

## CHAPITRE V

### INDICATEURS BIOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION A L'ÉCHELLE DES ÉCOCOMPLEXES

Dans le chapitre qui précède, l'unité écologique soumise à bioévaluation était toujours un écosystème, bien que ce concept n'ait peut-être pas exactement la même signification si l'on considère un milieu terrestre, une eau courante ou un milieu marin.

La gestion de l'espace continental et littoral implique le plus souvent une autre échelle d'analyse, qui est celle de la «Landchaftsökologie» (TROLL, 1968) ou de la «Landscape Ecology» (cf. par exemple TJALLINGII et DE VEER, 1981). Ces expressions, traduites par «Écologie du paysage», désignent une discipline qui se situe à l'articulation de la Géographie et de l'Écologie ; elle soulève de nombreux problèmes conceptuels et méthodologiques, en grande partie liés à la dimension subjective et au contenu sociologique de la notion de paysage (BERTRAND, 1978 ; BERDOULAY et PHIPPS, 1985).

Sans évidemment prétendre résoudre ces problèmes, il est utile, au début de ce chapitre, de présenter de façon critique les concepts désignant les entités écologiques existant à l'échelle des paysages. On pourra alors étudier les indicateurs écologiques susceptibles de fournir des informations d'ordre typologique et structural, ou même d'ordre fonctionnel, de caractériser l'extension de certaines pollutions et de conduire à une bioévaluation.

#### I — SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET PAYSAGE

Devant la subjectivité du concept du paysage, un certain nombre de chercheurs, sous l'influence de TUXEN (1973), ont tenté de transposer les méthodes de la phytosociologie à l'échelle des espaces perçus comme «paysages» (GEHU, 1979). L'idée fondamentale est qu'il existe des associations d'associations. Celles-ci peuvent être conçues de deux façons complémentaires.

En premier lieu, dans une même unité géomorphologique susceptible de porter la même végétation potentielle, il est vraisemblable que l'on trouve réunis le groupement climax et tout ou partie de ses divers groupements de substitution. Un tel groupement de groupements d'une même série est appelé **sigmassociation** ou **sigmetum**.

En second lieu, lorsqu'un espace rassemble diverses unités géomorphologiques, il y a corrélativement un assemblage de représentants des différentes sigmassociations correspondant à ces unités, assemblage qui forme une **géosigmassociation** ou **géosigmetum**.

Ces unités symphytosociologiques sont considérées comme les bases de l'analyse du paysage (GEHU, 1979 ; ANS-SEAU, 1985). Cette approche n'est pas sans affinités avec celle de la «Landscape ecology» qui met en avant la notion de «cluster of ecosystems» (FORMAN, 1981) : des écosystèmes peuvent être spatialement regroupés en unités structurales qui se répètent de façon similaire au sein d'un paysage, défini comme «a kilometer-wide area where a cluster of interacting stands or ecotops is repeated in a similar form» (FORMAN et GODRON, 1981). Un changement de paysage se traduit donc par un changement d'unité structurale.

Dans la démarche symphytosociologique comme dans celle de la «Landscape ecology», les individus d'association ou les stations artificialisées sont pris en compte, y compris les surfaces bâties (CLAISSE et GEHU, 1978 ; GEHU, 1979 ; FORMAN, 1981). Au plan de la définition des objets, les deux approches sont donc très voisines, la symphytosociologie produisant toutefois une formalisation plus rigoureuse débouchant sur une nomenclature aux règles strictes. Ceci souligne bien la finalité typologique de cette discipline. En revanche, la «Landscape ecology» est à la fois structurale et fonctionnelle : elle met l'accent sur l'importance de la forme des écosystèmes, de la structure de la mosaïque qu'ils constituent et des flux qui les associent en un fonctionnement caractéristique (FORMAN, 1981 ; FORMAN et GODRON, 1981 ; CANCELA DA FONSECA et DRACH, 1985).

C'est une problématique de ce type qui a été développée par BLANDIN et LAMOTTE (1985) en introduisant le concept d'écocomplexe (1). Celui-ci, dans l'acception qui lui a été donnée, semble réunir deux avantages. Au plan purement terminologique, il évite l'ambiguïté du mot «landscape» et de son équivalent français «paysage», dont les définitions habituelles, dans les dictionnaires, soulignent bien qu'il s'agit d'espaces tels qu'ils sont perçus par un observateur depuis un point particulier et avec sa sensibilité propre. En revanche, au plan conceptuel, en évoquant la nature écologique — c'est-à-dire spatiale, temporelle et relationnelle — des assemblages d'écosystèmes, le terme d'écocomplexe désigne ceux-ci exclusivement en tant qu'objets d'une analyse systémique. Celle-ci ne prend pas en compte les multiples perceptions que peuvent avoir d'un écocomplexe tous ceux qui, à des titres divers s'y déplacent ou le survolent. Au plan

(1) Ce terme a été proposé dans l'ignorance du travail de CHRISTIAN (1959) qui utilise le terme «Eco-Complex» dans une perspective géomorphologique reprise par DUCRUC (1985) pour définir la notion de «système écologique», «portion de territoire caractérisée par une combinaison propre de la géologie, du relief, de la nature et de la forme des matériaux géologiques de surface et des plans d'eau (...). Chaque combinaison induit une distribution ordonnée et particulière de la couverture.

conceptuel aussi, l'accent a été mis sur l'importance de la dimension historique : les écosystèmes formant un écosystème complexe sont le fruit d'une histoire écologique commune, que l'on peut analyser à différentes échelles de temps ; le cas échéant, ils sont aussi le fruit d'une même histoire humaine, qui en a modelé les formes et la distribution, provoquant ainsi une artificialisation plus ou moins poussée.

Par ailleurs, en désignant clairement un niveau d'intégration supérieur à celui des écosystèmes, le terme d'écosystème complexe n'a pas l'ambiguïté de la locution «système écologique», applicable à tout niveau d'intégration, de la population à la biosphère, mais malheureusement utilisé par DUCRUC (1985) pour désigner une combinaison propre à la géologie, de la géomorphologie et de la couverture végétale.

Enfin, le concept d'écosystème complexe n'exclut pas la répétitivité spatiale de motifs structuraux faits d'assemblages particuliers («clusters») d'écosystèmes, mais il ne l'impose pas : c'est la combinaison d'une structure et d'un fonctionnement propres, issus d'une histoire particulière, qui fonde la réalité d'un écosystème complexe.

Au total, le terme d'écosystème complexe semble à même de désigner des objets purement naturels ou artificialisés à des degrés divers, analysables dans le cadre de ce qu'il est devenu habituel d'appeler la «Landscape ecology», mais analysables aussi en tant qu'objets perçus dans une dialectique observateur-objet qui produit peu à peu une image chargée de sens, qui est le paysage (BERDOULAY et PHIPPS, 1985).

## II — TYPOLOGIE, CARACTÉRISATION STRUCTURALE ET FONCTIONNELLE DES ÉCOSYSTÈMES : QUELS INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ?

Les écosystèmes doivent tout d'abord être définis par l'inventaire et la cartographie des écosystèmes qui les composent, en considérant ceux-ci comme des «cellules isofonctionnelles et isofonctionnelles».

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, la typologie des écosystèmes terrestres a tout avantage à être établie d'après les groupements de végétaux vasculaires, qui intègrent de nombreuses caractéristiques du milieu et peuvent aussi informer sur certains aspects des zoocénoses associées (OZENDA, 1986). A l'échelle qui nous préoccupe ici, il peut être très intéressant de construire la typologie sur des bases symphytosociologiques et de cartographier les sigmasociations. Ceci introduit toutefois un degré supplémentaire d'abstraction, car on regroupe sous un même nom des modes d'occupation du sol qui peuvent être fort différents, bien que correspondant à un même climax : on exprimerait alors davantage les potentialités théoriques des espaces que l'organisation actuellement observable. On peut cependant concevoir des cartes combinant ces deux types d'information, dans l'esprit de la carte de la France au 1/200.000e.

En ce qui concerne les eaux courantes, en dehors de la typologie longitudinale classique, il existe d'intéressantes possibilités basées sur la notion d'ensemble fonctionnel (AMOROS *et al.*, 1982), qui prend en compte la relation que les cours d'eau entretiennent latéralement avec leur vallée et en profondeur avec les écoulements souterrains. Dans le cas du Haut-Rhône français, une typologie très fine a été ainsi établie, qui a débouché sur une cartographie détaillée de l'écosystème que forment les diverses parties de l'hydrosystème et les milieux aériens voisins (ROUX, 1982). En outre les évolutions possibles des différents ensembles fonctionnels ont été définies, de sorte que la carte peut indiquer les transformations spontanées de l'hydrosystème. Des typologies analogues pourraient vraisemblablement être établies

pour les systèmes d'eau stagnante.

Ainsi conçue, l'approche typologique ne conduit qu'à une description de «l'anatomie» des écosystèmes complexes qui, au mieux, indique les évolutions possibles de leurs composantes. Il n'y a que peu d'informations fonctionnelles sur les interactions entre cellules (ROUX, 1982), ni même d'informations structurales synthétiques. A ce stade, l'usage d'indicateurs écologiques ou de descripteurs de fonctionnement n'aura concerné que la définition des cellules, non les écosystèmes en tant que tels. Dans une perspective d'évaluation de ceux-ci et de suivi de leurs transformations, il serait particulièrement intéressant de disposer d'indicateurs de diversité. Ce concept, bien qu'assez évocateur — la diversité d'un paysage, par exemple — n'est pas simple et a donné lieu à diverses définitions. On trouvera dans BRUNEL et CANCELA DA FONSECA (1979) une analyse de quelques aspects de ce problème.

Avant même de s'interroger sur la possibilité d'apprécier la diversité d'un écosystème à l'aide d'indicateurs écologiques, il convient de définir ce que peut être cette diversité et comment on pourrait la mesurer. BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982, 1985) ont fait des propositions très constructives pour définir et mesurer la diversité spatiale. Ce concept exprime à la fois la variété des unités écologiques occupant un territoire et leur répartition relative : intuitivement, on conçoit qu'un écosystème formé d'unités de nature très variée et assez morcelées paraisse plus diversifié qu'un autre fait de l'apposition d'un petit nombre d'unités de grande étendue. BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982) transposent à cette échelle la formule classique de Shannon pour obtenir un indice calculé à partir de données obtenues selon la procédure suivante. Sur une carte des cellules isofonctionnelles, on place un réseau de transects perpendiculaires sur lesquels sont répartis à intervalles réguliers des points d'observation. En chaque point on note le type de la cellule rencontrée, a, b, ..., i, j, ..., n. On obtient ainsi des couples d'observations successives i, j, chaque couple ayant une fréquence particulière p(i, j) dans l'ensemble des couples d'observations obtenus. La diversité spatiale Ic, appelée également complexité par BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982), est alors définie par la formule :

$$Ic = \sum_{i,j} p(i, j) \log_a(i, j)$$

la base a des logarithmes pouvant être choisie égale à 2, à e ou à 10.

Cette méthode ne manque pas d'intérêt : on en voit bien l'utilité pour suivre l'évolution de l'organisation d'un écosystème, par exemple sous l'effet d'un remembrement. Elle implique évidemment une grille de transects et un écart entre observations bien adaptés aux dimensions et à la distribution des cellules isofonctionnelles. L'obligation de passer par une cartographie précise rend cependant la méthode assez lourde.

Il est alors intéressant de rechercher des indicateurs écologiques intégrant certaines caractéristiques structurales et n'exigeant pas un travail de terrain trop considérable. Les Oiseaux ont la réputation d'offrir de telles possibilités (voir par exemple SVENSSON, 1970 ; ERDELEN, 1982 ; SPITZ, 1983). Il n'est cependant pas impossible que cette réputation soit quelque peu surfaite, si l'on veut bien admettre que la bioévaluation a besoin d'autre chose que d'indicateurs d'évidence. Comme le souligne BLONDEL (1981), l'ornithologie, comme n'importe quel naturaliste, peut toujours «tirer de son sac toute une panoplie de bio-indicateurs», car «tout animal est par lui-même l'indicateur biologique de quelque chose».

Une possibilité de bioindication intéressante s'appuie sur

le fait qu'il existe une relation entre la structure des communautés d'Oiseaux et celle de la végétation (voir par exemple BLONDEL *et al.*, 1973 ; WILSON, 1974 ; RÖTH, 1976 ; BLONDEL, 1979). Assez récemment, ERDELEN (1984) a montré qu'on avait peut-être trop facilement relié la diversité des peuplements d'Oiseaux à celle de la structure végétale et qu'il vaut mieux s'appuyer sur la nette relation qui existe entre deux paramètres plus simples, la richesse spécifique de l'avifaune et le nombre de strates végétales. C'est ce qu'illustre déjà l'étude de LEBRETON (1979) dans les Dombes. Cette relation, cependant, ne vaut que lorsque l'on compare des biotopes analysés séparément. Le problème reste de relier les descripteurs de l'avifaune à des caractéristiques globales de l'écosystème, comme par exemple sa diversité spatiale ou son degré d'ouverture.

L'étude de BOURNAUD (1979) sur l'avifaune de nombreux étangs a montré que la richesse en espèces nicheuses synthétise de nombreuses caractéristiques physiologiques de l'espace, en particulier la complexité structurale de l'espace étang et de l'environnement terrestre qui lui est associé. Un travail fort intéressant a été accompli dans un esprit voisin par CLAVREUL (1984). Cet auteur a analysé les peuplements d'Oiseaux en région de grande culture, mais en considérant différents «paysages» illustrant un gradient de transformation de l'espace depuis la forêt jusqu'à des zones totalement cultivées. CLAVREUL a défini deux indices pour caractériser la structure de l'espace : un indice d'ouverture et un indice de morcellement, obtenus à partir d'un quadrillage de vide de maille de 1 ha. Le premier indice est le pourcentage de carrés vides de tout fragment de forêt, de haie, de bosquet ou de buisson, le second le pourcentage de carrés traversés par une lisière séparant un milieu herbacé d'un milieu avec ligneux présents. Le tableau XVI présente les résultats obtenus, qui montrent que la richesse de l'avifaune nicheuse varie fortement en fonction de la structure spatiale. L'ensemble des données recueillies a conduit l'auteur à conclure que les Oiseaux nicheurs pourraient constituer de bons indicateurs du degré d'ouverture d'un paysage rural. CLAVREUL (1984) a étudié en parallèle les peuplements de Coléoptères Carabiques et montré qu'ils pourraient jouer le même rôle, mais ceux-ci demandent évidemment davantage de travail. Cette étude montre aussi toute l'importance des interfaces dans la structure et le fonctionnement d'un écosystème et

par voie de conséquence, leur rôle dans le déterminisme de la structure des peuplements animaux. A propos des Oiseaux, CLAVREUL (1984) confirme en cela les observations de FROCHOT (1979). De ce fait, les indications fournies par les animaux sur le degré de morcellement d'un écosystème ou sur sa diversité spatiale risquent d'être biaisées. En effet les indices structuraux définis par BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982) comme par CLAVREUL (1984) ne considèrent pas les interfaces comme intervenant dans le déterminisme de la richesse et de l'abondance des peuplements animaux. En réalité, selon la nature des interfaces, leur influence peut être plus ou moins grande. Outre la typologie des cellules isofonctionnelles, il faudrait donc développer une typologie des interfaces permettant d'incorporer celles-ci en tant qu'entités écologiques dans l'analyse structurale et la cartographie des écosystèmes (BLANDIN et LAMOTTE, 1985).

Un dernier aspect de la caractérisation des écosystèmes est la prise en compte de l'artificialisation plus ou moins poussée qu'y introduisent les activités humaines. LONG (1974) puis GEHU et GEHU (1981b) ont proposé des échelles d'artificialisation ou, inversement de «naturalité», qui, par le classement des cellules isofonctionnelles, peuvent déboucher sur des cartographies. Ici encore, la démarche implique une délimitation précise des cellules en fonction de leur degré de transformation. On peut donc chercher à obtenir des informations plus synthétiques à l'aide d'indicateurs écologiques. Le travail de MARCHETTI et GALNER (1976 in BLONDEL, 1981) montre par exemple qu'une relation assez précise existe entre la structure d'abondance de peuplements d'Oiseaux et le degré d'urbanisation : on passe progressivement de distributions de type log-normal quand l'urbanisation est nulle ou faible à des distributions de type MOTOMURA quand le degré d'urbanisation est très élevé. Il reste à savoir si la structure d'abondance peut, dans la pratique, servir d'indicateur écologique du degré d'urbanisation, c'est-à-dire s'il est plus avantageux de faire appel au travail d'un ornithologue que de procéder par exemple à l'analyse de photographies aériennes.

On le voit, l'utilisation d'indicateurs écologiques à l'échelle des écosystèmes en est à ses premiers balbutiements, faute à la fois de fondements théoriques assurés et d'un objectif

TABLEAU XVI

Principales caractéristiques de quelques paysages et richesse spécifique de leurs peuplements d'oiseaux nicheurs.  
D'après CLAVREUL (1984), modifié.

|                               | Forêt | Clairière cultivée | Vergers | Paysage cultivé semi-ouvert | Paysage cultivé très ouvert | Plateau cultivé |
|-------------------------------|-------|--------------------|---------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------|
| Surface de l'échantillon (ha) | 10    | 43                 | 8,7     | 75                          | 70                          | 10              |
| Indice d'ouverture            | 0     | 3,8                | 0       | 18,8                        | 88,9                        | 100             |
| Indice de morcellement        | 0     | 77,4               | 100     | 27,5                        | 4                           | 0               |
| Richesse spécifique           | 43    | 51                 | 42      | 53                          | 37                          | 6               |

bien déterminé. Le concept de paysage encore sous-jacent à la plupart des études ne recouvrant pas des objets clairement définis, on a en effet du mal à cerner les caractéristiques qui seraient les plus utiles à mettre en évidence pour un diagnostic, que celui-ci soit à objectif purement typologique ou qu'il vise à déceler une dynamique et des potentialités : l'absence d'une problématique précise empêche de rechercher des outils adaptés.

### III — LA CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION DU COMPARTIMENT ATMOSPHÉRIQUE A L'AIDE D'INDICATEURS ÉCOLOGIQUES

Les zones fortement urbanisées soumettent les territoires environnants à une pollution gazeuse ou particulaire de l'atmosphère qui peut être détectée, comme on l'a vu dans le chapitre 2, par des phytomètres, par des bioessais utilisant certains animaux (LEBRUN, 1976 ; ANDRÉ *et al.*, 1982), ou encore à l'aide de Lichens transplantés (SOCHTING et JOHNSEN, 1978 ; SEAWARD, 1980 ; DERUELLE, 1983). Il peut être plus avantageux d'utiliser des bioaccumulateurs naturellement en place, comme l'a fait ASTA (1981) pour cartographier la pollution fluorée à l'aide de Lichens. FEIGE (1982) préconise l'utilisation, chez ces organismes, de la vitesse de croissance et de la fertilité pour évaluer la pollution atmosphérique : il s'agit de méthodes délicates et prenantes difficiles à appliquer en routine.

C'est l'analyse des peuplements naturels de Bryophytes et surtout de Lichens qui peut permettre l'étude la plus pratique du degré et de l'extension de la pollution dans des écosystèmes urbanisés de grande dimension. De très nombreux travaux ont été ainsi consacrés à la pollution acide. On trouvera des listes bibliographiques dans la publication de DERUELLE (1978) dans le *Bulletin d'Écologie*, puis dans sa thèse (DERUELLE, 1983), qui réunit plus de 300 références. Signalons en outre que des listes annuelles de travaux sur les rapports entre les Lichens et la pollution atmosphérique ont été publiées à partir de 1974 dans la revue *Lichenologist*.

Parmi les travaux qui jalonnent l'histoire de ces recherches, notamment les mises au point, on peut citer, à l'étranger, ceux de DE SLOOVER (1964), HAWKSWORTH et ROSE (1970), LEBLANC et DE SLOOVER (1970), ROSE (1970), DE SLOOVER (1971), STEUBING (1971) et LAMBINON (1973), et, en France, ceux de DELZENNE-VAN HALUWYN (1973, 1978), DERUELLE (1978, 1981, 1983), LEROND et VAN HALUWYN (1973, 1978), DERUELLE (1978, 1981, 1983), LEROND et VAN HALUWYN (1981) et LEROND (1984).

La pollution atmosphérique a été ainsi caractérisée et le cas échéant cartographiée dans des zones urbanisées de nombreux pays, parmi lesquels, depuis les recensements de HAWKSWORTH (1973) et de LAUNDON (1973) : la Pologne (ZIMNY et KUCINSKA, 1974 ; OLECH et DUDEK, 1981) ; la République Fédérale Allemande (GUTTE *et al.*, 1976 ; HOPP et KAKPPEN, 1981 ; STEUBING et KIRSCHBAUM, 1982) ; le Japon (SUGIYAMA *et al.*, 1976) ; l'Australie (ROGERS, 1977) ; le Brésil (TROPPEMEIR, 1977) ; l'Espagne (RODA, 1979) ; la Jamaïque (DIXON et KELLY, 1979) ; les U.S.A. (JOHNSON, 1979) ; la Yougoslavie (BARBALIC, 1979) ; le Costa Rica (MENDEZ et FOURNIER, 1980) ; Hong Kong (THROWER, 1980) ; le Portugal (SERGIO et BENTO-FÉREIRA, 1980-81 ; JONES *et al.*, 1981). En France, des études analogues ont été réalisées dans la zone de toulouse (VINCENT, 1968), dans le nord (DELZENNE-VAN HALUWYN, 1973), la zone de Fos-sur-Mer (RIEUX, 1977), la Normandie (LEROND, 1978, 1979, 1980, 1981), l'agglomération parisienne (DERUELLE, 1983).

Au plan méthodologique, deux grandes orientations peuvent être distinguées. L'une s'appuie sur la définition d'un indice de pureté atmosphérique ou I.P.A., selon la méthode préconisée par DE SLOOVER (1964) et proposée sous sa forme définitive par LEBLANC et DE SLOOVER (1970). L'autre emploie des échelles de pollution dont les degrés sont définis par la présence ou l'absence de certaines espèces de Lichens épiphytes sur les troncs d'arbres isolés, méthode qui a été proposée la première fois par HAWKSWORTH et ROSE (1970).

Pour chaque station étudiée, l'I.P.A. est calculé selon la formule suivante :

$$I.P.A. = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^{i=n} Q_i \times f_i$$

$n$  représente le nombre d'espèces inventoriées.

Chaque espèce  $i$  est caractérisée par son indice écologique  $Q_i$  et par son coefficient de recouvrement et de fréquence  $f_i$ . L'indice écologique est la moyenne du nombre d'espèces accompagnant l'espèce  $i$  dans les stations où  $i$  est présente parmi toutes les stations prospectées dans l'écosystème. Le coefficient  $f_i$  varie de 1 à 5 selon la définition suivante (DERUELLE, 1983) :

- 5 — espèce observée sur plus de la moitié des arbres et à recouvrement supérieur à 50 % sur la plupart d'entre eux ;
- 4 — espèce observée sur plus de la moitié des arbres ou à recouvrement supérieur à 50 % sur quelques arbres ;
- 3 — espèce observée sur moins de la moitié des arbres ;
- 2 — espèce observée sur un arbre ou à recouvrement inférieur à 5 % ;
- 1 — espèce observée sur un arbre et à recouvrement inférieur à 5 %.

Dans chaque station, une dizaine d'arbres isolés, si possible assez gros (diamètre de 0,4 m à 1,0 m à 1,5 m au dessus du sol), sont prospectés. Ils doivent être choisis avec un tronc vertical, afin d'éviter les modifications microclimatiques que crée l'inclinaison. Tous les Lichens présents sur les troncs sont notés et chaque espèce affectée de son coefficient. Les indices écologiques  $Q$  sont évidemment calculés une fois toutes les stations prévues étudiées.

VINCENT (1968) avait pour sa part proposé un indice de pollution construit de façon voisine :

$$I_p = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} I_e_i \times A_c_i \times f_i$$

où l'on a :

- $n$  : nombre d'espèces
- $I_e_i$  : indice écologique de l'espèce  $i$  ;
- $A_c_i$  : abondance de l'espèce  $i$  ;
- $f_i$  : fréquence de l'espèce  $i$ .

L'indice écologique n'a toutefois pas le même sens que dans l'I.P.A. : il est attribué, selon une échelle arbitraire de 1 à 10, en fonction de la résistance des espèces à la pollution atmosphérique.

Au contraire des précédentes, les méthodes du type de celles de HAWKSWORTH et ROSE (1970) n'utilisent pas les données relatives à la totalité de la flore lichénique. Elles tiennent compte seulement de certaines espèces dont le niveau de tolérance à la pollution atmosphérique a été préalablement déterminé. Le tableau XVII présente une échelle

établie selon ce principe ; elle a été adaptée de celle de HAWKSWORTH et ROSE pour la Normandie (LEROND, 1981). En effet, les échelles doivent être conçues en fonction de la flore locale, ce qui peut en limiter l'intérêt. En outre, il peut être dangereux de considérer les espèces seulement en elles-mêmes, alors que certains facteurs écologiques peuvent en limiter l'extension davantage encore que la pollution atmosphérique.

Ces raisons ont conduit DELZENNE-VAN HALUWYN (1978) à proposer de travailler avec les associations d'espèces, au sens phytosociologique du terme. A titre d'exemple, le

tableau XVIII présente l'échelle établie par LEROND (1981) dans cet esprit. Elle comporte un peu moins de classes que l'échelle basée sur les espèces, mais elle reste néanmoins convenablement discriminante. Il reste à en démontrer les avantages pratiques, car les groupements étant déterminés à l'aide d'espèces caractéristiques, il faut de toute façon savoir reconnaître ces espèces sur le terrain. Celles-ci sont toutefois au nombre de 24 seulement dans l'échelle de LEROND, alors que l'échelle de type HAWKSWORTH et ROSE exige de savoir en reconnaître une cinquantaine au moins. Si la méthode des groupements peut être pratiquée par des non-spécialistes qui auront eu à apprendre seulement un petit

TABLEAU XVII

Échelle de corrélation lichens-pollution adaptée par LEROND (1981) pour la Normandie à partir de l'échelle de HAWKSWORTH et ROSE (1970) établie en Grande-Bretagne.

Il est nécessaire de distinguer les écorces à tendance acide (non eutrophes) des écorces basicoles. Ces dernières tendent à neutraliser l'effet du  $SO_2$ , ce qui se répercute sur la flore lichénique.

| Zones | Teneur de SO en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air | Ecorces non eutrophes <i>Fagus</i> - <i>Fraxinus</i> - <i>Malus</i> - <i>Populus</i> - <i>Quercus</i> - <i>Salix</i> Conifères   | Ecorces eutrophes <i>Acer</i> - <i>Tilia</i> - <i>Ulmus</i>  |
|-------|--|--|--|
| 0     | > 170  | épiphytes absents  | épiphytes absents  |
| 1     | ~ 170  | épiphytes absents  | <i>Pleurococcus viridis</i>  |
| 2     | ~ 150  | <i>Pleurococcus viridis</i>  | <i>Lecanora conizaeoides</i>   |
| 3     | ~ 125  | <i>Lecanora conizaeoides</i><br><i>Lepraria incana</i>   | <i>Buellia punctata</i><br><i>Diploicia canescens</i><br><i>Lecanora expallens</i>   |
| 4     | ~ 70   | <i>Parmelia sulcata</i>  | <i>Lecidella elaeochroma</i><br><i>Xanthoria parietina</i>   |
| 5     | ~ 60   | <i>Evernia prunastri</i><br><i>Lecanora chlorotera</i><br><i>Hypogymnia physodes</i><br><i>Phlyctis argena</i>   | <i>Opegrapha atra</i><br><i>Parmelia acetabulum</i><br><i>Physcia adscendens</i>   |
| 6     | ~ 50   | <i>Chrysothrix candelaris</i><br><i>Enterographa crassa</i><br><i>Parmelia glabratula</i><br><i>Parmelia subaurifera</i><br><i>Parmelia subrudecta</i><br><i>Pertusaria albescens</i><br><i>Pertusaria alb. corallina</i><br><i>Pertusaria amara</i> | <i>Graphis scripta</i><br><i>Phaeophyscia orbicularis</i><br><i>Physcia tenella</i><br><i>Physconia pulverulacea</i><br><i>Ramalina fastigiata</i> |
| 7     | ~ 40   | <i>Parmelia caperata</i><br><i>Parmelia revoluta</i><br><i>Pertusaria hymenea</i><br><i>Pertusaria pertusa</i><br><i>Pyrenula nitida</i><br><i>Pyrenula nitidella</i><br><i>Ramalina farinacea</i><br><i>Ramalina fastigiata</i>                     | <i>Anaptychia ciliaris</i><br><i>Physcia aipolia</i><br><i>Romalina pollinaria</i>   |
| 8     | ~ 35   | <i>Normandina pulchella</i><br><i>Parmelia perlata</i><br><i>Ramalina pollinaria</i><br><i>Usnea ceratina</i><br><i>Usnea florida</i>  | <i>Physcia semipinnata</i><br><i>Ramalina fraxinea</i>   |
| 9     | ~ 30   | <i>Lobaria pulmonaria</i>  | espèces absentes de la région étudiée  |
| 10    | air pur  | espèces absentes de la région étudiée  |  |

nombre d'espèces faciles, elle représenterait alors un avantage considérable, l'autre type d'échelle restant réservée à de rares spécialistes rompus à la systématique des Lichens.

TABLEAU XVIII

Échelle de corrélation groupements lichéniques-pollution proposée pour la Normandie par LEROND (1981)

| Zones de l'échelle des espèces | Zones de l'échelle des espèces | Teneur de SO <sub>2</sub> en µg/m <sup>3</sup> d'air | Groupements et espèces   |
|--------------------------------|--------------------------------|--|--|
| 0                              | Néant                          |  |  |
| 1                              | A                              | ~ 170  | Groupement à<br>— <i>Pleurococcus viridis</i>  |
| 2                              | B                              | ~ 150  | Groupement à<br>— <i>Pleurococcus viridis</i><br>— <i>Lecanora conizaeoides</i>  |
| 3                              | C                              | ~ 125  | Groupement à<br>— <i>Pleurococcus viridis</i><br>— <i>Lecanora conizaeoides</i><br>— <i>Lecanora expallens</i>   |
| 4                              | D                              | ~ 70   | Classe des « <i>Epiphytetea</i> » avec :<br>— <i>Buellia punctata</i><br>— <i>Diploicia canescens</i><br>— <i>Lecanora conizaeoides</i><br>— <i>Lecanora expallens</i><br>— <i>Lecidella elaeochroma</i><br>— <i>Lepraria incana</i><br>— <i>Parmelia sulcata</i><br>— <i>Pleurococcus viridis</i>                       |
| 5-6                            | E                              | ~ 60   | Ordres des <i>Physcietalia</i> :<br>— <i>Physcia adscendens</i><br>— <i>Physcia tenella</i><br>— <i>Xanthoria parietina</i><br><br>ou des <i>Parmelietalia</i> :<br>— <i>Hypogymnia physodes</i>   |
| 6 en partie, 7                 | F                              | ~ 40   | Alliances du <i>Xanthorion</i> :<br>— <i>Parmelia acetabulum</i><br>— <i>Phaeophyscia orbicularis</i><br>— <i>Physconia grisea</i><br>— <i>Ramalina fastigiata</i><br><br>ou du <i>Parmelion</i> :<br>— <i>Parmelia caperata</i><br>— <i>Parmelia subrudecta</i><br>— <i>Ramalina farinacea</i>                          |
| 8 - 9 - 10                     | G                              | < 40   | Associations :<br>— <i>Physcietum elaeinae</i><br>— <i>Physcietum ascendens</i><br>— <i>Parmelietum acetabulae</i><br><br>— <i>Anaptychia ciliaris</i><br>— <i>Physcia aipolia</i><br>— <i>Ramalina fraxinea</i><br><br><i>Parmelietum caperato-revolutae</i><br>— <i>Parmelia perlata</i><br>— <i>Parmelia revoluta</i> |

D'ores et déjà, ces diverses méthodes, surtout celle de l'I.P.A., ont permis l'établissement de nombreuses cartes faisant apparaître les gradients de pollution affectant des écosystèmes urbanisés. DERUELLE (1983) a montré que

l'I.P.A. et la méthode d'HAWKSWORTH et ROSE ont des possibilités à peu près comparables, ce qui plaide en faveur de la seconde, plus simple.

Jusqu'à présent, les données obtenues ont été surtout statistiques, fournissant un état de la pollution à un certain moment. On peut imaginer que des cartographies établies régulièrement permettront de suivre facilement des aggravations, mais le problème se pose du repérage d'une amélioration de la qualité de l'air. On sait que celle-ci est suivie par des processus de recolonisation, ce qu'ont observé divers chercheurs, parmi lesquels ROSE et HAWKSWORTH (1981), ou encore SHOWMAN (1981). Il faudrait savoir si le phénomène est suffisamment rapide. Sinon, on peut craindre que des observations faites à des dates trop rapprochées ne donnent des indications erronées, en ne traduisant pas assez vite des améliorations réelles.

Les cartes obtenues par les méthodes qui viennent d'être exposées font apparaître des zones séparées par des courbes d'isopollution (voir par exemple LEROND, 1984), à moins que la représentation n'utilise directement le quadrillage en fonction duquel les observations ont été distribuées dans l'espace (DERUELLE, 1983). Il ne peut donc exister qu'une concordance grossière, à petite échelle, entre les zones ainsi délimitées et la structure des écosystèmes. Une plus grande finesse ne peut évidemment être obtenue que par des prospections très serrées et, surtout par une adaptation des méthodes aux milieux boisés. Leur harmonisation avec celles utilisées actuellement, qui ne considèrent que les flores lichéniques des arbres isolés en milieu ouvert, permettrait des analyses intéressantes dont les résultats pourraient être reliés aux modalités de la circulation atmosphérique au sein des écosystèmes, modalités qui, dans le détail, dépendent de la géomorphologie et de la rugosité de la couverture végétale.

#### IV — ÉCHELLES DE COTATION ET BIOÉVALUATION

Au sein d'un territoire soumis à la présence humaine, les différents écosystèmes n'ont pas tous été transformés avec la même intensité, qu'il s'agisse de leur composition spécifique ou de leur étendue. En certains sites, des assemblages d'écosystèmes à degré d'artificialisation nul ou très faible peuvent, par comparaison avec le reste de l'écosystème, présenter un certain intérêt, scientifique ou esthétique, par exemple. De même, dans des écosystèmes non modifiés par l'homme, des zones peuvent être à divers titres plus intéressantes que d'autres.

Dans la perspective d'une gestion rationnelle, il se pose alors un problème d'évaluation soit d'écosystèmes considérés en eux-mêmes, soit de groupements d'écosystèmes. Cette évaluation peut notamment constituer le préalable indispensable à des choix conservatoires, en proposant une hiérarchisation des milieux en fonction de critères plus ou moins variés.

En France comme ailleurs, diverses méthodes de cotation des milieux ont été proposées et essayées ici et là. Elles peuvent être classées en deux catégories principales correspondant à des démarches différentes : certaines échelles peuvent être qualifiées «d'empirico-subjectives» alors que d'autres se veulent fondées sur des méthodes objectives.

##### A — LES ÉCHELLES EMPIRICO-SUBJECTIVES

L'une des premières échelles de cotation proposées en France est celle de LUCAS (1973), reprise par BROSSELIN

(1974) dans le *Courrier de la Nature*. Quatre critères sont retenus, donnant lieu chacun à une note chiffrée. La note globale d'un site est obtenue par totalisation de ces notes et le site est finalement classé selon une échelle à 4 niveaux (Tab. XIX).

TABLEAU XIX

Principe de la méthode de LUCAS (1973) pour la cotation des milieux naturels

| CRITÈRES       | NOTES              | COTATION DES MILIEUX |        |
|----------------|--------------------|----------------------|--------|
|                |                    | Total des notes      | niveau |
| Esthétique : E | sans intérêt 0     | 0                    | 0      |
| Géologique : G | intéressant 1      | 1 à 3                | 1      |
| Botanique : B  | très intéressant 4 | 4 à 9                | 2      |
| Zoologie : Z   | exceptionnel 9     | plus de 9            | 3      |

Il est intéressant, à titre documentaire, de reproduire à peu près *in extenso* les commentaires de BROSELIN (1974) expliquant l'échelle de LUCAS. Ils en illustrent bien le caractère à la fois empirique et subjectif :

#### Cotation des critères esthétiques

«Sans intérêt : E 0 — Espace sans relief marqué, où les eaux et les rochers n'ont aucun attrait particulier».

«Intéressant : E 1 — Espace agréable à contempler soit pour son relief soit pour l'attrait de ses eaux, de ses rochers ou de sa végétation. On y trouvera la plupart des rivages, des vallées, des crêtes rocheuses, des rivières. On pourra aussi y trouver de très beaux sites ayant été dégradés».

«Très intéressant : E 4 — Espace beau. On parle d'un «site», on se déplace pour l'admirer. En général, a déjà été inventorié par les Affaires culturelles comme site classé. De tels sites font le renom touristique de certaines régions».

«Exceptionnel : E 9 — Espace splendide. On reçoit à sa vue un choc esthétique. On parle de monument naturel. Sa renommée est mondiale».

#### Cotation des critères géologiques

«Sans intérêt : G 0 — Aucun intérêt géologique particulier».

«Intéressant : G 1 — L'intérêt peut provenir d'une formation géomorphologique, d'une coupe géologique naturelle, d'une roche ou d'un minerai peu commun, de fossiles».

«Très intéressant : G 4 — Dans l'énumération précédente, l'un des éléments est très rare, ou montre une grande abondance inhabituelle».

«Exceptionnel : G 9 — Dans l'énumération précédente,

l'un des éléments est unique et irremplaçable. Sa disparition serait une perte pour la Science».

#### Cotation des critères botaniques

«On suivra les mêmes principes qu'en géologie, en considérant soit une espèce (ou une sous-espèce) particulière, soit un groupement végétal (biocénose végétale)».

«Sans intérêt : B 0 — Aucune espèce intéressante, couverture végétale banale».

«Intéressant : B 1 — formation végétale intéressante : par exemple présalé, forêt, flore aquatique, etc.»

«Très intéressant : B 4 — formation végétale intéressante comportant des espèces rares (endémiques par exemple) ou qui se trouvent aux limites de leur aire d'extension, ou formation végétale qui représente les reliques d'une végétation ancienne. On pourra par exemple y intégrer certains jardins âgés comportant par exemple de vieux arbres acclimatés dans la région».

«Exceptionnel : B 9 — formation végétale comportant une espèce unique au monde, ou un ensemble de sous-espèces très particulières ou une richesse de composition exceptionnelle pour la région considérée».

#### Cotation des critères zoologiques

«Étant donnée la mobilité des animaux, nous retiendrons surtout les espèces liées à un biotope, et pour celles qui se déplacent, leurs lieux de rassemblement pour la reproduction et pour l'hivernage. Il faut noter que les fluctuations de la faune sont bien plus brutales que celles de la flore».

«Sans intérêt : Z 0 — aucun intérêt particulier».

«Intéressant : Z 1 — Ensemble d'espèces liées à un biotope et présentant des caractéristiques précises en relation avec le milieu : par exemple faune psammophile, faune aquatique des marais, faune sylvatique, faune des talus, etc.».

«Très intéressant : Z 4 — La faune, liée à un milieu, comporte des espèces rares (aire restreinte, limites d'aires, relique d'une faune disparue) ou des sous-espèces endémiques».

«Exceptionnel : Z 9 — La faune comporte des espèces menacées d'extinction, qui se reproduisent ou dépendent du territoire considéré : leur protection constitue un devoir international (...). La zone constitue une zone de rassemblement migratoire capitale sur le plan international».

A ces différents critères initialement proposés par LUCAS, BROSELIN (1974) en ajoute deux concernant les potentialités naturelles et les potentialités éducatives :

#### Cotation des potentialités naturelles

«Aucune possibilité P 0 — Quoiqu'on fasse, il sera impossible d'obtenir une amélioration suffisante pour que la zone considérée monte de classe sur le plan zoologique ou sur le plan botanique».

«Potentialité intéressante P 1 — La zone peut gagner un échelon après aménagement approprié ou accroître un peu sa valeur pour les espèces présentes».

«Potentialité très intéressante P 4 — La zone peut gagner deux échelons ou accroître largement sa valeur pour la faune

ou la flore sauvage déjà présentes sans changer d'échelon».

«Potentialité exceptionnelle P 9 — La zone peut gagner trois échelons ou accéder à un niveau exceptionnel sur le plan zoologique (en particulier par réimplantation) ou accroître de façon exceptionnelle sa valeur pour la faune et la flore déjà présente».

#### Cotation des potentialités éducatives (Critère F Formation du public)

«Aucune possibilité F 0 — Le milieu est trop restreint, trop fragile, sa capacité d'accueil est limitée tout au plus au gardien et aux scientifiques spécialisés dans son étude».

«Potentialité intéressante F 1 — Le territoire peut recevoir des groupes de visiteurs accompagnés d'un guide, au moins une partie de l'année. Un petit aménagement (sentiers par exemple) est possible si nécessaire».

«Potentialité très intéressante F 4 — Le territoire peut recevoir un public nombreux, au besoin limité dans l'espace des aménagements non perturbateurs, points d'observation et autres installations fixes qui permettent de se dispenser le cas échéant d'encadrement humain direct. La période de visite intéressante dure au moins quatre mois».

«Potentialité exceptionnelle F 9 — Par sa situation géographique, la zone est susceptible de drainer un grand nombre de visiteurs (de 200.000 à 400.000 visiteurs par an) accueillis au besoin avec quelques aménagements (possibilités d'implantation d'un centre d'accueil du type «visitor center» américain dans la zone ou en périphérie de celle-ci sans problèmes)».

On pourrait se livrer à une analyse critique en règle de ce texte qui ne manque pas de définitions du type «est inintéressant ce qui est sans intérêt et exceptionnel ce qui est exceptionnel» : elles traduisent de façon caricaturale la subjectivité des appréciations. En revanche, on sent que tout ceci s'appuie sur une riche expérience pratique, qui fait que les propositions émises ne manquent pas d'intérêt, en dépit d'un certain flou conceptuel, par exemple sur la notion de liaison entre la faune et son milieu (voir par exemple le critère Z 1). DUVAL (1981) fait assez justement remarquer que l'échelle de LUCAS appose des critères botaniques et zoologiques, sans prendre en compte «la valeur globale du site due à la complexité et diversité des relations biologiques existant entre tous les individus cohabitant dans le milieu (...)». Cet auteur propose donc d'utiliser en outre un critère «valeur écosystémique» du milieu, dénommé M, qui «prend en compte non plus une ou plusieurs espèces dignes d'intérêt mais la qualité et la quantité de l'ensemble des individus présents et de relations qu'ils s'imposent réciproquement». La cotation proposée pour ce critère est la suivante :

«Sans intérêt M 0 : milieu peu diversifié du point de vue botanique et zoologique ; milieu semi-naturel, dont la structure et la composition sont particulièrement liées à l'activité humaine : sylviculture, marais artificiellement entretenu».

«Intérêt M 1 : milieu assez diversifié du point de vue végétal et zoologique et dont la taille est suffisante pour être qualifié de milieu homogène».

La structure de la phytocénose est :

- climacique
- proclimacique
- paraclimacique

«Grand intérêt M 4 : milieu très diversifié du point de vue végétal et zoologique ; la structure et la composition sont climaciques, la superficie est suffisante pour que le site soit qualifié de milieu homogène».

ou milieu dont la sauvegarde présente un intérêt indéniable pour l'équilibre régional ou national (...)

ou milieu de classe précédente présentant une superficie largement supérieure à la moyenne».

«Exceptionnel M 9 : milieu exceptionnellement riche et diversifié (notamment de nombreuses classes animales sont habituellement présentes)

ou milieu dont la sauvegarde est indispensable pour l'équilibre naturel international

ou milieu de la classe précédente présentant une superficie largement supérieure à la moyenne».

Si l'idée et en soit intéressante — prendre en compte ce qui serait une sorte de «qualité» structurale et fonctionnelle des écosystèmes — on voit combien sa mise en oeuvre souffre d'un manque de bases conceptuelles assurées. Sans entrer dans une critique d'assertions hasardeuses (par exemple, un milieu, pour être qualifié d'homogène, doit être suffisamment grand...), il faut bien reconnaître que l'on ne sait pas comment exprimer cette «qualité» qui dépend à la fois de la richesse spécifique, de l'étendue du milieu et de son rôle dans l'équilibre naturel régional, national ou international.

Indépendamment du problème de la solidité de leurs fondements rationnels, ces méthodes appellent deux critiques majeures. La première porte sur les critères retenus pour la cotation : les uns sont relatifs aux composantes naturelles-géologiques, zoologiques, botaniques, «écosystémiques» — des sites, les autres à la perception et à l'utilisation que l'on peut en avoir. Le critère esthétique est tout particulièrement difficile à manier, comme l'a bien senti BOURNERIAS (1981), sans toutefois pouvoir s'en libérer totalement. Il est certain que si l'on procède à des évaluations en terme de qualité des paysages, il est difficile de démêler critères intrinsèques et critères de perception, ce qui ne facilite pas l'expression et la justification des résultats auprès des utilisateurs (voir TIPS, 1984 par exemple). Au plan purement technique, la cotation finale résultant de l'addition de notes correspondant à des critères de deux catégories, mais dont les nombres varient selon les auteurs (E d'une part, G, B et Z de l'autre pour LUCAS ; E et F d'une part, G, B, Z et P pour BROSELIN par exemple), on voit mal ce que peut signifier la note finale.

De ce point de vue, la démarche de TOMBAL et MÉRIAUX (1981), tout en conservant le même type d'échelle de cotation, représente un progrès indéniable. En effet elle distingue ce que les auteurs appellent la «valeur naturelle intrinsèque» des sites, définie à partir de critères botaniques, zoologiques et géologiques et de critères de superficie, et leur «valeur naturelle relative», qui prend en compte le nombre d'habitants de la zone d'influence de sites, ou encore la pression industrielle (voisinage de sources polluantes), ou enfin la pression touristique. Les critères de valeur intrinsèque donnent lieu à une notation de type 0, 1, 4, 9, et la valeur naturelle relative est exprimée par un facteur multiplicatif appliqué au total des notes obtenues (tableau XX). L'évaluation définitive tient compte enfin des possibilités d'amélioration des sites et de leur capacité d'accueil éducatif, de même que le proposent BROSELIN (1974) et BOURNERIAS (1981), lequel ajoute à l'échelle de LUCAS un critère «pédagogique».

Ces diverses méthodes sont conçues pour évaluer chaque écosystème pour lui-même, alors que l'idéal serait de le faire en tenant compte de l'écosystème dont il fait partie, ou même d'évaluer globalement celui-ci. Cette nécessité a été clairement ressentie par TOMBAL et MÉRIAUX qui écrivent :

«Cependant, il est important de comptabiliser, en les additionnant, les écosystèmes naturels contigus formant des

TABLEAU XX

Méthode de cotation et de hiérarchisation des sites de *TOMBAL*  
et *MÉRIAUX* (1981)

**Cotation des critères botanique, zoologique et géologique**

- 0 Espèce ou communauté ou élément géologique sans intérêt particulier
- 1 Espèce ou communauté typée ou élément typé, mais non rare
- 4 Espèce ou communauté ou élément rare
- 9 Espèce ou communauté ou élément quasi-irremplaçable.

**Cotation du critère écosystémique (superficie, en km<sup>2</sup> d'un seul tenant)**

| Écosystèmes du type I | Écosystèmes du type II | Écosystèmes du type III | Note |
|-----------------------|------------------------|-------------------------|------|
| 3                     | 0,5                    | 0,03                    | 0    |
| 3-20                  | 0,5-3                  | 0,03-0,1                | 1    |
| 20-100                | 3-10                   | 0,1-2                   | 4    |
| 100                   | 10                     | 2                       | 9    |

Type I : dominante forestière

Type II : eaux stagnantes, dunes, estuaires, prairies humides, forêts hydrophiles...

Type III : landes, pelouses sèches, tourbières, eaux courantes...

**Valeur naturelle intrinsèque (somme des 4 notes)**

- 0 : très faible
- 1-2 : faible (niveau local)
- 3-8 : moyen (niveau régional)
- 9-14 : supérieur (niveau national)
- 15-36 : supérieur (niveau international)

**Valeur naturelle relative**

**Facteur multiplicatif :**

- 3 : zone d'influence comportant plus de 2 millions d'habitants ou zone de forte pression industrielle ou touristique.
- 2 : zone d'influence comportant plus d'un million d'habitants ou zone de moyenne pression industrielle ou touristique.
- 1 : zone d'influence comportant moins d'un million d'habitants ou zone de faible pression industrielle ou touristique.

synécosystèmes d'un seul tenant : les caractères physico-chimiques montrent souvent une solidarité obligatoire entre les écosystèmes contigus ; des espèces et communautés végétales sont souvent liées aux contacts ; des espèces animales de grande taille et farouches par rapport à l'homme sont souvent inféodées à plusieurs systèmes contigus. Il y a donc un intérêt fondamental à regrouper les écosystèmes et les sites élémentaires en sites étendus ou mégasites d'un seul tenant. Dans ces conditions, ces mégasites naturels peuvent être évalués en intégrant les critères des sites élémentaires (botanique, zoologique, écosystémique et géologique), sans dépasser les cotes respectives 0, 1, 4, 9. En particulier, la valeur écosystémique, essentiellement quantitative, doit être obtenue en intégrant les cotes des écosystèmes contigus, sans cependant dépasser les niveaux 0, 1, 4, 9».

Si le problème est parfaitement posé, la méthode par sommation des cotes reste fort discutable, en ce sens qu'elle procède par simple apposition des données, sans exprimer ce qui fait le caractère intégré des écosystèmes, notamment le rôle que peuvent y jouer certaines interfaces vis-à-vis de la richesse spécifique et de la stabilité de l'ensemble.

La seconde critique majeure qui doit être faite à toutes les méthodes analogues à celle de LUCAS porte justement sur

leur caractère pseudo-numérique. Ce problème a donné lieu à de vives discussions au Colloque de Metz sur l'évaluation biologique du territoire (mars 1980). La tentation est grande en effet de bâtir des échelles chiffrées pouvant donner lieu à une codification, par exemple sur des fiches synthétiques en vue d'une informatisation des données. On peut espérer aussi impressionner des interlocuteurs non avertis par une apparence de quantification. Or, en réalité, il n'en est rien : ces échelles ne correspondent à aucune méthode métrique et l'on pourrait tout aussi bien remplacer 0, 1, 4 et 9 par 10, 10<sup>2</sup>, 10<sup>3</sup> et 10<sup>4</sup> ou n'importe quoi d'autre. Il y a là un danger qu'il ne faut pas sous-estimer, même si l'on peut admettre qu'il s'agit simplement de modes d'expression conventionnels.

On comprend alors que certains chercheurs, en réaction vis-à-vis de tels systèmes de cotations empiriques à expression arbitraire des résultats, aient tenté des approches se voulant plus objectives.

**B — UN ESSAI D'OBJECTIVATION DE L'ÉVALUATION DES MILIEUX NATURELS : LA MÉTHODE DE GEHU ET GEHU (1981a)**

A partir d'un inventaire très détaillé des prairies salées et saumâtres du littoral atlantique, GEHU et GEHU (1981a) ont proposé une méthode d'évaluation et de hiérarchisation des sites excluant toute appréciation subjective. Chaque site a été décrit du point de vue floristique et phytocœologique et les surfaces occupées par chaque groupement y ont été quantifiées ; en outre, on a noté les contacts entre phytocœoses différentes. A partir de là, un certain nombre de coefficients ont été définis de la façon suivante (GEHU et GEHU, 1981a).

**1 — Les coefficients de diversité**

a) Le coefficient de diversité floristique d'un site est obtenu par l'expression :

$$D_{sp} = \frac{\text{Nombre d'espèces du site}}{\text{Nombre total d'espèces halophiles du littoral atlantique français}} \times 100$$

b) Le coefficient de diversité phytocœologique d'un site est obtenu par l'expression :

$$D_{ph} = \frac{\text{Nombre de phytocœoses du site}}{\text{Nombre total de phytocœoses halophiles du littoral atlantique français}} \times 100$$

c) Le coefficient de diversité des contacts d'un site est fourni par l'expression :

$$D_c = \frac{\text{Nombre de phytocœoses en contact du site}}{\text{Nombre total de phytocœoses en contact possible}} \times 100$$

**2 — Les coefficients de rareté**

a) Le coefficient de rareté d'une espèce est donné par l'expression :

$$R_{sp} = \frac{\text{Nombre total de sites} - \text{Nombre de fois où l'espèce est présente}}{\text{Nombre total de sites}} \times 100$$

b) Le coefficient de rareté d'une phytocœose est donné par l'expression :

$$R_{ph} = \frac{\text{Nombre de sites} - \text{Nombre de fois où la phytocœose est présente}}{\text{Nombre total de sites}} \times 100$$

**3 — Les coefficients d'originalité**

a) Le coefficient d'originalité spécifique d'un site est obtenu par l'expression :

$$O_{sp} = \frac{\text{Somme des } R_{sp}}{\text{Nombre des espèces du site}}$$

b) Le coefficient d'originalité phytocœologique d'un site est obtenu par l'expression :

$$O_{ph} = \frac{\text{Somme des } R_{ph}}{\text{Nombre des phytocœoses du site}}$$

**4 — Le coefficient de qualité botanique (spécifique et phytocœologique)**

Le coefficient de qualité spécifique et phytocœologique d'un site synthétise les données fournies par les expressions précédentes, soit :

$$Q_b = D_{sp} + D_{ph} + O_{sp} + O_{ph} + \frac{D_c}{2} \quad (1)$$

**5 — Le coefficient de valeur botanique globale**

La valeur botanique globale du site sera fournie finalement par l'addition au coefficient de qualité botanique d'un coefficient de surface écosystémique (2),  $S_e$ , et d'un coefficient d'endémisme,  $En$  (3):

$$VB = Q_b + S_e + En$$

Cette méthode, par rapport aux précédentes, présente effectivement l'avantage de passer par une réelle quantification des données, obtenues, il faut le souligner, au prix d'un travail de terrain considérable. Celui-ci ne peut être mené à bien dans des délais raisonnables que par des spécialistes de haut niveau. Toutefois la quantification n'est stricte que jusqu'au calcul du coefficient de qualité botanique  $Q_b$ . En effet, la valeur botanique globale  $VB$  prend en compte deux coefficients supplémentaires, l'un exprimant l'importance de la surface du site, mais modulé en fonction de l'état de celui-ci, l'autre tenant compte des espèces ou phytocœoses endémiques ou en limite d'aires : ces deux coefficients sont exprimés selon des échelles arbitraires.

**C — DISCUSSION**

Les réflexions qui ont été développées au chapitre 1 (voir par exemple la figure 4) montrent qu'il est nécessaire de procéder à deux évaluations distinctes : celle de la valeur intrinsèque des milieux et celle de leur valeur sociale. Comme on vient de le voir à propos de l'échelle de LUCAS et des systèmes de cotation voisins, il n'est pas souhaitable de baser l'évaluation sur une simple addition des notes obtenues par référence à divers critères naturels et sociaux appréciés. Il est au contraire indispensable de procéder d'abord à une stricte évaluation des caractéristiques intrinsèques des systèmes éco-

(1) La valeur des phytocœoses de contact n'est prise en considération que pour moitié par rapport aux phytocœoses du site lui-même.

(2) Qui est en fonction de la surface du site, par tranche de 10 points par  $km^2$  et de l'état de conservation du milieu (expressions pleines si le site est en bon état, au 1/2 si le site est plus ou moins altéré, au 1/4 si le site est très altéré).

(3) Qui est en fonction du nombre d'espèces et phytocœoses endémiques françaises ou se trouvant en limite d'aire. Il n'y a pas de redondance avec la rareté, car une espèce endémique peut être assez largement répandue sur la côte française, tandis qu'une espèce très rare peut être commune sur le littoral d'autres pays. On donne 10 points par espèce ou phytocœose endémique, 5 points par espèce ou phytocœoses en limite absolue ou en enclaves très isolées.

logiques, non seulement au niveau d'intégration des écosystèmes ou des cellules isofonctionnelles, mais encore à celui des écomplexes, comme le suggèrent TOMBAL et MÉRIAUX (1981). C'est seulement dans un deuxième temps que des critères extrinsèques doivent être considérés, qui exprimeraient la valeur qu'écosystèmes et écomplexes peuvent avoir vis-à-vis de la société.

Une rationalisation des méthodes s'impose donc. Il est toutefois évident qu'elle ne sera acquise qu'au prix d'une lourdeur accrue des procédures, comme l'illustre fort bien l'approche de GEHU et GEHU (1981a).

Sans trop empiéter sur le dernier chapitre qui situera la recherche des méthodes dans une perspective d'ensemble, on peut ici indiquer les principaux types de critères intrinsèques qui seraient à prendre en compte.

A l'échelle des écosystèmes, les critères envisageables concernent soit la composition spécifique (flore, faune), soit l'organisation des systèmes en tant que tels. Dans le premier cas un indicateur évident est la richesse spécifique, même si la signification profonde de celle-ci reste à comprendre. D'un point de vue pratique, les inventaires doivent être faits, bien entendu, pour des groupes permettant des observations et des déterminations faciles. En outre, il peut être important d'apprécier le degré de rareté des espèces (ou des sous-espèces), bien que cela ne soit pas facile. Dans le second cas, le critère à considérer en premier est d'ordre typologique : il faut définir l'assemblage d'espèces observé. En milieu continental, la phytosociologie et la phytocologie peuvent fournir les méthodes nécessaires ; en milieu marin, des démarches analogues sont envisageables sur les peuplements benthiques aussi bien végétaux qu'animaux. Le classement typologique sera dans tous les cas d'autant plus intéressant qu'il fera mieux apparaître les caractéristiques structurales, fonctionnelles et dynamiques majeures des écosystèmes observés. De ce point de vue, la démarche proposée par AMOROS *et al.* (1982) est exemplaire. Un deuxième critère à prendre en compte, une fois le classement effectué, est le degré de rareté de l'ensemble fonctionnel observé. Ceci soulève toutefois les mêmes problèmes que dans le cas des espèces : il faut en effet exprimer ce degré par rapport à un espace de référence, dont le choix peut faire appel aussi bien à des raisons administratives que biogéographiques.

A l'échelle des écomplexes, les critères relatifs à la composition spécifique sont à nouveau à utiliser, qu'il s'agisse de la richesse spécifique de certains groupes ou du degré de rareté des espèces. On peut de même prendre en compte le degré de rareté des groupements. A ce stade de l'évaluation, il suffit de cumuler les données obtenues pour les divers écosystèmes constitutifs. Au-delà, il faudrait définir des critères exprimant les traits structuraux et fonctionnels majeurs des écomplexes, par exemple la diversité des cellules isofonctionnelles, celle des interfaces, ou encore la diversité géomorphologique.

## D — CONCLUSIONS

L'écologie des paysages et des écomplexes en est encore à ses débuts et, si les concepts ne manquent pas, les études précises sont encore rares (BLONDEL, 1986). Néanmoins, comme l'écrit celui-ci, «un riche avenir lui est promis et son importance théorique et appliquée à la gestion et à la conservation de l'environnement est considérable».

En France tout particulièrement l'écologie des systèmes d'écosystèmes en est effectivement à ses premiers pas. Il est donc normal que la bioévaluation à l'échelle des écomplexes soit véritablement balbutiante, ce qui explique le caractère assez hétéroclite du présent chapitre.

Évaluer des systèmes écologiques suppose tout d'abord l'existence d'une typologie. Nous reprendrons ce problème, dont l'importance a été soulignée par exemple par SERVAN (1982), dans le prochain chapitre. Constatons simplement ici qu'il y a besoin de méthodes normalisées de description des écosystèmes et des écomplexes. En l'état actuel, pour ce qui est du domaine continental, la phytosociologie et la symphytosociologie sont les disciplines les mieux à même d'offrir une méthodologie rationnelle. Elles ont évidemment l'inconvénient de ne pas exprimer directement certains traits structuraux et fonctionnels majeurs, mais la phytosociologie a en tout cas l'avantage de désigner des entités dont on a l'assurance qu'elles sont «isofonctionnelles», même si on en connaît encore mal le fonctionnement.

Afin de mieux saisir la structure des écomplexes, des approches comme celles de BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982, 1985) méritent d'être développées. L'on devrait en parallèle rechercher quels bioindicateurs pourraient intégrer les caractéristiques de l'organisation des écomplexes. Les Oiseaux sont indiscutablement les meilleurs candidats à cette fonction, mais il faudrait davantage d'études méthodologiques montrant quels descripteurs seraient les plus utiles en fonction des informations recherchées : la richesse spécifique, la diversité interbiotopes ou la distribution d'abondance, par exemple, ne fournissent pas exactement les mêmes indications.

Les écomplexes correspondent indiscutablement à l'échelle la plus pertinente pour poser les problèmes de gestion, donc d'organisation rationnelle des rapports entre les hommes et les milieux. Au-delà du diagnostic purement typologique, il faut donc caractériser l'impact des activités humaines existantes et évaluer les diverses composantes d'un écomplexe vis-à-vis des usages que l'on peut en faire, de la conservation à la suppression. C'est pourquoi j'ai évoqué dans ce chapitre les méthodes de bioévaluation du degré d'artificialisation des milieux et celles qui permettent de caractériser la pollution de l'atmosphère. Il serait souhaitable que les premières se développent à des fins cartographiques : des cartes faisant apparaître l'intensité de l'artificialisation constituent des outils performants de diagnostic (GEHU et GEHU, 1981b).

Les méthodes d'évaluation de la pollution atmosphérique à l'aide des Lichens épiphytes offrent également des possibilités de cartographie. A condition d'utiliser une grille d'observation suffisamment serrée, elles peuvent montrer l'influence des sources polluantes sur les écosystèmes en fonction de la distance et de la configuration spatiale de l'écomplexe (topographie, rugosité), celle-ci conditionnant la circulation des flux atmosphériques. Cartes d'artificialisation et cartes des pollutions permettraient ainsi de cerner de façon objective certaines pressions d'origine anthropique et contribuer ainsi à la hiérarchisation des milieux.

Les problèmes que pose celle-ci ont été évoqués au travers de la présentation de quelques échelles de cotation. L'un des plus importants concerne l'espace de référence au sein duquel la hiérarchisation est faite. Celle-ci étant un guide pour la gestion, elle est le plus souvent réalisée dans des espaces définis pour des raisons administratives. Il serait souhaitable qu'elle soit d'abord faite à l'échelle de territoires ayant une suffisante unité écologique et humaine, donc d'écomplexes convenablement délimités (même si l'on sait les difficultés qu'il peut y avoir à préciser des limites entre systèmes écologiques). C'est ainsi que le degré de rareté de sous-espèces, d'espèces ou de groupements pourrait être défini dans un premier temps. Il pourra être exprimé ensuite en considérant les espaces administratifs à différentes échelles (du territoire communal au territoire national), mais en tenant compte de l'intersection de ceux-ci avec les aires de distribution complètes des entités considérées.

Dans le même esprit, la hiérarchisation des milieux devrait prendre en compte un aspect structural important de l'éco-complexe : la taille et la forme de chaque écosystème, la nature des interfaces qui le limitent, sa distance aux écosystèmes de même nature les plus proches, sont en effet des caractéristiques essentielles à évaluer, car elles conditionnent les possibilités de renouvellement de l'écosystème, qu'elles lui soient propres ou dépendent des écosystèmes équivalents voisins.

Ces quelques observations sont loin d'épuiser le sujet, mais elles suffisent à montrer l'importance des recherches fondamentales sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes complexes pour produire les bases d'une bioévaluation vraiment rationnelle. Il n'est cependant pas toujours possible d'attendre les résultats de la recherche, car la demande de procédures de hiérarchisation est souvent pressante. L'empirisme ne peut donc être évité. Il se traduit par le choix de critères aussi pratiques que possible, mais dont on n'a pas la certitude qu'ils soient les plus pertinents. L'essentiel est en tout cas de définir des procédures claires et reproductibles, excluant les appréciations subjectives.

## RÉFÉRENCES

- 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.
- ANDRE (H.M.), BOLLY (C.) & LEBRUN (P.), 1982. — Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator : a new and quick method. *Journal of Applied Ecology*, 19, 107-111.
- ANSSEAU (C.), 1985. — Les unités symphytosociologiques, bases de l'analyse du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. : *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 33-39.
- ASTA (J.), 1981. — Les Lichens, indicateurs de pollution fluorée dans les vallées alpines : établissement de cartes d'isopollution. In *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 26-57.
- BARBALIC (L.), 1979. — Epifitski, lisaji u centru grada Zagreba. *Poljoprivredna znanstvena smotra, Agriculture conspectus Scientificus*, 48, 58, 41-45.
- BAUDRY (J.) & BAUDRY-BUREL (F.), 1982. — La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecol., Oecol. Applic.*, 3 (2), 177-190.
- BAUDRY (J.) & BUREL (F.), 1985. — Système écologique, espace et théorie de l'information. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. : *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 87-102.
- BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds., 1985. — *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 187 p.
- BERTRAND (G.), 1978. — Le paysage entre la nature et la société. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49 (2), 239-258.
- BLANDIN (P.) & LAMOTTE (M.), 1985. — Écologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In : LAMOTTE (M.) éd. : *Fondements rationnels de l'aménagement du territoire*. Masson, Paris, 139-162.
- BLONDEL (J.), 1979. — *Biogéographie et écologie*. Masson, Paris, 173 p.
- 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.
- BLONDEL (J.), 1986. — *Biogéographie évolutive*. Masson, Paris, 221 p.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.) & FROCHOT (B.), 1973. — Avifaune et végétation : essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, 41, 63-84.
- BOURNAUD (M.), 1979. — *L'espace étang dans ses rapports avec l'avifaune nidificatrice*. Rapport contrat Ministère de l'Environnement n° 76-87, 79 p.
- BOURNEIRAS (M.), 1981. — Les critères de cotation des milieux naturels utilisés dans l'inventaire écologique du département de l'Aisne. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds. : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des biocoenotiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 69-74.
- BROSSELIN (M.), 1974. — Échelle de cotation des espaces naturels. *Le Courrier de la Nature*, 30, 66-72.
- BRUNEL (E.) & CANCELA DA FONSECA (J.P.) 1979. — Concept de la diversité dans les écosystèmes complexes. *Bull. Écol.* 10 (2), 147-163.
- CANCELA DA FONSECA (J.P.) & DRACH (A.), 1985. — Un modèle spatio-dynamique du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. : *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 103-110.
- CHRISTIAN (C.S.), 1959. — The Eco-Complex in its importance for agricultural assessment. *Biogeography and Ecology in Australia*, Series Monographiae Biologicae, 7, 567-605.
- CLAISSE (R.) & GEHYU (J.M.), 1978. — Application de la méthode phytocéologique à l'analyse des paysages urbains et ruraux. In : TUXEN (R.) ed. : *Assoziationskomplexe (Sigmieten) und ihre praktische anwendung*, Vaduz, Cramer, 363-374.
- CLAVREUL (D.), 1984. — *Contribution à l'étude des interrelations paysages/peuplements faunistiques en région de grande culture : les conséquences de l'intensification agricole sur les peuplements de Coléoptères carabiques et d'Oiseaux dans le Noyonnais (Oise)*. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Université de Rennes I, 317 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 atmosphérique*. Thèse Doct. Etat Pharmacie, Univ. Lille, 162 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1978. — *Application de la bryolithénosociologie à l'évaluation des pollutions atmosphériques acides dans la région Nord-Pas-de-Calais*. Rapport de contrat, Conseil scientifique de la faculté de pharmacie de Lille, 16 p.
- DERUELLE (S.), 1978. — Les Lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Écol.*, 9 (2) : 87-128.
- DERUELLE (S.), 1981. — Utilisation des Lichens comme indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 17-25.
- 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 d'État, Paris, 360 p. et annexe 202 p.
- DE SLOOVER (J.R.), 1964. — Végétaux épiphytes et pollution de l'air. *Rev. Quest. Scient.*, 25, 531-561.
- DE SLOOVER (J.R.), 1971. — Groupes écologiques, combinaisons d'espèces indicatrices et tolérance à l'égard des pollutions chez les Lichens épiphytes. In : *Bioindicators of Landscape deterioration*, Praha, 1970, 18-24.
- DIXON (J.) & KELLY (D.), 1979. — A study of Jamaican lichens. In : *Proceedings of a Symposium on Environmental Studies in Jamaica*, 25-26 May 1979. Davis ed., Mona, Jamaïque, 193-200.
- DUCRUC (J.P.), 1985. — Le «système écologique» : un niveau privilégié du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. : *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 23-32.

- DUVAL (J.), 1981. — Adjonction d'un critère «M» (valeur écosystémique d'un milieu) à l'échelle de cotation des milieux naturels de Lucas. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) éd. : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotique*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 51-55.
- ERDELEN (M.), 1982. — Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen. *Decheniana Beihefte*, Bonn, 26, 186-192.
- ERDELEN (M.), 1984. — Bird communities and vegetation structure : I. Correlations and comparison of simple diversity indices. *Oecologia* (Berlin), 61, 277-284.
- FEIGE (G.B.), 1982. — Niedere Pflanzen — speziell Flechten — als Bioindikatoren. *Decheniana-Beihefte*, (Bonn), 26, 23-30.
- FORMAN (R.T.T.), 1981. — Interaction among landscape elements a core of landscape ecology. *Proc. Int. Congr. Neth. Soc. Landscape Ecol.*, Veldhoven, 1981. Pudoc, Wageningen, 1981, 35-48.
- FORMAN (R.T.T.) & GODRON (M.), 1981. — Patches and structural components : for a landscape ecology. *Bioscience*, 31, 733-740.
- FROCHOT (B.), 1979. — Une étude de l'effet de lisière : dénombrement des oiseaux nicheurs sur un quadrat en lisière de forêt et de culture. *Le Jean le Blanc*, 18, 1-18.
- GEHU (J.M.), 1979. — Pour une approche nouvelle des paysages végétaux : la symphytosociologie. *Bull. Soc. bot. Fr.*, 126, *Lettrés bot.*, 1979 (2), 213-223.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981 a. — Essai d'objectivation de l'évaluation biologique des milieux naturels. Exemples littoraux. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) éd. : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 75-94.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981 b. — Essai d'évaluation phytocoenotique de l'artificialisation des paysages. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) éd. : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 95-118.
- GUTTE (P.), HALLEBACH (M.) & KOHLER (H.), 1976. — Untersuchungen über die Verbreitung epiphytischer Flechten zur Feststellung des Umfangs der Luftverunreinigung im Leipziger Raum. *Hercynia*, N.F., 13, 446-458.
- HAWKSWORTH (D.L.), 1973. — Mapping studies. In : *Air Pollution and Lichens*, Athlone Press, Londres, 38-76.
- 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.
- HOPP (U.) & KAKPPEN (L.), 1981. — Einige Aspekte zur immisions bedingten Verbreitung von Flechten in Stadtgebiet von Würzburg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 52, 15-24.
- JOHNSON (D.W.), 1979. — Air pollution and the distribution of corticolous lichens in Seattle, Washington. *Northwest Sc.*, 53 (4), 257-263.
- JONES (M.P.), CATARINO (F.M.), SERGIO (C.) & BENTOPEIREIRA (F.), 1981. — The Sines industrial complex monitoring programme : a preliminary report. *Environ. Monit. Assess.*, 1 (2) : 163-173.
- LAMBINON (J.), 1973. — Indicateurs biologiques de la pollution de l'air. *Économie et Médecine Animales*, 14 (1), 21-31.
- LAUNDON (J.R.), 1973. — Urban lichen studies. In : *Air Pollution and Lichens*, Athlone Press, Londres, 109-123.
- LEBLANC (F.) & DE SLOOVER (J.), 1970. — Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montréal. *Can. J. Bot.*, 48, 1485-1486.
- LEBRETON (P.), 1979. — Analyse et synthèse de l'écosystème dombiste, à partir de son avifaune nidificatrice. *Le Bièvre*, 1 (1), 27-44.
- LEBRUN (P.), 1976. — Effets écologiques de la pollution atmosphérique sur les populations et communautés de microarthropodes corticoles (Acariens, Collemboles et Pterygotes). *Bull. Ecol.*, 7 (4), 417-430.
- LEROND (M.), 1978. — Courbes d'isopollution de la région de Rouen obtenues par l'observation des Lichens épiphytes. *Bull. Soc. Linn. Normandie*, 106, 73-84.
- LEROND (M.), 1979. — Courbes d'isopollution de la région du Havre et de l'estuaire de la Seine obtenues par l'observation des Lichens épiphytes. *Actes Mus. Rouen*, 1979-2, 17-23.
- LEROND (M.), 1980. — Lichénogéographie de la Basse Seine. Application à la cartographie de la pollution atmosphérique. *Actes Mus. Rouen*, 1980-3, 35-69.
- LEROND (M.), 1981. — *Les Lichens épiphytes en Normandie orientale. Distribution, sociologie et application à la cartographie de la pollution atmosphérique*. Thèse de l'Université de Rouen Haute Normandie, 2 fasc., 300 p.
- LEROND (M.), 1984. — Utilisation des Lichens pour la cartographie et le suivi de la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 7-11.
- LEROND (M.) & VAN HALUWYN (C.), 1981. — Les indicateurs biologiques et le développement : les lichens. In : *Écologie et Développement*, C.N.R.S., Paris, 121-126.
- LONG (G.), 1974-1975. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. Tomes I et II, Masson, Paris.
- LUCAS (A.), 1973. — Une échelle de cotation de milieux naturels. *Penn ar Bed*, 72, 1-5.
- MENDEZ (O.I.) & FOURNIER (L.A.), 1980. — Los líquenes como indicadores de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de San José, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 28, 31-39.
- OLECH (M.) & DUDEK (K.), 1981. — Epiphytic lichens of Skawina (Southern Poland). *Pr. bot. (Zesnak. Univ. Jagiellonsk. n° 566)*, 8, 173-189.
- OZENDA (P.), 1986. — *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, 160 p.
- RIEUX (R.), 1977. — Végétation lichénique et pollution atmosphérique dans la zone de Fos-sur-Mer. Premières observations. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 37, 93-107.
- RODA (F.), 1979. — Epifitos y contaminación atmosférica en los alrededores de Sabadell (Catalunya). *Mediterranea*, 3, 23-68.
- ROGERS (R.W.), 1977. — The «city effect» on lichens in the Brisbane area. *Search*, 8 (3), 75-77.
- ROSE (F.), 1970. — Lichens as pollution indicators. *Your Environment*, London, 1 (5), 185-189.
- ROSE (C.I.) & HAWSWORTH (D.L.), 1981. — Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature*, 289, 289-292.
- ROTH (R.R.), 1976. — Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57, 773-782.
- ROUX (A.L.), éd., 1982. — *Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Étude d'un hydrosystème fluvial : le Haut-Rhône français*. Éd. C.N.R.S., PIREN, Centre Régional Publ. Lyon, 113 p. + 2 cartes.
- SEAWARD (M.R.D.), 1980. — The use and abuse of heavy metal bioassays of lichens for environmental monitoring. In : SPALLENY (J.) ed. : *Proc. IIIrd Intern. conf. Bioind. Deterior. Regionis*, 12-16 sept. 1977, Liblice, 375-384.
- SERGIO (C.) & BENTO-PEREIRA (F.), 1980-81. — Lichenes e Briofitos como bioindicadores da poluição atmosférica. I. Utilização de uma escala qualitativa para Lisboa. *Bol. Soc. Broter.*, 54, 291-303.
- SERVAN (J.), 1982. — Typologie des milieux naturels. In : BENEST (G.) éd. : *Loisirs et tourisme de nature*. Fédération Française des Sociétés de protection de la nature, Paris, 3-10.
- SHOWMAN (R.E.), 1981. — Lichen recolonization following air quality improvement. *Bryologist*, 84 (4), 592-497.

- SOCHTING (U.) & JOHNSON (I.), 1978. — Lichen, transplants as biological indicators of SO<sub>2</sub> air pollution in Copenhagen. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 19 (1), 1-7.
- SPITZ (F.), 1983. — Utilisation des peuplements de passereaux comme indicateurs biologiques. *15e Congres. Int. Fauna Cynegética y sylvestre*. Trujilo (Esp.), 441-453.
- STEBING (L.), 1971. — Lichens as indicators for immission load in the urban region of Frankfurt/M. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 31 (1), 28-32.
- STEBING (L.) & KIRSCHBAUM (U.), 1982. — Bioindikation von Luftschadstoffen im Ballungsraum Frankfurt/M. mittels Flechten und hoeherer Pflanzen. *Staub*, 42 (7), 273-280.
- SUGIYAMA (K.), KUROKAWA (S.) & OKADA (G.), 1976. — Studies on lichens as a bioindicator of air pollution. I. correlation of distribution of *Parmelia tinctorum* with SO<sub>2</sub> air pollution. *Jap. J. Ecol.*, 26, 209-219.
- SVENSSON (S.), 1970. — Bird census work and environmental monitoring. In : *Swedish Natural Science Research Council. Ecological Research Committee*. Stockholm. Bull. n°9, 51 p.
- THROWER (S.L.), 1980. — Air pollution and lichens in Hong Kong. *Lichenologist*, 12, 305-311.
- TIPS (W.E.J.), 1984. — A review of landscape evaluation in Belgium and some implications for future research. *Journal of Environmental Management*, 18, 57-71.
- TJALKINGII (S.P.) & DE VEER (A.A.), eds, 1981. — *Perspectives in Landscape Ecology*, Wageningen, Pudoc.
- TOMBAL (P.) & MÉRIAUX (J.L.), 1981. — Contribution à une méthode propre à inventorier, évaluer et hiérarchiser les sites naturels à l'échelle régionale et nationale. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds ; *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 57-67.
- TROLL (C.), 1968. — Landschaftsökologie. In : TUXEN (R.) ed. : *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Verlag Dr. W. Junk, Den Haag, 1-21.
- TROPPEMEIR (H.), 1977. — Estudo biogeografico de liquens como vegetais indicadores de poluição aerea da cidade de Campinas —SP. *Geografia*, 2 (4), 1-38.
- TUXEN (R.), 1973. — Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in potentiell natürlichen Vegetationsgebieten. *Acta Botanica Scientiarum Hungaricae*, 19, 379-384.
- 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 épilithes*. Thèse 3ème Cycle, Université de Toulouse, 174 p.
- WILSON (M.F.), 1974. — Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55, 1017-1029.
- ZIMNY (H.) & KUCINSKA (K.), 1974. — Porosty Warszawy jako biowskazniki zurnensrodowiska miejskiego. *Przegląd Informacyjny*, 10, 13-21.

## CHAPITRE VI

### BIOÉVALUATION ET BIOINDICATEURS : QUELLES PERSPECTIVES ?

L'objectif du présent travail était de réaliser « la synthèse et l'évaluation des recherches sur la mise au point d'indicateurs biologiques permettant de caractériser l'état et les transformations des écosystèmes ». Sans nul doute, prétendre à l'exhaustivité eût été utopique. En revanche, il était possible d'établir un large panorama des recherches pour illustrer l'essentiel des méthodes de bioévaluation existantes.

Le bilan d'ensemble laisse une impression mitigée. Certes, il existe des méthodes qui semblent prometteuses ou font déjà l'objet d'utilisations régulières, mais il faut reconnaître que nombre de recherches sur les bioindicateurs sont loin de déboucher sur des méthodes de diagnostic opérationnelles.

Au terme de ce travail, il se dégage quelques problèmes majeurs qui conditionnent le développement d'une véritable bioévaluation. L'objectif du diagnostic écologique est, rappelons-le, de rendre possible des décisions de gestion, grâce à une détermination méthodique de la nature et de l'état des écosystèmes et à l'appréciation de leurs évolutions possibles au sein des écosystèmes dont ils font partie. Que faut-il donc entendre par « nature », « état » et « évolution » d'un écosystème ? Ces problèmes ont été abordés dans le premier chapitre, mais comme ce sont peut-être les concepts les plus fondamentaux de l'écologie qui sont en cause, la réflexion à leur sujet se poursuivra encore longtemps ! Les autres problèmes sont d'ordre méthodologique : à supposer que les premiers aient été clarifiés, on peut alors envisager les conditions à respecter pour mettre au point des méthodes de bioévaluation pratiques et fiables.

Ces problèmes devraient maintenant faire l'objet de réflexions entre spécialistes des divers domaines de l'écologie, en vue de définir des axes de recherche à favoriser. Je me limiterai ici à proposer quelques pistes qui mériteraient d'être explorées plus avant.

#### I — DYNAMIQUE DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET TYPOLOGIE

De nombreuses recherches sur les forêts tempérées et tropicales montrent le rôle essentiel de certaines perturbations dans le renouvellement de ces écosystèmes, qu'il s'agisse des ouvertures provoquées par la chute d'individus isolés (chablis) ou de destructions de plus grande ampleur, dues par exemple à des ouragans. BLONDEL (1986) (1) en a proposé

une vue synthétique qui l'a conduit à introduire le concept de *métaclimax*, dont je transposerai la définition de la façon suivante :

Au sein d'un écosystème, les écosystèmes représentant les divers stades successionnels d'une même série dynamique (donc appartenant à un même sigmetum) forment un métaclimax si leur agencement spatial assure une connectivité suffisante pour qu'en chaque point la succession puisse arriver à son terme, selon une dynamique spontanée qui contribue ainsi à la pérennité de l'ensemble.

Cette dynamique affecte un stock déterminé d'espèces végétales et animales, stock qui est le produit d'une certaine histoire évolutive. A l'échelle de temps de la dynamique successionnelle, ce stock reste stable. Il peut changer, en revanche, à une échelle de temps bien plus longue, du fait d'une dynamique évolutive engendrant extinctions, extensions et spéciations.

La distinction de ces deux échelles de temps permet de dépasser l'opposition mise en relief au chapitre I entre théorie climacique et théorie de stratégies adaptatives. Il est alors possible de mieux cerner les objectifs du diagnostic écologique.

En toute rigueur, si un métaclimax est soumis à une dynamique évolutive transformant son stock d'espèces, le cycle successional qui assure son renouvellement à court terme ne se boucle pas. Néanmoins, si la dynamique évolutive est très lente, on peut dans la pratique admettre l'existence d'un cycle qu'il est alors possible de caractériser par un ensemble d'états successifs statistiquement définis. Au sein d'un métaclimax, en un lieu donné et pendant une certaine durée, on peut observer un assemblage d'espèces formant un écosystème concret, assimilable à l'un de ces états. Nous dirons que tout écosystème qui, par ses caractères structuraux et fonctionnels, s'inscrit dans une série dont il suit spontanément la dynamique naturelle correspond à un « état sériel ».

Les interventions humaines dans un écosystème peuvent avoir plusieurs types de conséquences vis-à-vis de la dynamique des successions assurant le renouvellement des métaclimax. A l'échelle d'une station, elles peuvent induire un système écologique situé plus précocement dans une série que l'écosystème initialement en place, mais qui peut correspondre à un état sériel bien défini, par rapport auquel il ne présente pas de modification sensible. Des perturbations physico-chimiques du milieu et des changements de la composition spécifique peuvent en outre écarter plus ou moins l'écosystème de son état sériel. Enfin, des modifications de la structure de l'écosystème, en isolant l'écosystème considéré

(1) BLONDEL (J.), 1986. — *Biogéographie évolutive*. Masson, Paris, 221 p.

des autres composants du métaclimax dont il fait partie, peuvent réduire ses possibilités de participation au cycle successional.

Le diagnostic, considérant un écosystème sur une courte échelle de temps, aura donc pour objectif d'apprécier l'adéquation de ce système à un état sériel déterminé et d'apprécier ses possibilités à passer spontanément par les états suivants. Ceci suppose l'obtention d'informations à la fois sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème et sur l'organisation de l'écomplexe où il est inséré.

Le diagnostic peut aussi envisager d'apprécier la capacité d'un écosystème à s'ajuster, par des transformations plus ou moins profondes, à des changements durables de l'environnement tout en conservant ses possibilités de participer à une série dynamique dont les différents stades, corrélativement, se transforment aussi. C'est cette capacité qui peut être évaluée dans le cadre d'une théorie comme celle des stratégies adaptatives, mais on entre là dans un domaine beaucoup plus spéculatif.

Ces diverses considérations pourraient ouvrir de nouvelles perspectives en ce qui concerne les recherches d'ordre typologique. Il est tout d'abord nécessaire d'envisager une typologie des métaclimax s'appuyant sur une caractérisation des séries dynamiques établie sur des bases statistiques. La mise en évidence d'états sériels suffisamment durables permettrait ensuite d'établir une typologie des écosystèmes exprimant clairement leur position dans les dynamiques successionales.

Dans le cas des milieux continentaux, la phytosociologie et la symphytosociologie offrent actuellement les meilleures possibilités pour construire des typologies rationnelles. Toutefois, elles imposent peut-être un cadre trop rigide et elles comportent un risque de conflits d'ordre nomenclatural, superfétatoires dans le cadre de diagnostics localisés.

Cependant, le classement typologique des écosystèmes en tant qu'états sériels ne suffit pas, car, on l'a vu, l'appréciation de leurs potentialités doit tenir compte de leur agencement spatial et de la structure des interfaces qui en résultent. L'analyse structurale et fonctionnelle des écomplexes, outre son intérêt fondamental, apparaît ainsi comme un thème de recherche majeur pour l'application efficace de l'écologie à la gestion du patrimoine naturel.

## II — LA QUALITÉ DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES : UN CONCEPT VIDE ?

La figure 5 (chap. I) maintenait volontairement une certaine ambiguïté entre utilisation des indicateurs à des fins typologiques et diagnostic de qualité. Tout au long du présent travail, cette ambiguïté a été mise en relief. Souvent, le concept de qualité apparaît comme un recours lorsqu'on ne sait pas expliquer l'altération d'un milieu pour une cause simple. On parle alors d'une «baisse de qualité», et les indicateurs biologiques sont supposés donner une estimation de cette baisse.

Ce problème est particulièrement délicat, car, en dernière analyse, c'est le bien-fondé de la bioévaluation qui est en cause. S'il s'avérait qu'un investissement considérable en moyens de recherche n'avait pour autre résultat que de proposer des pseudo-mesures d'une grandeur que l'on reste incapable de définir, la crédibilité de l'écologie comme science génératrice d'applications utiles pourrait être mise en question.

En raison de sa connotation anthropocentrique, le terme de qualité devrait être évité lorsqu'il s'agit d'évaluer les propriétés intrinsèques des systèmes écologiques. Il pourrait

éventuellement servir lorsque l'on envisage l'aptitude de ces systèmes à satisfaire tel ou tel besoin social, par exemple quand on juge de leur adéquation à des normes préétablies.

Si l'on admet la portée générale des concepts de métaclimax et de cycle successional, le vrai problème est celui de la caractérisation de l'écart existant entre l'état d'un écosystème modifié et l'état sériel auquel il correspond. Selon la terminologie employée au chapitre I (fig. 2 et 3), il s'agit d'évaluer une distorsion entre un état théorique et un état réel. C'est ce que prétendent faire les divers indices empiriques présentés dans les chapitres précédents, ainsi que les méthodes utilisant des variations d'indices de diversité ou de structures d'abondance.

Dans la mesure où les états sériels de référence ne peuvent être définis que de façon statistique, il pourrait ne pas y avoir de limite nette entre états encore «naturels» et états déjà modifiés. Si la dynamique de la dérive induite par les facteurs anthropiques ne comporte pas de phénomène de seuil, il est indispensable que la méthode de diagnostic utilisée permette au moins un classement ordonné des écosystèmes en fonction de leur écart à l'état sériel. Des échelles peuvent alors être construites, selon un système arbitrairement défini. Par souci de clarté, il est évidemment préférable d'associer la note la plus basse à la distorsion la plus faible et la plus élevée à la distorsion la plus forte. La notion de distorsion étant plus aisée à comprendre que le concept de qualité, on éviterait ainsi l'emploi d'échelles faisant correspondre leurs notes à différents «niveaux de qualité» impossibles à définir de façon concrète et univoque.

L'accent étant mis sur les phénomènes de distorsion provoqués, directement ou non, par les activités humaines, il devient indispensable de comprendre en quoi les perturbations anthropiques se distinguent des perturbations naturelles qui entretiennent la dynamique des métaclimax.

Si l'on voit bien la différence dans le cas des empoisonnements par les polluants, le problème peut être bien plus subtil quand il s'agit des modifications de la composition et de l'organisation des écosystèmes manipulés par l'homme. On peut en effet concevoir que de telles perturbations soient volontairement provoquées pour maintenir l'existence simultanée de différents états sériels et faciliter ainsi le renouvellement dynamique des métaclimax. L'organisation et le maintien d'une certaine hétérogénéité au sein des écomplexes peuvent de la sorte constituer un renforcement de leurs potentialités fonctionnelles et adaptatives. On le voit, une réflexion approfondie sur les perturbations en tant qu'outils de gestion ne serait pas inutile.

## III — DE L'UTILITÉ DES INDICATEURS BIOLOGIQUES

Ce qui précède permet de mieux cerner l'intérêt et les limites des bioindicateurs. La figure 5 (chap. I) montre que deux grands types de fonctions peuvent leur être assignés.

En premier lieu, des bioindicateurs peuvent servir à la détection et, éventuellement, à la mesure d'un facteur de perturbation précis. Ces indicateurs ne peuvent avoir d'intérêt que s'ils sont spécifiques, justes et suffisamment sensibles.

A propos des bioessais, mais aussi de divers indices empiriques de pollution ou de perturbation physique du milieu, comme le piétinement, nous avons vu combien le problème de la spécificité est difficile, de multiples causes pouvant combiner leurs effets. L'exemple des bioaccumulateurs a, de son côté, montré l'importance de la justesse : si ces organismes peuvent faciliter la détection de polluants précis, il y a en revanche bien des incertitudes quant aux relations existant entre concentration dans les organismes et concentration

dans le milieu. Enfin, la sensibilité des bioindicateurs est le plus souvent insuffisamment testée. Il s'agit pourtant là d'un point essentiel, notamment si l'on souhaite que les bioindicateurs aient une fonction d'alarme. Dans chaque situation, en effet, il faut bien peser les avantages et inconvénients d'un système d'avertissement. Choix des bioindicateurs et mise au point des procédures doivent être faits après la définition d'une cote d'alerte tenant compte des risques encourus par les milieux surveillés et de la balance entre coûts liés soit au déclenchement trop fréquent d'interventions inutiles, soit au contraire à des interventions lourdes parce que trop tardives. On voit combien la notion de seuil est arbitraire, qu'il existe ou non des effets de seuil dans le processus de transformation des écosystèmes perturbés.

Une deuxième fonction possible des bioindicateurs est d'ordre typologique, fonction difficile à dissocier, au plan méthodologique, de celle qui consiste à caractériser l'écart entre l'état actuel d'un écosystème et l'état sériel qui lui correspond. Dans ces domaines, les bioindicateurs peuvent être particulièrement utiles. Encore faut-il pour cela qu'ils satisfassent à un certain nombre de critères. Trop souvent, les auteurs proposant des bioindicateurs ne s'en sont guère préoccupés.

Ces critères sont pourtant assez évidents : un bioindicateur doit être facile à utiliser, avoir un bon pouvoir de discrimination et être fiable. Enfin, il doit pouvoir être utilisé dans un espace géographique aussi étendu que possible.

La facilité d'utilisation implique des méthodes d'échantillonnage standardisées aussi légères que possible et la prise en compte de taxons reconnaissables sans devoir faire appel à de rares spécialistes. L'utilisation d'organismes plus difficiles à échantillonner et à déterminer que d'autres ne devrait donc être proposée qu'une fois la preuve faite de leurs plus grande capacité à satisfaire à d'autres critères.

Le pouvoir de discrimination, par exemple, est important à considérer, aussi bien pour des indicateurs typologiques que pour des indicateurs de distorsion. La fiabilité constitue une autre exigence majeure : un bioindicateur doit être un instrument fidèle, donnant toujours la même information — quelle que soit sa précision — lorsque sont comparées des situations identiques dans l'espace ou dans le temps. Il se dégage chez les chercheurs un large consensus pour reconnaître une plus grande fiabilité aux indicateurs plurispécifiques. Ce consensus ne dispense pas d'une vérification effective de la fiabilité, ce qui est rarement fait : la validation spatio-temporelle des indicateurs écologiques ne semble pas être une préoccupation majeure des chercheurs, alors qu'elle conditionne le passage à la pratique. Il est en particulier nécessaire de définir le champ géographique au sein duquel un bioindi-

icateur est réellement fiable. Plus ce champ est vaste, plus l'indicateur pourra être utile. Toute proposition d'indicateur devrait donc préciser au moins l'étendue vraisemblable de sa zone d'utilisation.

La conception d'un indicateur écologique peut s'appuyer sur des bases théoriques ou suivre une démarche empirique. Cependant les théories sur la structure des communautés ne sont pas si avancées qu'elles permettent d'élaborer des indicateurs à signification vraiment précise. Il est donc peu rentable, sauf exception, d'utiliser par exemple des indices de diversité ou des structures d'abondance, d'autant plus que cela nécessite des échantillonnages exhaustifs exploités au niveau spécifique. En revanche, des études comparatives bien menées peuvent dégager des espèces qui, seules ou diversement combinées, constituent des bioindicateurs pratiques. Si l'objectif est la mise au point d'indicateurs typologiques, l'analyse multivariée des données prises dans le plus grand nombre possible de stations constitue sans doute la meilleure démarche. De même, la mise au point d'indicateurs de distorsion doit s'appuyer sur des comparaisons le long de nets gradients de perturbation, suivies si possible par des études expérimentales, afin de passer du constat de variations concomitantes à la mise en évidence de relations causales effectives. Dans tous les cas, une validation spatio-temporelle est indispensable.

Outils de diagnostic, les indicateurs biologiques ne donnent pas à eux seuls les moyens d'une bioévaluation complète. En effet, s'ils peuvent informer sur un facteur de perturbation précis, contribuer au classement typologique des systèmes écologiques ou caractériser leur degré de transformation, ils ne donnent pas nécessairement des informations sur les évolutions possibles de ces systèmes. De fait, ils ne peuvent avoir une signification dynamique que si l'on dispose au préalable d'une connaissance suffisante de la dynamique spontanée des systèmes écologiques et de leur capacité de restauration lorsqu'ils ont été altérés.

Pour autant, il ne faut pas se contenter d'attendre les progrès de la recherche fondamentale, tandis que la dégradation du patrimoine naturel se poursuit. On doit au moins surveiller les évolutions induites par les activités humaines et en limiter l'impact dès que possible. Dans ce contexte, tout bioindicateur d'une pollution précise ou du degré de distorsion des écosystèmes peut constituer un instrument précieux, dans la mesure où il est réellement pratique et fiable.

Au demeurant, les actions de gestion ne s'organiseront de façon toujours plus rationnelle qu'au fur et à mesure des progrès de l'écologie des écosystèmes, seule à même de faire comprendre le jeu des interactions qui orientent en chaque lieu la dynamique des assemblages d'espèces.