

Zeitschrift: Saussurea : journal de la Société botanique de Genève
Herausgeber: Société botanique de Genève
Band: 34 (2004)

Artikel: La bioindication des cours d'eau par les macrophytes
Autor: Meylan, Sophie
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1098874>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 17.04.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

La bioindication des cours d'eau par les macrophytes

Introduction

L'estimation de la qualité des cours d'eau, à la fois physico-chimique, écomorphologique et biologique, est devenue une nécessité croissante pour leur préservation.

A côté des analyses physico-chimiques habituelles, dont le caractère ponctuel est bien connu, des méthodes plus "intégratrices" se sont développées. Elles utilisent les composantes biologiques des écosystèmes aquatiques comme les invertébrés benthiques¹ ou les diatomées.

Les macrophytes (végétaux aquatiques visibles à l'œil nu) se sont révélés très sensibles aux paramètres du milieu aquatique et donnent une image généralement précise de la qualité de l'eau. Leur utilisation comme bioindicateurs présente de nombreux avantages tels que la facilité d'observation et d'identification.

Différentes méthodes ont été développées pour rendre compte des relations existantes entre la qualité de l'eau et les macrophytes présents. L'utilisation d'indices macrophytiques est une méthode régulièrement appliquée. Elle correspond à la demande des gestionnaires de posséder des outils de mise en œuvre simples. Ces indices peuvent être utilisés en complément des analyses physico-chimiques ou des indices biotiques². D'autres méthodes envisageant la végétation aquatique au niveau des communautés ont été élaborées (Carbiener et al., 1990; Hauray, 1994; Thiebaut & Muller, 1999). Ces méthodes sont toutefois relativement difficiles à appliquer, faisant appel à une connaissance botanique approfondie.

Définitions, Classifications

Les plantes aquatiques peuvent être trouvées sous plusieurs vocables dans la littérature. Le terme "macrophytes aquatiques", de loin le plus employé, n'a aucune signification taxonomique précise. Au sens large, il se réfère à l'ensemble des plantes aquatiques macroscopiques, par opposition aux organismes microscopiques que l'on range généralement dans le groupe des "microphytes". Il comprend des Spermatophytes (plantes à fleurs), des Ptéridophytes (prêles, fougères d'eau), des Bryophytes (mousses aquatiques) et des grandes algues (*Chara*, *Cladophora* et *Enteromorpha*).

Il existe de nombreuses classifications des macrophytes aquatiques se basant sur les différentes formes de vie en relation avec les conditions hydriques. La classification selon Bouxin (1997), basée sur les formes biologiques, est commode :

les **hydrophytes**, strictement aquatiques, sont capables d'achever leur cycle de reproduction avec toutes les parties végétatives submergées ou supportées par l'eau (ex: *Callitriche* spp.);

les **pseudohydrophytes**, fréquemment immergés, se maintiennent dans cette condition pendant des années par reproduction végétative. La reproduction sexuée ne peut cependant avoir lieu à l'état immergé (ex: *Myosotis scorpioides*);

les **hélrophytes**, enracinés dans la vase mais qui ont une grande partie de l'appareil végétatif hors de l'eau (ex: *Sparganium erectum*);

Sophie Meylan

¹ Benthique: vivant sur le fond

² Indices biotiques : indices permettant de déterminer la qualité des eaux à partir de critères de présence-absence de divers organismes vivant dans les eaux douces tels que les invertébrés, les espèces végétales ou les diatomées.

les **reptohélophytes**, enracinés sur la marge du ruisseau ou sur des débris flottants, qui s'étendent avec des stolons sur ou juste sous la surface de l'eau (ex: *Veronica beccabunga*);

les plantes **hygrophiles**, n'entrant pas dans les catégories précédentes, présentes sur les grèves, les marges ou les berges des cours d'eau (ex: *Lythrum salicaria*).

Facteurs de l'environnement susceptibles d'influencer la dispersion des macrophytes

Les facteurs de l'environnement susceptibles d'influencer la dispersion des macrophytes sont nombreux et ne peuvent tous être cités ici. Les principaux facteurs présentés se rapportent aux ruisselets, ruisseaux et rivières.

Les caractéristiques physiques:

- le débit
- la vitesse du courant
- la largeur du cours d'eau
- la profondeur au centre du cours d'eau
- le type de substrat (vase, sable fin ou grossier, cailloux, blocs, dalle rocheuse)
- la lithologie³
- la turbidité⁴
- les radiations solaires incidentes et leur atténuation
- la température de l'eau
- la pente de la berge
- le type de paysage traversé (vallée en V non tronqué, peu tronqué, fortement tronqué)
- les perturbations anthropiques diverses comme le curage, le faucardage⁵, les pesticides sur les berges, les activités touristiques, les plantations de conifères, etc.

Les caractéristiques biotiques :

Le type de végétation occupant les berges et les rives a parfois une incidence importante sur la dispersion des macrophytes, ne serait-ce que par l'atténuation de la lumière incidente, par exemple.

Les caractéristiques chimiques :

Parmi les éléments dissous dans l'eau, on trouve des gaz, des ions présents habituellement à une concentration comprise entre 0.1 et 10 méq⁶/l (calcium, magnésium, sodium, potassium, hydrogencarbonates, sulfates, chlorures), des ions présents normalement à une concentration inférieure à 1 mg/l (nitrates, nitrites ou ammonium, hydrogénophosphates, dioxydes de silicium ou hydrogénosilicates), des oligo-éléments, des composés organiques à une concentration de l'ordre du mg/l. Certaines substances ont, à une certaine concentration, une action toxique.

Nutrition minérale des hydrophytes : Nutrition foliaire ou racinaire ?

Les macrophytes sont capables d'assimiler les nutriments dissous dans l'eau à travers leurs feuilles. La phase aqueuse joue alors un rôle prédominant chez les macrophytes (Carbiener et al., 1995). Cette donnée est d'ailleurs évidente *a priori* chez les hydrophytes non enracinés, comme les lentilles d'eau (*Lemna* spp.).

³ Lithologie : discipline qui étudie les roches.

⁴ Turbidité : opacité causée dans une eau naturelle par des sédiments et autres matières en suspension, provenant en général d'une source de pollution.

⁵ Faucardage : terme utilisé pour la coupe de la végétation aquatique dans les plans d'eau ou les cours d'eau. La végétation est généralement coupée au niveau du fond du plan d'eau puis évacuée sur la rive.

⁶ Méq : milli-équivalent

Par les deux approches simultanées de laboratoire et de terrain, Robach & Tremolières (1996) ont montré que le phosphore (P) total foliaire est corrélé à celui de la phase aqueuse et à son gradient d'eutrophisation⁷; ceci aussi bien pour les espèces présentant un appareil végétatif largement déployé dans le compartiment aqueux et un système racinaire peu développé (*Elodea nuttallii*, *Callitriche obtusangula*) que chez les espèces présentant un système racinaire plus développé (*Berula erecta*).

De plus, les espèces eutrophes révèlent des fluctuations de leur teneur foliaire en P plus importantes que les espèces oligotrophes¹⁰, montrant ainsi une plus grande aptitude à prélever et stocker le phosphore. Ces mécanismes d'adaptation des espèces à vivre dans un milieu eutrophisé ont été mis en évidence par ces auteurs sur l'espèce *Elodea nuttallii*, capable de prélever le phosphore uniquement à partir de la phase aqueuse. Cependant, quand elle dispose des deux sources, sédiment et eau, l'accumulation de P dans la plante est plus faible que lorsque la phase aqueuse est la seule source de nutriments. La plante est alors capable de stocker le P en période "faste" et de remobiliser ce P interne (stocké) en période défavorable (eau peu chargée en P), ce qui lui permet de résister aux fortes fluctuations temporelles de la charge trophique, typique des milieux eutrophes.

Les teneurs en phosphore total et en phosphore extractible du sédiment n'ont pas d'influence significative sur la composition de la végétation aquatique des cours d'eau. Le sédiment joue un rôle subordonné ou nul s'il est grossier par absence de colloïdes⁸ échangeurs, mais peut, s'il est riche en colloïdes, jouer le rôle de capteur-échangeur mémorisant les apports eutrophisants relargués par petites doses vers la phase aqueuse.

La relation étroite entre la teneur en P des plantes et le P dissous dans l'eau confirme ainsi le rôle bioindicateur des macrophytes envers la phase aqueuse. Les indications révélées par les macrophytes sur la charge en nutriments des sédiments n'ont qu'une importance secondaire.

Le rôle limitant du phosphore et la toxicité ammoniacale

Deux paramètres fondamentaux régulent la structure et la composition des phytocénoses⁹ aquatiques.

Le premier est le phosphore en solution dans la phase aqueuse, c'est-à-dire l'ion ortho-phosphate, forme biodisponible essentielle de cet élément pour les hydrophytes. Les travaux de Carbiener et al. (1995) confirment que le phosphore est le nutriment minéral limitant primordial de la majorité des écosystèmes aquatiques continentaux. Ce résultat est corroboré par les travaux de Lachavanne & Wattenhofer (1975) pour les écosystèmes lacustres.

Les pics de concentration en phosphates apparaissent déterminants pour la végétation aquatique et peuvent expliquer la présence de végétaux plus eutrophes que ceux que les moyennes annuelles laissent préjuger.

Le second facteur limitant est l'azote sous sa forme ammoniacale exclusivement (NH_3) ; les nitrates (NH_4^+) ne jouent aucun rôle tant qu'on ne dépasse pas le seuil de l'hypertrophie¹⁰, auquel cas ils peuvent alors devenir limitants. L'ammoniaque agit en facteur limitant de par sa très importante mais aussi très sélective toxicité impliquant d'énormes différences de sensibilité selon les taxons de macrophytes aquatiques (Carbiener et al., 1995). Dans les eaux dites dures, c'est-à-dire de type minéralisé riche en bases, la photosynthèse des macrophytes augmente fortement le pH de l'eau en cours de journée par la dissociation des bicarbonates, et ainsi, la part non-dissociée dans l'équi-

⁷ Eutrophisation : phénomène d'enrichissement des eaux continentales ou littorales en sels minéraux nutritifs (phosphates, nitrates, etc.) résultant de phénomènes naturels ou de l'action humaine. Il se caractérise par une prolifération d'algues et de plantes supérieures aquatiques.

⁸ Colloïdes : terme désignant de grosses molécules organiques ou des microparticules d'argiles associées en micelles, généralement neutres ou chargées électronégativement, que l'on rencontre dans les sols.

⁹ Phytocénose : désigne l'ensemble des espèces végétales présentes dans une biocénose.

libre $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ augmente exponentiellement. L'ammoniaque est souvent responsable de la mauvaise "note" attribuée à une rivière.

L'ammoniaque agit également en tant que nutriment azoté potentiel capable de stimuler fortement des macrophytes ammoniophiles tels que *Potamogeton pectinatus* ou *Elodea nuttallii*, espèces par ailleurs résistantes à la toxicité ammoniacale (Rolland & Tremolières, 1995).

Aussi, par conjonction de ce double mode d'action – élimination des taxons sensibles et stimulation des taxons l'utilisant comme nutriment azoté quasi préférentiel –, l'ammoniaque joue conjointement avec le phosphate un rôle régulateur dominant des phytocénoses aquatiques des eaux courantes (Carbiener et al., 1995). Ces mêmes auteurs ont montré à travers l'analyse statistique une très fréquente corrélation entre ces deux facteurs limitants. En effet, les hausses de biomasse induites par la croissance de la disponibilité en phosphore accélèrent le cycle de l'azote et ainsi la disponibilité quantitative de l'ammoniaque, confirmant indirectement la fonction régulatrice du P en tant que facteur limitant.

L'importance de la minéralisation

Robach & Tremolières (1996) ont observé que le degré de minéralisation de l'eau (eau douce ou eau dure) détermine prioritairement la composition des phytocénoses aquatiques.

En effet, la régulation de la végétation par les deux paramètres limitants que sont P et NH_3 se différencie nettement en fonction de la minéralité des sites, opposant les eaux "dures" (bicarbonatées calciques, riches en bases et tamponnées dans l'alcalinité) aux eaux "douces", faiblement acides (fig. 1). Ainsi, les déterminants primaires dans le domaine de l'hydrobiologie végétale des eaux courantes sont le résultat de l'action conjointe du type de minéralisation et des paramètres trophiques. Les particularités écologiques secondaires de ces écosystèmes (charge trophique des sédiments, vitesses des courants, morphologie du cours d'eau, etc.) ne semblent être que des variables de contrôle.

L'ammoniaque est beaucoup plus facilement toléré, donc beaucoup moins sélectif en eau douce qu'en eau dure : pour les espèces capables de vivre dans les deux milieux, les seuils de tolérance à l'ammoniaque sont souvent plus que doublés en eau douce. Ainsi, *Callitriche obtusangula* apparaît en eau douce dans l'aile extrême d'eutrophisation pour des taux d'ammoniaque $> 150 \text{ mg/l N-NH}_4^+$, alors qu'en eau dure, l'espèce est présente dès le stade mésotrophe et tend à disparaître pour des teneurs moindres (Robach et al., 1996).

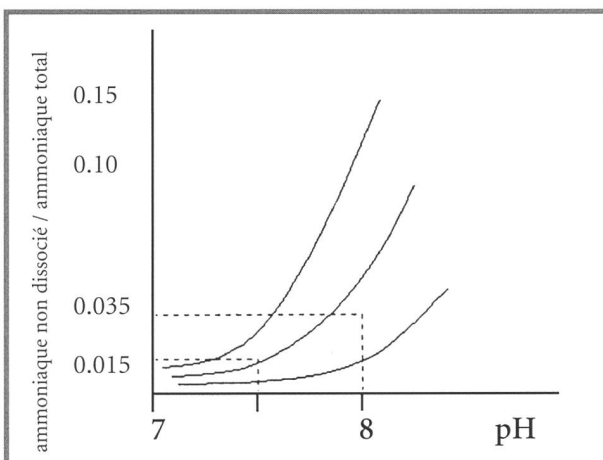


Figure 1. Variation de la proportion d'ammoniaque non dissocié en fonction du pH et de la température de l'eau (d'après Robach et al., 1996).

¹⁰ Cours d'eau phréatique : désigne les cours d'eau qui sont alimentés par des résurgences de la nappe phréatique.

Ainsi, d'après les définitions de Carbiener et al. (1995), un milieu est appelé "oligotrophe" lorsque, quelle que soit sa minéralité, le phosphore reste fortement limitant et où l'ammoniaque est en dessous des seuils toxiques pour les espèces les plus sensibles. Dans un milieu "eutrophe", la limitation par le phosphore s'atténue, la composition floristique des communautés macrophytiques s'enrichit, mais enregistre la perte des éléments les plus sensibles à l'extrême toxicité de l'ammoniaque. Enfin, dans un milieu "hypertrophe", le phosphore cesse d'être limitant (dès 60-80mg/l). Une hausse de disponibilité en phosphore ne provoque alors plus d'enrichissement spécifique des communautés de macrophytes, mais accélère le cycle de l'azote en provoquant la libération de doses d'ammoniaque déjà fortement toxiques de plus de 100mg/l.

Ces résultats précisent que la toxicité ammoniacale est liée à la forme non dissociée (NH₃), qui ne devient abondante que dans les eaux tamponnées par l'alcalinité (fig. 1), d'où le décalage général des limites vers le haut dans la séquence d'eau peu minéralisée. Ces eaux s'avèrent aussi nettement moins sensibles aux séquelles de l'eutrophisation que les eaux calcaires.

Le rôle du CO₂ et sa fonction bioindicatrice spécifique des formes submergées des hélophytes

Lors de leurs travaux sur les cours d'eau phréatiques¹⁰ de la plaine du Rhin, Carbiener et al. (1995) constatent que des secteurs catharobes¹¹ hébergent des formes submergées d'hélophytes qui disparaissent plus en aval et sont notamment absentes des secteurs eutrophisés, même lorsque l'eau reste limpide et pure. Nombre de ces hélophytes sont ainsi confinées à des groupements oligotrophes ou mésotrophes, alors que leurs formes terrestres sont au contraire très euryèces¹² et centrées sur les milieux eutrophes.

D'autres espèces sont répandues dans les cours d'eau phréatiques en général ou karstiques¹³ à l'exclusion des autres. On parle alors d'assemblage d'espèces phréatophytes, indicateur d'apports d'eau souterraine riche en CO₂ tels *Berula erecta* f. *submersa*, *Veronica anagallis-aquatica* f. *submersa* et *Callitriche obtusangula*.

Ainsi, certaines plantes aquatiques ont permis des traçages hydrologiques et des localisations précises des échanges eaux de surface-eaux souterraines, et donc des relations entre la nappe et la rivière.

Un cas particulier est représenté par le cresson de fontaine (*Nasturtium officinale*): ses formes submergées stériles peuvent exister, à l'exclusion des formes hélophytiques fertiles, dans les lits des cours d'eau des secteurs oligotrophes à mésotrophes, alors que la forme hélophytique flottante frangeant les berges est hautement différentielle du groupement eutrophe, où elle peut devenir exubérante. On observe de fait que les formes submergées d'hélophytes sont présentes dans les secteurs amont des cours d'eau proches des sources (Carbiener et al., 1995).

Intérêts des macrophytes pour l'évaluation de la pollution

- Tremp & Kohler (1995) ont comparé les durées de réaction ou de récupération des groupes d'organismes utilisés comme bioindicateurs dans les systèmes lotiques¹⁴ (fig. 2). Ces durées sont comprises entre le moment où se produit la pollution et son effet détectable. Le tableau ci-dessous montre que, contrairement aux autres indicateurs biologiques, les macrophytes ne réagissent généralement pas à un brusque pic de pollution, mais intègrent les moyennes physico-chimiques. Toutefois, lors de leurs études en Alsace, Carbiener et al. (1995) ont relevé des brusques changements de végétation concernant des cas d'eutrophisation comme des cas d'oligotrophisation, sur une à deux saisons.

- Les macrophytes, par définition, sont visibles à l'œil nu, stationnaires, et le nombre d'espèces communes en rivières est faible comparé au nombre d'invertébrés. L'identification des macrophytes peut se faire sans échantillonnage et rapidement, contrairement à celle d'une communauté d'invertébrés (Haslam, 1987).

- Des sources de pollutions eutrophisantes, mêmes légères, peuvent être facilement localisées par la modification spatiale extrêmement tranchée de la végétation aquatique (Carbiener et al., 1995).

¹¹ Catharobe : se dit d'une eau très pure contenant habituellement moins de 500 germes au ml.

¹² Euryèce: organisme capable de vivre dans des milieux marqués par une importante amplitude de variation de ses facteurs écologiques.

¹³ Cours d'eau karstique : désigne les cours d'eau prenant naissance dans une formation calcaire, marquée par la constitution de vastes systèmes de circulation d'eau souterraine provoquée par la dissolution du calcaire sous forme de bicarbonate soluble.

¹⁴ Lotique : qualifie toute entité (milieu, communauté) qui se rapporte aux eaux courantes. Les cours d'eau sont des écosystèmes lotiques par opposition aux eaux stagnantes qui, elles, correspondent à des écosystèmes lenticques.

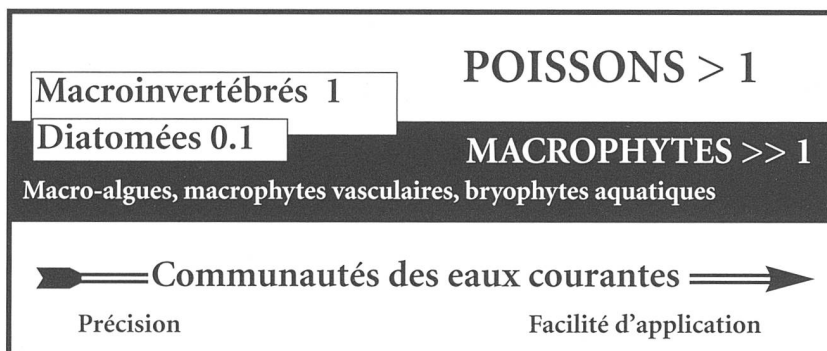


Figure 2. Durées de réaction ou de récupération des groupes d'organismes utilisés comme bioindicateurs dans les systèmes lotiques (exprimées de manière simplifiée en années) (Trempe & Kohler, 1995).

- Pour Haury & Peltre (1993), les macrophytes présentent plusieurs intérêts : cartographiables, plus ou moins aisément identifiables, ils permettent d'avoir une vision synthétique directement sur le terrain de l'état d'un cours d'eau, orientant les prélèvements pour l'élaboration d'autres diagnostics plus "classiques" et confortant leurs résultats.

Les Indices macrophytiques

La présentation des informations sous forme d'un indice est un moyen de synthétiser les résultats et de les communiquer aux non-spécialistes, mais aussi de comparer des systèmes très différents entre eux du point de vue floristique. Les indices macrophytiques peuvent être utilisés en complémentarité des méthodes plus usuelles, analyses d'eau ou indices biotiques.

Deux conceptions d'indices fondés sur la liste floristique des macrophytes présents dans une station coexistent.

- Le diagnostic phytoécologique avec les indices d'Ellenberg (1979), le "Plant score" de Harding (Standing Committee of Analysis, 1987), l'indice trophique de Newbold & Holmes (1987) et ceux de Haury et al. (1996) prennent en compte la qualité bioindicatrice des espèces. L'idée majeure est que l'on attribue une valeur aux espèces, lorsque leur valence écologique¹⁵ est suffisamment étroite pour que le chiffre ait une signification. On obtient alors un chiffre moyen qui permet un diagnostic de la station indépendant de la richesse spécifique.

- En revanche, le taux de dommage de Haslam (1987), tout en considérant l'écologie de certains taxons, analyse certains descripteurs de la communauté et préfigure les "indices de communautés". L'auteur part d'une double constatation: "toutes les espèces n'ont pas la même signification écologique" et "les caractères généraux de la végétation peuvent être comparés à une phytocénose "en équilibre" adaptée aux conditions morphométriques et hydrogéologiques des cours d'eau."

Haury et al. (1996) ont comparé ces différents indices lors d'une étude sur cinq rivières du nord de la France. Leurs résultats leur ont permis de relever les faiblesses de certaines méthodes et d'affiner les cotes attribuées aux espèces en les adaptant au contexte national. Ils proposent une nouvelle liste de plus de 240 taxons auxquels sont attribués des notes de 0 (mauvaise qualité d'eau) à 10 (bonne qualité) qui permettent de calculer une gamme de six indices pour des situations variées. De plus, ils prennent en compte la réparti-

¹⁵ Valence écologique : désigne la capacité d'adaptation d'un organisme aux variations des facteurs écologiques déterminant le milieu dans lequel il vit (voir aussi "euryèce" et "sténoèce").

tion des espèces par une pondération des présences par les recouvrements végétaux. Cela permet d'évaluer les interrelations entre les macrophytes et le milieu physique, et de limiter l'influence des colonisations accidentelles.

Cependant, ces indices macrophytiques qui utilisent une liste d'espèces ne rendent pas compte de la réalité des communautés végétales, en terme d'organisation et de fonctionnement. Ces méthodes de diagnostics seront donc complétées par les analyses comparant les communautés végétales observées aux phytocénoses potentielles (voir les travaux de Carbiener et al., 1990; Muller, 1990; Robach et al., 1996).

Espèces ou groupements bioindicateurs ?

Le concept de bioindication, créé au 19^e siècle en vue d'applications agronomiques, n'avait d'autre référence que l'espèce. Kohler et al. (1987) ont développé les premiers une approche bioindicatrice par phytocénoses.

La végétation aquatique est caractérisée par sa faible diversité spécifique, en particulier au niveau des plantes vasculaires, et par sa forte dynamique de croissance. En conséquence, la tendance à la formation de faciès monospécifiques (comme par exemple les roselières) constitue une caractéristique fondamentale de la structure des phytocénoses aquatiques. La bioindication utilisant les espèces isolées a alors été pendant longtemps privilégiée et ces données ont été exploitées en tant qu'arguments pour étayer une opposition à l'usage des méthodes phytosociologiques en écologie aquatique (Wiegleb, 1984). Cependant, la bioindication par espèces est tout a fait opérationnelle pour le cas des espèces ayant une faible marge de tolérance vis-à-vis des facteurs limitants majeurs, celui des espèces oligotrophes, limitées à des seuils très faibles par la toxicité ammoniacale ou encore des espèces à la fois eutrophes et oligosaprobies¹⁶ aux seuils limitants inférieurs et supérieurs très précis vis-à-vis du couple ammoniacque-phosphates.

Carbiener et al. (1995) affirment que l'utilisation des communautés végétales aquatiques est un outil apte à compléter et souvent différencier et préciser notamment le champ de la bioindication. Leurs résultats démontrent que beaucoup d'ensembles sont dominés par des espèces tolérant un large spectre de valeurs en phosphore et en azote en dont la valeur bioindicatrice est réduite. Par contre, l'examen de l'ensemble formés par ces espèces permet de classer celui-ci dans une catégorie bioindicatrice de grande précision. Le fait que ces ensembles présentent des potentialités discriminantes bien plus élevées que des partenaires isolés représente la base même de la méthode phytosociologique.

Echelles de bioindication de la trophie

Carbiener et al. (1995) ont mis au point des échelles de bioindication de la trophie basées sur des groupements végétaux. Elles expriment essentiellement les concentrations en phosphates et en ammoniacque. Pour chaque gamme trophique, de l'oligotrophie à l'hypertrophie, les eaux dures sont distinguées des eaux douces.

Un groupement peut être caractérisé par l'absence à la fois des exclusives du groupement de degré trophique inférieur et l'absence des représentants des groupements du degré trophique supérieur.

Ainsi, par exemple, dans le groupement mésotrophe en eaux dures, dominé par *Callitriche obtusangula*, aucune espèce n'est caractéristique exclusive de ce groupement. Cependant les espèces *Potamogeton friesii*, *Elodea canadensis*, *Lemna trisulca*, *Sparganium emersum* (forme *fluitans* stérile) différencient ce groupement du précédent, dans la gamme de trophie oligo-mésotrophe.

¹⁶ Oligosaprobe : terme désignant des communautés aquatiques qui se développent dans des eaux douces pauvres en matières organiques fermentescibles.

Par contre, dans le groupement eutrophe en eaux dures, où l'eau est encore limpide, oligosaprobe, mais fortement enrichie en nutriments limitants (le P atteint son plafond limitant), *Oenanthe fluviatilis* est hautement caractéristique, car à la fois très eutrophe et intolérant à tout apport saprobe.

L'obtention d'échelles de bioindication quantifiées et reproductibles exige une série de conditions concernant :

- l'échantillonnage hydrologique (le bassin versant et les réservoirs hydrologiques doivent relever de la même unité géologique),
- la définition des qualités évaluées,
- l'existence d'une gamme complète de variations des qualités considérées,
- l'intégration des faciès rhéologiques¹⁷, sédimentologiques et morphométriques dans l'échantillonnage de la végétation.

¹⁷ Rhéologique: relatif au courant d'un cours d'eau.

Méthodologie des relevés de végétation

En écologie aquatique, l'objectif consistant à rechercher des corrélations éventuelles entre la qualité de l'eau et la végétation impose de lui-même des méthodes intégratrices du tapis végétal. La qualité trophique de la phase aqueuse ne doit pas changer le long d'un transect transversal ou longitudinal d'une portion homogène de cours d'eau non perturbée.

De plus, malgré les dynamiques de crues et décrues en eau courante, la végétation reste statistiquement stable, en un lieu donné, tant que la qualité trophique des eaux reste elle aussi stable (Carbiener et al., 1995).

Ces auteurs soulignent la nécessité d'inclure dans les relevés phytosociologiques des eaux courantes les faciès rhéologiques et sédimentologiques, à condition de respecter l'impératif d'homogénéité géochimique. Pour des petits cours d'eau, ceci implique des relevés pouvant s'étendre sur plusieurs centaines de mètres. Ainsi, des relevés de faible étendue rendraient, dans des cours d'eau, la diagnose phytosociologique très imprécise et aléatoire. La végétation doit donc être relevée en totalité sur une distance suffisante pour obtenir le classique palier aire/espèce. Un changement de qualité hydrologique est souvent révélé par l'apparition soudaine de cortèges étrangers à la section hydrologique d'amont (voir plus haut).

Les qualités essentielles à mesurer dans la phase aqueuse sont les paramètres de la trophie régulateurs de l'écosystème, donc le phosphore et l'azote ammoniacal, et les paramètres de la minéralisation. Malgré leur impact apparemment nul, les nitrates doivent être dosés impérativement. Mais alors que les nitrates se mesurent avec des méthodes classiques d'analyse, leur concentrations s'exprimant dans l'ordre de grandeur du mg/l, les phosphates et l'ammoniaque doivent être dosés au mg/l. Ces analyses doivent être répétitives au cours de l'année en regard de la variabilité potentielle de ces paramètres. La mesure de la saprobie se fera par les paramètres classiques appliqués dans ce domaine (voir Carbiener et al., 1995).

Applications et perspectives

Un système de bioindication fiable permet de très intéressantes applications hydrologiques. En plaine alluviale, Carbiener et al. (1995) ont ainsi pu :

- préciser et localiser remarquablement les modalités d'échanges entre la rivière et la nappe;
- interpréter le cas de végétations atypiques, c'est-à-dire hétérogènes ou complexes qui permettent d'identifier et de localiser des perturbations hydrologiques, mémorisées par la végétation;
- décrire l'évolution amont-aval de la qualité d'un cours d'eau (localisation

des apports limnocrènes¹⁸ d'eaux souterraines oligotrophes, des apports eutrophisants d'eaux de surfaces ou des transmissions directes de pollutions anthropiques).

Ainsi, la bioindication par les macrophytes est un outil efficace pour l'interprétation des fonctionnements hydrologiques et de l'évolution de la qualité de l'eau d'un cours d'eau. L'utilisation des systèmes d'informations géoréférencés (SIG) pour la cartographie des macrophytes facilite d'autant plus cette diagnose.

Conclusion

Les macrophytes peuvent être utilisés comme bioindicateurs de la qualité des cours d'eau, leur présence traduisant de nombreux paramètres de qualité des eaux. Par opposition au caractère ponctuel des analyses d'eau, ils sont d'excellents intégrateurs de ces paramètres, et cela sur des périodes plus étendues que les autres groupes de bioindicateurs utilisés par les gestionnaires. Les méthodes de bioindication qui utilisent les macrophytes peuvent ainsi compléter les outils de diagnostic existants.

La bioindication par les communautés végétales s'avère plus efficace que la bioindication par l'espèce, ce qui implique une vision étendue du cours d'eau étudié. Cependant, la valeur sténoèce¹⁹ de nombreuses espèces a permis à Haury et al. (1996) d'établir une gamme d'indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français.

Les macrophytes d'eau courante relèvent une grande sensibilité aux paramètres trophiques de la phase aqueuse. Le phosphore soluble et l'azote sous sa forme ammoniacale sont les deux éléments minéraux limitants majeurs des phytocénoses aquatiques.

Il s'avère également que la régulation de la végétation aquatique par les deux paramètres trophiques discriminants que sont P et NH₃ se différencie nettement en fonction de la minéralisation des sites (eaux dures ou eaux douces). Ainsi, les seuils de tolérance pour ces deux paramètres tendent à doubler dans les eaux douces.

La bioindication par les macrophytes est donc un outil de gestion remarquable. Ils sont facilement reconnaissables sur le terrain de par leur taille et leur faible diversité. En outre, leur forte aptitude à se maintenir, comparativement à d'autres groupes d'organismes, permet un haut degré de bioindication.

Références

- ADAMEC, L. (1993). Rapid inhibition of HCO₃ use by high concentration of free CO₂ in *Elodea canadensis*. *Aquatic Bot.*, 45, p. 311 - 324.
- BOUXIN, G. (1997). La végétation de quelques ruisseaux condrusiens : de l'observation scientifique à l'exploitation pédagogique. *Probio.*, 2(3), p. 85 - 98.
- CARBIENER, R., M. TREMIOLÈRES & S. MÜLLER (1995). Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta bot. Gallica*, 142(6), p. 489 - 531.
- ELLENBERG, H. (1979). Zeigerwerte des Gefässpflanzen von Mitteleuropas. *Scripta Geobot.*, 9, p. 1 - 97.
- HASLAM, S. (1982). A proposed method for monitoring rivers pollution using macrophytes. *Sci. Technol.*, 3, p. 19 - 34.
- HAURY, J. & M.-C. PELTRE (1993). Intérêts et limites des "indices macrophytes" pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau : exemples armoricains, picards et lorrains. *Ann. Limnol.*, 29(3-4), p. 239 - 253.

¹⁸ Limnocrène : une source limnocrène est une source qui apparaît au creux des dépressions (mares ou étangs).

¹⁹ Sténoèce : espèce ne supportant que de faibles amplitudes de variations des facteurs écologiques déterminant le milieu dans lequel elle vit, par opposition à une espèce euryèce, très tolérante.

Texte et illustrations:
Sophie Meylan

ECOTEC Environnement
S.A.
rue François-Ruchon 3,
CH-1203 Genève, Suisse

meylan@ecotec.ch

- HAURY, J., M.C. PELTRE, S. MÜLLER, M. TREMOLIÈRES, J. BARBE, A. DUTARTRE & M. GUERLESQUIN (1996). Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Ecologie*, 27 (4), p. 233 - 244.
- KOHLER, A., M. ZELLER & G. H. ZELTNER (1987). Veränderung von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem des Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. *Bayer Bot. Ges.*, 58, p. 115 - 137.
- LACHAVANNE, J.-B. & R. WATTENHOFER (1975). *Contribution à l'étude des macrophytes du Léman*. Commission Internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Conservatoire Botanique de Genève, p. 14-18.
- MÜLLER, S. (1990). Une séquence de groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses-Vosges gréseuses du Nord. *Compt. Rend. Acad. Sci. Paris, Sér. 3, Sci. Vie*, 310, p. 509 - 514.
- NEWBOLD, C. & N. T. H. HOLMES (1987). Nature conservation : water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollution Control*, 86(2), p. 345 - 364.
- ROBACH, F., I. HAJNSEK, I. EGLIN & M. TREMOLIÈRES (1995). Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment ? *Acta bot. Gallica*, 142(6), p. 719 - 731.
- ROBACH, F., G. THIEBAUT, S. MÜLLER & M. TREMOLIÈRES (1996). A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north eastern France. *Hydrobiologia*.
- ROBACH, F. & M. TREMOLIÈRES. (1996). *Le phosphore dans les relations entre les phytocénoses aquatiques et la qualité de l'eau*. Rapport à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.
- ROLLAND, T. & M. TREMOLIÈRES (1995). The role of ammonium nitrogen in the distribution of two species of *Elodea*. *Acta bot. Gallica*, 142(6), p. 733 - 739.
- STANDING COMMITTEE OF ANALYSIS (H.M.S.O.) (1987). *Methods for the use of aquatic macrophytes for assessing water quality 1985-86*. Her Majesty's Stationery Office, London, pp. 176 (with detailed accounts by Haslam S.M., Holmes N.T.H. & Harding J. P. C.).
- TREMP, H. & A. KOHLER (1995). The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta bot. Gallica*, 142(6), p. 541 - 550.

www.socbotge.ch

La Société botanique de Genève est en ligne!

*Retrouvez toutes les informations concernant
la Société botanique de Genève sur son site
internet à l'adresse www.socbotge.ch*

*Programme des conférences et des excursions,
publications,
adresses et contacts, ...*

En tout temps, de partout, connectez-vous à

www.socbotge.ch