

Chapitre 5 : Outils et méthodes de diagnostic écologique

5.1 Évaluation de l'état de dégradation des écosystèmes

L'évaluation de la dégradation d'un écosystème commence par la définition des composantes centrales de son état de référence et des pressions actuelles. Il faut d'abord caractériser les paramètres abiotiques (qualité physico-chimique de l'eau, structure du sol, hydrologie, climat local) et biotiques (composition des communautés végétales et animales, diversité génétique, processus fonctionnels comme la pollinisation, la décomposition).

La méthodologie se déroule en plusieurs étapes:

La première étape est la définition du référentiel de référence : sélectionner des sites de référence ou définir un état de référence théorique en s'appuyant sur des données historiques, des témoignages d'anciens usages, des archives cartographiques et des mesures paléoécologiques lorsque disponibles.

La deuxième étape consiste en la caractérisation des pressions: identification et quantification des facteurs d'altération (pollution, fragmentation, surexploitation, espèces invasives, modifications hydrologiques, changements d'usage des sols).

La troisième étape est la sélection d'indicateurs pertinents pour mesurer la dégradation ; ces indicateurs doivent être sensibles, reproductibles et liés aux services écosystémiques.

La quatrième étape intègre la collecte de données de terrain et leur analyse statistique et spatiale. Enfin, la synthèse aboutit à une classification de l'état de dégradation (par exemple : bon, modéré, dégradé, très dégradé) avec des recommandations de gestion ou de restauration.

Il importe de distinguer la dégradation réversible des altérations irréversibles. Les processus d'érosion de la diversité génétique ou la disparition d'habitats rares peuvent entraîner des seuils d'extinction locale difficiles à inverser. Des approches d'évaluation probabiliste et de modélisation (scénarios de restauration, analyses de sensibilité) permettent d'estimer la résilience et le temps nécessaire pour restaurer certaines fonctions.

Sur le plan opérationnel, la qualité d'une évaluation dépend fortement de l'échantillonnage : choix des stations, répétitions temporelles, saisons d'observation et effort d'échantillonnage. L'éthique de terrain, la sécurité et le respect des réglementations (aires protégées, espèces protégées) sont également essentiels.

Des outils complémentaires renforcent l'analyse : analyses de séries temporelles pour détecter des tendances, analyses de connectivité pour évaluer la fragmentation et approches socio-écologiques pour intégrer les usages humains et les perceptions locales. Enfin, la communication des résultats doit être claire pour les acteurs locaux et les décideurs : cartographies synthétiques, indicateurs agrégés et scénarios de gestion permettent de transformer le diagnostic en plans d'action.

5.2 Indices écologiques et bioindicateurs

Les indices écologiques et les bioindicateurs constituent des instruments privilégiés pour traduire des phénomènes complexes en mesures opérationnelles. Un bioindicateur est une espèce, un groupe d'espèces ou un assemblage biologique dont la présence, l'abondance ou l'état physiologique reflète la qualité d'un milieu. Les indices écologiques sont des formules ou des agrégations d'observations biologiques, parfois combinées à des variables abiotiques, qui synthétisent l'état d'un écosystème.

La surveillance de la qualité du milieu basée exclusivement sur le suivi des paramètres physico-chimiques ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème, puisqu'elle ne fournit pas de renseignement sur la qualité de l'habitat et est limitée à l'étude des polluants présents à des concentrations supérieures aux limites de détection des méthodes analytiques. Les bioindicateurs sont donc utilisés pour déceler les changements qui surviennent dans l'environnement et la présence de pollution, mesurer les effets de ces perturbations sur l'écosystème et surveiller les améliorations de la qualité de l'environnement résultant de la prise de dispositions remédiatrices.

Le recours à la bio-indication présente plusieurs avantages par rapport aux moyens de mesure instrumentaux traditionnels. D'abord, l'utilisation des bio-indicateurs est financièrement plus économique puisqu'elle permet généralement d'éviter d'employer du matériel technologique coûteux et d'économiser du temps. De plus, grâce à leur capacité de bioaccumulation, certains bio-indicateurs permettent une détection précoce des polluants ou des perturbations. Par ailleurs, les bio-indicateurs renseignent « sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu ». Cette distinction est non négligeable lorsqu'on s'intéresse aux effets des polluants sur les organismes.

Enfin, ils fournissent une indication intégrée des effets spatiotemporels des polluants sur le biote puisqu'ils « reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée ».

On distingue plusieurs types de bioindicateurs : bioindicateurs de présence/absence (espèces sentinelles), bioindicateurs d'abondance (déclin ou explosion d'espèces), bioindicateurs physiologiques (marqueurs biochimiques ou génétiques révélant une exposition à des contaminants), et bioindicateurs de structure communautaire (diversité alpha, richesse spécifique, composition taxonomique) (Fig. 1).

- Les indicateurs avec un temps de réponse court (heures, jours) mais dont la signification écologique est faible peuvent être utilisés pour émettre des signaux précoces de la perturbation du milieu. Ces indicateurs (biochimiques, physiologiques ou enzymatiques, appelés également biomarqueurs) réagissent avant que des altérations de l'écosystème soient observables.

- Les indicateurs avec un temps de réponse long (années) mais dont la signification écologique est forte permettent une bonne évaluation des effets à long terme d'une perturbation. Ces indicateurs sont basés sur l'étude des populations (structure démographique, qualité de la reproduction, etc.) et des peuplements (diversité, assemblages,... etc.)

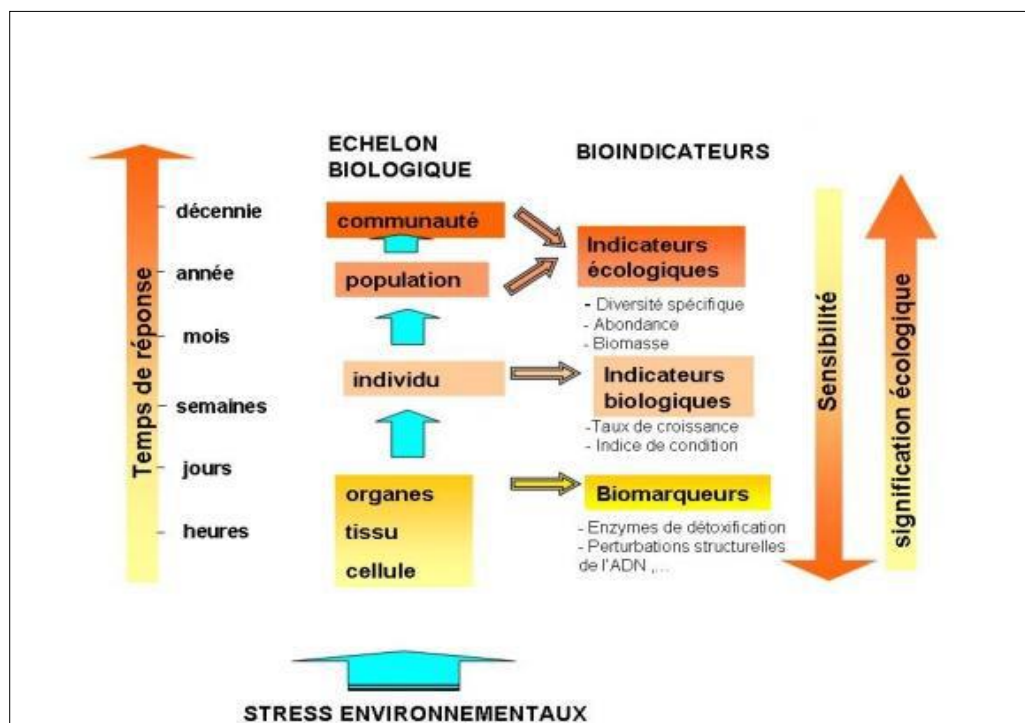


Figure 1. Diagramme illustrant les différentes approches liées à l'évaluation de la qualité environnementale (Amara, 2011).

5.3 Cartographie et SIG pour le diagnostic écologique

La cartographie et les SIG sont au centre du diagnostic écologique contemporain : ils permettent d'intégrer, d'analyser et de visualiser des données hétérogènes (biologiques, physico-chimiques, socio-économiques) sur un référentiel spatial commun. L'utilisation des SIG en France s'inscrit souvent dans des projets interdisciplinaires associant écologues, géomaticiens, gestionnaires territoriaux et décideurs publics.

L'approche commence par la constitution d'une base de données spatialisée : couches vectorielles (limites administratives, habitats, réseaux hydrographiques), couches raster (images satellites, modèles numériques de terrain, cartes d'occupation du sol) et bases attributaires (données d'occurrence d'espèces, valeurs d'indices). L'acquisition des données combine sources existantes (BD Forêt, BD CARTO, CORINE Land Cover, bases de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel), données issues du télédétection (Sentinel, Landsat), relevés de terrain et capteurs in situ (qualité de l'eau, stations météo). La métadonnée et la qualité des données (précision spatiale, incertitude temporelle) doivent être documentées.

Les traitements SIG permettent plusieurs types d'analyses essentielles pour le diagnostic. Les analyses de proximité (distances à des sources de pression comme une route ou un point d'émission) aident à identifier des gradients d'impact. Les analyses de fragmentation (indices de patch, taille et isolation des habitats) évaluent la connectivité écologique et les barrières au déplacement des espèces. La modélisation d'habitats et de distribution d'espèces (MaxEnt, modèles d'éco-niche) fournit des cartes de probabilité d'occurrence et identifie des habitats potentiels à préserver. Les analyses de scénario spatialisé (modèles de changement d'usage du sol) permettent d'anticiper les effets de développement urbain ou agricole sur les réseaux écologiques.

L'intégration temporelle via des séries d'images satellites permet de détecter des tendances (déforestation, regarnissages, signatures de sécheresse). L'utilisation de modèles d'hydrologie spatialisés couplés aux SIG est particulièrement pertinente pour le diagnostic des milieux humides et des bassins versants ; elle facilite l'évaluation de la connectivité hydrologique et de la dispersion des polluants. Les SIG participent aussi à la priorisation d'actions : par des scores multi-critères spatialisés, on peut combiner biodiversité, coûts, risques et acceptabilité sociale pour orienter les interventions de restauration.

Connaître les limites techniques est primordial. Les erreurs de géoréférencement, l'échelle d'analyse inadéquate et les biais d'échantillonnage spatial peuvent induire des interprétations fausses. La résolution spatiale doit correspondre à la question écologique (échelle paysage vs. échelle micro-habitat). L'interopérabilité des données et l'utilisation de standards (EPSG pour les systèmes de coordonnées, ISO 19115 pour les métadonnées) facilitent le partage et la reproductibilité des diagnostics.

Enfin, l'aspect participatif n'est pas à négliger. L'intégration de données citoyennes (observations naturalistes, sciences participatives) apporte une densification de l'information, notamment pour des espèces difficiles à suivre par des campagnes classiques. Ces données requièrent cependant des procédures de validation et de pondération. Les résultats cartographiés doivent communiquer clairement aux acteurs locaux : cartes thématiques, fiches synthétiques, atlas régionaux et portails web participatifs facilitent le transfert des connaissances vers l'action.