), 1980. — Acidification threatens trout diet. *Research in Norway*, 1980, 21-27.
- PARISE (G.) & RIVA (A.), 1982. — Cladocera remains in recent sediments as indices of cultural eutrophication of Lake Como. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 44 (2), 277-287.
- PATRICK (R.), 1949. — A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 101, 277-341.
- PATRICK (R.), 1973. — Use of Algae, especially Diatoms, in the assessment of water quality. In : CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON (K.L.), eds., *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 76-95.
- PATRICK (R.), HOHN (M.H.) & WALLACE (J.M.), 1954. — A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notul. Nat. Acad. Nat. Sc. Philadelphia*, 259, 12 p.
- PEJLER (B.), 1983. — Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia*, 101, 111-114.
- PESSON (P.) éd., 1980. — *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. 2ème éd., Gauthier-Villars, Paris, 345 p.
- PLIGIN (Y.V.) & ZHURAVLEVA (L.A.), 1982. — De l'applicabilité de certaines méthodes conventionnelles à bioindicateurs pour l'estimation de la qualité de l'eau du réservoir littoral de Kremenchug. *Gidrobiol. Z. (Kiev)*, 18 (2), 31-35 (en russe).
- POURRIOT (R.), 1976. — Réflexions sur les Rotifères en tant qu'indicateurs biologiques. *Bulletin Français de Pisciculture*, 260, 148-152.
- RAMADE (F.), COSSON (R.), ÉCHAUBARD (M.), LE BRAS (S.), MORETEAU (J.C.) & THYBAUD (E.), 1984. — Détection de la pollution des eaux en milieu agricole. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 21-37.
- REICHHOLF (J.), 1982. — Wasservogel als Indikatoren des Gewässerzustandes. *Decheniana Beih.*, 26, 138-144.
- RICHARDOT-COULET (M.), AMOROS (C.), REYGROBELLET (J.L.) & ROUX (A.L.), 1982. — Diagnose des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français. Application à une cartographie écologique d'un système fluvial. *Eau du Québec*, 15 (2), 146-153.
- RICHARDSON (R.E.), 1921. — Changes in the bottom and shore fauna of the middle Illinois river and its connecting lakes since 1913-1915 as a result of increase southward of sewage pollution. *Bulletin, Illinois Natural History Survey*, 14, 33-75.
- RICHARDSON (R.E.), 1929. — The bottom fauna of the middle Illinois river 1913-1925: its distribution, abundance, valuation and index value in the study of stream pollution. *Bulletin, Illinois Natural History Survey*, 17, 387-475.
- ROSEN (G.), 1981. — Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*, 13 (2), 263-290.
- SAETHER (O.A.), 1975. — Nearctic chironomids as indicators of lake typology. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 3127-3133.
- SAVAGE (A.A.), 1982. — Use of water boatmen (Corixidae) in the classification of lakes. *Biol. Conserv.*, 23 (1), 55-70.
- SCHWANK (P.), 1982. — Turbellarien, Oligochaeten und Archianeliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbaeche. IV. Allgemeine Grundlagen der Verbreitung von Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern. *Arch. Hydrobiol.*, 62 (2), 254-290.
- SIMAKOV (Y.G.), 1982. — Particularité de la reproduction de *Philodina roseola* et utilisation comme indicateur biologique. *Gidrobiol. Z. (Kiev)*, 18 (1), 92-97 (en russe).
- SLADECEK (V.), 1965. — The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*, 25, 518-537.
- SLADECEK (V.), 1971. — Saprobic sequence within the genus *Vorticella*. *Water Research*, 5 (12), 1135-1140.
- SLADECEK (V.), 1973. — System of water quality from the biological point of view. *Arch. f. Hydrobiol.*, 7, 218 p.
- STARZECKA (A.), PASTERNAK (K.) & OSTROWSKI (M.), 1979. — Essay in water purity classification on the basis of chosen biological and chemical properties. *Acta Hydrobiol.*, 21 (4), 397-421.
- SUCCOW (M.) & REINHOLD (A.), 1978. — Das Vegetationsgefüge eines jungpleistozänen Klarwassersees und seine Belastbarkeit. — Eine Studie mit Hilfe von Farbluftbildern. *Limnologica (Berlin)*, 11 (2), 355-377.
- SUCKLING (D.M.), 1982. — Organic wastewater effects on benthic invertebrates in the Manawatu River. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 16, 263-270.
- THOMAS (A.), 1981. — *Travaux sur la taxonomie, la biologie et l'écologie d'insectes torrenticoles du sud-ouest de la France (Éphéméroptères et Diptères: Dixidae, Cecidomyiidae, Rhagionidae et Athericidae), avec quelques exemples de perturbations par l'homme*. Thèse Doct. Sc. Nat., Université de Toulouse.
- TUFFERY (G.), 1980. — Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In : PESSON (P.) éd., *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 243-280.
- TUFFERY (G.) & VERNEAUX (J.), 1968. — *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*. Ministère de l'Agriculture, C.E.R.A.F.E.R., VII + 21 p.

- UZUNOV (J.), 1982. — Statistical assessment of the significance of both bottom substrata and saprobity for the distribution of aquatic Oligochaeta in rivers. *Limnologia*, 14 (2), 353-361.
- VERNEAUX (J.), 1973. — *Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie*. Thèse Doctorat d'État, Université de Besançon, 260 p.
- VERNEAUX (J.), 1976. — Biotypologie de l'écosystème «eau courante». La structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 283 (D), 1663-1666.
- VERNEAUX (J.), 1980a. — Application de la méthode des «indices biotiques» à l'échelle d'un réseau hydrographique : cartographie de la qualité biologique des eaux. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales, Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 281-288.
- VERNEAUX (J.), 1980b. — Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales, Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 289-345.
- VERNEAUX (J.), 1981. — Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté, Besançon. Biologie Animale*, 4ème sér., fasc. 2, 33-41.
- VERNEAUX (J.), 1984. — Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 47-55.
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.) & MALESIEUX (G.), 1976. — *Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes*. Ministère de l'Agriculture, C.T.G.R.E.F., 14 p. (ronéotées).
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.) & MONNOT (A.), 1974. — *Qualité biologique des cours d'eau du bassin de l'Ain (cours jurassien). Indices biotiques et cartes des pollutions*. Études régionales, Banques populaire de Franche-Comté. 1 plaquette avec carte couleur.
- VERNEAUX (J.), GALMICHE (P.), JANIER (F.) & MONNOT (A.), 1982. — Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sci. Univ. Fr. Comté, Besançon, Biol. Anim.*, 4 (3).
- VERNEAUX (J.) & TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3, 79-89.
- VRHOSEK (D.), MARTINCIC (A.) & KRALJ (M.), 1981. — Evaluation of the polluted river Savinja with the help of Macrophytes. *Hydrobiologia*, 80, 97-110.
- WASSON (J.G.), 1981. — Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. In : *Écologie appliquée, indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'étude, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 92-108.
- WATSON (J.A.L.), ARTHINGTON (A.H.) & CONRICK (D.L.), 1982. — Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33, 517-528.
- WHITING (E.R.) & CLIFFORD (H.F.), 1983. — Invertebrates and urban runoff in a small northern stream. Edmonton, Alberta, Canada. *Hydrobiologia*, 102, 73-80.
- WIACKOWSKI (K.), 1982. — Analysis of Ciliata from polluted sector of the river Drwinka on the basis of binary data. *Acta Hydrobiol.*, 23 (4), 319-329.
- WIDJAJA (F.T.) & SUWIGNYO (S.), 1981. — Infusoria as an indicator of autoeutrophication, its culture for fish larvae. *Verh.-Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 21 (3), 1503-1506.
- WIEDERHOLM (T.), 1980. — Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, 52 (3), 537-547.
- WILHM (J.L.), 1975. — Biological indicators of pollution. In : WHITTON (B.A.), éd., *River ecology*. London, Blackwell Scientific Publications, 375-402.
- WILSON (R.S.), 1980. — Classifying rivers using chironomid pupal exuviae. In : MURRAY (D.A.), éd., *Chironomidae, ecology, systematics, cytology and physiology*. Proc. 7th. Int. Sym. Chironomidae, Dublin, Aug. 1979. Pergamon Press, New York, 209-216.
- WOODIWISS (L.), 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. and Indust.*, 14, 443-447.
- ZADORY (L.) & MUELLER (P.), 1981. — Potential use of freshwater molluscs for monitoring river pollution. *Geo Journal*, 5 (5), 433-445.

## 2. MILIEUX MARINS ET LAGUNAIRES

- AMJAD (S.) & GRAY (J.S.), 1983. — The use of Nematode-Copepod ratio as an Index of organic pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 14 : 178-180.
- ANGER (K.), 1975. — On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the south of Kiel Bay. Part I. Qualitative studies on indicator species and communities. *Merentutkimuslari. Julk./Havsforskning inst. skr.*, 239 : 116-122.
- ANGER (K.), 1977. — Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the western Baltic sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 62 : 245-254.
- ARFI (R.), DUFOUR (P.) & MAURER (D.), 1981. — Phytoplankton et pollution : premières études en Baie de Bietri (Côte-d'Ivoire). Traitement mathématique des données. *Oceanol. Acta*, 4 (3) : 319-329.
- BARNETT (B.E.), 1983. — Oligochaetes as indicators of pollution in the Humber estuary, with special reference to *Tubificoides benedieri*. *Environ. Pollut.*, 30 (4) : 277-291.
- BAUERFEIND (S.), GERHART (G.G.) & RHEINHEIMER (G.), 1981. — Untersuchungen zur Ueberlebensdauer von Faekalbakterien mit und ohne Sediment. *Zent. Bl. Bakteriologie, Mikrobiologie, Hyg.*, 174 (4) : 364-374.
- BELLAMY (D.J.), JOHN (D.M.), JONES (D.J.), STARKIE (A.) & WHITTICK (A.), 1972. — The place of ecological monitoring in the study of pollution of the marine environment. In : RUIVO (M.) ed. : *Marine Pollution and Sea Life*, Publ. Fishing News (Books) Ltd., London : 421-425.
- BELLAN (G.), 1967a. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. intern. Océanogr. Méd.*, 6-7 : 53-87.
- BELLAN (G.), 1967b. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 8 : 51-95.
- BELLAN (G.), 1980. — Annélides Polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France) : Cortiou, Golfe de Fos, Vieux Port de Marseille. *Téthys*, 9 (3) : 260-278.
- BELLAN (G.), 1984. — Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 13-20.
- BELLAN (G.), 1985. — Indicateurs biologiques dans deux zones méditerranéennes perturbées l'une par des pollutions domestiques et l'autre par des pollutions industrielles. *Actes du Colloque «Indices biotiques»*, Paris, 15-17 novembre 1983, Ministère de l'Environnement, Paris : 99-110.
- BELLAN (G.), BELLAN-SANTINI (D.) & PICARD (J.), 1980. — Mise en évidence de modèles écobiotiques dans des zones soumises à perturbation par matières organiques. *Acta Oecol. Oecol. Applic.*, 3 (3) : 383-390.
- BELLAN (G.), JORAJURIA-OLIVARI (A.) & PICARD (J.), 1981. — Le peuplement des substrats meubles dans le couloir d'écoulement des eaux usées de la ville de Marseille. *Vèmes Journées Étud. Pollutions*, Cagliari 1980, C.I.E.S.M., Monaco : 649-656.

- BELLAN (G.), KAIM-MALKA (R.A.) & PICARD (J.), 1975. — Évolution récente des différentes auroles de pollution marine des substrats meubles liées au grand collecteur de Marseille-Cortiou. *Bull. Ecol.*, 6 (2) : 57-66.
- BELLAN-SANTINI (D.), 1981. — Influence des pollutions sur le peuplement des Amphipodes dans la biocénose des Algues photophiles. *Téthys*, 10 (2) : 185-194.
- BELSHER (T.), 1979. — Essai de définition d'un Indice de pollution. *Rapp. Comm. Intern. Expl. Sc. Méditerranée*, Monaco, 23 (2) : 91-92.
- BORREGO (J.J.), ARRABAL (F.), DE VINCENTE (A.), GOMEZ (L.F.) & ROMERO (P.), 1983. — Study of microbial inactivation in the marine environment. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 55 (3) : 297-302.
- BOUDOURESQUE (C.F.), 1970. — *Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale)*. Thèse Doct. Etat. Sc. Nat., Université d'Aix-Marseille, 624 p.
- BOURCIER (M.), 1980. — Évolution récente des peuplements macrobenthiques entre La Ciotat et les îles des Embiez (Côtes de Provence). Processus de contamination du benthos entre bassins côtiers voisins. *Téthys*, 9 (3) : 197-206.
- BOURCIER (M.), 1982. — Évolution au cours des quinze dernières années, des biocénoses benthiques et de leur faciès dans une baie méditerranéenne soumise à l'action lointaine de deux émissaires urbains. *Téthys*, 10 (4) : 303-313.
- CABELLI (V.J.) & PEDERSEN (D.), 1982. — The movement of sewage sludge from the New York Bight dumpsite as seen from *Clostridium perfringens* spore densities. *Oceans 82 Conference Record*, IEEE, New-York : 995-999.
- CHASSE (C.) & MORVAN (D.), 1978. — Six mois après la marée noire de l'Amoco Cadiz, bilan provisoire de l'impact écologique. *Penn ar Bed*, N.S., vol. 11, n° 93, fasc. 2, 311-338.
- CHURCHLAND (L.M.), KAN (G.) & AGES (A.), 1982. — Variation in fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River estuary. *Can. J. Microbiol.*, 28 (2) : 239-247.
- COPELAND (B.J.), 1970. — Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. *Contributions in Marine Sciences*, 15 : 103-132.
- COULL (B.C.), HICKS (G.R.F.) & WELLS (Z.B.Z.), 1981. — Nematode/Copepod Ratios for monitoring pollution : a rebuttal. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 : 378-381.
- CREMA (R.) & BONVICINI-PAGLIAI (A.M.), 1980. — The relationship between benthic community structure and pollution abatement in the Gulf of Follonica (Tuscany). *Mem. Biol. Mar. Ocean*, 10, 159-162.
- DELATTRE (J.M.) & DELESMONT (R.), 1981. — L'analyse de coquillages peut-elle servir au contrôle microbiologique du littoral ? *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 63-64 : 11-16.
- DICKS (B.), 1982. — Monitoring the biological effects of North Sea platforms. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (7) : 221-227.
- EPPLEY (R.W.) & WEILER (C.S.), 1979. — The dominance of nanoplankton as an indication of marine pollution : a critique. *Oceanologica Acta*, 2 : 241-245.
- ERKENBRECHER Jr. (C.W.), 1981. — Sediment bacterial indicators in an urban shellfishing subestuary of the lower Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (3) : 484-492.
- FOXTON (P.), 1981. — The SOTEAG programme of monitoring in Sullom Voe. *Proc. R. Soc. Edinb.*, sect. B, vol. 80 B : 19-32.
- FRICKE (A.H.), HENNING (H.F.-K.O.) & ORREN (M.J.), 1981. — Relationship between oil pollution and psammolittoral meiofauna density of two South African beaches. *Mar. Environ. Res.*, 5 (1) : 59-77.
- FUKS (D.) & KECKES (S.), 1977. — Variability of certain microbiological and environmental water quality indicators in coastal recreational waters off the Wet Istrian coast, Yugoslavia. *Thalassia Jugosl.*, 13 (1/2) : 201-209.
- GAMESON (A.L.), 1982. — Application of coastal pollution research. 4. Interpretation of bacteriological data. *U.K. Water Research Report*, TR. 180, march 1982 : 43 p.
- GLEMAREC (M.), 1985. — Utilisation des indicateurs biologiques en milieu sédimentaire. Indicateurs de surcharge en matière organique. *Actes du Colloque "Indices biotiques"*, Paris, 15-17 novembre 1983, Ministère de l'Environnement, Paris : 87-95.
- GLEMAREC (M.) & HILY (C.), 1981. — Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecol., Oecol. Applic.*, 2 (2) : 139-150.
- GLEMAREC (M.), HILY (C.), HUSSENOT (E.), LE GALL (C.) & LE MOAL (Y.), 1981. — Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. In : *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers : 118-140.
- GLEMAREC (M.), HUSSENOT (E.) & LE MOAL (Y.), 1982. — Utilization of biological indications in hypertrophic sedimentary areas to describe dynamic process after the Amoco-Cadiz oil-spill. In : *International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems*, Rio Grande, Brazil., nov. 1982, 18 p.
- GRAY (J.S.), 1980. — Why do ecological monitoring ? *Mar. Pollut. Bull.*, 11 : 62-65.
- GRAY (J.S.), 1981. — Detecting pollution induced changes in communities using the Log-normal distribution of individuals among species. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (5) : 173-176.
- GRAY (J.S.), 1983. — Use and misuse of the Log-normal plating method for detection of effects of pollution : a reply to Shaw et al. (1983). *Mar. Ecol.*, 11 (2) : 203-204.
- GRAY (J.S.) & MIRZA (F.B.), 1979. — A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 10 : 142-146.
- GRAY (J.S.) & PEARSON (T.H.), 1982. — Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. (Prog. Ser.)*, 9 (2) : 111-119.
- GUELORGET (O.) & PERTHUISOT (J.P.), 1984. — Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paraliq. *Bull. Ecol.*, 15 (1) : 67-76.
- HARTLEY (J.P.), 1982. — Methods for monitoring offshore macrobenthos. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 : 150-154.
- HEIP (C.), 1980. — Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. *Rapp. P.v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.*, 179 : 182-187.
- HENNIG (H.F.-K.O.), EAGLE (G.A.), FIELDER (L.), FRICKE (A.H.), GLEDHILL (W.J.), GREENWOOD (P.J.) & ORREN (M.J.), 1983. — Ratio and population density of psammolittoral meiofauna as a perturbation indicator of sandy beaches in South Africa. *Environ. Monit. Assess.*, 3 (1) : 45-60.
- HERNROTH (L.), 1981. — Zooplankton in the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (6) : 206-209.
- HERRERA MORENO (A.) & DEL VALLE GARCIA (R.), 1980. — Características de la meiofauna bentónica en la Laguna y zona costera de Guayabal, en relación con el grado de contaminación. *Cienc. Biol.*, 5 : 29-45.
- HOOD (M.A.) & NESS (G.E.), 1982. — Survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in estuarine waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 (3) : 478-584.
- HUGHES (B.), LEFEVRE (J.R.), PLISSIER (M.) & CINI (A.), 1981. — Distribution of viral and bacterial densities in sea water near a coastal discharge of treated domestic sewage. *Zent. Bl. Bakteriologie Mikrobiologie Hygiene*, 173 (6) : 509-516.
- KOEHLER (A.), 1981. — Fluktuationen der Fischfauna im Elbe-Astuar als Indikator für ein Gestörtes Ökosystem. *Helgolander Meeresunters.*, 34 (3) : 263-285.

- LABELLE (R.L.), GERBA (C.P.), GOYAL (S.M.), MELNICK (J.L.), CECH (I.) & BOGDAN (G.F.), 1980. — Relationships between environmental factors, bacterial indicators, and the occurrence of enteric viruses in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39 : 588-596.
- LEPPAKOSKI (E.), 1975. — Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Acad. Aboensis*, ser. B., 35 (2) : 1-96.
- LORDA (E.), WALKER (H.A.) & SAILA (S.B.), 1981. — A severity index to assess and monitor the incidence of pollution-related pathological conditions in marine organisms. *Mar. Environ. Res.*, 5 (2) : 93-108.
- MARCOTTE (B.M.) & COULL (B.C.), 1974. — Pollution, diversity and new benthic communities in the north Adriatic (Bay of Pisan, Yugoslavia). *Vie et Milieu*, 25, sér. B : 281-300.
- MAY (V.), 1982. — The use of epiphytic algae to indicate environmental changes. *Aust. J. Ecol.*, 7 (1) : 101-102.
- MAY (V.), COLLINS (A.J.) & COLLET (L.C.), 1978. — A comparative study of epiphytic algal communities on two common genera of sea-grasses in eastern Australia. *Aust. J. Ecol.*, 3 : 91-104.
- MAZIERES (J.), RICHARD (B.) & MAZIERES (S.), 1980. — Une méthode de recherche rapide des coliformes fécaux dans les eaux de mer et les coquillages. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 44 (3) : 289-293.
- PEARSON (T.H.), 1975. — The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 20 : 1-41.
- PEARSON (T.H.), GRAY (J.S.) & JOHANNESSEN (P.J.), 1983. — Objective selection of sensitive species indicative of pollution — induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Mar. Ecol. (Prog. Ser.)*, 12 (3) : 237-255.
- PEARSON (T.H.) & ROSENBERG (R.), 1978. — Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16 : 229-311.
- PERES (J.M.) & BELLAN (G.), 1972. — Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques. In : RUIVO (M.), ed. : *Marine pollution and sea life*, Fishing News (Books) Ltd., London.
- PICARD (J.), 1965. — Recherches qualitatives sur les Biocénoses marines de substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, 52 (Bull. 36), 3-160.
- PICARD (J.), 1985. — Réflexions sur les écosystèmes marins benthiques : hiérarchisation, dynamique spatio-temporelle. *Téthys*, 11 (3-4), 230-242.
- RACHOR (E.), 1980. — The inner German Bight. An ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. *Helgolander Meeresunters.*, 33 : 522-530.
- RACHOR (E.), 1982. — Indikatorarten fuer Umweltbelastungen im Meer. *Decheniana-Beihfte* (Bonn), 26 : 128-137.
- RAFFAELLI (D.), 1981. — Monitoring with Meiofauna. — A reply to Coull, Hicks and Wells (1981) and additional data. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 : 381-383.
- RAFFAELLI (D.), 1982. — An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Mar. Environ. Res.*, 7 (2) : 151-164.
- RAFFAELLI (D.) & MASON (C.F.), 1981. — Pollution monitoring with meiofauna, using the Ratio of Nematodes to Copepods. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (5) : 158-163.
- REID (R.N.), O'REILLY (J.E.) & GADBOIS (D.F.), 1982. — Monitoring fates and effects of contaminants in benthos of the New York Bight. *Oceans 82 Conference Record*, IEEE, New York : 1005-1009.
- REISH (D.J.), 1959. — An ecological study of pollution in Los Angeles — Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Found. Publ.*, occ. papers, n°22 : 117 p.
- REISH (D.J.), 1972. — The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In : RUIVO (M.), ed. : *Marine pollution and sea life*, Fishing News (Books) Ltd., London.
- ROSENBERG (R.), 1976. — Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos*, 27 : 414-427.
- SALEN-PICARD (C.), 1983. — Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique de substrat meuble. *C.R. Acad. Sciences*, Paris, série III, 296 : 587-590.
- SANUKINA (S.), OKAMOTO (H.) & HITOMI (M.), 1981. — On the behavior of the indicator species of marine bottom pollution. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 47 (7) : 863-869.
- SETTY (M.G.A.), 1982. — Pollution effects monitoring with Foraminifera as indices in the Thana Creek, Bombay Area. *Int. J. Environ. Stud.*, 18 (3 + 4) : 205-209.
- SHAW (K.M.), LAMBSHEAD (P.J.D.) & PLATT (H.M.), 1983. — Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special references to nematodes. *Mar. Ecol.*, 11 (2) : 195-202.
- STORA (G.) & ARNOUX (A.), 1983. — Effects of large freshwater diversions on benthos of a mediterranean lagoon. *Estuaries*, 6 (2) : 115-125.
- WARWICK (R.M.), 1981. — The Nematode/Copepod ratio and its use in pollution ecology. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (10) : 329-333.
- WYATT (C.E.) & PEARSON (T.H.), 1981. — The Loch Eil Project : Population characteristics of Ciliate Protozoans from organically enriched sea-loch sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 56 (2-3) : 279-303.
- YAMADA (M.), TSURUTA (A.) & YOSHIDA (Y.), 1980a. — A list of phytoplankton as eutrophic level indicator. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46 (12) : 1435-1438.
- YAMADA (M.), TSURUTA (A.) & YOSHIDA (Y.), 1980b. — Classification of eutrophic level in several marine regions. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46 (12) : 1439-1444.

### 3. ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES

- ARPIN (P.), 1979. — Écologie et systématique des Nématodes Mononchides des zones forestières et herbacées sous climat tempéré humide. I. Types de sols et groupements spécifiques. *Revue Nématol.*, 2, 211-221.
- ARPIN (P.), PONGE (J.F.), DABIN (B.) & MORI (A.), 1984. — Utilisation de Nématodes Mononchida et des Collembolés pour caractériser des phénomènes pédobiologiques. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 21 (2), 243-268.
- ATHIAS-BINCHE (F.), 1983. — Écologie des Uropodides édaphiques (Arachnides : Parasitiformes) de trois écosystèmes forestiers. 6. Similarités interstationnelles. Conclusions générales. *Vie et Milieu*, 33 (2), 93-109.
- BEDENEAU (M.), 1980. — Évolution de la flore lichénique épiphyte dans un massif forestier soumis à pollution. *Bull. Inst. Écol. Appl.*, 7 (3-4), 63-91.
- BEDENEAU (M.), 1981. — Réaction des épiphytes à l'évolution de la pollution atmosphérique d'une forêt. Comparaison de deux cartographies à quatre ans d'intervalle. *Rev. Forest. Fr.*, 33 (4), 293-296.
- BEDENEAU (M.), 1982. — Évolution de la flore lichénique dans un massif forestier soumis à pollution. I : modifications morphologiques. *Cryptogam.*, 3 (3) : 249-263.
- BENEST (G.), 1983. — Les marqueurs d'anthropisation. In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*. Unité d'Écodéveloppement, INRA-SAD, 2 p.
- BIGOT (L.) & GAUTIER (G.), 1981. — Originalité et intérêt écologique de la communauté ripicole et pélophile de surface. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 41, 13-30.

- BIGOT (L.), PICARD (J.) & ROMAN (M.L.), 1982. — Contribution à l'étude des peuplements des invertébrés des milieux extrêmes. 1) La plage et les dunes vives de l'Espiguette (Grau-du-Roi, Gard). *Ecologia Mediterranea*, 8 (3), 3-29.
- BLANDIN (P.) & FABIANI (J.L.), 1985. — Les forêts périurbaines de la région parisienne : changements sociologiques, économiques, écologiques. *Actes Coll. Recherches sur l'environnement rural, bilan et perspectives*. C.N.R.S., PIREN, Paris, 77-93.
- BLANDIN (P.), FLOGAITIS (E.), ARBEILLE (J.) & GEOFFROY (J.J.), 1985. — Les variations interannuelles des Macroarthropodes édaphiques dans une forêt tempérée. *Bull. Ecol.*, 16, 4, 273-283.
- BLANDIN (P.), GARAY (I.) & MOLFETAS (S.), 1982. — L'impact du piétinement en forêt. *La Forêt privée*, 146, 23-33.
- BLANDIN (P.), GARAY (I.), MOLFETAS (S.) & GEOFFROY (J.J.), 1981. — L'impact de la fréquentation humaine sur la faune du sol dans les forêts périurbaines. *Recherche d'indicateurs écologiques*. Rapport contrat n° 77136, Ministère de l'Environnement, 94 p.
- BLONDEL (J.), 1979. — *Biogéographie et écologie*. Masson, Paris, 173 p.
- BONIN (G.) & VEDRENNE (G.), 1981. — Réflexions sur les indicateurs biologiques et leurs techniques de mise en évidence dans les écosystèmes forestiers provençaux. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 142-159.
- BOUCHE (M.B.), 1981. — Lombriciens et développement : biostimulation des sols et bio-indications. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et technique d'études*. Journées d'études, Grenoble 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 281-295.
- BUECKING (W.) & DIETRICH (H.), 1981. — Beziehungen ciniger Standortswieser-Pflanzen zu chemisch-analytischen Kennwerten des Oberdens. *Mitt. Ver. Forstl. Standortskd. Forstplanzenzuecht.*, 29, 69-74.
- CACHAN (P.), 1982. — *Utilisation des Carabes pour évaluer les transformations de l'espace. Rapport de synthèse*. École Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires Nancy, 65 p.
- CACHAN (P.) & CLEMENT (A.), 1979. — Analyse des récoltes de Carabes effectuées en 1978 et 1979 dans diverses prairies du plateau lorrain. I. Récoltes de 1978. *Bulletin de l'E.N.S.A.I.A. de Nancy*, 21 (1-2), 77-93.
- CACHAN (P.), GUCKERT (A.), BARTHEL (C.), BOUCHE (M.B.), SCOTTO LA MASSESE (C.) & BONISCHOT (R.), 1981. — La caractérisation biotique des types prairiaux du plateau lorrain. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.), eds. *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*, Institut Européen d'Écologie, Metz, 161-183.
- CAZIN (P.), 1982. — Essai de définition de groupements écologiques de Carabes caractéristiques des prairies, friches et forêts. *Bulletin de l'E.N.S.A.I.A. de Nancy*, 24, 16 p.
- CHANDLER (D.S.), FARRAN (I.) & CRAVEN (J.A.), 1981. — Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal of piggery effluent. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (3), 453-460.
- CHARDEZ (D.) & LAMBERT (J.), 1981. — Thécamoebiens indicateurs biologiques (Protozoa Rhizopoda Testacea). *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 16 (3), 181-203.
- CHIKISHEV (A.G.), ed., 1965. — *Plant indicators of soils, rocks and subsurface waters*. Consultant Bureau, New York, 210 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Écologie des lichens du Bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO<sub>2</sub>, Pb) et relations avec les facteurs climatiques*. Thèse Doct. Etat, Université Paris VI, 360 p. et annexe 202 p.
- DRACH (A.) & FAILLE (A.), 1981. — Éléments pour une méthodologie d'étude des relations entre les peuplements de Carabiques forestiers et la végétation herbacée et arbustive (Col. Carabidae). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 18 (4), 551-566.
- EMILE (J.C.), BARTEL (C.) & CACHAN (P.), 1981. — Étude des récoltes de Carabes effectuées en 1978 et 1979 dans six types prairiaux de la région de Nancy à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 392-406.
- FAUST (M.A.), 1982. — Relationship between land-use practices and fecal bacteria in soils. *J. Environ. Qual.*, 11 (1), 141-146.
- FERNANDEZ HAEGER (J.) & RODRIGUEZ GONZALEZ (A.), 1982. — Les peuplements de fourmis dans la Sierra Morena centrale (Espagne). Rapports avec l'exposition et la végétation. *Insectes Sociaux*, 29 (2 bis), 358-368.
- FERRY (C.) & FROCHOT (B.), 1970. — L'avifaune nidificatrice d'une forêt de Chênes pédonculés en Bourgogne : étude de deux successions écologiques. *La Terre et la Vie*, 24, 153-250.
- FLOGAITIS (E.), 1982. — *Les Macroarthropodes édaphiques comme indicateurs biologiques de l'impact du piétinement dans les forêts périurbaines : une approche expérimentale*. Thèse 3ème Cycle Ecologie, Université Paris 6, 133 p.
- FLOGAITIS (E.) & BLANDIN (P.), 1985. — L'impact du piétinement sur les Macroarthropodes du sol dans les forêts périurbaines : étude expérimentale. *Acta Oecol., Oecol. applicata*, 6 (2), 129-141.
- FOISSNER (W.), FRANZ (H.) & ADAM (H.), 1982. — Terrestrial protozoa as bioindicators in the soil of a graded ski trail. *Pedobiologia*, 245 (1), 45-56.
- GARAY (I.), CANCELA DA FONSECA (J.) & BLANDIN (P.), 1980. — The effects of trampling on the fauna of a forest floor. I. Microarthropods. *Proc. VII Intern. Coll. Soil. Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 200-212.
- GARAY (I.) & NATAF (L.), 1982. — Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. In : BORNKAMM (R.), LEE (J.A.) & SEAWARD (M.R.D.) eds., *Urban Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 201-207.
- GEORGES (A.), 1983. — Quels sont les problèmes qui peuvent être abordés par l'intermédiaire des Coléoptères Carabiques pris comme indicateurs biologiques ? In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*, Unité d'Écodéveloppement, INRA-SAD, 15 p.
- GILOT (B.) & PAUTOU (G.), 1981. — Intérêt de l'indicateur végétal dans l'étude épidémiologique des maladies vectorielles. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 110-117.
- GOUNOT (M.), 1969. — *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*, Masson, Paris, 314 p.
- GUINOCHET (M.), 1973. — *Phytosociologie*. Masson, Paris, 227 p.
- HAGEDORN (C.), HANSEN (D.T.) & SIMONSON (G.H.), 1978. — Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow. *J. Environ. Qual.*, 7 (1), 55-59.
- HERMOSILLA (W.) & RUBIO (I.), 1974. — Prospección preliminar de la fauna edáfica de la estancia El Vecino (Cuenca del Salado, Prov. Buenos Aires, Argentina). *Physis*, sec. C., 33 (87), 259-265.
- KAUPPI (M.) & MIKKONEN (A.), 1980. — Floristic versus single species analysis in the use of epiphytic Lichens as indicators of air pollution in a boreal forest region, northern Finland. *Flora*, 169 (4), 255-281.
- KISZKA (J.), 1964. — The lichens of the Sandomierz Lowland, I. Lichens of Niepolomice Forest district. *Fragm. Florist. Geobot.*, 10, 527-564.
- KISZKA (J.), 1964. — The effect of town and industry emissions on the lichen flora of Cracow and the Niepolomice Forest. *Pr. monogr. WSP*, Krakow, 19, 1-133.



- KISZKA (J.), 1981. — Lichens flora of the Niepolomice Forest. *Studia Osrodku Dokumentacji Fizjograficznej*, 9, 335-336.
- LONG (G.), 1974. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. I. Principe généraux et méthodes*. Masson, Paris, 252 p.
- MOLFETAS (S.) & BLANDIN (P.), 1980. — The effects of trampling on the fauna of a forest floor. II. Macroarthropods. *Proc. VII Intern. Coll. Soil. Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 213-225.
- NATAF (L.), 1983. — *Impact du piétinement sur le sol et les Microarthropodes édaphiques en forêt périurbaine*. Thèse 3e cycle Ecologie, Université Paris 6, 106 p.
- OZENDA (P.), 1982. — *Les végétaux dans la Biosphère*. Doin, Paris, 431 p.
- OZENDA (P.), 1986. — *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, 160 p.
- PAUTOU (G.), 1984. — L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien Genève-Lyon ; comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Doc. Cart. Ecol.*, XXVII, 43-64.
- PONGE (J.F.), 1983. — Les collembolés, indicateurs du type d'humus en milieu forestier. Résultats obtenus au Sud de Paris. *Acta Oecol., Oecol. Gener.*, 4 (4), 359-374.
- PONGE (J.F.) & PRAT (B.), 1982. — Les collembolés indicateurs du mode d'humification dans les peuplements résineux, feuillus et mélangés : résultats obtenus en forêt d'Orléans. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 19 (2), 237-250.
- POURSIN (J.M.) & PONGE (J.F.), 1982. — Comparaison de trois types de peuplements forestiers (feuillu, mixte, résineux) à l'aide de la mésofaune du sol (Collembolés et Oribates). *C.R. acad. Sci.*, Paris, 294 (22), 1021-1024.
- PREGITZER (K.S.) & BARNES (B.V.), 1982. — The use of ground flora to indicate edaphic factors in upland ecosystems of the McCormick experimental forest, upper Michigan. *Can. J. For. Res.*, 12 (3), 661-672.
- QUEZEL (P.) & VERDIER (P.), 1953. — Les méthodes de la phytosociologie sont-elles applicables à l'étude de groupements animaux ? Quelques associations ripicoles de carabiques dans le midi de la France et leurs rapports avec les groupements végétaux correspondants. *Végétation*, 4 (3), 165-181.
- REDDY (K.R.), KHALEEL (P.) & OVERCASH (M.R.), 1981. — Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes. *J. Environ. Qual.*, 10 (3), 255-266.
- REFSETH (D.), 1980. — Ecological analyses of Carabid communities. Potential use in biological classification for nature conservation. *Biol. Conserv.*, 17, 131-141.
- RIoux (J.A.), GABINAUD (A.), CORRE (J.J.), COUSSERANS (J.) & JARRY (D.), 1984. — Mangroves et autres formations marécageuses littorales en Guadeloupe. Carte phytoécologique des gîtes larvaires de moustiques. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 95-97 + 1 carte.
- ROBIN (A.M.) & GEOFFROY (J.J.), 1985. — Expérience de piétinement contrôlé en périurbaine : protocole expérimental et étude pédologique. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 22 (1), 21-33.
- SASTRE (C.) & LOURTEIG (A.), 1986. — Endémovariance en Amérique tropicale : implications dans la spéciation. *Bull. Ecol.* 17 (3), 189-194.
- SCOTTO LA MASSESE (C.), 1974. — Intérêt de l'étude de la nématofaune en milieux forestiers. *C.R. 4èmes Journées Phytôt. Phytopharm. circum-méditerr.*, Montpellier, 15-19 sept. 1974, 453-456.
- SHOWMAN (R.E.), 1981. — Lichen recolonization following air quality improvement. *Bryologist*, 84 (4), 492-497.
- SPITZ (F.), 1985. — Typologie des communautés d'Oiseaux des alpages et cartographie écologique. *Doc. Cart. Ecol.*, XXVIII, 3-16.
- STANDEN (V.), 1982. — Associations of Enchytraeidae (Oligochaeta) in experimentally fertilized grasslands. *J. anim. Ecol.*, 51 (2), 501-522.
- STUBBE (A.) & TIETZE (F.), 1982. — Oekologische Untersuchungen an Carabidengesellschaften Entlang einer Trasse. Immissionsgeschädigter Kiefernforste in der Duebener Heide. *Arch. Natursch. Landschaftsforsch.*, 22 (1), 27-44.
- TADROS (M.S.) & MASHAAL (E.S.F.), 1981. — The use of microfauna as an indicator of soil biological activity with reference to accompanying microflora. *Zool. Anz.*, 206 (3-4), 234-236.
- TIAGI (Y.D.) & AERY (N.C.), 1982. — Geobotanical studies on zinc deposit areas of Zawar mines, Udaipur. *Vegetatio*, 50 (2), 65-70.
- TOROSSIAN (C.), 1981. — Les peuplements hyperdenses à *Formica lugubris* de Haute Cerdagne orientale (Région d'Osseja et de Guils). Leur signification écologique. *Vie et Milieu*, 31 (2), 177-182.
- TOROSSIAN (C.), HUMBERT (P.), 1982. — Les Fourmis rouges des bois et leur rôle dans l'écosystème forestier. *Rev. For. Fr.*, 34 (1), 32-41.
- TOROSSIAN (C.) & ROQUES (L.), 1981. — Biogéographie des Fourmis du groupe *Formica rufa* du Parc National des Écrins. *Union Internationale pour l'Étude des Insectes Sociaux, Section Française. Assemblée Générale 1981, Toulouse*, 121-125.
- TOROSSIAN (C.) & ROQUES (L.), 1984. — Les réponses de *Formica lugubris* Zett à la dégradation anthropique des forêts de l'étage subalpin français. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 77-90.
- TROYER (L.S.), THORNTON (I.) & OLSON (B.H.), 1981. — Evaluation of Cadmium pollution in british soils by natural bacterial populations. In : UNDERKOFER (L.A.) & WULF (M.L.), eds. : *Developments in industrial Microbiology*, 22.
- WEIGMANN (G.) & KRATZ (W.), 1982. — Die deutschen Hornmilbenarten und ihre oekologische Charakteristik. *Zool. Beitr.*, 27 (2-3), 459-489.
- WETMORE (C.M.), 1981. — Lichens and air quality in Big Bend National Park, Texas. *Bryologist*, 84 (3), 426-433.
- ZUKOWSKA-WIESZCZEK (D.), 1980. — Bioindication of soil pollution in urban area. *Polish J. Ecology*, 28 (2), 267-284.