

1588
86

BIOINDICATEURS ET DIAGNOSTIC DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES

par

Patrick BLANDIN

Station Biologique de Foljuif
École Normale Supérieure
77140 SAINT-PIERRE-LÈS-NEMOURS

avec la collaboration de

Annie MOLLON et Line NATAF
Documentalistes scientifiques

*Travail réalisé dans le cadre des activités de l'association
«Atelier vert de la forêt de Fontainebleau»*

Contrat du Ministère de l'Environnement N°82 160

Décembre 1986
Trimestriel

fascicule 4

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976

SECRETARIAT GÉNÉRAL

C/O Secrétariat «Faune Flore»
57, rue Cuvier, 75231 PARIS Cedex 05
Tél. 336.54.32

Publié avec le concours financier du Ministère de l'Environnement

Tome 17

BIOINDICATEURS ET DIAGNOSTIC DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES

par

Patrick BLANDIN

Station Biologique de Foljuif
École Normale Supérieure
77140 SAINT-PIERRE-LÈS-NEMOURS

avec la collaboration de
Annie MOLLON et Line NATAF
Documentalistes scientifiques

*Travail réalisé dans le cadre des activités de l'association
«Atelier vert de la forêt de Fontainebleau»*

Contrat du Ministère de l'Environnement N° 82 160 : «Synthèse et évaluation des recherches sur la mise au point d'indicateurs biologiques permettant de caractériser l'état et les transformations des écosystèmes».

SOMMAIRE

Avant-Propos	215
Chapitre I. — PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES CONCEPTS ET DES RECHERCHES	
I — Gestion écologique de l'espace et bioévaluation	217
II — Bioévaluation : approche épistémologique	218
III — Vue d'ensemble sur les procédures de bioévaluation	222
IV — Indicateurs biologiques, espèces indicatrices, indicateurs écologiques, indices biotiques	223
V — La recherche en bioévaluation	225
Références	230
Chapitre II. — BIOESSAIS ET BIOÉVALUATION	
I — Des tests de toxicité à la surveillance	233
A — <i>Aspects généraux</i>	233
B — <i>Quelques exemples de procédures</i>	236
C — <i>Discussion</i>	238
II — Analyse critique de l'utilisation des bioessais	240
A — <i>L'antinomie standardisation-représentativité</i>	240
B — <i>La définition des réponses</i>	241
Conclusions	241
Références	242
Chapitre III. — BIOACCUMULATEURS ET BIOÉVALUATION	
I — Vue d'ensemble	245
A — <i>Milieux terrestres</i>	245
B — <i>Eaux continentales</i>	246
C — <i>Milieux marins</i>	247
II — Analyse critique	247
A — <i>La bioaccumulation, un phénomène complexe</i>	247
B — <i>Fiabilité et signification des résultats</i>	249
Conclusions	251
Références	251
Chapitre IV. — INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES	
I — Bioévaluation de la qualité des eaux continentales	257
A — <i>Panorama des recherches</i>	257
B — <i>Des indices biotiques à l'Indice Biologique Global</i>	261
C — <i>Conclusions</i>	267

II — Bioévaluation des milieux marins et lagunaires	267
A — <i>Panorama des recherches</i>	267
B — <i>Discussion</i>	271
III — Typologie et bioévaluation des écosystèmes terrestres	272
A — <i>Panorama des recherches</i>	272
B — <i>Analyse de quelques exemples de recherche</i>	274
C — <i>Conclusions</i>	280
IV — Conclusions générales	281
Références	282
1. <i>Eaux continentales</i>	282
2. <i>Milieux marins et lagunaires</i>	285
3. <i>Écosystèmes terrestres</i>	287

Chapitre IV. — INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION A L'ÉCHELLE DES ÉCOCOMPLEXES

I — Systèmes écologiques et paysage	291
II — Typologie, caractérisation structurale et fonctionnelle des écocomplexes : quels indicateurs écologiques ?	292
III — La cartographie de la pollution du compartiment atmosphérique à l'aide d'indicateurs écologiques	294
IV — Échelles de cotation et bioévaluation	296
A — <i>Les échelles empirico-subjectives</i>	296
B — <i>Un essai d'objectivation de l'évaluation des milieux naturels : la méthode de GEHU et GEHU (1981)</i>	300
C — <i>Discussion</i>	300
Conclusions	301
Références	302

Chapitre VI. — BIOÉVALUATION ET BIOINDICATEURS : QUELLES PERSPECTIVES ?

I — Dynamique des systèmes écologiques et typologie	305
II — La qualité des systèmes écologiques : un concept vide ?	306
III — De l'utilité des indicateurs biologiques	306

Avant-Propos

Les systèmes écologiques sont soumis à une variété croissante d'agressions, les unes brutales, les autres sournoises. Sans doute telle ou telle dégradation locale peut-elle paraître mineure à ceux qui, praticiens de la courte vue, ne raisonnent et n'agissent qu'en fonction d'intérêts immédiats. Cependant, le mitage généralisé de l'espace, la perturbation des processus intégrateurs qui font l'unité de la Biosphère compromettent indiscutablement l'avenir du patrimoine naturel. Conserver celui-ci dans le cadre d'une gestion rationnelle de l'environnement constitue ainsi un enjeu considérable.

Caractériser l'état des systèmes écologiques, détecter les agressions, prévoir, surveiller, contrecarrer les transformations indésirables, tout cela exige des moyens de diagnostic efficaces et fiables.

On a mis beaucoup d'espoir dans l'utilisation des indicateurs biologiques : en effet, qui, a priori, pourrait mieux rendre compte de l'état et des transformations du vivant que le vivant lui-même ? De cette idée sont nées de multiples recherches, souvent impulsées par les pouvoirs publics, lorsqu'ils sont soucieux de créer les moyens d'une gestion des milieux fondée sur des bases scientifiques solides. Cependant, le passage du stade de la recherche à celui des applications de routine se révèle difficile. C'est dans ce contexte que le Ministère de l'Environnement a ressenti la nécessité de prendre un peu de recul et de dresser un bilan de recherches foisonnantes, pour ne pas dire disparates.

Ayant été bénéficiaire d'un Contrat faisant suite à l'appel d'offres « Indicateurs biologiques » du Ministère de l'Environnement, en 1977, j'ai accepté avec enthousiasme la proposition que me fit Jacques Navarin de réaliser ce bilan. Que l'on me permette de saisir l'occasion de rendre ici hommage à la mémoire de celui qui contribua si bien à dynamiser les

recherches en Ecologie.

Le travail ne put être entrepris qu'en 1982. Venant en sus de multiples autres tâches, se révélant aussi plus difficile qu'on ne l'imaginait au départ, il aboutit seulement maintenant. Il était hors de question de faire une recherche bibliographique ayant quelque prétention à l'exhaustivité. Néanmoins, plusieurs certaines de références ont été réunies, qui, je l'espère, donneront une image fidèle de la recherche en bioévaluation, même si l'effort de prospection s'est relâché pendant la phase finale de rédaction. Il est de toute façon évident que des travaux n'ayant donné lieu qu'à des rapports à diffusion restreinte me sont restés inconnus : des méthodologies intéressantes peuvent ainsi rester confidentielles, et l'on ne saurait trop encourager leurs auteurs à les publier. Quoi qu'il en soit, cela n'est pas trop grave dans la perspective du présent travail : en effet, il s'agissait moins de dresser un inventaire des travaux touchant de près ou de loin à la bioévaluation que d'analyser de façon critique les démarches et les possibilités d'utilisation effective des résultats. J'espère m'être approché suffisamment de cet objectif, tout en pensant que la réflexion doit être maintenant poussée encore plus loin pour définir de façon concrète les axes de recherche qui devraient être privilégiés.

* *

Ce travail a été réalisé dans le cadre des activités d'une association qui a assuré la gestion du contrat et engagé pendant quelques mois deux Documentalistes, Annie Mollon et Line Nataf, que je remercie bien sincèrement pour leur travail de collecte des références, d'analyse et de classement des documents. Gilles Benest, Président de l'association, n'a pas ménagé sa peine pour assurer la bonne marche des opérations et, surtout, il a consacré beaucoup de temps à lire le manuscrit, me faisant bénéficier de nombreuses critiques constructives ; il m'a également aidé pour la réalisation de certaines figures : je lui suis extrêmement reconnaissant de cette collaboration. Paul Testard a également bien voulu étudier mon manuscrit : ses critiques m'ont permis d'y introduire des améliorations substantielles, ce dont je le remercie très vivement. Mes remerciements vont aussi à M. le Professeur Lamotte, pour ses conseils et encouragements. Enfin, je ne saurais oublier Anne Loyer, qui a dactylographié un texte rendu particulièrement fastidieux par le volume des références bibliographiques.

CHAPITRE I

LA BIOÉVALUATION : PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES CONCEPTS ET DES RECHERCHES

I — GESTION ÉCOLOGIQUE DE L'ESPACE ET BIOÉVALUATION

La problématique de la conservation de la nature manifeste depuis quelques années une évolution encore discrète mais d'une extrême importance. En schématisant un phénomène en réalité fort complexe, l'on peut dire que cette problématique passe d'une approche « éclatée » à une démarche « intégrée ».

Dans la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, par exemple, la part essentielle des mesures décidées concerne d'une part la protection de certaines espèces de la flore et de la faune sauvages, d'autre part celle de portions d'espace. Ces mesures s'appuient sur la possibilité de dresser des listes limitatives d'espèces et de délimiter certains lieux. Pour ce faire il faut évidemment disposer de critères permettant de distinguer ce qui doit être protégé de ce qui ne le mérite pas. Dans cette perspective, la Loi emploie fréquemment la notion de « caractère remarquable ». Lourde d'ambiguïté, cette expression porte en germe les difficultés que rencontre la hiérarchisation des espèces et des espaces en termes de valeur patrimoniale.

En même temps, la Loi prépare l'évolution que l'on discerne actuellement, car, est-il écrit, « il est du devoir de chacun de veiller à la sauvegarde du patrimoine naturel dans lequel il vit ». Ainsi se trouvent affirmées à la fois l'omniprésence du patrimoine naturel et la nécessité d'agir partout en vue de sa conservation. De ce fait la Loi restitue toute son importance à la nature ordinaire. Cependant, elle ne propose pas de mesures précises pour en assurer la conservation, ce qui se comprend : il serait irréaliste de légiférer sur les rapports quotidiens de chaque individu, de chaque collectivité, de chaque entreprise avec les composantes naturelles de leurs environnements. Mais, implicitement, la Loi invite à une réflexion sur ces rapports et sur les moyens de les organiser dans le cadre d'une gestion rationnelle du patrimoine naturel.

Il est désormais banal de rappeler que la protection des espèces sauvages n'est possible que si l'on protège en même temps les milieux dont elles dépendent pour l'accomplissement de leur cycle vital. Il est non moins banal d'affirmer que ce n'est pas en transformant en sanctuaires quelques lopins de terre et en artificialisant tout le reste que l'on conservera le patrimoine naturel. Les notions de réseau trophique, d'écosystème et de cycle biogéochimique ont fait reconnaître la réalité du tissu d'interdépendances souvent subtiles qui crée l'unité de la Biosphère. On ne saurait trop insister sur cet apport conceptuel majeur de l'Écologie, qui conduit à repenser entièrement les rapports de l'homme à la nature ; en même temps, on ne peut que stigmatiser le retard culturel de trop de décideurs et d'agents économiques, incapables d'une pensée autre qu'étroitement sectorielle, et dont les actions sont trop souvent en infraction avec l'esprit de la Loi.

Reconnaître l'unité fonctionnelle des espaces, c'est admettre du même coup la nécessité d'une gestion d'ensemble. Des réflexions telles que celles menées pour l'Association Internationale des Entretiens Écologiques (A.I.D.E.C., 1984) font ainsi apparaître la nécessité d'intégrer préoccupations socio-économiques et écologiques. L'objectif général d'une telle gestion pourrait être formulé ainsi : organiser l'espace en tenant compte à la fois des besoins divers des groupes humains et des contraintes imposées par les conditions naturelles, de façon à assurer aux systèmes écologiques une capacité optimale d'autorégulation et à préserver les potentialités évolutives des composantes biologiques de l'environnement. Il est tout spécialement important d'apprécier les besoins en productions naturelles par comparaison avec la productivité des écosystèmes, et de savoir si l'exploitation de ceux-ci doit ou non se perpétuer à long terme.

Une telle définition appelle évidemment de nombreuses discussions qu'il n'y a pas lieu de toutes développer ici. Quelques points méritent cependant d'être soulignés.

L'objectif est bien la réalisation d'un compromis : si toute la nature ne peut être conservée en l'état, les hommes ne peuvent pas pour autant en faire n'importe quoi. Ce compromis doit être élaboré en tenant compte de deux impératifs essentiels que sont le maintien des capacités d'autorégulation et la préservation des potentialités évolutives. Le premier impératif exige le respect des mécanismes assurant la stabilisation des milieux ; le faire, c'est réaliser une prévention génératrice à moyen terme d'économies substantielles. Le second élargit la perspective au long terme, en demandant que soit conservée la capacité d'adaptation, donc de changement, des espèces et des systèmes écologiques. Sans doute des considérations scientifiques justifient-elles déjà cette orientation, mais il s'y ajoute des considérations éthiques. Comme le soulignent FRANKEL et SOULE (1981), les hommes ont une responsabilité vis-à-vis de la continuation du processus évolutif.

L'élaboration de principes de gestion écologique des espaces naturels tenant compte de ces impératifs est une tâche d'autant plus ardue que les connaissances sur les mécanismes de stabilisation et les capacités d'adaptation des systèmes écologiques sont encore bien modestes. Il y a là un champ de recherche qui demanderait davantage d'efforts. Cependant, c'est maintenant et chaque jour que se posent concrètement des problèmes d'organisation rationnelle des espaces. Pour une large part, l'action reste donc nécessairement empirique ; par conséquent, elle doit être prudemment menée.

Dans le cadre de la gestion d'ensemble d'un territoire, les actions relatives aux systèmes écologiques ressortissent à quatre catégories :

— la **conservation**, qui exige souvent une intervention dynamique sur les espaces protégés, afin d'en maintenir l'équilibre ;

— la **restauration** des espaces de valeur en voie de dégradation ;

— la **transformation** de certaines espaces pour leur conférer une nouvelle fonction répondant à des besoins individuels ou collectifs ;

— la **surveillance**, observation qualitative et quantitative de descripteurs rendant compte de l'état des systèmes écologiques.

Chaque territoire porte des écosystèmes assemblés selon une structure et régit par des règles de fonctionnement qui sont le produit d'une histoire à la fois écologique (climatique, biologique, géomorphologique...) et humaine, histoire qui se poursuit actuellement. Les interventions humaines se révèlent souvent comme des facteurs de détournement de l'histoire écologique, conduisant à une artificialisation plus ou moins poussée des milieux et une modification du réseau des dépendances entre écosystèmes. Ces assemblages localisés d'écosystèmes interdépendants qui ont été modélés par une histoire écologique et humaine commune ont été désignés par le terme d'**écocomplexe** (BLANDIN et LAMOTTE, 1985). C'est ainsi un niveau d'intégration supérieur à celui des écosystèmes qui est mis en relief et qui correspond assez bien à l'échelle des espaces pouvant concrètement faire l'objet de projets de gestion intégrée.

Quelles que soient les actions envisagées dans ces projets, elles ne peuvent être entreprises que si, au préalable, l'écocomplexe a fait l'objet d'un **diagnostic** nécessairement interdisciplinaire. En ce qui concerne les écosystèmes, l'objectif est de porter un jugement sur leur état et leurs potentialités, en fonction des contraintes créées, directement ou indirectement, par les actions humaines : chaque écosystème doit être évalué en tant que système écologique et en tant que produit social. Le diagnostic écologique ne peut donc prendre sa pleine signification que s'il est articulé à un diagnostic culturel et économique faisant apparaître l'histoire des milieux, la façon dont ils sont perçus, les usages dont ils ont fait et font l'objet.

Le diagnostic écologique d'un écocomplexe est à lui seul une opération extrêmement lourde : il faut apprécier l'état structural et fonctionnel des écosystèmes, analyser les réseaux d'interactions qui les associent, évaluer leurs potentialités en fonction des contraintes actuelles et futures. De nombreuses techniques doivent être mises en oeuvre de façon complémentaire. Les mesures physiques et chimiques permettent de caractériser les conditions dans lesquelles fonc-

tionnent les systèmes écologiques au moment des analyses, mais elles ne peuvent évidemment conduire seules à des conclusions quant à la structure, au fonctionnement et à la dynamique évolutive de ces systèmes. Pour ce faire, des méthodes prenant en compte les organismes vivants eux-mêmes sont indispensables. Il peut être fait appel à diverses branches de la Biologie, mais ce sont *a priori* les techniques relevant spécifiquement de l'Écologie qui devraient être les plus importantes, eu égard à la nature des objets étudiés.

Le terme de **BIOÉVALUATION** commence à être utilisé pour désigner l'ensemble des procédures à fondements biologiques qui peuvent servir à l'établissement de diagnostics écologiques. A l'heure actuelle, on est encore loin de disposer d'un corpus de méthodes solidement établies. La figure 1 met en relief quelques aspects de la situation présente. A partir des résultats de la recherche — qui forme un continuum depuis les travaux les plus fondamentaux jusqu'au domaine des applications —, des tentatives sont faites pour proposer des méthodes conduisant à des diagnostics « expérimentaux ». L'analyse critique de ceux-ci, faite de préférence avec des utilisateurs potentiels des résultats, permet de dégager les besoins de recherche pour la mise au point de procédures définitives. Lorsque ceci est fait (ce qui est rare encore), des diagnostics « opérationnels » peuvent être réalisés, qui débouchent sur la conception et la mise en oeuvre d'une gestion effective. Les résultats de celle-ci devraient faire l'objet d'un contrôle : par une répétition de tout ou partie des procédures de diagnostic, l'adéquation des résultats aux objectifs de la gestion devrait être évaluée. Ceci pourrait conduire de nouveau à une analyse critique des procédures utilisées, et renvoyer le cas échéant à la recherche, afin de les améliorer.

Il n'y a là rien que de très classique : il doit bien sûr s'instaurer un réel va-et-vient entre la recherche et ses applications. De telles évidences ne sont cependant pas inutiles à rappeler ici, car il sera important de voir si le domaine de la bioévaluation fonctionne effectivement de cette manière.

II — BIOÉVALUATION : APPROCHE ÉPISTÉMOLOGIQUE

Ce qui précède montre que le concept de bioévaluation ne peut prendre sa pleine signification que dans le cadre d'une définition précise des rapports entre hommes et milieux natu-

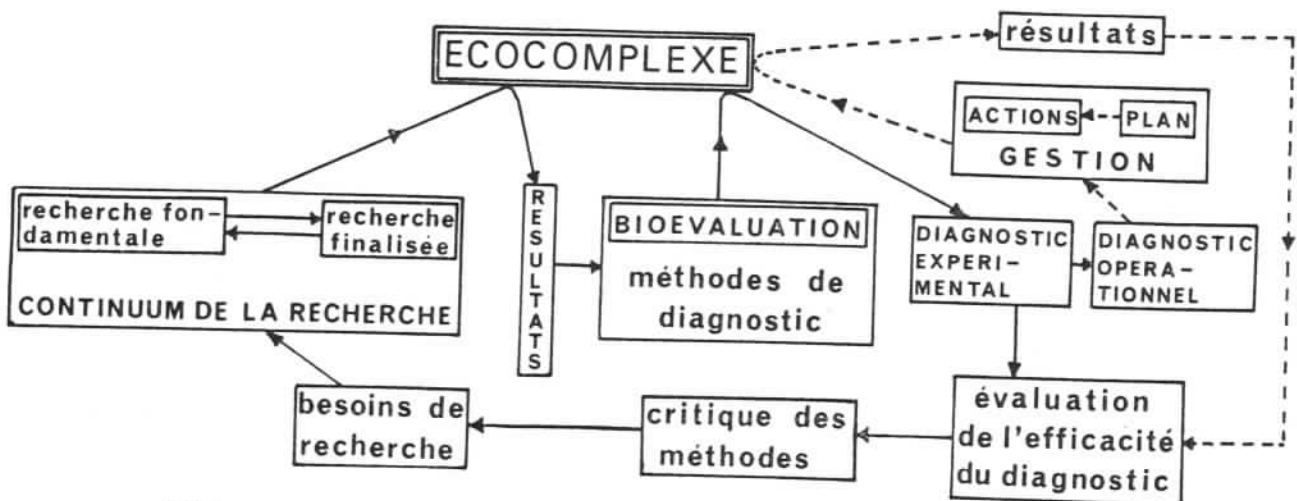


FIG. 1. — Procédure de mise au point de méthodes de diagnostic en vue de la gestion d'un écocomplexe.

rels, reflet d'une «philosophie» (1) des relations Homme-Nature. En tant qu'ensemble de procédures, la bioévaluation sera constituée de façon à apporter des réponses aux questions particulières produites par cette philosophie : ainsi prendra-t-elle des formes distinctes selon qu'on se limitera à une conception purement protectionniste de la nature «remarquable» ou qu'on envisagera une gestion intégrée des milieux naturels. Dans les deux cas toutefois, la bioévaluation doit conduire à des choix, qu'il s'agisse de désigner des espèces et des milieux à protéger, ou des actions à entreprendre pour conserver, restaurer ou transformer des écosystèmes. A un moment ou à un autre, les diagnostics ne peuvent donc éviter de classer espèces ou milieux selon des **échelles de valeurs**. Il y a là un problème redoutable : les choix ne sont-ils pas culturels, en dernier ressort, et non déterminés par un savoir scientifique ?

Il est donc indispensable d'analyser de façon critique la manière dont les scientifiques construisent des échelles de valeur : leurs recherches, leurs choix méthodologiques et, finalement, les instruments de diagnostic qu'ils proposent doivent être largement déterminés par le système de pensée dans lequel ils fonctionnent.

En Écologie, il n'y a pas encore de système de pensée qui ait la dimension d'une véritable théorie unificatrice, offrant une interprétation d'ensemble de la structure, des fonctionnements et de l'évolution des systèmes écologiques à tous les niveaux d'intégration. Seuls les travaux de Mac ARTHUR et WILSON (1967) constituent un effort réussi de théorisation qui a été d'une extraordinaire fécondité, y compris dans le domaine de la conservation de la nature (FRANKEL et SOULE, 1981). Il est en effet tentant de transposer la théorie de la dynamique des communautés insulaires à la conception des réserves naturelles, «îles» subsistant au sein d'espaces devenus écologiquement autres. Cependant, l'esthétique attrayante d'une théorie ne suffit pas à la rendre réaliste. JANZEN (1983) rappelle que les réserves s'insèrent dans un réseau d'interactions avec les écosystèmes modifiés voisins, et que le jeu de ces relations peut être tout aussi destructeur de l'organisation des écosystèmes préservés que l'extinction de grands carnivores liée aux dimensions trop restreintes des réserves : on le voit, l'évaluation de la dynamique évolutive des écosystèmes ne peut se faire qu'en raisonnant à l'échelle des écosystèmes.

Des théories comme celles de Mac ARTHUR et WILSON peuvent surtout aider à définir l'étendue des réserves, leurs positions relatives, leur mode de gestion. Mais, en amont, il faut disposer de moyens de diagnostic pour déterminer les écosystèmes pouvant faire l'objet de mesures conservatoires. C'est donc plus précisément ici que les systèmes dominants peuvent influencer sur la conception de méthodes de bioévaluation.

Il existe en Écologie des idées couramment admises à propos des liens entre la stabilité d'un écosystème et sa diversité, idées dans lesquelles bien des discours «conservationnistes» puisent leurs arguments. Ces idées forment une «pseudo-théorie» dont il est utile de comprendre le succès ; l'article de NEF (1977), intitulé «fonctions, gestion, évaluation de l'environnement», peut y aider.

NEF, après avoir affirmé que la diversité est à la base de l'optimisation de productions dans le monde vivant, écrit : «Cette diversité résulte d'évolutions qui se retrouvent, parallèles, à l'échelle de l'individu (de l'oeuf à l'adulte), de l'ensemble du monde vivant (de la première vie jusqu'au foisonnement actuel des espèces) ou dans les communautés vivantes. Pour illustrer ce dernier cas, comparons par exemple des

communautés jeunes avec des communautés climaciques (...). D'une façon très générale, les premières, caractérisées par peu d'espèces et peu d'interactions, ont une productivité brute moindre et moins variée que les secondes, riches en niches écologiques, c'est-à-dire en espèces et fonctions». L'accroissement de la diversité est ainsi associé à l'idée de maturation, donc d'acquisition d'un état parfait, l'état adulte pour un individu, l'état climacique pour un écosystème.

L'auteur développe ensuite l'idée que la diversité se traduit par des interconnexions entre des fonctions différentes, entre des mécanismes de régulation. Il y a ici prégnance des conceptions classiques en biologie des organismes, selon lesquelles les êtres vivants sont devenus de plus en plus complexes au cours de l'évolution, acquérant ainsi davantage de mécanismes de régulation et devenant plus autonomes vis-à-vis des contraintes ambiantes.

Ces idées, profondément ancrées dans la pensée biologique courante, sont en outre renforcées chez bien des écologistes par des analogies avec les sciences humaines. NEF (1977), par exemple, souligne que, comparées aux sociétés primitives, les sociétés très développées se caractérisent par une grande diversification des activités, associée à une productivité beaucoup plus grande. On retrouve ici l'analogie fréquente «niche écologique-métier», dont l'efficacité pédagogique ne justifie peut-être pas son élévation au rang d'homologie d'intérêt théorique. Il y a là un vrai problème. En effet, c'est sur cette analogie que NEF (1977) s'appuie pour donner une signification théorique à la notion de rareté ; il écrit en effet : «Au fur et à mesure que s'accroît la spécialisation et la diversification, apparaissent des fonctions de moins en moins fréquemment «nécessaires» ; dans les systèmes les plus diversifiés on rencontrera plus de «professions» rares. Ceci montre la signification biologique profonde du concept de rareté, signification dont nous aurons besoin lorsqu'il s'agira d'estimer la valeur biologique d'un système. Dans le cadre du Colloque «L'évaluation biologique des territoires par la méthode des indices biocoenotiques», tenu en mars 1980 à l'Institut Européen d'Écologie de Metz, NEF (1981) a développé ses idées sur les procédures d'évaluation. Il a tout particulièrement attiré l'attention sur la nécessité de distinguer d'une part la **qualité biologique intrinsèque** (Q.B.I.) d'un milieu, d'autre part sa **valeur biologique**. «La qualité biologique intrinsèque est, par définition, indépendante de toute considération anthropocentrique et se déduit des caractéristiques des phénomènes vivants». En revanche, la valeur biologique est relative à ce que le milieu, l'espace considéré «apporte à la qualité de vie de l'homme».

On retrouve ici la vieille affirmation d'une réalité objective, indépendante des diverses perceptions que l'homme peut en avoir en fonction de ses préoccupations. N'entrons pas dans un débat philosophique qui donnerait une certaine idée de l'éternité. Constatons en revanche un problème essentiel : la distinction faite par NEF rend nécessaire l'élaboration de moyens d'évaluation différents, les uns devant rendre compte de «l'en-soi» des systèmes écologiques, les autres devant mettre en évidence l'adéquation de ces systèmes à tel ou tel besoin des hommes. En d'autres termes, il faudrait que l'on puisse mesurer la Q.B.I. des milieux pour les classer ensuite hiérarchiquement ; il faudrait ensuite qu'on puisse définir en quoi ces milieux sont susceptibles de contribuer à tel ou tel aspect de la qualité de vie des hommes, puis bâtir des échelles d'évaluation permettant aussi des classifications hiérarchiques.

Comment donc développer des moyens d'évaluation «objective» ? Il faut bien voir que le concept de qualité intrinsèque est indissociable de celui d'état idéal. Ceci ressort très bien du texte de NEF (1981), qui affirme — il s'agit là d'une théorie écologique courante — que l'évolution naturelle de tout système le conduit vers un stade «optimal», le climax. Ce processus, précise l'auteur, se traduit par une augmentation de la biomasse, de la production, de la diversité, de la com-

(1) Terme pris ici dans son sens ordinaire de «conception que l'on se fait des problèmes de la vie, du monde» (LAROUSSE).

plexité, de la spécialisation des composantes (chacun devant ainsi plus rare), etc. NEF peut alors écrire : « Il est aisé de poser que les caractéristiques «recherchées» par la vie correspondent à la qualité maximale, et de baser sur ce principe le choix des méthodes d'évaluation biologique des systèmes vivants ».

En quoi l'évaluation de la qualité biologique des systèmes écologiques peut conduire à leur hiérarchisation n'apparaît pas clairement. Pris à la lettre, le texte de NEF laisse penser que l'évaluation devrait déterminer la «distance» à laquelle un système se trouve de la qualité maximale possible. Reste à savoir si cet écart tient à ce que l'évolution naturelle du système vers son état climacique n'est pas encore achevée, ou s'il est dû à des causes extrinsèques maintenant le système éloigné de son état «parfait». Il y a là une profonde ambiguïté, relevée aussi par VERNEAUX (1984) à propos de l'évaluation de la qualité des eaux courantes.

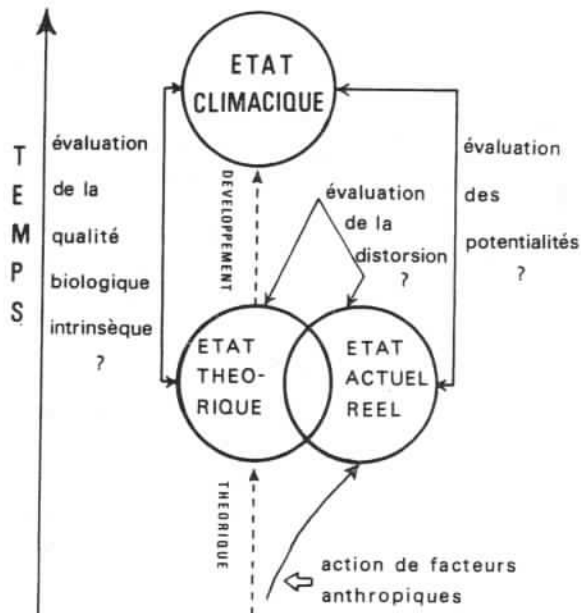


FIG. 2. — Types d'évaluation d'un écosystème envisageables dans le cadre de la théorie climacique.

Approfondissons ce problème à l'aide d'un schéma (Fig. 2). Dans l'hypothèse où un système écologique, soumis à la seule dynamique naturelle, évoluerait par étapes définies vers un état climacique, trois types d'évaluation pourraient être envisagés :

— évaluation de la distance entre l'état théorique correspondant à l'état présent et l'état climacique, ce qui serait une évaluation de la Q.B.I. si l'on s'en tient à la lettre du texte de NEF (1981) ;

— évaluation de la distorsion éventuelle entre l'état actuel du système et l'état théorique correspondant, la distorsion étant due à des modifications anthropiques ;

— évaluation de la capacité du système, compte-tenu de son état actuel, à évoluer vers l'état climacique en rejoignant, plus ou moins tôt, sa ligne d'évolution théorique ; ceci pourrait être considéré, d'un certain point de vue, comme une évaluation des potentialités du système.

On le voit, la théorie climacique pèse fortement sur la signification des évaluations envisageables. Sa force tient en particulier à la fascination qu'exercent toujours sur l'esprit les concepts exprimant l'équilibre, la stabilité, la permanence, tel celui de climax.

En Écologie, comme souvent en Biologie, à des points de vue cherchant à rendre compte surtout des phénomènes répétitifs et de la stabilité des structures s'opposent des recherches considérant essentiellement les phénomènes évolutifs : les théories gravitant autour du concept de stratégie adaptative contrastent ainsi avec la théorie climacique en mettant l'accent sur les processus d'adaptation par le changement. Il faut donc se demander comment peut être conçue la bioévaluation dans un tel cadre théorique. La transposition à l'échelle des systèmes plurispécifiques du concept de stratégie adaptative conduit à rechercher dans l'organisation des communautés les traits structuraux et fonctionnels qui déterminent leur capacité d'adaptation (BLANDIN *et al.*, 1976 ; BLANDIN,

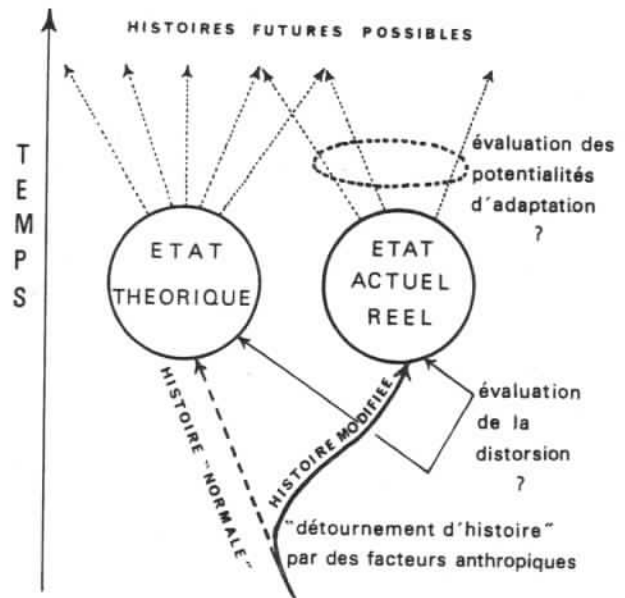


FIG. 3. — Types d'évaluation d'un écosystème envisageables dans le cadre des théories sur les stratégies adaptatives.

1980). Un écosystème n'est alors plus conçu comme un état transitoire plus ou moins proche d'un état final stable, mais comme une étape dans le déroulement d'une histoire particulière, au cours de laquelle des structures et des fonctionnements ont été sélectionnés, qui conditionnent les possibilités d'adaptation ultérieure.

Dans ce contexte, la bioévaluation prend une signification quelque peu différente (Fig. 3). A condition que la théorie ait dégagé des relations claires entre structure, fonctionnement et possibilités adaptatives, le diagnostic d'un écosystème devrait effectivement permettre de définir ses potentialités. La hiérarchisation d'écosystèmes de même type selon l'ampleur de leurs potentialités devrait alors être possible. Dans le cas d'écosystèmes modifiés par l'homme — en quelque sorte «détournés» de leurs tendances évolutives propres —, la bioévaluation permettrait là aussi de préciser la distorsion structuro-fonctionnelle qui en résulte, donc le degré de modification des potentialités adaptatives. Toutefois, apprécier une modification suppose qu'une référence soit connue, ce

qu'ici la théorie ne fournit pas. En l'absence d'un repère «absolu», auquel correspondrait une qualité biologique intrinsèque maximale, il est seulement possible de comparer les potentialités d'écosystèmes de même type, mais modifiés à des degrés divers.

Ainsi, deux différences majeures apparaissent entre cette démarche et les approches relevant de la théorie climacique :

— en l'absence d'un état idéal stable dont l'écosystème concret serait plus ou moins écarté (développement inachevé, perturbation durable), on n'évalue évidemment pas la capacité du système à atteindre cet état, donc à évoluer dans une direction donnée, mais sa capacité à subsister en changeant, en réponse à des modifications environnementales d'origine naturelle ou humaine (adaptation dynamique) ;

— en l'absence de lois définissant les étapes du développement naturel de l'écosystème (voir les théories sur les successions), une classification hiérarchique ne peut se faire qu'entre écosystèmes contemporains, sur la base de l'amplitude de leurs potentialités adaptatives.

Une bioévaluation menée dans le cadre d'une théorie des stratégies adaptatives peut donc paraître plus «objective», dans la mesure où elle ne fait pas appel à une conception «idéale» des écosystèmes : on ne parle plus de stabilité, de maximalisation de la production en rapport avec l'accroissement de la complexité, etc. En réalité, d'autres difficultés surgissent : à la «rigidité» du concept de climax, on substitue le flou de la notion de capacité d'adaptation : comment apprécier la capacité d'un système à se modifier dans le futur en réponse à des conjonctions d'événements parfois difficilement prévisibles ? Comment mesurer cette capacité et la comparer d'un écosystème à un autre ?

La possibilité de répondre à ces questions conditionne le passage d'une bioévaluation purement empirique à une bioévaluation rationalisée.

Au plan méthodologique, la détermination des capacités d'adaptation des systèmes écologiques relève de l'**actualisme**. Par l'étude des comportements des systèmes actuels, par la comparaison de systèmes contemporains dont on sait à quelles contraintes ils ont été et sont soumis, on peut espérer dégager les relations-clés entre organisation actuelle et potentialités, et donc projeter dans le futur les mécanismes présents.

D'une façon générale, quel que soit le cadre théorique choisi, tout se ramène au problème classique de la définition des liens entre structures et fonctionnements. De ce point de vue, la «théorie» diversité-complexité-spécialisation (rareté)-stabilité paraît avoir un avantage, puisqu'elle dit que la stabilité découle de l'importance des mécanismes homéostatiques, plus nombreux dans les systèmes plus complexes et plus diversifiés. De ce fait, des critères d'évaluation significatifs peuvent être mis en avant : la diversité spécifique et le taux moyen de spécialisation (NEF, 1977, 1981). Malheureusement, cet édifice est bien fragile, car le lien causal entre diversité et stabilité n'a jamais été démontré, ni sur le terrain, ni de façon théorique (voir par exemple GOODMAN, 1975). Peut-être faudrait-il rechercher l'éventuelle signification de la richesse et de la diversité spécifiques vis-à-vis des potentialités adaptatives des écosystèmes ? A mon sens, cela ne sera fructueux que dans le cadre d'une bonne connaissance de l'organisation spatio-temporelle des réseaux d'interactions, donnant un contenu concret au concept de complexité, et d'une prise en compte de l'idée de redondance fonctionnelle de certaines espèces (BLANDIN *et al.*, 1976) : la coexistence d'espèces biologiquement équivalentes est peut-être tout aussi importante pour l'adaptation des écosystèmes que celle d'espèces étroitement spécialisées dans de multiples fonctions différentes.

De l'ensemble de ces réflexions, quelques conclusions peu-

vent être tirées qui, mettant en perspective le sens et la portée de la bioévaluation, permettront ultérieurement de mieux apprécier l'intérêt des multiples méthodes de diagnostic que tentent de mettre au point les écologues.

Il est clair, tout d'abord, que l'esprit même de la bioévaluation change en fonction du système théorique qui la soutient : on ne fera pas dire la même chose à un diagnostic de la qualité biologique intrinsèque d'un écosystème, concept qui n'a de sens que dans le cadre de la théorie climacique, et à une évaluation des potentialités évolutives fondée sur une théorie des stratégies adaptatives. Il est assurément trop tôt pour juger de la plus ou moins grande utilité de ces différentes approches, mais il faut reconnaître qu'espérer atteindre la qualité intrinsèque d'un système écologique est irréaliste : il n'y a pas de connaissance objective, mais seulement des connaissances normalisées.

La normalisation, qui se traduit par un choix de critères dans un cadre théorique déterminé, peut permettre la constitution d'échelles de valeurs non pas absolues, mais relatives : un classement hiérarchique des écosystèmes sur critères scientifiques peut donc être fait, sans considération des usages qu'en ont les divers agents socio-économiques. On pourra alors parler d'**échelles de valeur écologique**. Mais qu'on ne s'y trompe pas : les scientifiques sont aussi des usagers des milieux naturels et le poids qu'ils accordent aux divers critères peut très bien refléter des choix dont les motivations ne sont pas strictement scientifiques.

Finalement, c'est dans le cadre de diagnostics interdisciplinaires sur des écosystèmes que les écosystèmes écologiquement évalués pourront être appréciés quant à leur participation à la «qualité de la vie» (Fig. 4). Comme nous l'avons vu, NEF (1981) parle alors de valeur biologique. Afin de lever toute ambiguïté, ne vaudrait-il pas mieux parler d'emblée de **valeur sociale**, en recouvrant ainsi l'appréciation à la fois économique et culturelle des milieux naturels ?

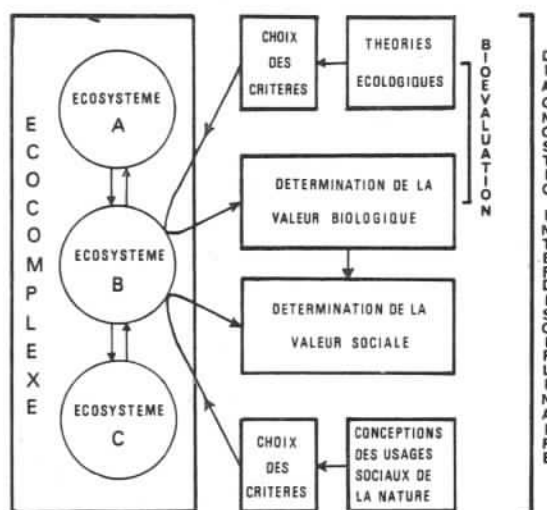


FIG. 4. — Position de la bioévaluation dans un diagnostic interdisciplinaire.

Enfin, l'évaluation n'aurait guère de sens hors de toute référence au temps : une valeur sociale peut-elle être la même quand on considère le court terme ou quand on pense aux générations futures ?

III — VUE D'ENSEMBLE SUR LES PROCÉDURES DE BIOÉVALUATION

C'est une image de profusion, sinon de trop-plein, qu'offre la littérature, lorsqu'on cherche à en extraire une vue globale des méthodes de bioévaluation proposées par les chercheurs. Un esprit malin y verrait peut-être quelque effet pervers du mode de financement de la recherche en Écologie : lorsque la recherche fondamentale est insuffisamment soutenue, n'a-t-on pas tendance à l'alimenter en prétendant en tirer d'utiles applications ? Ainsi verra-t-on peut-être l'aranéologue soutenir que rien ne vaut les araignées pour juger de la qualité d'un milieu, le phytosociologue dire que sa science est indispensable à l'évaluation des paysages, le spécialiste des Bryozoaires assurer que ces animaux sont les plus efficaces indicateurs de la pollution littorale...

N'ironisons pas trop vite. Bien des recherches, pour être «alimentaires», n'en débouchent pas moins sur des résultats intéressants : une approche «appliquée» renvoie souvent à des questions fondamentales. En outre, il arrive aussi que ces recherches apportent effectivement des résultats utilisables. Afin d'en mieux juger, il est indispensable de tenter un classement rationnel des méthodes de bioévaluation. Pour ce faire, trois critères doivent être considérés :

- le niveau d'intégration concerné (écocomplexe, écosystème) ;
- l'objectif précis de la bioévaluation (typologie, diagnostic de qualité, détection d'un facteur perturbant, etc.) ;

— le type «d'instrument» proposé (espèces indicatrices, indices empiriques ou constitués sur des bases théoriques, etc.).

La figure 5 donne des méthodes de bioévaluation une présentation synoptique établie avec ces critères. Elle fait apparaître trois grands ensembles.

Les méthodes de diagnostic à l'échelle des écosystèmes.

L'objectif est généralement de caractériser la variété des écosystèmes formant un écosystème et d'apprécier la plus ou moins grande complexité structurale de l'ensemble. Il faut évidemment disposer au préalable d'une typologie des écosystèmes, qui peut être conçue de façon plus ou moins fine en fonction des besoins.

Les méthodes peuvent prendre en considération des ensembles d'entités plurispécifiques et calculer divers indices à fondement (ou coloration ?) théorique, tels des indices de diversité. D'autres indices peuvent être conçus empiriquement, par exemple pour caractériser le degré de morcellement du paysage. Certaines méthodes utilisent la richesse spécifique de groupes d'espèces distribués dans l'ensemble de l'écosystème et pouvant ainsi en refléter la structure ; des indices de diversité peuvent être calculés pour ces groupes en tenant compte de l'abondance des diverses espèces dans la totalité de l'espace prospecté ; on peut aussi en analyser les structures d'abondance.

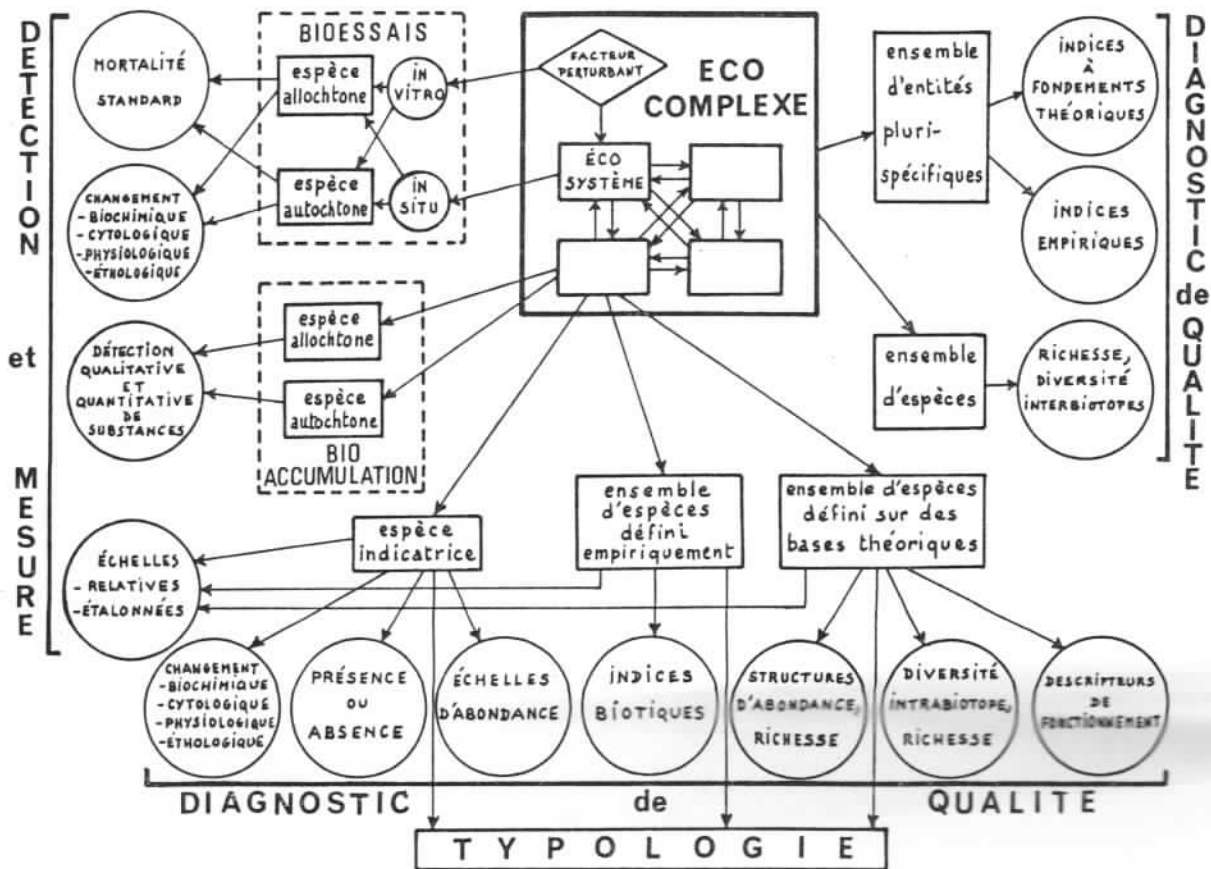


FIG. 5. — Synopsis des méthodes de bioévaluation.

Les méthodes de diagnostic à l'échelle des écosystèmes

Le classement d'un écosystème selon une typologie ou l'établissement à son sujet d'un diagnostic en terme de qualité sont des opérations d'autant moins indépendantes qu'une baisse de qualité s'apprécie le plus souvent — en tout cas dans le contexte de la théorie climacique — par un écart au «type». Dans la pratique, les méthodes se confondent. Il est fait appel soit à des ensembles d'espèces, soit à des espèces seules. Les premiers peuvent être définis sur des bases théoriques, par exemple lorsqu'on utilise une *guilde* (ensemble d'espèce taxinomiquement proches qui, dans l'écosystème, exploitent une même ressource), ou lorsqu'on considère des espèces révélant un trait fonctionnel de l'écosystème (**descripteurs de fonctionnement** selon BOURNAUD et AMOROS, 1984) ; dans le premier cas des indices de diversité spécifique peuvent être utilisés, à moins que l'on analyse les structures d'abondance. Si l'on constitue des ensembles d'espèces de façon empirique, à la suite de recherches montrant leur utilité pratique, on aboutit généralement à la définition d'**indices biotiques**, variables dont les valeurs sont comparées à des échelles numériques ou à des valeurs-seuils déterminées au préalable.

Dans certains cas, une espèce peut suffire à elle seule pour obtenir des informations précises ; mieux encore que sa présence ou son absence, son abondance peut être révélatrice de caractéristiques particulières de l'écosystème. Des changements biochimiques, cytologiques, physiologiques ou éthologiques peuvent indiquer une dégradation de la qualité du milieu et, le cas échéant, renseigner sur le ou les facteurs en cause.

Les méthodes de détection et de mesure de facteurs de perturbation.

Deux sous-ensembles doivent être séparés, en raison de leurs fondements différents : les bioessais et les méthodes utilisant des organismes bioaccumulateurs.

Les bioessais sont des procédures standardisées, mises en oeuvre soit au laboratoire (bioessais «*in vitro*»), soit *in situ*, et utilisant ou bien des espèces de la flore ou de la faune du milieu étudié, ou bien carrément des espèces allochtones, mais dont on possède des lignées «calibrées» permettant une totale standardisation. Par des mesures de «mortalité standard» ou de changements à différents niveaux (des caractères biochimiques au comportement), on détermine par exemple la teneur précise d'une substance polluante, ou tout au moins sa position par rapport à une valeur-seuil.

Le second sous-ensemble correspond à des méthodes qui utilisent la capacité de certaines espèces à concentrer des substances dans leurs tissus. Des produits dont la teneur dans le milieu resterait trop faible pour permettre des mesures fiables peuvent ainsi être détectés par dosage dans des organismes végétaux ou animaux. Une quantification peut être envisagée — c'est-à-dire une estimation des teneurs dans le milieu — lorsqu'il existe une relation claire entre celles-ci et les teneurs dans les organismes ; en réalité cela soulève des problèmes très complexes. Ici encore, on peut faire appel à des espèces vivant dans l'écosystème étudié, ou introduire des espèces allochtones selon des procédures normalisées. La détection et la mesure (relative ou absolue) de certains facteurs perturbants peuvent aussi être réalisées par l'analyse d'ensembles d'espèces constitués aussi bien empiriquement que sur des bases théoriques. Un bon exemple en est l'estimation de la pollution atmosphérique acide à l'aide d'échelles utilisant des peuplements de Lichens corticoles (voir DERUELLE, 1983).

Quelle que soit la catégorie de méthodes envisagées, les procédures débouchent souvent sur une mesure ou sur un classement selon une échelle indiciaire supposée indiquer «l'état de santé» du système étudié : il reste à interpréter ces résultats, notamment pour apprécier si un «seuil» a été plus ou moins précocement franchi. Ceci soulève un important problème, sur lequel il faudra revenir : comment définir un «seuil» aussi objectivement que possible ?

IV — INDICATEURS BIOLOGIQUES, ESPÈCES INDICATRICES, INDICATEURS ÉCOLOGIQUES, INDICES BIOTIQUES

On trouvera dans les encadrés ci-contre diverses définitions du concept d'indicateur biologique ou de concepts voisins. Il s'agit de textes récents pour la plupart, l'objectif n'étant pas ici de faire une recherche historique, mais d'analyser les conceptions et pratiques actuelles.

On appelle **plantes indicatrices** «des espèces qui, par leur présence, indiquent que tel caractère du sol est compris entre deux limites et, par leur abondance éventuelle, que ce caractère se trouve voisin de telle valeur reconnue comme optimale pour l'espèce considérée». OZENDA, 1964.

«Le terme de **bioindicateur** a un sens très large et désigne tout organisme ou système biologique utilisé pour apprécier une modification — généralement une détérioration — de la qualité d'un milieu, quels que soient son niveau d'organisation et l'usage qui en est fait. Selon les cas, le bioindicateur sera une biocénose — éventuellement désignée par un indice biotique — soit un groupe d'espèces qui présentent un comportement analogue (groupe écologique), soit une espèce particulièrement sensible (espèce indicatrice), soit encore une portion d'un organisme : organe, tissu, ou même solution d'extraits enzymatiques...». ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976.

Les indicateurs biologiques sont des «espèces ou associations d'espèces capables par leur comportement général (disparition, augmentation ou variation densitaire) de rendre compte de l'évolution générale d'un milieu». Ministère de l'Environnement - Comité Scientifique Faune et Flore, 1978.

«L'indicateur biologique est un être vivant inféodé à un type de milieu suffisamment restreint pour le caractériser ou à un état précis d'un facteur du milieu qu'il permet d'identifier par sa présence». BONIN et VEDRENNE, 1981.

«**INDICATEUR BIOLOGIQUE** : espèce (dite alors indicatrice), groupe d'espèces ou biocénose dont la seule présence renseigne sur les caractéristiques physico-chimiques ou biotiques de l'environnement». DELPECH, DUME et GALMICHE, 1985.

Il faut toutefois rappeler que l'idée selon laquelle les organismes informent sur les milieux où ils vivent est certainement ancienne ; au siècle dernier et au début du XX^{ème} siècle, on la trouve déjà clairement exprimée par certains scientifiques. Ainsi, présentant une étude sur les Lichens du jardin du Luxembourg, à Paris, NYLANDER (1866) écrivait : «les Lichens donnent, à leur manière, la mesure de la

salubrité de l'air, et constituent (si l'on peut ainsi dire) une sorte d'*hygiomètre* très sensible...». Il est tout-à-fait remarquable que soit affirmée avec une telle netteté l'idée de mesurer une qualité du milieu ambiant à l'aide d'êtres vivants. Cependant, l'intuition de NYLANDER — utiliser les Lichens pour mesurer la pollution atmosphérique — ne débouchera sur la conception de méthodologies pratiques qu'un siècle plus tard (VINCENT, 1968 ; HAWKSWORTH et ROSE, 1970 ; LEBLANC et DE SLOOVER, 1970). En revanche, c'est dès le début du XX^{ème} siècle que fut proposée par KOLKOWITZ et MARSSON (1908, 1909) la méthode devenue très classique dite «des saprobies», qui donnait la possibilité de classer des portions de rivière en fonction de leur niveau de pollution organique.

WILHM (1975) souligne qu'aux États-Unis, FORBES joua un rôle essentiel dans le développement d'indicateurs biologiques de la pollution des eaux courantes. Ce grand hydrobiologiste, auquel l'Écologie doit beaucoup, écrivait ainsi, en 1913 : «... it is quite possible to arrange the plants and animals of a stream in the order of their preference for, or tolerance of, organic impurities, in such a way that a graded list of them may serve as an index to grades of contamination». On retrouve encore l'idée qu'au moins des mesures relatives de pollution peuvent être faites à l'aide des organismes vivants.

Dans le domaine terrestre, c'est assurément CLEMENTS qui a le premier développé une vue d'ensemble de l'utilisation des plantes comme indicateurs, dans son livre «Plant succession and indicators» (1928). ISERENTANT et DE SLOOVER (1976) rappellent que CLEMENTS a ainsi distingué quatre catégories essentielles d'indicateurs :

- les indicateurs de conditions stationnelles particulières, qui renseignent sur la qualité de facteurs mésologiques tels que la lumière, la température et l'état hydrique du substrat ;
- les indicateurs de modifications naturelles ou artificielles du milieu, comme le feu, l'inondation, le pâturage... ;
- les indicateurs de la valeur agronomique des terres, permettant de préciser leur vocation culturale, forestière.

Les différentes définitions relevées dans la littérature francophone récente (encadrés) révèlent deux tendances selon les auteurs, qui correspondent approximativement aux deux premières catégories de CLEMENTS. Pour les uns, les indications fournies sont fondamentalement d'ordre typologique. OZENDA (1964) limite ainsi le rôle des plantes indicatrices à l'obtention de données d'ordre édaphique : BONIN et VEDRENNE (1981), moins restrictifs, considèrent que l'indicateur biologique (pas nécessairement une plante, mais les auteurs pensent en botanistes) caractérise un type de milieu bien précis, ou révèle l'incidence d'un facteur particulier ; BELLAN (1984) parle aussi de mise en évidence de conditions particulières, en insistant sur le fait que les indicateurs révèlent de façon synthétique des combinaisons complexes de facteurs difficiles à mesurer directement.

Pour d'autres auteurs (ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976 ; Comité Scientifique Faune et Flore, 1978 ; MOLFETAS et BLANDIN, 1981), les indicateurs biologiques ont pour fonction essentielle le repérage de changements au sein des écosystèmes, changements dont il n'est pas toujours précisé s'ils sont naturels ou provoqués. Dans une perspective pratique, les indicateurs biologiques ne doivent pas seulement permettre de suivre ces changements, mais fonctionner comme des «clignotants» avertisseurs : LEFEUVRE (1983) souligne fortement l'importance de ce rôle des indicateurs biologiques dans le cadre de la surveillance des écosystèmes.

La définition de LEBRUN (1981) constitue une synthèse de ces deux approches. Elle ne fait toutefois pas assez ressortir l'idée qu'un indicateur biologique doit répondre à des critères d'efficacité : commodité et fiabilité des méthodes,

«Un indicateur biologique est un organisme ou un ensemble d'organismes qui traduit de façon aussi directe et évidente que possible des modifications qualitatives et/ou quantitatives de l'écosystème dont il fait partie». MOLFETAS et BLANDIN, 1981.

«Par définition, un bioindicateur est tout paramètre biologique, qualitatif ou quantitatif (mesuré au niveau d'un individu, d'une population, d'une guilda, d'une communauté), susceptible d'indiquer des conditions de vie particulières qui correspondent soit à un état donné, soit à une variation naturelle, soit à une perturbation du milieu». LEBRUN, 1981.

«Il est tentant d'envisager comme dans le cas des outils sophistiqués créés par le développement technologique, de doter la «machine-écosystème» d'un tableau de bord pourvu de clignotants indicateurs de bon fonctionnement ou détectant au contraire les signes avant-coureurs de pertes de rendement du système ou... de la panne définitive». LEFEUVRE, 1983.

«Je définis simplement les «Indicateurs biologiques» ou taxons indicateurs comme des **détecteurs** révélant l'existence de conditions complexes à interpréter et résultant, le plus souvent, d'un ensemble de facteurs biotiques et abiotiques difficiles à mesurer directement». BELLAN, 1984.

«Un indicateur est une espèce ou un groupe d'espèces qui, par leur présence et/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie». GUELORGET et PERTHUISOT, 1984.

pertinence de l'information obtenue. Dans la perspective d'une appréciation critique des multiples indicateurs proposés par de multiples chercheurs, il n'est pas inutile d'insister sur ce point. On pourrait alors définir un indicateur biologique de la façon suivante :

Un indicateur biologique (ou bioindicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui — par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques — permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées.

En tant qu'instrument, un indicateur biologique peut être conçu de plusieurs manières, selon sa composition et la nature des variables retenues pour fonder le diagnostic (Fig. 5 et 6).

L'emploi de la locution «espèce indicatrice» correspond habituellement au cas d'une espèce qui par sa présence, son abondance, apporte une certaine information sur son milieu (cf. par exemple CLEMENTS, 1928 ; OZENDA, 1964). L'observation porte donc sur des populations et les variables sont de type démographique. On peut cependant étendre la notion d'espèce indicatrice à toute situation où le diagnostic s'appuie sur l'étude d'une seule espèce, quelle que soit la nature de la variable prise en compte.

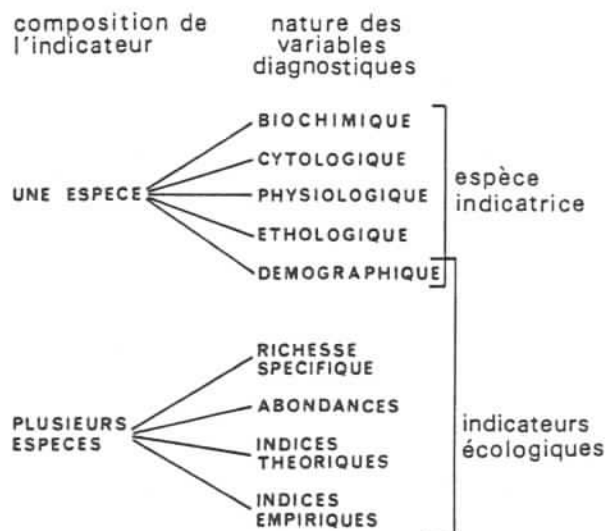


FIG. 6. — Différents types d'indicateurs biologiques.

Il est utile de distinguer, dans l'ensemble des indicateurs biologiques, les **indicateurs écologiques**, qui correspondent soit à des populations, soit à des ensembles plurispécifiques : en effet, il est dans ces cas fait appel à des techniques propres à l'Écologie ; sinon sont utilisées des méthodes relevant d'autres branches de la Biologie — de la Biochimie à l'Éthologie.

On appellera donc **indicateur écologique** une population ou un ensemble de populations qui, par ses caractéristiques qualitatives et/ou quantitatives, témoigne de l'état d'un système écologique et qui, par des variations de ses caractéristiques, permettent de détecter d'éventuelles modifications de ce système.

Dans les cas d'indicateurs écologiques plurispécifiques, la variable diagnostique peut être une variable «synthétique», comme par exemple un indice de diversité. De tels indices n'ont de sens, en toute rigueur, que si l'ensemble plurispécifique a été constitué sur des bases théoriques (théorie de la structure des guildes, par exemple). Lorsqu'au contraire cet ensemble a été composé empiriquement, les indices numériques qui sont ensuite calculés soit à partir de dénombrements, soit selon un système arbitraire de notation, sont appelés **indices biotiques**.

V — LA RECHERCHE EN BIOÉVALUATION

A — ANALYSE D'UN SONDAGE BIBLIOGRAPHIQUE

Afin de dégager une image de la recherche actuelle en bioévaluation, trois banques de données bibliographiques ont été interrogées à partir du mot-clé «bioindicateur» ou de ses équivalents. Il s'agit de la banque française PASCAL (C.N.R.S.) et de deux banques américaines, POLLUTION et ENVIROLINE. Une période de 22 mois a été considérée (janvier 1982 - octobre 1983) (1). En outre, les Ecology Abs-

tracts de 1982 et d'un peu plus de la moitié de 1983 ont été analysés. Dans ce dernier cas, en l'absence de mots-clés, la sélection a été faite d'après les titres et les contenus des résumés.

L'interrogation des banques a fourni 626 références (PASCAL : 335 ; POLLUTION : 153 ; ENVIROLINE : 138). Après élimination des articles par trop marginaux et des titres en double ou triple, 552 références ont été conservées. En ce qui concerne les Ecology Abstracts, une première recherche, très large, a donné 551 titres ; après une sélection rigoureuse et le retrait des références déjà données par les banques, 185 publications ont été retenues.

Sur un total de 737 titres, 47 correspondent à des ouvrages, aux actes de colloques ou à des articles généraux. Le reste, soit 690 titres, comprend des rapports ou des articles traitant de sujets plus limités : c'est cet ensemble que nous allons utiliser pour dresser un panorama de la recherche. Bien entendu, il s'agit d'une approche qui n'a aucune prétention d'exhaustivité : les différentes sources bibliographiques choisies ont leurs propres biais, auxquels s'ajoutent ceux qu'entraînent nos choix.

Le tableau I indique la répartition des 690 références selon les trois grands compartiments «milieux terrestres», «eaux continentales» et «milieux marins». Dans le premier groupe ont été inclus les travaux relatifs à la pollution atmosphérique, dans le second ceux concernant les systèmes de traitement et de distribution de l'eau, dans le troisième les recherches portant sur les estuaires et le domaine saumâtre.

TABLEAU I

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation entre grandes catégories de milieux

	Nombre	%
Milieux terrestres	162	23,5
Eaux continentales	285	41,3
Milieux marins	243	35,2

La répartition observée est relativement équilibrée, avec néanmoins une dominance de recherche sur les eaux continentales (eaux courantes surtout), et au contraire une proportion plus faible sur les milieux terrestres.

Du point de vue méthodologique, les travaux se répartissent en deux grandes catégories, selon qu'il s'agit de bioessais (mis en oeuvre au laboratoire ou sur le terrain), ou de l'utilisation de bioindicateurs autochtones (tab. II).

Les recherches relatives aux bioindicateurs autochtones sont donc très largement dominantes. Parmi elles, plus de 120 références, soit de l'ordre de 18 % du total, concernent l'utilisation de bioaccumulateurs. Il y a toutefois de grandes différences selon les milieux : 30 % des travaux dans le domaine marin, 18 % de ceux effectués en milieu terrestre et seulement 7 % dans le cas des eaux continentales.

La grande majorité des recherches utilisant des bioindicateurs concernent des problèmes de pollution : plus de 80 % pour les milieux terrestres, plus de 90 % et 95 % pour les eaux continentales et les milieux marins respectivement. Le ta-

(1) Ont été ainsi obtenues de références enregistrées au cours de cette période : selon les banques, elles ont plus ou moins récentes : 1981 à 1983 pour PASCAL, 1980 à 1983 pour ENVIROLINE, 1969 à 1972, 1977-1978 et 1980-1981 pour POLLUTION.

TABLEAU II

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation selon le type de méthode et le type de milieu

	Nombre	%
BIOESSAIS		
Milieux terrestres	20	2,9
Eaux continentales	62	9,0
Milieux marins	24	3,5
BIOINDICATEURS		
Milieux terrestres	142	20,6
Eaux continentales	223	32,3
Milieux marins	219	31,7

bleau III indique les types de pollutions les plus souvent étudiées. Dans certains cas, la nature des polluants est précisée : tel ou tel métal, des hydrocarbures, des pesticides... Cependant ce sont souvent des pollutions globales qui sont considérées, comme celles engendrées par les effluents urbains et industriels, qui contiennent des polluants multiples affectant la qualité des eaux de façon synergique. Le tableau IV précise la nature, très variée, des bioindicateurs utilisés.

TABLEAU III

Importances relatives (en %) des pollutions citées dans les travaux utilisant des bioindicateurs, en fonction des milieux

Pollution par	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Métaux	30,6	11,7	34,5
Effluents urbains et/ou industriels	4,1	64,8	19,3
Pesticides, herbicides	5,8	7,0	6,7
Hydrocarbures	—	—	13,0
Emissions gazeuses (SO ₂ Fluor...)	43,0	—	—
Autres, ou non précisé(1)	16,5	16,5	26,5

(1) Non précisé dans les résumés ou par les mots-clés.

En milieu terrestre, la pollution la plus étudiée est la pollution atmosphérique, tout spécialement soufrée ou fluorée : elle l'est à l'aide soit des Lichens, soit des arbres, notamment les résineux dont les aiguilles peuvent accumuler des polluants. Les Lichens et les Mousses servent par ailleurs à la détection des métaux, en raison de leur pouvoir accumulateur. De façon générale, les végétaux sont cités comme bioindicateurs de pollution dans près de 60 % des cas. Parmi les

TABLEAU IV

Importance relative (en %) des différents types de bioindicateurs utilisés selon les milieux

	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Bactéries, virus	4,2	29,7	9,8
Algues, phytoplancton	—	8,1	9,4
Lichens, mousses	27,5	—	—
Macrophytes aquatiques	—	4,1	2,4
Arbres	19,2	—	—
Autres phanérogytes	11,7	—	—
Lombrics	3,3	—	—
Mollusques	—	4,5	36,3
Invertébrés benthiques (sauf Mollusques)	—	20,7	17,6
Arthropodes terrestres	9,2	—	—
Poissons	—	9,9	8,2
Oiseaux	6,7	—	—
Mammifères	6,7	—	—
Autres, ou non précisé (1)	11,7	23,0	16,3

(1) Non précisé dans les résumés ou par les mots-clés.

animaux, les Vertébrés (Oiseaux, Mammifères) sont assez fréquemment utilisés, notamment lorsqu'en raison de leur position dans les chaînes trophiques, certaines substances se concentrent dans leurs tissus.

Dans le cas des eaux continentales, les études concernent principalement les pollutions liées aux rejets urbains et industriels. Certains travaux portent spécifiquement sur les métaux. Les indicateurs les plus utilisés sont les bactéries fécales et les Invertébrés benthiques ; il est fait appel dans une moindre mesure aux Algues — surtout phytoplanctoniques — et aux Poissons.

En milieu marin, la détection des pollutions par les métaux fait l'objet du plus grand nombre de travaux ; on emploie surtout des Mollusques filtreurs (Moules, Huitres...) en tant que bioaccumulateurs. Environ 20 % des pollutions citées sont dues à l'action globale des effluents urbains et industriels, dont on caractérise l'impact surtout à l'aide des bactéries fécales et des Invertébrés benthiques. Les pollutions par hydrocarbures sont généralement repérées à l'aide de Mollusques bioaccumulateurs, ou par l'analyse de la structure des peuplements d'Invertébrés benthiques.

Dans tous les milieux, un petit pourcentage des recherches est consacré à la détection des pesticides, herbicides et fongicides, et des plastifiants, souvent aussi à l'aide de bioaccumulateurs, ou par le biais de la concentration des substances le long des chaînes alimentaires.

Comparés au champ complet des procédures de bioévaluation (Fig. 5), les résultats de ce sondage montrent qu'en très grande majorité, les travaux inventoriés concernent la détec-

tion des pollutions, que ce soit par bioessai ou à l'aide de bioindicateurs autochtones.

TABLEAU V

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation selon les pays et les types de milieu

Pays	Ensemble des milieux		Milieux terrestres		Eaux continentales		Milieux marins	
	N	%	N	%	N	%	N	%
U.S.A.	207	30,0	33	20,4	107	37,5	67	27,6
ANGLETERRE	65	9,4	15	9,3	16	5,6	34	14,0
FRANCE	61	8,8	22	13,6	20	7,0	19	7,9
R.F.A.	52	7,5	22	13,6	21	7,4	9	3,7
CANADA	39	5,7	7	4,3	21	7,4	11	4,5
AUSTRALIE	23	3,3	2	1,2	7	2,4	14	5,8
ITALIE	23	3,3	0	0	8	2,8	15	6,2
INDE	20	2,9	4	2,5	13	4,6	3	1,2
JAPON	19	2,8	8	4,9	0	0	11	4,5
POLOGNE	16	2,3	7	4,3	9	3,2	0	0
FINLANDE	15	2,2	2	1,2	10	3,5	3	1,2
U.R.S.S.	13	1,9	2	1,2	7	2,5	4	1,6
AFRIQUE DU SUD	12	1,7	0	0	5	1,8	7	2,9
DANEMARK	11	1,6	3	1,9	2	0,7	6	2,5
NORVÈGE	10	1,4	1	0,6	1	0,4	8	3,3
SUÈDE	10	1,4	6	3,7	2	0,7	2	0,8
AUTRES	94	13,6	28	17,3	36	12,6	30	12,3

Lorsqu'il s'agit de pollutions globales, notamment dans le cas des eaux continentales, on peut véritablement parler de diagnostics de qualité.

Moins de 10 % des travaux utilisant des bioindicateurs portent sur autre chose que le repérage de pollutions. Ce sont plutôt des recherches à objectif typologique, encore que cela ne soit pas toujours très clair.

Aucun des articles inventoriés n'aborde les problèmes à l'échelle des complexes d'écosystèmes. Il est possible que les mots-clés utilisés pour interroger les banques de données n'aient pas été adaptés. Toutefois, rien n'a été repéré dans les Ecology Abstracts, qui ont été explorés par analyse des titres et des résumés. Il semble donc qu'il y ait là un champ de recherche peu développé, bien qu'il corresponde clairement à l'échelle spatiale des opérations d'aménagement.

Le tableau V montre la répartition des 690 références inventoriées par pays d'origine. Les U.S.A. arrivent largement en tête, avec 30 % des publications. Viennent ensuite, mais loin derrière, l'Angleterre et la France, avec des productions très voisines, mais réparties différemment selon les milieux : le domaine marin est nettement plus étudié en Angleterre qu'en France. La République Fédérale Allemande vient en quatrième position, avec un nombre de publications équivalent à celui de la France, pour les milieux terrestres et les eaux continentales, mais sensiblement moindre pour les milieux marins, ce qui n'est pas surprenant.

Il ne faut évidemment pas accorder une signification trop précise à la classification du tableau V : elle s'appuie sur un sondage où les biais sont peut-être nombreux. On peut toutefois espérer que les différentes sources bibliographiques utilisées sont relativement complémentaires, car leur recouvrement était faible : une vingtaine d'articles seulement ont été fournis par deux sources ou plus. Il est certain que la banque PASCAL a permis de rééquilibrer la part des travaux français, qui représentent environ 15 % de ses références, tandis que moins de 5 % des citations des autres sources sont d'origine française.

Si l'on exprime les nombres d'articles produits par les différents pays en fonction de leurs populations afin d'avoir une estimation de l'effort de recherche, on s'aperçoit que la Finlande, la Norvège et le Danemark viennent en tête, suivis du Canada et de l'Australie, puis de la Suède, de l'Angleterre et de la France, les U.S.A. n'arrivant qu'en neuvième position avec la République Fédérale Allemande.

Ces observations n'ont bien sûr qu'une valeur indicative, ne serait-ce que du fait du «flou» de la notion d'effort de recherche. Elles permettent en tout cas de relativiser la notion d'importance de la recherche d'un pays. Le critère le plus clair reste cependant la participation à la production totale : de ce point de vue, le sondage effectué indique que la recherche française en bioévaluation tient un rang relativement honorable, au moins au plan quantitatif. Nous allons maintenant tenter de la caractériser de façon plus approfondie.

B — LA RECHERCHE EN FRANCE

Il est sans doute hasardeux de vouloir dater trop précisément l'origine des recherches dans un domaine aussi complexe que celui de la bioévaluation. Ceci tient notamment à l'ambiguïté de nombreux travaux qui analysent les effets des perturbations dans les milieux naturels plutôt qu'ils ne cherchent à détecter ces perturbations au moyen des espèces ou des peuplements.

En France, on dispose cependant de quelques repères assez sûrs : c'est en effet de 1967 et 1968 que datent les premiers

travaux ouvrant la voie à la bioévaluation des pollutions dans les domaines marins, dulçaquicole et terrestre.

En 1967, sont parues les recherches de BELLAN sur la pollution marine dans la région de Marseille ; ces travaux ont débouché sur diverses propositions d'indicateurs biologiques et d'indices (voir BELLAN, 1984) et, plus généralement, ont ouvert la voie à l'utilisation des communautés benthiques pour la caractérisation des pollutions, principalement organiques (GLEMAREC *et al.*, 1981). Les chercheurs marseillais ont par ailleurs mis en relation des associations planctoniques avec l'incidence des effluents continentaux, notamment dans le golfe de Fos (BLANC et LEVEAU, 1973) et dans les bassins du port de Marseille (PATRITI, 1976).

C'est en 1967 également que VERNEAUX et TUFFERY ont mis au point la méthode des indices biotiques de détermination de la qualité des eaux courantes, adaptée de méthodes employées en Grande-Bretagne (WOODWISS, 1964), qui utilisent les Invertébrés benthiques. Le Centre national d'études techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural a largement diffusé ce travail à partir de 1968, ce qui a permis de tester la méthode. Ce fut le point de départ d'une série de travaux de VERNEAUX et de ses collaborateurs visant à améliorer ce système. Cette série a débouché en 1985 sur la publication d'une norme expérimentale de l'Association Française de Normalisation (AFNOR), qui doit être testée jusqu'en 1987. Par ailleurs, ces méthodes étant peu adaptées au milieu fluvial, COSTE (1974, 1978) a travaillé à une technique de bioévaluation utilisant des Diatomées, qui a été également testée par les services techniques compétents (WASSON, 1981).

Dans le domaine terrestre, c'est en 1968 que VINCENT a soutenu une thèse de 3^{ème} cycle intitulée : «Contribution à l'étude et à la cartographie de la pollution atmosphérique de la ville de Toulouse, à l'aide des épiphytes et des épilithes». Depuis, plusieurs chercheurs ont utilisé les Lichens, de diverses manières, pour estimer et cartographier la pollution atmosphérique dans plusieurs zones urbanisées de France : DELZENNE-VAN HALUWYN (1973) pour la région lilloise, LEROND (1975) en Normandie, ASTA (1980) dans les Alpes, DERUELLE (1983) pour la région parisienne.

Un quatrième axe de recherche, un peu plus récent, concerne le diagnostic des systèmes écologiques en vue d'apprécier leur degré d'artificialisation, ou, en sens inverse, leur degré de «naturalité», selon l'expression de certains auteurs. Le diagnostic peut s'appuyer sur des analyses phytoécologiques, selon les méthodes décrites notamment par LONG (1974, 1975), ou sur l'étude de peuplements animaux, l'avifaune en particulier (BLONDEL, 1975, 1981). Des échelles de cotations des milieux naturels, le plus souvent totalement empiriques, ont été proposées par divers auteurs, notamment LUCAS (1973) et BROSELIN (1974) ; une plus grande objectivité serait obtenue, selon certains chercheurs, par l'application de méthodes phytosociologiques (voir par exemple GEHU et GEHU, 1981).

Ceci montre qu'il existe une recherche française variée et équilibrée, ce dont témoignait le sondage bibliographique analysé plus haut. Le Ministère de l'Environnement a joué un rôle important dans son développement, avec la création en 1975 du Comité Scientifique Faune et Flore. Celui-ci a en effet lancé deux appels d'offres, en 1977 et 1978, intitulés «Indicateurs biologiques» et «Dynamique des populations et des peuplements» (voir encadrés ci-contre).

La première consultation avait pour objectif essentiel de favoriser le développement de recherches sur les bioindicateurs en milieu terrestre, recherches qui devraient s'inspirer des travaux sur les indices biotiques utilisés pour les eaux courantes. Elle a donné lieu à 18 contrats, prenant en compte de façon à peu près équilibrée des végétaux et des animaux

(invertébrés plus que vertébrés).

<p>Appel d'offres «Indicateurs biologiques» Ministère de l'Environnement, Comité Scientifique «Faune et Flore» — Février 1977</p>
<p>«Il ne s'agit pas de mettre au point de nouveaux tests de détection ou de dosage de polluants (...), mais de rechercher des indicateurs, de stabilité ou de transformation, des écosystèmes terrestres...».</p> <p>«... déterminer (...) par des indicateurs biologiques bien choisis :</p> <ul style="list-style-type: none"> — l'hétérogénéité, la structure et les zones de transition d'un «milieu» (typologie, zonation), — l'état de fonctionnement actuel (pauvreté, richesse, correspondants terrestres d'oligotrophie et d'eutrophie), — les potentialités évolutives (stabilité, évolution tant régressive que progressive, vitesse d'évolution...): <ul style="list-style-type: none"> - plus ou moins grande fragilité, - aptitude à la «cicatrisation», - possibilités de déviation ou de distorsion évolutive après action anthropique».

«Appel d'offres «dynamique des populations et des peuplements» — Ministère de l'Environnement, Comité Scientifique «Faune et Flore» — Janvier 1978

«... conscient de l'immense retard accumulé par la France dans la connaissance de ses principaux écosystèmes, le Comité a tenté, par le biais de la consultation «indicateurs biologiques», d'inciter un certain nombre d'équipes de recherche à extraire ou à mettre en valeur dans un système complexe, quelques espèces ou associations d'espèces capables par leur comportement général (disparition, augmentation ou variation densitaire) de rendre compte de l'évolution générale d'un milieu. Ce sont ces variations densitaires enregistrées au niveau des espèces ou des associations d'espèces d'un même groupe systématique, qu'il s'agit d'analyser en termes de causalité, dans le présent appel d'offres».

Le deuxième appel d'offre visait à stimuler des recherches tentant d'expliquer les changements quantitatifs des populations ou des peuplements utilisés comme bioindicateurs. Il a donné lieu à 25 contrats, traitant aussi bien de populations végétales qu'animales, ou de peuplements relevant de deux règnes. Il faut souligner dès maintenant qu'un seul contractant a travaillé dans le cadre de deux appels d'offres, mais sur des sujets indépendants. En dépit de la qualité des travaux réalisés, l'objectif du deuxième appel n'a donc pas été véritablement atteint, puisqu'on n'a pas étudié la dynamique de populations ou de peuplements analysés en tant que bioindicateurs dans le cadre des premiers contrats. Sans doute les deux appels étaient-ils trop rapprochés dans le temps.

Colloques organisés en France autour du thème «Indicateurs biologiques»			
Date et lieu	Titre	Organisateurs	Publication
mars 1980 Metz	L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques	MM. GEHU et MERIAUX	Institut Européen d'Écologie, Metz, 1981
novembre 1980 Grenoble	Écologie appliquée. Indicateurs biologiques et méthodes d'étude.	Association française des Ingénieurs Écologues	A.F.I.E., Mainvilliers, 1981
mars 1983 La Minière	Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques	Unité d'écodéveloppement. INRA-SAD	INRA-SAD, 1983
novembre 1983 Paris	Indices biotiques	Ministère de l'Environnement Comité Scientifique «Milieu marin»	Ministère de l'Environnement 1985
janvier 1984 Paris	Indicateurs biologiques	Société d'Écologie (MM. BELLAN, BLANDIN et BOURNAUD)	Bulletin d'Écologie, 15 (1), 1984

Quoi qu'il en soit, l'action du Comité Faune et Flore a indiscutablement insufflé un réel dynamisme à la communauté scientifique. Ceci s'est concrétisé au travers de plusieurs Colloques (voir encadré ci-contre), où se sont exprimés nombre de bénéficiaires de contrats du Ministère de l'Environnement. Celui-ci a également agi par le biais de son Comité Scientifique «Milieu marin», qui a organisé un Colloque consacré aux bioindicateurs utilisables dans ce milieu, avec intervention de spécialistes des bioessais et des indicateurs en eau douce, afin de profiter de leur expérience ; des projets d'actions incitatives ont été élaborés à la suite de cette manifestation. De même, dans son programme 1985-1989, le Comité Scientifique «Ecologie et Gestion du Patrimoine Naturel» (1) souligne la nécessité de poursuivre l'effort de recherche sur le thème «indicateurs biologiques» (Comité E.G.P.N., «Connaitre pour mieux gérer, 1985).

RÉFÉRENCES

- AFNOR, 1985. — *Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.)*. T. 90-350, octobre 1985. AFNOR, Paris, 8 p.
- A.I.D.E.C., 1984. — *Principes de gestion des espaces naturels*. Association Internationale des Entretiens Écologiques, Dijon. 16 p., 6 tabl.
- ASTA (J.), 1980. — *Flore et végétation des Alpes nord-occidentales : écologie, biogéographie, écophysiologie, biodétection de la pollution fluorée*. Thèse Doct. Etat, Université de Grenoble, 249 p.
- 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.) 1984. — Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 13-20.
- BLANC (F.) & LEVEAU (M.), 1973. — *Plancton et eutrophie : Aire d'épandage rhodanienne et Golfe de Fos (traitement mathématique des données)*. Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II, 681 p.
- BLANDIN (P.), 1980. — Évolution des écosystèmes et stratégies cénotiques. In : BARBAULT (R.), BLANDIN (P.) & MEYER (J.M.) eds. : *Recherches d'écologie théorique. Les stratégies adaptatives*. Maloine, Paris, 221-235.
- BLANDIN (P.), BARBAULT (R.) & LECORDIER (C.), 1976. — Réflexion sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénotique. *Bull. Ecol.*, 7, 391-410.
- BLANDIN (P.) & LAMOTTE (R.), 1985. — Écologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In : LAMOTTE (M.), éd. : *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*. Masson, Paris, 139-162.
- BLONDEL (J.), 1975. — L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. I. La méthode des Échantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.). *La Terre et la Vie*, 29, 533-589.
- BLONDEL (J.), 1981. — Écologie et gestion de l'espace naturel. L'apport du «modèle-oiseaux». In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 71-91.
- 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.
- BOURNAUD (M.) & AMOROS (C.), 1984. — Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 57-66.
- BROSSELIN (M.), 1974. — Échelle de cotation des espaces naturels. *Le Courrier de la Nature*, 30, 66-72.
- CLEMENTS (F.E.), 1928. — *Plant succession and indicators*. H.W. Wilson Co., New York, 453 p.
- COMITÉ «Écologie et Gestion du Patrimoine naturel», 1985. — *Connaitre pour mieux gérer*. Ministère de l'Environnement 46 p.
- 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. Hydrobiologie. Div. Qual. Eaux. Pêche, Pisc., 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. Méthodologie comparée et approche typologique*. Thèse 3ème cycle, Université de Franche-Comté, 143 p.
- DELPECH (R.), DUME (G.) & GALMICHE (P.), 1985. — *Typologie des stations forestières. Vocabulaire*. Ministère de l'Agriculture, Institut pour le développement forestier, Paris, 243 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1973. — *Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le Nord de la France : application au problème de la pollution*. Thèse Doct. État Pharmacie, Université de Lille, 162 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Écologie des Lichens du Bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques*. Thèse Doct. État, Université Paris VI : 360 p. et annexe 202 p.
- FRANKEL (O.H.) & SOULE (M.E.), 1981. — *Conservation and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, VI + 327 p.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981. — Essai d'objectivation de l'évaluation biologique des milieux naturels. Exemples littoraux. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.), eds. : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocénétiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 75-94.
- GLEMAREC (M.), HILY (C.), HUSSENOT (E.), LE GALL (C.) & LE MOAL (Y.), 1981. — Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 118-140.
- GOODMAN (D.), 1975. — The theory of diversity — stability relationships in Ecology. *Quat. Rev. Biol.*, 50, 237-266.
- GUELORGET (O.) & PERTHUISOT (J.P.), 1984. — Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paraliq. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 67-76.
- HAWKSWORTH (D.L.) & ROSE (F.), 1970. — Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145-148.
- ISERENTANT (R.) & DE SLOOVER (J.), 1976. — Le concept de bioindicateur. *Mém. Soc. roy. Bot. Belg.*, 7, 15-24.
- JANZEN (D.H.), 1983. — No park is an island : increase in interference from outside as park size decrease. *Oikos*, 41, 402-410.
- KOLLWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- KOLKWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1909. — Ökologie des tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- LEBLANC (F.) & DE SLOOVER (J.), 1970. — Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, 48, 1485-1496.

(1) Successeur du Comité Faune et Flore depuis 1979.

- LEBRUN (P.), 1981. — L'usage des bioindicateurs dans le diagnostic sur la qualité du milieu de vie. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 175-202.
- LEFEUVRE (J.C.), 1983. — Avant-propos. In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*, Unité d'Écodéveloppement, INRA-SAD, 1-3.
- LEROND (M.), 1975. — *Étude des lichens dans le parc naturel régional de Brotonne. Intérêt pratique pour la mise en évidence des zones de pollution atmosphérique*. D.E.S. Sciences, Université de Rouen, 185 p.
- LONG (G.), 1974-1975. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. Tomes I et II, Masson, Paris.
- LUCAS (A.), 1973. — Une échelle de cotation des milieux naturels. *Penn ar Bed*, 72, 25.
- MacARTHUR (R.H.) & WILSON (E.O.), 1967. — *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 203 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1977. — Comité Scientifique Faune et Flore. Appel d'Offres. «Indicateurs biologiques» (février 1977).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1978. — Comité Scientifique Faune et Flore. Appel d'Offres «Dynamique des populations et des peuplements» (janvier 1978).
- MOLFETAS (S.) & BLANDIN (P.), 1981. — Quelques éléments de réflexion sur la notion d'indicateur biologique. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 167-173.
- NEF (L.), 1977. — Fonctions, gestion, évaluation de l'environnement. *Rev. Quest. Sc.*, 148 (2), 145-164.
- NEF (L.), 1981. — Problèmes concernant les critères et l'évaluation biologique de l'environnement. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.), eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocénologiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 1-6.
- NYLANDER (W.), 1866. — Les Lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 13, 364-372.
- OZENDA (P.), 1964. — *Biogéographie végétale*. Doin, Paris, 374 p.
- PATRITI (G.), 1976. — *Structure et fonctionnement de la partie planctonique dans l'Écosystème de zones fermées et semi-fermées des ports de Marseille*. Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II, 202 p.
- VERNEAUX (J.), 1984. — Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.* 15 (1), 47-55.
- VERNEAUX (J.) & TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3ème sér., 3, 79-90.
- VINCENT (J.P.), 1968. — *Contribution à l'étude et à la cartographie de la pollution atmosphérique de la ville de Toulouse, à l'aide des épiphytes et des épilithes*. Thèse 3ème Cycle, Université de Toulouse, 174 p.
- WASSON (J.G.), 1981. — Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et méthodes d'études*, Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 92-108.
- WILHM (J.L.), 1975. — Biological indicators of pollution. In : WHITTON (B.A.) ed. : *River ecology*. London, Blackwell Scientific Publications, 375-402.
- WOODIWIIS (F.S.), 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14, 443-447.