

Bryophytes aquatiques bioaccumulateurs de polluants et indicateurs écophysiologicals de stress : synthèse bibliographique¹

Claudine AH-PENG^{a,b} et Catherine RAUSCH DE TRAUBENBERG^{a}*

*^a Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Régulations,
Développement et Diversité Moléculaire, USM 505
« Ecosystèmes et interactions toxiques », Equipe Bryophytes bioindicateurs,
C.P. 39, 57, rue Cuvier, 75231 Paris cedex 05, France*

*^b Tauw Environnement, Agence de Lens, Ecopole du 11/19, rue de Bourgogne,
62750 Loos-en-Gohelle, France*

(Reçu le 21 octobre 2002, accepté le 20 avril 2004)

Résumé – Depuis plus de trente ans, les bryophytes aquatiques sont étudiées et utilisées comme bioindicateurs de la qualité des eaux. Ce présent travail se propose de présenter l'état des recherches actuelles sur le sujet à partir, d'une part de publications internationales et d'autre part, de données issues de rapports peu ou mal diffusés à l'échelle française, ce qui lui confère un caractère inédit. Après avoir présenté les bryophytes aquatiques et défini la notion de bioindication, l'accent est mis sur deux méthodologies : la bioaccumulation des polluants, principalement les métaux, et les réponses physiologiques liées aux stress. Les travaux concernant les mécanismes de bioaccumulation des métaux et des radionucléides par les bryophytes, comprenant adsorption, absorption, compétition, stockage et décontamination, sont très nombreux. Ils ont permis une amélioration croissante de l'efficacité de l'utilisation des bryophytes aquatiques pour l'évaluation des niveaux de contamination des eaux par ces éléments toxiques. Les mécanismes régissant l'accumulation des polluants organiques par les bryophytes aquatiques sont quant à eux encore peu connus. D'un point de vue pratique, la biosurveillance passive et active des cours d'eau par les bryophytes sont deux méthodes couramment utilisées qui présentent chacune des avantages et des inconvénients qui sont discutés. Parmi les études concernant les réponses physiologiques liées au stress, les travaux sur le stress oxydant chez les bryophytes sont encore peu nombreux et les connaissances sur ce point ne permettent pas encore une application pratique de cette méthode. Par contre, les travaux sur la mesure des pigments chlorophylliens (chlorophylle a et son produit de dégradation, la phéophytine a) ont apporté une méthode fiable permettant de mesurer le stress chez les bryophytes aquatiques, reflétant la qualité du milieu et ses changements. D'autres méthodes au niveau cellulaire telles que l'étude des mouvements ioniques des éléments essentiels ou l'étude des effets visibles liés aux polluants, ont également été étudiés. Actuellement certains indices, comme l'indice de contamination métallique (basé sur les niveaux de bioaccumulation) déjà utilisé par les agences de l'eau françaises et l'indice de stress (basé sur les teneurs en chlorophylle et phéophytine) tendent à développer l'utilisation des bryophytes aquatiques comme bioindicateurs de la qualité des eaux.

Bioaccumulation / bioindication / bryophytes aquatiques / radionucléides / métaux / polluants organiques / xénobiotiques / stress physiologique

* Correspondance et tirés à la suite : crusch@mnhn.fr

1. Cet article fait suite à un travail bibliographique réalisé pour l'obtention en novembre 2003 du Diplôme de Recherches Technologiques en Ingénierie de la Santé et de l'Environnement à l'Université de Lille 2.

Abstract – Aquatic bryophytes have been studied and used as biological indicators of water quality for more than thirty years. A bibliographic review describing research studies carried out on this topic is presented here; this work is based on international publications and French reports more or less distributed which gives to this work an original look. Aquatic bryophytes are described. A biological indicator or ‘bioindicator’ is defined as “an organism or a group of organisms which, – using biochemical, cytological, physiological, ethological or ecological parameters – are able to characterize conveniently and reliably the state of ecosystems and to show as early as possible their natural or induced changes” (Blandin, 1986). Pollutant bioaccumulation, as well as physiological responses related to stress is here outlined. Research studies on mechanisms of bioaccumulation of metals in aquatic environments are well-developed. Bioaccumulation is mainly a very efficient mechanism of adsorption that occurs in the cell-walls and external plasma membranes of cells of mosses. Intracellular absorption also occurs and leads to the storage of metal in moss cells. Parameters that induce changes of the level of bioaccumulation of metal in mosses are environmental – pH, temperature, light, season, external metal concentration, competition between metals, mineral and organic suspended matter, current velocity; and biological – physiological state and variability between species of mosses. Acidity, which plays an important role in these various processes, is discussed. Mechanisms of metal decontamination involving the biosynthesis of molecules like glutathion, or the increase of intracellular calcium, could play a role in protecting living cells against metal toxicity in mosses. These results have permitted a constant improvement of the efficiency of the use of bryophytes to assess contamination levels of metal in aquatic ecosystems. Mosses are also known to be good accumulators of radionuclides, and the mechanisms of bioaccumulation are similar to those of metals. However, processes of organic compound accumulation by bryophytes – including pesticides, polychlorobiphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and monocyclic hydrocarbons, and antibiotics – are still poorly known. From a practical point of view, passive biomonitoring is based on the study of autochthonous mosses, *i.e.* mosses naturally present in the studied sites. Active biomonitoring is based on mosses transplanted from non-contaminated sites to the studied sites. Advantages and drawbacks of these methods are discussed. Concerning studies on physiological responses related to heavy-metal induced stress, research on bryophyte oxidative stress is not developed enough to permit this to be used as bioindicator tool at present. On the other hand, the chlorophyll-to-pheophytin ratio (D665/D665a) is a useful method for the estimation of global water quality. It is an index of physiological stress in aquatic bryophytes based on the degradation of chlorophyll into pheophytin after the loss of a magnesium atom. On a cellular scale, ionic movements of essential elements, namely the cellular loss of potassium, magnesium or calcium ions have been studied. The loss of potassium is an indicator of an increase of membrane permeability that follows membrane alteration. Microscopic and macroscopic observation of aquatic bryophytes is another method used to quantify visible effects of pollutants present in high or highly toxic concentrations. The French Water Agencies currently use indices like the index of metal contamination (based bioaccumulation of a metal in mosses) or index of polymetallic pollution (based on accumulation of a mixture of metal). All these studies further develop the use of aquatic bryophytes as bioindicators of freshwater quality.

Bioaccumulation / bioindication / aquatic bryophytes / radionuclides / metals / organic pollutants / xenobiotics / physiological stress

INTRODUCTION

Les métaux « traces » sont des éléments de la croûte terrestre présents de façon naturelle à de faibles concentrations dans l’environnement. L’érosion des roches et l’activité volcanique constituent les sources naturelles majeures de la plupart des métaux. Le plus souvent toutefois, les contaminations métalliques sont

liées à l'activité humaine. La production d'énergie par combustion de matières fossiles, les extractions minières de l'industrie métallurgique représentent les principales activités humaines génératrices de pollution métallique.

Étant le réceptacle direct d'effluents industriels, recevant de plus des retombées atmosphériques et des pollutions diffuses provenant de sols contaminés, les systèmes aquatiques restent des milieux très exposés. Ces pollutions sont préjudiciables à l'équilibre écologique du milieu aquatique et présentent un risque environnemental et sanitaire.

La contamination de la biosphère en micropolluants métalliques est un fait admis dans les pays industrialisés. S'ajoutent à celle-ci, la pollution des milieux par des composés organiques répandus dans les écosystèmes par le biais de diverses sources (agriculture intensive, industrie électrique...) ainsi que la présence d'éléments radioactifs (radionucléides) émis par les centrales, les essais et les accidents nucléaires. Désormais, de plus en plus de micropolluants minéraux (cadmium, mercure, zinc...), de composés organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques [HAP], Polychlorobiphényles [PCB]...) et de radionucléides (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn ...) induisent une contamination chronique d'un nombre croissant d'écosystèmes aquatiques continentaux.

Divers compartiments biologiques et physiques susceptibles d'accumuler les éléments traces métalliques (ETM) ont été étudiés, les sédiments (André & Lascombe, 1985), qui par leur capacité de stockage des polluants présentent un danger pour les écosystèmes ; les plantes phanérogames (Kovács, 1978 ; Kovács & Podani, 1986) ; les plantes cryptogames comme par exemple le lichen aquatique *Dermatocarpon luridum* (With.) Laundon (Chatenet & Botineau, 2001), cependant moins répandu que les bryophytes aquatiques dont une dizaine d'espèces sont proposées comme espèces bioindicatrices (Mouvet, 1986).

Dans les années 1970, des études ont mis en évidence que certains végétaux aquatiques à proximité de sites miniers accumulaient les éléments métalliques à de très fortes concentrations (McLean & Jones, 1975 ; Whitton & Say, 1975 ; Dietz, 1976 ; Burton & Peterson, 1979). Cette propriété de bioaccumulation a suggéré l'utilisation des bryophytes aquatiques pour la surveillance des métaux « traces » dans l'eau (Empain, 1973). La mise en évidence de la bioaccumulation de composés organiques par les bryophytes aquatiques est un peu plus récente (Frisque, 1981).

Le présent article porte essentiellement sur l'utilisation des bryophytes comme bioindicateurs des milieux aquatiques et plus particulièrement sur la bioaccumulation des polluants et la biosurveillance des eaux en Belgique.

Le plan de cette synthèse s'organise autour de quatre parties :

La première partie traite de l'utilisation des bryophytes aquatiques en tant que bioindicateurs et rappelle quelques définitions sur cette notion.

La seconde partie aborde la bioaccumulation de trois familles de polluants chez les bryophytes : les ETM, les polluants organiques, les radionucléides, cette partie détaille également les processus d'accumulation, de décontamination et recense les facteurs environnementaux et physiques pouvant influencer ces processus.

La troisième partie traite des réponses physiologiques engendrées sous l'effet de stress environnementaux, détectables à l'échelle cellulaire et au niveau de l'organisme.

Enfin, la quatrième partie présente les différents indices relatifs aux bryophytes utilisés pour le diagnostic de la qualité des eaux naturelles à l'échelle des communautés (indices écologiques), au niveau tissulaire (indice écophysologique) et à l'échelle de l'organisme (indices de contamination).

LES BRYOPHYTES AQUATIQUES BIOINDICATEURS

La notion d'indicateur biologique a évolué d'années en années. Au départ, le terme de bioindicateur désignait tout organisme ou système biologique qui par sa présence ou son absence était caractéristique d'un milieu précis ou alors révélait l'incidence d'un facteur particulier. Un bioindicateur est défini plus précisément de la façon suivante :

« *Un **indicateur biologique** (ou **bioindicateur**) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui – par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques – permet de façon pratique et sûre de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées* » (Blandin, 1986).

On considère deux types de bioindication :

– **l'étude des peuplements naturels** : la présence ou l'absence, la prolifération ou la disparition d'espèces indicatrices renseignent sur la qualité globale du milieu (cette approche ne sera pas développée dans cette synthèse) ;

– **l'étude des réponses physiologiques** de certaines espèces indicatrices à des changements du milieu renseigne sur la qualité du milieu, de façon générale (études de la variation de la teneur en pigments, des réactions enzymatiques) et de façon précise (étude de la bioaccumulation des substances toxiques).

Un **polluant** ou **contaminant** est une substance naturelle ou d'origine anthropogénique que l'homme introduit dans un biotope donné dont elle était absente ou encore dont il modifie et augmente la teneur lorsqu'elle y est spontanément présente (Ramade, 2002). Ainsi, pour des produits synthétisés par l'homme, tout niveau détectable est considéré comme anormal. Pour les substances naturelles, comme par exemple, les cyanotoxines libérées lors d'un bloom de microalgues, il sera difficile d'établir la normalité car leur concentration varie d'un lieu à un autre et en fonction du temps.

Le terme **xénobiotique** englobe l'ensemble des substances organiques d'origine allochtone et généralement de synthèse, contaminant les êtres vivants à l'état de traces, ainsi que les divers dérivés inorganiques de certains éléments toxiques en particuliers les métaux lourds, présentant une action biologique à de très faibles concentrations, qui se traduit généralement par une toxicité élevée (Ramade, 2002).

L'utilisation des bryophytes aquatiques en tant que bioindicateurs des eaux et particulièrement des ETM dans la surveillance des systèmes aquatiques n'a cessé de croître depuis les premiers essais d'Empain en Belgique en 1973. Les espèces servant à la bioindication sont des bryophytes aquatiques obligées, la plupart du temps immergées, elles sont ainsi le reflet des eaux dans lesquelles elles se situent. D'après López *et al.* (1997) et Samecka-Cymerman *et al.* (2000), ces organismes permettent d'obtenir une évaluation globale de la qualité environnementale du milieu (étude des réactions physiologiques liées au stress) et des concentrations environnementales de polluants particuliers (analyses des tissus). Cette dernière application est favorisée par le fait que de nombreuses bryophytes aquatiques résistent à la toxicité de certains polluants (Frahm, 1976) et les accumulent dans leurs tissus ce qui en font de bons bioindicateurs (Pickering & Puia, 1969 ; Empain, 1988 ; Mouvet, 1979).

De nombreuses études se sont succédées et ont mis en évidence la faculté des bryophytes à accumuler rapidement les polluants, particulièrement les métaux et par conséquent à informer sur le niveau de contamination métallique des eaux.

Les bryophytes, en accumulant les polluants au niveau de leurs parois et dans leurs cellules, vont rendre ces polluants plus facilement détectables dans l'environnement (Whitton *et al.*, 1982 ; Say & Whitton, 1983 ; Wehr *et al.*, 1983 ; Mouvet, 1984b ; Lopez & Carballeira, 1993). Mais le recours à ces organismes vivants ne se restreint pas seulement à une mesure de pollution comme les analyses chimiques sur sédiments ou dans l'eau, cette méthode apporte des informations sur un potentiel de **biodisponibilité** du polluant pour les êtres vivants de l'écosystème atteint, la fraction biodisponible étant la part de la concentration totale d'un polluant à pénétrer dans le milieu intracellulaire d'un organisme vivant. La fraction biodisponible d'une substance est donc difficile à appréhender elle est peu prévisible et dépend fortement de la spéciation (forme chimique) du polluant. En plus de sa dispersion dans les différents compartiments de l'environnement, la fraction biodisponible d'un polluant sera fonction de facteurs abiotiques (dégradation liée aux UV, aux processus chimiques...) et de facteurs biotiques (biodégradation par des microorganismes).

La **bioaccumulation** est donc le processus par lequel les organismes vivants accumulent des substances chimiques directement à partir de l'environnement (air, eau, sol) et de leur nourriture, elle diffère en fonction des organismes.

Les espèces utilisées pour la bioindication des milieux aquatiques appartiennent la plupart du temps à la classe des *Bryopsida*, mais certains chercheurs, utilisent aussi les sphaignes et les hépatiques comme bioaccumulateurs (Spearing, 1972 ; Everard & Denny, 1985 ; Lehtonen, 1989 ; Carballeira & López, 1997). Glime & Vitt (1984) définissent les « bryophytes aquatiques » en fonction de leurs adaptations physiologiques aux fluctuations du niveau de l'eau, ainsi ils distinguent :

- **les bryophytes aquatiques obligées** : constituées d'espèces qui tolèrent une étroite gamme de fluctuations du niveau de l'eau, ce sont des espèces strictement aquatiques, comme par exemple *Scorpidium scorpioides* (Hedw.) Limpr. ;

- **les bryophytes aquatiques facultatives** : composées d'espèces qui supportent des fluctuations importantes du niveau de l'eau ; ces espèces sont présentes dans des habitats la plupart du temps submergés, mais elles peuvent tolérer des périodes prolongées de dessiccation pendant les saisons de basses eaux, telle que *Dendrocryphaea tasmanica* (Mitt.) Broth. ;

- **les bryophytes semi-aquatiques émergentes** : sont des espèces terrestres, indépendantes du niveau de saturation en eau du sol. Ces espèces possèdent la plupart du temps, leurs zones actives de croissance en condition sèche et parfois la partie inférieure du gamétophyte dans l'eau, citons *Pohlia wahlenbergii* (F. Weber & D. Mohr) A. L. Andrews et *Brachythecium rivulare* Schimp.

Les bryophytes aquatiques possèdent des qualités biologiques qui les prédisposent à être choisies comme bioaccumulateurs de polluants :

- l'absence de racines les préserve de l'influence de leur substrat et leur permet de refléter uniquement la qualité de l'eau en établissant un échange direct entre les feuilles et l'eau ; de même l'absence de système vasculaire limite les transferts internes des polluants dans l'organisme ;

- leurs peuplements, stables dans le temps et l'espace permettent de réaliser des suivis réguliers sur les sites d'étude ; les espèces bioindicatrices utilisées sont communes, abondantes et largement réparties géographiquement à travers l'Europe (Smith, 1978 ; Crum & Anderson, 1981) ;

- elles sont **sédentaires**, car retenues par leurs rhizoïdes à un support fixe (berges, pierres), faculté utile dans les rivières qui permet d'étudier un site précis (Mouvet, 1985) ;

- elles **résistent** à de fortes concentrations en métaux et à des pollutions importantes. Elles possèdent une **forte capacité d'accumulation** des polluants : leurs facteurs de bioaccumulation sont souvent les plus élevés de tous les compartiments de l'écosystème aquatique (Mouvet, 1986) ;

- leur collecte, leur manipulation, leur transport et leur conservation sont aisés (les individus sont de taille réduite ce qui facilite l'échantillonnage) ;

- la corrélation entre les concentrations en métaux dans l'eau et dans les mousses est positive et quasi linéaire (Whitton *et al.*, 1982 ; Say & Whitton, 1983 ; Wehr & Whitton, 1983b) ;

- elles **accumulent très rapidement** (quelques heures à quelques jours) un grand nombre de micropolluants et se décontaminent (pour les métaux) en quelques semaines à quelques mois (Vray *et al.*, 1992 ; Mersch *et al.*, 1993 ; Claveri *et al.*, 1994), ce qui permet la **détection des pollutions accidentelles** (Say *et al.*, 1981).

Parmi les mousses aquatiques les plus utilisées en Europe pour leur faculté de bioaccumulation des polluants, et de par leur large répartition, on distingue : *Fontinalis antipyretica* Hedw., *Rhynchostegium riparioides* Hedw., *Cinclidotus riparius* (Brid.) Arnott, *Cinclidotus danubicus* Schiffn. & Baumg. et *Amblystegium riparium* (Hedw.) Bruch, Schimp. & Gumbel.

BIOACCUMULATION DES POLLUANTS PAR LES BRYOPHYTES

Les mécanismes de bioaccumulation des polluants métalliques

Les polluants métalliques

Généralités – Certains éléments métalliques comme le cuivre et le zinc agissent à faible concentration comme micro-nutriments pour la plante, mais lorsqu'ils sont en excès, ils peuvent inhiber la croissance de l'organisme, ce sont des métaux dits hormétiques.

De nombreux travaux ont mis en évidence les propriétés accumulatrices des mousses pour les éléments « traces » métalliques plomb, manganèse, cadmium, chrome et zinc (Burton, 1979 ; Say *et al.*, 1981 ; Mouvet, 1984b), argent (Jones *et al.*, 1985), or (Jones *et al.*, 1985), mercure (Roeck *et al.*, 1991), arsenic (Mouvet *et al.*, 1989), cuivre, cobalt, nickel et baryum (Wehr & Whitton, 1983a). D'autres études ont montré la corrélation entre ces concentrations en éléments dans les eaux et les concentrations en métaux mesurées dans les bryophytes (Goncalves *et al.*, 1994). De plus en plus d'écosystèmes sont contaminés par les métaux traces, et les bryophytes, organismes photosynthétiques (producteurs primaires), représentent un point d'entrée des métaux dans la chaîne trophique, pouvant mener à une amplification de ces éléments. Par ailleurs, il paraît important d'identifier la répartition des xénobiotiques (extracellulaire/intracellulaire) dans la cellule végétale afin d'évaluer les effets qu'un polluant peut engendrer sur l'organisme, et de cette manière permettre une meilleure interprétation des données de bioaccumulation recueillies lors d'études de biosurveillance des milieux. Ainsi depuis les années 1970, les phénomènes d'absorption, d'accumulation et de détoxification des métaux dans les mousses ont été beaucoup étudiés.

Mécanismes et cinétiques d'adsorption et d'absorption cellulaires des éléments traces métalliques – Les concentrations en polluants dans les bryophytes

indiquées dans la littérature, atteignent de telles valeurs qu'il semble impossible physiquement que tout le métal se situe dans les parties internes de l'organisme. Cette aptitude vient du fait que la paroi cellulaire des bryophytes possède un grand nombre de groupements chimiques chargés négativement (groupes carboxyliques, polymères d'acides uroniques) contenant des protéines sulfurées, oxygénées et nitrogénées (Brown & Bates, 1990), qui sont des sites de fixation pour les cations. Des réactions d'échange se produisent par le remplacement d'un cation lié à un site immobile extracellulaire chargé négativement, par un autre cation. Les liaisons électrostatiques qui se forment sont non sélectives et réversibles, le phénomène est rapide et passif. La surface des mousses se comporte ainsi comme une résine échangeuse d'ions.

De plus, les cations polyvalents ont une meilleure affinité que les cations monovalents (Clymo, 1963). À concentration molaire égale dans l'eau, les éléments à forte affinité comme le plomb et le cadmium sont accumulés de façon préférentielle par rapport aux éléments à plus faible affinité comme le calcium et le magnésium (Mouvet, 1986).

Les cinétiques d'échange d'ions entre l'eau et les espèces comme *Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides* étudiées par Pickering & Puia (1969) et Maurel-Kermarrec *et al.* (1983) montrent que la fixation de plusieurs ETM s'effectue en quelques heures après le contact avec la solution, puis atteint un état stationnaire au bout d'un à trois jours. Mais, il semblerait qu'une partie des ETM parvienne à franchir la barrière que représente la paroi pecto-cellulosique des cellules.

Pickering & Puia (1969) ont mis en évidence trois processus successifs d'absorption intracellulaire du zinc chez *Fontinalis antipyretica*, qui ont été réétudiés par Brown (1982) :

- une première étape, très rapide, appelée **fraction intercellulaire** (Brown, 1982) correspond à l'absorption du zinc dans l'espace intercellulaire après un processus d'adsorption ; elle n'est pas influencée par la température et la lumière ;
- une seconde étape, de 90 mn environ, appelée **fraction extracellulaire** (Brown, 1982), représente la pénétration au travers de la zone externe du protoplasme ; elle est peu influencée par la lumière et la température ;
- une troisième étape, durant plusieurs jours, correspond à l'accumulation intracellulaire (énergie dépendante) du zinc dans la vacuole sous forme soluble ou insoluble (Brown & Avalos, 1991) ; elle est influencée par la température et la lumière, c'est la **fraction intracellulaire** (Brown, 1982).

Plus récemment, Mouvet & Claveri (1999) ont montré par une méthode d'élution séquentielle, initialement mise en évidence par Brown & Wells (1988), l'existence de trois localisations principales de l'accumulation du cuivre. Une fraction intercellulaire (Cu_{int}) localisée entre les parois qui entourent les cellules, une fraction échangeable (Cu_{exch}) ou extracellulaire (Brown, 1982) qui correspond aux métaux liés aux sites d'échanges à la surface de la paroi cellulaire et une fraction résiduelle ou intracellulaire (Brown, 1982) située à l'intérieur de la cellule (Cu_{res}). Une expérience de laboratoire menée sur *Rhynchostegium riparioides* a montré qu'au bout de 21 jours d'exposition au cuivre (2,96 μM Cu) la quantité de cuivre totale était répartie en 14 % de Cu_{res} , 47 % de Cu_{int} et 39 % de Cu_{exch} . Pendant la phase d'élimination qui a suivi (14 jours, 0,14 μM Cu), 60 % du cuivre total ont été éliminés ; la répartition du métal restant est alors différente : 23 % du métal est situé à l'intérieur de la cellule Cu_{res} , la phase d'élimination a majoritairement concerné le Cu_{exch} et dans une moindre mesure le Cu_{int} .

L'existence de cette fraction résiduelle conduit à la notion « **d'effet mémoire** » cellulaire, cette propriété confère aux bryophytes la capacité de conser-

ver une empreinte d'une pollution accidentelle, même lorsque celle-ci n'est plus détectable dans l'eau (Mouvet *et al.*, 1993).

Vazquez *et al.* (1999) émettent l'hypothèse que l'entrée d'ETM dans les différents compartiments intracellulaires et extracellulaires entraînent une perte d'éléments précédemment retenus dans ces compartiments (libération de K intracellulaire et de Mg extracellulaire), des phénomènes de compensation se mettant en place (*cf.* p. 228).

Mais globalement les données sur l'absorption intracellulaire des ETM et leur devenir dans la cellule restent peu nombreuses.

La bioconcentration — La bioconcentration est le processus par lequel les organismes vivants accumulent des substances chimiques directement à partir de l'environnement abiotique. Elle intervient lorsque la concentration moyenne d'une substance dans un organisme est plus forte que celle retrouvée dans l'environnement.

Le facteur de bioconcentration (**BCF**) permet de mesurer la capacité de concentration d'un élément par un organisme, il est encore appelé facteur d'enrichissement. Il désigne le rapport entre la concentration d'un polluant donné dans un être vivant et sa concentration dans le biotope (Newman & Unger, 2003) :

$$\text{BCF} = C_m / C_w$$

Où :

C_m est la concentration en métal dans la bryophyte en $\mu\text{g/g}$ de poids sec de la mousse

C_w est la concentration en métal dissous dans l'eau en $\mu\text{g/ml}$

Le Tableau 1 donne quelques exemples de facteurs de bioconcentration retrouvés dans les mousses lors d'expériences en laboratoire.

Tableau 1. Exemples de facteurs de bioconcentration (BCF) en laboratoire.

Métal	Espèce	Facteur de bioconcentration	Référence
Cu	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	25 000 à 45 000	Goncalves & Boaventura, 1998
Cd	<i>Fontinalis dalecarlica</i> B., S. & G.	50 000 à 116 000	Gagnon <i>et al.</i> , 1998
Cd	<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) C. Jens.	59 000 à 200 000	Gagnon <i>et al.</i> , 1998
Cd	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	24 000	Lithner <i>et al.</i> , 1995

Vincent *et al.* (2001) ont montré à partir de facteur de bioconcentration obtenus lors d'une étude sur trois rivières en Angleterre, un gradient d'accumulation préférentiel pour les métaux pour l'hépatique *Scapania undulata* (L.) Dumort. : $\text{Zn} < \text{Cd} < \text{Cu} < \text{Mn} < \text{Pb} < \text{Al} < \text{Fe}$.

Par ailleurs, Samecka-Cymerman & Kempers (1998) ont évalué lors d'une étude dans les montagnes Sudètes (37 sites en Pologne et République Tchèque) et dans les Alpes suisses (10 sites), les concentrations naturelles de fond dans des bryophytes aquatiques. Les valeurs de BCF obtenues sont élevées, elles sont reportées dans le Tableau 2.

Localisation des métaux dans les bryophytes — De nombreux auteurs ont montré que la concentration des éléments dans les mousses varie avec l'âge des tissus. Siebert *et al.* (1996) ont étudié la distribution d'accumulation des métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) chez *Fontinalis antipyretica* (Figure 1).

Tableau 2. Valeurs élevées de BCF retrouvées dans les bryophytes aquatiques collectées dans les montagnes Sudètes et les Alpes Suisses (Samecka-Cymerman & Kempers, 1998).

	Ni	Cr	Co	V	Ba	Sr	Fe	Zn	Mn	Pb	Cu
Montagnes Sudètes (Pologne et Rép.Tchèque)	33 000	15 000	6 300	5 600	30 000	12 000	8 400 000	376 000	11 250 000	9 800	44 000
Alpes suisses	2 000	1 800	15 000	1 600	31 000	17 000	1 938 000	5 200	48 000	2 400	13 000

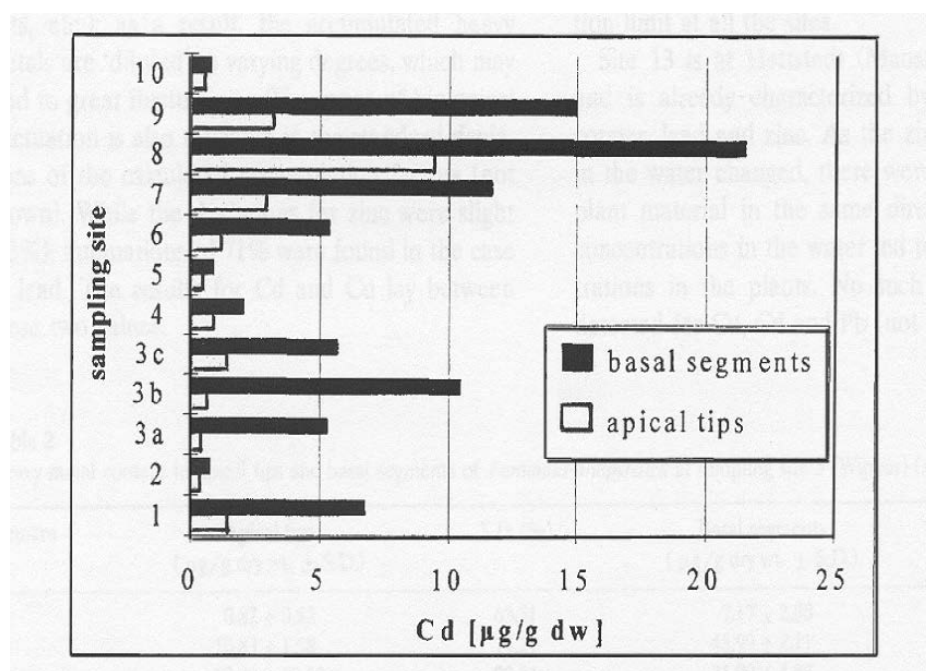


Fig. 1. Distribution de l'accumulation du cadmium dans les brins apicaux (2-3 cm) et dans les parties basales de *Fontinalis antipyretica* (**en abscisse** concentration en Cd en µg/g de matière sèche ; **en ordonnée** sites d'échantillonnages situés dans la partie Est des Montagnes Harz ; **en noir**, les concentrations dans les segments basaux et **en blanc** les concentrations au niveau apical) (d'après Siebert *et al.*, 1996, avec l'aimable permission des éditions Elsevier).

Cette étude a été réalisée sur des populations autochtones du fleuve Elbe. Les auteurs ont déterminé que l'accumulation pour tous les métaux cités était plus importante dans les parties les plus anciennes de la plante que dans les jeunes rameaux (2-3 cm apicaux), et plus particulièrement pour le cadmium. Ceci peut correspondre à deux faits. Le premier est relatif à la présence d'une pellicule d'oxydes de manganèse et d'aluminium sur les parties les plus anciennes de la plante (Robinson, 1981 ; Siebert *et al.*, 1996) qui joue un rôle de surface d'adsorption pour les cations métalliques ; le deuxième peut être lié au fait que les

rameaux basaux de la plante sont plus longtemps exposés aux concentrations en métaux lourds que les parties jeunes. De plus, ces dernières sont moins chargées en débris et reflètent plus vraisemblablement les événements récents de la qualité des eaux (Vincent *et al.*, 2001). Ceci a été également montré pour l'accumulation de plusieurs métaux (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd et Pb) chez *Scapania* (Vincent *et al.*, 2001).

De nombreux travaux ont montré que les bryophytes aquatiques possèdent une aptitude d'accumulation des ETM rapide et importante. Cependant, quelques points demandent à être approfondis, comme le devenir intracellulaire des ETM, les mécanismes précis de défense et de résistance des cellules face aux polluants métalliques.

Les polluants organiques

La pollution organique englobe les effluents chargés en matière organique provenant de stations d'épuration ou d'industries, elle comprend aussi les contaminations par micro-polluants organiques, polluants organiques persistants (POP).

La pollution organique libérée par les stations d'épuration d'eaux usées et leurs effets sur les végétaux sont très peu connus. Un des effets principaux de la pollution organique dans l'eau est l'établissement d'un environnement appauvri en oxygène. L'anoxie est atteinte si la $DBO_5 > 10$ mg/l (demande biochimique en oxygène à 5 jours). Parmi les bryophytes utilisées dans la surveillance de la pollution organique, *Rhynchostegium riparioides* semble être particulièrement tolérante (Empain, 1974 et 1976), tandis que *Fontinalis antipyretica* est relativement tolérante (Peñuelas, 1984).

Empain (1978) met en évidence sur la Sambre, la Meuse et la Somme, qu'à proximité des grands centres de pollution organique, la plupart des bryophytes aquatiques et subaquatiques disparaissent, au profit de *Rhynchostegium riparioides* et parfois de *Bryum argenteum* Hedw. dans la zone émergée. *Bryum argenteum* n'est pas une bryophyte aquatique, c'est une bryophyte (Musci) cosmopolite, xérophyte, photophyte et toxi-tolérante (Dierßen, 2001); sa présence reportée par Empain (1978) dans la zone émergée peut correspondre à une colonisation d'aires qui ont été longtemps hors d'eau, sur des substrats à granulométrie grossière (murets, sables...).

Martínez-Abaigar *et al.* (1993) ont étudié les effets de la pollution organique sur les bryophytes aquatiques transplantées. Ils montrent que l'activité photosynthétique, est plus rapidement altérée que la composition en pigments. En fait, la réduction de l'activité photosynthétique n'est pas principalement causée par la destruction de la chlorophylle mais par des altérations métaboliques et enzymatiques (Martínez-Abaigar *et al.*, 1993). D'autres recherches (Peñuelas, 1984; Lopez & Carballeira, 1989) ont montré que l'utilisation du rapport « chlorophylle/phaeopigments » est une méthode adaptée et sensible pour la surveillance de la pollution organique (*cf.* p. 231).

Les travaux sur la bioaccumulation des composés organiques sont plus récents que ceux réalisés sur les ETM (Frisque *et al.*, 1983; Mouvet, 1986; Mouvet *et al.*, 1989; Roy *et al.*, 1994; Roy *et al.*, 1996; Hancock *et al.*, 1997). De ce fait, les données sont moins nombreuses et les mécanismes d'accumulation et d'élimination de ces polluants sont moins finement étudiés. Un premier travail portant sur l'utilisation des bryophytes aquatiques dans le domaine des micro-polluants organiques a été mené pour les PCB et le lindane (Frisque, 1981). Cette première étude laisse entrevoir pour les bryophytes aquatiques des perspectives intéressantes.

La plupart des micropolluants organiques trouvés dans les eaux continentales sont des pesticides. Les pesticides – étymologiquement « tueurs de fléaux » – sont des produits issus le plus souvent de la synthèse chimique qui permettent de lutter contre les parasites animaux et végétaux des plantes (cultures...) et de détruire les organismes indésirables présents dans les espaces végétalisés ou non (locaux de stockage de récoltes). Pour la France, ces molécules (substances actives), au nombre de 800 environ (I.f.e.n, 2000) présentent, en plus de leurs effets ciblés sur les parasites visés, des effets non désirés sur les organismes vivants (cancérogénicité, perturbateurs endocriniens...) et des effets indirects sur les écosystèmes aquatiques (Fleeger *et al.*, 2003). Parmi les pesticides, on trouve les insecticides (pyrethrinoides, carbamates, lindane...), et les herbicides (triazines...).

En plus des pesticides d'autres micropolluants organiques sont susceptibles d'être déversés dans la nature :

- la famille des **polychlorobiphényles** (PCB) qui compte 209 composés (arochlor, dioxines...) : ils sont essentiellement utilisés comme fluide isolant et caloporteur dans les installations électriques. Leur usage est désormais interdit en France (décret n° 2001-63 du 18 janvier 2001) ;

- la famille des **hydrocarbures monoaromatiques** (benzène, toluène...) et aromatiques polycycliques (Benzo(a)pyrène, Benzo(a)anthracène...) utilisés comme solvants ou issus de la combustion incomplète des composés organiques (fuel, charbon...) ;

- la famille des **antibiotiques**, comme l'acide oxolinique (AO), régulièrement administré par voie orale comme antibactérien. Cet AO est peu absorbé par les poissons, ainsi 60 % à 85 % de cet antibiotique atteignent l'environnement (Delépée & Pouliquen, 2002).

Ces composés présentent un danger pour les écosystèmes, du fait de leur résistance aux agents chimiques et biologiques (faible biotransformation). Ils vont avoir tendance à s'accumuler et à devenir rémanents. Selon les données récentes les polluants organiques semblent s'accumuler au niveau de la paroi cellulaire des bryophytes par le biais de sites de surface chargés négativement (Gallissot, 1988) et lors d'une absorption intracellulaire du fait de leur lipophilie, ils s'accumulent dans les compartiments lipidiques des cellules (Mouvet *et al.*, 1985 ; Mouvet *et al.*, 1986b) pour les moins polaires d'entre eux. Mais les mécanismes précis d'accumulation des micropolluants organiques sont encore méconnus et demeurent un champ de recherche peu exploité.

La masse lipidique contenue dans *Fontinalis antipyretica* représente environ 3,5 % de sa matière sèche (Frisque *et al.*, 1983 ; Maiss, 1988), ce qui offre un réel potentiel pour l'accumulation de substances hydrophobes. On pourrait supposer alors que la concentration de ces micropolluants soit proportionnelle à la concentration en lipides de l'organisme. Cependant, Mouvet *et al.* (1986b) ont montré que, bien que la teneur en lipides de *Fontinalis antipyretica* soit égale à 1,6 fois celle de *Rhynchostegium riparioides*, les lipides de *R. riparioides* accumulent 1,2 fois mieux que ceux de *F. antipyretica*.

Il est donc difficile de conclure à la prépondérance du facteur lipide en tant que paramètre essentiel dans les phénomènes d'accumulation.

Des travaux seraient à mener sur la composition des lipides (stéroïdes, triglycérides...) chez les bryophytes aquatiques en relation avec l'accumulation des molécules organiques.

D'autres critères sont également à prendre en compte dans la bioaccumulation des molécules organiques par les bryophytes, tels que la surface d'adsorption disponible et la composition biochimique des parois cellulaires, qui jouent probablement un rôle fondamental dans l'accumulation de micropolluants

organochlorés (Gallissot, 1988). Roy *et al.* (1994) montrent que l'accumulation du Benzo(a)anthracène (BaA) et du Benzo(a)pyrène (BaP), composés cancérigènes, se fait rapidement lors de la période d'exposition puis elle stagne entre 48 h et 168 h d'exposition. Une étude *in situ* menée par Mouvet (1984b) a montré que des bryophytes du genre *Cinclidotus* placées dans une rivière contaminée résistent très bien à une forte pollution organique chlorée, accumulant très rapidement des quantités élevées en HCH. En outre, elles contiennent des quantités non négligeables de PCBs (Mouvet, 1984b).

Gallissot (1988) met en évidence *in vitro* pour deux espèces (*Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides*), une accumulation rapide et importante en PCB, puisque 50 % des concentrations à l'état stationnaire sont atteintes en 24 h. Le Tableau 3 présente quelques résultats obtenus ces vingt dernières années.

Tableau 3. Exemples d'accumulation de molécules organiques par les bryophytes aquatiques, PCP = pentachlorophénols ; HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques ; PCB = polychlorobiphényles ; BaA = benzo(a)anthracène ; BaP = benzo(a)pyrène

Composé organique	Concentration dans la mousse en µg/g de poids sec	Espèce	Lieu	Référence
PCP	0,45	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	Brenne, France	Mouvet <i>et al.</i> , 1993
Lindane (γ-HCH)	0,0350	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Corrèze, France	Mouvet <i>et al.</i> , 1993
HAP total	Max : 0,048 +/- 0,002 Min : 0,005 +/- 0,001	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Lac Kallavesi, Finlande	Roy <i>et al.</i> , 1996
PCB	Max : 86,55 +/- 1,99	<i>Cinclidotus danubicus</i>	Seine, France	Mouvet <i>et al.</i> , 1986b
PCB (Arochlor 1260)	149	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Maizières-lès-Metz, France	Mouvet <i>et al.</i> , 1985
BaA	62,10 +/- 2,94	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Laboratoire	Roy <i>et al.</i> , 1994
BaP	41,14 +/- 4,24	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Laboratoire	Roy <i>et al.</i> , 1994

L'emploi des bryophytes aquatiques comme bioindicateurs de pollution organique demeure récente, les données sur les phénomènes d'accumulation et les paramètres influant sur ces derniers sont encore peu connus. Cependant, leur utilisation dans la surveillance des polluants organiques dans le milieu naturel va peut être se développer notamment, par le biais des réseaux de surveillance des Agences de l'Eau (Mouvet, 1994). Mais le problème qui subsiste lors du suivi de la pollution en micropolluants organiques concerne le choix des substances à surveiller, étant donné qu'annuellement l'industrie chimique met sur le marché entre 5 000 et 10 000 nouvelles substances (P. Empereur-Bissonet, Service des études médicales EDF & Gaz de France, *com. pers.*).

Les radionucléides

Les radionucléides ou radio-isotopes sont des atomes d'éléments radioactifs naturels ou artificiels, qui se désintègrent en produisant un nouvel atome du

même élément ou d'un autre élément (Ramade, 2002). Cette désintégration peut être très variée selon que les atomes sont plus ou moins lourds. Elle s'accompagne le plus souvent pour les atomes très lourds d'une émission d'une particule α (noyau d'He de très grande énergie constitué de deux protons et de deux neutrons), ou pour d'autres atomes plus légers d'une particule β^- (émission d'un électron) ou β^+ (émission d'un positon). Enfin, lorsqu'un noyau se trouve en un état excité, le noyau se désexcite en passant à un niveau d'énergie inférieur se traduisant par l'émission d'un rayonnement électromagnétique encore appelée émission γ (Galle & Paulin, 1997). Parmi les 340 noyaux d'atomes différents présents dans la nature (appelés plus précisément « nucléides »), 70 sont radioactifs. L'utilisation croissante de l'énergie nucléaire a nécessité un développement des recherches radioécologiques. Ces expérimentations ont permis de connaître les modalités de transfert des radionucléides dans l'environnement. C'est le cas, en particulier, pour la détermination expérimentale de la capacité et des mécanismes de fixation des radioéléments par des bryophytes aquatiques (Maurel-Kermarrec *et al.*, 1983).

La radioécologie a pour objectif principal de comprendre et quantifier les mécanismes macroscopiques ou microscopiques qui gouvernent les transferts de radionucléides présents ou rejetés dans l'environnement en situation naturelle ou accidentelle. En France, les premiers travaux en radioécologie sont apparus vers la fin des années cinquante, ils ont été réalisés au Commissariat à l'Énergie Atomique (CEA). Entre 1960 et 1962, des travaux s'amorcent sur la problématique du contrôle de l'eau et de son utilisation. En 1963, les résultats des premières expériences sur les transferts aux organismes tels que les bryophytes sont publiés. Ce type d'expérience prend un véritable essor à partir de 1969 (Hébrard *et al.*, 1969 ; Whitehead & Brooks, 1969 ; Hébrard & Foulquier, 1975). En France, la plupart des études en radioécologie sont menées par l'I.R.S.N. (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire).

Selon Garnier-Laplace & Adam (2001) les radionucléides artificiels libérés dans l'environnement proviennent :

- des tirs nucléaires :
 - bombe « A » (atomique) : ^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{35}S , ^{38}Cl , ^{24}Na , ^{45}Ca
 - bombe « H » (thermonucléaire) : ^{237}U , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{129}Te , ^{131}I , ^{132}Te , ^{147}Pm , ^{147}Ne , ^{91}Y , ^{141}Ce , ^{140}Ba , ^{95}Zr
- de rejets lors du fonctionnement normal d'un réacteur à eau pressurisée (R.E.P.) :
 - produits de fission : ^{137}Cs , ^{131}I , ^{133}Xe , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{144}Ce .
 - produits d'activation : ^{16}N , ^{17}N , ^{17}Na , ^{38}Cl , ^3H , ^{56}Mn , ^{54}Mn , ^{51}Cr , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{95}Zr , ^{60}Co , ^{58}Co , ^{124}Sb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$
 - transuraniens : $^{238+239}\text{Pu}$, ^{241}Am
- de rejets après un accident, exemple de Tchernobyl (26/04/1986) : sont les plus abondants : ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}Te , ^{140}Ba , ^{103}Ru et ^{106}Ru
- du cycle du combustible nucléaire.

La radioactivité naturelle est essentiellement due au ^{40}K , à la famille de ^{238}U , et à celle du ^{232}Th . Le ^7Be est parfois détecté. Le ^{210}Pb peut être apporté par la combustion d'énergie fossile et/ou lié à une émanation de radon. Ces rayonnements d'origine naturelle proviennent de rayonnements cosmiques et de radiations d'origine tellurique.

Les bioindicateurs de radiocontamination sont des organismes ayant une forte aptitude à la bioconcentration de radioéléments. À l'heure actuelle, les hydrosystèmes fluviaux constituent un ensemble important d'écosystèmes rece-

vant les effluents liquides faiblement radioactifs rejetés par les installations nucléaires et éventuellement soumis aux situations accidentelles. Le Tableau 4 reporte des exemples de concentrations de quelques radionucléides mesurées dans des bryophytes aquatiques.

Tableau 4. Exemples de concentrations en radionucléides mesurées dans les bryophytes aquatiques en milieu aquatique continental et à l'aval d'une centrale nucléaire (Baudin *et al.*, 1991 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 1994 ; Garnier-Laplace & Adam, 2001).

Concentrations mesurées dans les bryophytes aquatiques	⁴⁰ K	²³² Th	²³⁸ U	²¹⁰ Pb	⁷ Be
Pour le milieu aquatique continental Min - Max en Bq·kg ⁻¹ de poids sec	28-595	4-239	2-450	29-971	12-455
	¹³⁷ Cs	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	^{110m} Ag	⁵⁴ Mn
En aval de la centrale du Bugey (France) en 1992 en Bq·kg ⁻¹ de poids sec	38	62	171	13	-

Ainsi les bryophytes aquatiques sont utilisées pour surveiller les effluents des centrales nucléaires. Les concentrations de radionucléides retrouvées dans les eaux sont très faibles (Baudin *et al.*, 1991 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 1994) ; c'est pourquoi l'organisme utilisé pour le suivi de ce type de pollution doit posséder des capacités bioaccumulatrices importantes, pour que la radioactivité puisse être détectée.

De nombreuses études ont montré que les mousses aquatiques sont de meilleurs bioaccumulateurs de radionucléides que les sédiments, les phanérogames immergées et les poissons (Baudin *et al.*, 1991). Des études portant sur l'accumulation de ¹³⁷Cs (Hébrard *et al.*, 1969 ; Maurel-Kermarrec *et al.*, 1983 ; Hongve *et al.*, 2002), du ¹⁰⁶Ru (Vray *et al.*, 1992) et du ⁶⁰Co (Beaugelin-Seiller *et al.*, 1995) montrent qu'un état stationnaire s'établit en quelques heures entre les concentrations en radionucléides dans les bryophytes et dans le milieu aquatique.

Les expériences *in vitro* de Beaugelin-Seiller *et al.* (1995) ont mis en évidence deux phases successives de contamination des bryophytes : une première phase d'adsorption de surface et une deuxième phase d'absorption biologique. Les processus exacts de contamination des radionucléides chez les bryophytes n'ont pas été encore élucidés mais ils seraient quasi-identiques à l'accumulation des éléments traces métalliques.

Des études en laboratoire réalisées au C.E.A. de Cadarache (Garnier-Laplace & Adam, 2001) ont comparé la bioaccumulation en radioéléments (⁶⁰Co, ⁵⁴Mn, ¹³⁷Cs, ^{110m}Ag, ¹³¹Na) de trois espèces (*Fontinalis antipyretica*, *Rhynchostegium riparioides*, *Cinclidotus aquaticus* (Hedw.) Bruch, Schimp. & Gumbel) en fonction de plusieurs facteurs. Ils ont observé une phase de contamination rapide des mousses. Pour le ⁶⁰Co, la contamination est plus importante chez *F. antipyretica* que chez les deux autres espèces. De plus, pour ce radionucléide le rapport [⁶⁰Co]_{feuilles}/[⁶⁰Co]_{tiges} est environ égal à 2, les feuilles sont ainsi deux fois plus contaminées que les tiges. Les auteurs ont en outre remarqué qu'une émergence des bryophytes pendant quatre semaines diminue l'accumulation de tous les radioéléments.

Maurel-Kermarrec *et al.* (1983) ont étudié les cinétiques de fixation d'un mélange de radioéléments (50 % de ⁶⁰Co, 20 % de ⁵¹Cr, 10 % de ¹³⁷Cs, 10 % ⁵⁴Mn, 10 % de ²²Na) chez *Rhynchostegium riparioides*. Pour tous ces radio-

éléments, la fixation (phénomènes d'adsorption et d'absorption) est très rapide, en effet les organismes atteignent plus ou moins rapidement un niveau de radioactivité qui varie peu par la suite. Le Tableau 5 montre quelques valeurs de facteur de bioconcentration pour les radionucléides rencontrés chez les bryophytes.

À partir d'une étude *in situ* en aval de la centrale nucléaire de Bugey (France), Beaugelin-Seiller *et al.* (1994) ont analysé dix radionucléides (^{110m}Ag , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{131}I , ^{54}Mn , ^{95}Nb , ^{124}Sb , ^{125}Sb) dans *Cinclidotus riparius*. Sur ces dix radionucléides retrouvés dans les déchets liquides, cinq radionucléides (^{124}Sb , ^{125}Sb , ^{95}Nb , ^{54}Mn et ^{110m}Ag) n'ont pas été retrouvés dans les plantes. Cette absence pourrait s'expliquer par : leur trop faible concentration dans les effluents (^{95}Nb et ^{54}Mn), une capacité d'accumulation faible pour certains éléments malgré leur forte concentration dans les effluents (^{124}Sb , ^{125}Sb). Dans le cas du ^{110m}Ag , l'hypothèse envisagée serait que 85 à 90 % de ^{110m}Ag se trouvant sous forme de particules (Picat, 1987), ne seraient ainsi donc pas biodisponibles pour les bryophytes. En effet, cette massive adsorption de l' ^{110m}Ag sur les particules en suspension a été depuis largement démontrée en laboratoire (Baudin *et al.*, 1989 ; Garnier & Baudin, 1989 ; Garnier-Laplace *et al.*, 1992).

Tableau 5. Exemples de facteurs de bioconcentration de radionucléides pour les bryophytes.

Radionucléides	Espèce de mousse	Facteur de bioconcentration	Référence
^{60}Co	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	18 850	Maurel-Kermarrec <i>et al.</i> , 1983
	<i>Cinclidotus danubicus</i>	3 300	Kirchmann & Cantillon, 1971
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	171	Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 1992
^{58}Co	<i>Fontinalis antipyretica</i>	62	Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 1992
^{51}Cr	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	1 170	Maurel-Kermarrec <i>et al.</i> , 1983
^{137}Cs	<i>Fontinalis antipyretica</i>	9 198 à 206 000	Hongve <i>et al.</i> , 2002
	<i>Fontinalis dalecarlica</i>	3 932 à 125 200	Hongve <i>et al.</i> , 2002
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	38	Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 1992
	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	10 830	Maurel-Kermarrec <i>et al.</i> , 1983
^{110m}Ag	<i>Fontinalis antipyretica</i>	13	Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 1992
^{54}Mn	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	6 500 à 20 000	Foulquier, 1978
^{22}Na	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	15	Foulquier & Hébrard, 1976
	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	15	Maurel-Kermarrec <i>et al.</i> , 1983

Les paramètres influant sur les mécanismes d'accumulation des métaux et des radionucléides

Les paramètres environnementaux et physico-chimiques

Les conditions environnementales peuvent influencer sur l'accumulation des polluants telles que le climat (température, lumière...). Si Wehr & Whitton (1983b), ont montré pour trois espèces de bryophytes que l'influence des saisons étaient négligeables pour l'accumulation des ETM, par comparaison avec la qualité de l'eau, d'autres ont démontré le contraire. D'après Mouvet (1979) et Vray *et al.* (1992) les conditions estivales améliorent la faculté d'accumulation des métaux. Pour le ^{60}Co et le ^{137}Cs les facteurs de bioconcentration obtenus sont plus élevés en été (Beaugelin-Seiller *et al.*, 1995) ; ainsi la température jouerait un rôle significatif sur l'accumulation des radionucléides, mais, pas la luminosité. Par ailleurs, Núñez-Olivera *et al.* (2001) ont réalisé des mesures de concentrations en éléments (N, P, K, Ca, Mg, Fe, Na) pendant un an sur plusieurs espèces de bryophytes et trois affluents de la rivière Iregua (Espagne). Ils ont mis en évidence dans les bryophytes (mousses et hépatiques) pour ces éléments essentiels N, P, Na et Fe, une tendance annuelle saisonnière des concentrations. De plus, elles étaient plus élevées dans ces organismes en automne qu'au printemps. Les faibles concentrations observées au printemps semblent résulter d'une dilution interne des éléments ; en effet, la croissance des tissus est alors plus importante (Glime, 1987 ; Kelly *et al.*, 1987) que l'absorption des éléments. Cette étude a montré aussi que les bryophytes en automne et en été stockent en excès les éléments, car la croissance est alors plus faible et la disponibilité des éléments dans l'eau est plus élevée. Núñez Olivera *et al.* (2001) suggèrent que cette provision en éléments leur permet de croître dans des périodes plus défavorables et ainsi d'éviter des déficiences en sels nutritifs.

La charge métallique : la concentration en éléments dans les eaux et leur biodisponibilité influent dans la bioaccumulation des polluants. La biodisponibilité notamment des éléments métalliques est fonction du pH. Ainsi, il peut arriver que pour une concentration élevée en un élément total, la bioaccumulation soit peu importante dans l'organisme. Ce fait est, premièrement, lié à l'effet du pH sur la forme chimique de l'élément, le rendant moins assimilable par les bryophytes ; deuxièmement, il peut dans certains cas s'expliquer par une action toxique des métaux vis-à-vis des bryophytes. Ainsi, Al^{3+} , dont la solubilité augmente dans des conditions acides, induit une diminution de la bioaccumulation (Engleman & McDiffett, 1996).

Les matières en suspension (MES), présentes dans les milieux aquatiques naturels, qu'elles soient organiques (phytoplancton...), ou minérales (argiles, sables...), sont susceptibles d'adsorber une fraction importante de la micropollution et constituent souvent le vecteur principal de transport de cette dernière. Or ces particules se retrouvent retenues sur les tiges et les feuilles. Les mesures d'accumulation réalisées sur les mousses aquatiques peuvent alors être perturbées par cette micropollution adsorbée sur les MES. Ainsi, pour en limiter l'importance, un lavage soigné des mousses lors du prélèvement apparaît indispensable (Ciffroy *et al.*, 1994).

Les conditions physiques : vitesse du courant, etc. Croisetière *et al.* (2001) ont montré que la vitesse du courant n'a pas d'effet sur la bioaccumulation des métaux par les bryophytes, contrairement à ce qu'avaient auparavant montré d'autres études (André & Lascombe, 1987 ; Goncalves *et al.*, 1992 ; Claveri *et al.*, 1995).

Le positionnement horizontal et vertical de l'organisme dans la rivière induit intrinsèquement des variations environnementales (variation de la pénétration de la lumière, des temps d'immersion, proximité des sédiments) qui influent sur la bioaccumulation des polluants par les bryophytes (López & Carballeira, 1993).

Les paramètres biologiques

La physiologie des organismes : les cinétiques d'accumulation et de décontamination des polluants ainsi que la croissance des organismes sont des paramètres qui peuvent influencer les processus d'accumulation qui eux-mêmes dépendent des paramètres environnementaux (*cf.* p. 218) (López & Carballeira, 1993). Ces mécanismes dépendent de l'état physiologique de l'organisme, des travaux ont mis en évidence un effet positif de la lumière et des conditions estivales sur la bioaccumulation des polluants métalliques = ETM (Mouvet, 1979 ; Vray *et al.*, 1992 ; Goncalves & Boaventura, 1998). Siebert *et al.* (1996) ont étudié, pour un même site, les fluctuations biologiques entre trois plants de *Fontinalis antipyretica*, prélevés afin d'observer les différences d'accumulation des métaux. L'écart type le plus faible est pour le zinc (13 %) et le plus fort pour le plomb (71 %) ; les résultats pour le cadmium et le cuivre sont situés entre ces deux valeurs. Ces résultats semblent être liés à des variations dans les phénomènes d'adsorption sur les parois cellulaires et/ou, dans le cas d'eaux fortement oxygénées à une adsorption supplémentaire de précipités d'oxyhydroxydes de manganèse et de fer sur les feuilles, qui intrinsèquement absorbent les ETM. Ainsi, dans les phénomènes d'accumulation, la concentration du métal dans l'eau joue un rôle moindre par rapport à l'espèce utilisée (Vázquez *et al.*, 1999).

La variabilité interspécifique : l'accumulation des polluants diffère en fonction des espèces, c'est pourquoi, dans le cadre d'études de surveillance, il est préférable d'utiliser la même espèce de bryophyte (Claveri & Mersch, 1998). Par ailleurs, Say *et al.*, (1981) estiment que le principal facteur contrôlant les proportions des ETM dans les fractions intra/extracellulaires reste l'espèce utilisée. Par exemple, des études ont montré que *Rhynchostegium riparioides* est plus sensible aux changements en concentrations métalliques et accumulent les métaux plus fortement que *Fontinalis antipyretica* (Say & Whitton, 1983).

Influence de l'acidité des eaux sur les phénomènes d'accumulation des ETM

Depuis le début de l'ère industrielle, de plus en plus de cours d'eau ont été exposés aux pluies acides, mais ce n'est que récemment que l'existence de ces rivières acidifiées en France a été mise en évidence par les impacts engendrés sur la faune et la flore, notamment dans les Vosges (Thiébaud *et al.*, 1998). Le pH détermine, en partie, la solubilité des éléments dans l'eau et, par conséquent, est susceptible de modifier la biodisponibilité des métaux traces. La spéciation des métaux est régie par de nombreux paramètres physico-chimiques (UV, NO₃, PO₄, SO₄, pH...) (Mouvet, 1986). Par ailleurs, la biosorption des ETM est essentiellement fondée sur des mécanismes d'échange cationique. Or, certains ETM possèdent des formes non cationiques : il est de ce fait possible que certaines formes ne soient pas, ou moins bien ou alors mieux accumulées par les mousses. À cet égard, il faut citer le chrome VI anionique et les formes organiques du mercure et de l'arsenic ; pour ces dernières, la liposolubilité peut jouer un rôle prépondérant et faciliter leurs entrées intracellulaires. Le plus souvent l'acidification des cours d'eau s'accompagne d'une augmentation des concentrations en aluminium, manganèse et plomb, lessivés des sols environnants. L'acidité des eaux influe de plusieurs

manières sur les processus d'accumulation. Une compétition entre les protons et le pool de cations accumulés par la plante peut s'instaurer.

Des études ont porté sur l'impact de l'acidité de l'eau sur l'absorption et l'accumulation des métaux. Caines *et al.* (1985) ont montré qu'une augmentation de la concentration en ions hydrogène dans l'eau était associée à une diminution de la concentration des métaux dans les bryophytes. De façon similaire, Yoshimura *et al.* (1998) ont trouvé que *Scapania undulata* accumulait plus préférentiellement Al, Ca et Mn en milieu neutre qu'en milieu acide. Par ailleurs, Vincent *et al.* (2001) ont mis en évidence que l'accumulation augmentait avec des valeurs de pH croissant. De la même manière, Engleman & Mc Diffet (1996) ont montré lors d'une étude « *in situ* », sur un bassin versant affecté par le drainage acide lié aux sites miniers, que la plus forte accumulation de Fe dans les tissus de bryophytes correspondait au point d'étude où l'eau était la plus acide. Les résultats de cette étude indiquent que l'accumulation d'Al chez *Eurhynchium (Rhynchostegium) riparioides* (Hedw.) Richs. et *Scapania nemorosa* (L.) Dumort. semblent davantage être dépendantes du pH (gamme optimale 4,5-6) que de la concentration en métal des sites respectifs étudiés (Engleman & McDiffet, 1996). D'autre part, dans une étude menée sur les massifs vosgiens, il a été mis en évidence que l'accumulation du Mn et de l'Al est inhibée par l'augmentation de la concentration en protons (Claveri *et al.*, 1993). Par ailleurs, les cations métalliques peuvent s'associer à des substances chélatrices (*e.g.* acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA), acides humiques...) en formant des complexes, ce qui réduit leur biodisponibilité dans le milieu aquatique, mais à des pH acides, ces métaux sont dissous, les rendant de nouveau disponibles pour les organismes et augmentant de ce fait le processus d'accumulation.

Carballeira *et al.* (2001) ont démontré que la libération du Cd des sites de fixation de la paroi cellulaire de la mousse *Fontinalis antipyretica* est contrôlée par le pH. En effet, à un faible pH une libération rapide de Cd est observable. Ils ont montré que les effets d'une acidité moyenne étaient plus clairement apparents dans le compartiment extra-cellulaire et pourraient être attribués au remplacement compétitif des ions Cd^{2+} par des ions H^+ sur les sites d'échange cationique de la paroi cellulaire et sur la surface externe de la membrane cellulaire. Ces sites de fixation semblent être dépendants de la concentration et de l'affinité relative de chaque élément.

Par contre, la libération des ions Cd^{2+} situés à l'intérieur de la cellule serait plutôt due à des altérations des mécanismes de transports membranaires liées au pH (Wells & Brown, 1990).

Il est difficile actuellement de déterminer parmi les paramètres cités ci-dessus, quel est celui qui va avoir le plus d'impact sur les processus d'accumulation dans des milieux acidifiés. Néanmoins, on peut affirmer que les bryophytes des eaux de surface acidifiées, ne sont plus des indicateurs adaptés pour surveiller les concentrations en métaux (Yoshimura *et al.*, 1998) et celles-ci doivent être utilisées avec prudence dans ces conditions (Claveri *et al.*, 1993). Cependant, il a été montré que les transplants restent efficaces dans ces conditions pour la détection de la pollution en plomb (Claveri *et al.*, 1993). La capacité d'accumulation des métaux dans les mousses peut être alors utilisée, non pas pour déterminer la contamination métallique des eaux, mais leur acidification. Ainsi des études menées en Angleterre par Wells & Brown (1990) permettent de proposer une technique de surveillance des phénomènes d'acidification sporadique des rivières. L'idée consiste à utiliser des mousses bioindicatrices, de les incuber avec un marqueur chimique, en l'occurrence le cadmium, et de les transplanter sur un site d'étude pendant une période donnée. Elles sont ensuite analysées en contenu du

marqueur. Les évènements d'acidification sont déduits sur la base de la diminution de la concentration en marqueur.

De plus, en conditions acides, la dissolution des éléments métalliques toxiques peut survenir. À pH faible, l'accumulation peut diminuer pour certains métaux suite à leur effet toxique sur les bryophytes. Les travaux de Crowder ont montré que l'accumulation d'Al par les bryophytes était la plus élevée pour des pH proches de 5 (4,9-5,6) tandis que pour des $\text{pH} < 5$, les bryophytes commençaient à montrer des effets toxiques visibles (nécrose), induisant de ce fait une diminution de l'accumulation chez les bryophytes (Crowder, 1991).

Les phénomènes physiologiques de décontamination chez les bryophytes

Les polluants minéraux et les radionucléides

L'insertion dans le compartiment intracellulaire de composés métalliques chez les bryophytes a deux effets toxiques majeurs : des lésions membranaires (Brown & Whitehead, 1986) et une réduction substantielle de l'activité photosynthétique (Brown & Wells, 1990b).

Les plantes répondent à la toxicité des métaux par divers mécanismes. Un des mécanismes de décontamination implique la chélation des ETM dans les cellules par une famille de ligands peptidiques, les **phytochélatines** (PC) qui sont capables de lier Cd^{2+} , Hg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} et Ag^+ (Satofuka *et al.*, 2001).

Les phytochélatines, formées d'assemblages de dipeptides de γ -Glu-Cys, font partie de la famille des méthallothionéines, protéines qui sont directement liées au phénomène de désintoxication des ETM chez les animaux (Rausser, 1995 ; Zenk, 1996 ; Bruns *et al.*, 1997). D'après des études récentes il semblerait que le glutathion (GSH), soit le précurseur de la synthèse des phytochélatines (Rausser, 1995).

Zenk (1996) a proposé une méthode pour la biosynthèse et le recyclage des complexes PC/métal pour les plantes supérieures : les ions métalliques comme le Cd^{2+} entrent dans la cellule du végétal, à travers la paroi cellulaire perméable (Fig. 2). La PC synthase qui catalyse la transformation de GSH en PC est alors activée. Le complexe Cd^{2+} /PC est entraîné dans la vacuole. À l'intérieur de la vacuole, le complexe Cd^{2+} /PC est éventuellement dissocié. Le métal est ensuite stocké à cet endroit pendant que le peptide PC est dégradé (Zenk, 1996).

Mais dans plus de 20 mousses terrestres et aquatiques, Bruns *et al.* (1999) n'ont déterminé aucune synthèse de PC après un traitement de 10 jours en laboratoire au Cd^{2+} (100 μM). Par contre, cette étude a montré que l'exposition à des ions Cd^{2+} causait une augmentation marquée de la concentration en GSH chez *Fontinalis antipyretica* et d'autres espèces de bryophytes (Bruns *et al.*, 2001). Le GSH se substituerait aux PC pour la capture des ETM dans les mousses (Bruns *et al.*, 1999) et jouerait ainsi un rôle essentiel dans la détoxification des éléments métalliques pendant le transport des métaux à travers le cytoplasme (Bruns *et al.*, 2001).

De plus, les plantes peuvent limiter l'assimilation d'un métal toxique en maintenant des niveaux élevés en calcium intracellulaire (Johnston & Proctor, 1977 ; Angelone *et al.*, 1993). En effet, selon Jacobson *et al.* (1960) le calcium modifie la perméabilité des surfaces cytoplasmiques ce qui conduit à une diminution de l'accès de certains cations monovalents à divers sites d'absorption et a pour conséquence de freiner la bioaccumulation des éléments métalliques. Ce rôle protecteur a été également montré pour le magnésium chez les bryophytes (Samecka-Cymerman & Kempers, 1994).

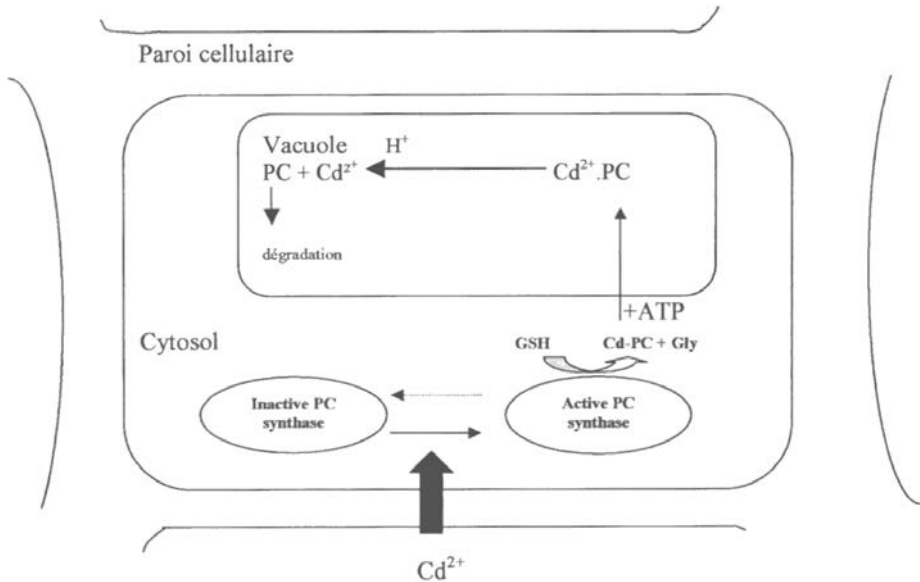


Fig. 2. Schéma de l'entrée du cadmium dans une cellule végétale (d'après Zenk, 1996, avec l'aimable permission des Editions Elsevier).

Par ailleurs, en utilisant la microscopie électronique à balayage (MEB), des dépôts de métaux insolubles (oxydes) irrégulièrement situés à la surface des feuilles de *Fontinalis antipyretica* contaminées par des effluents de mine ont été mis en évidence (Sérgio *et al.*, 2000). De tels dépôts n'ont été identifiés que sur les cellules vivantes des feuilles, on présume qu'ils sont formés par une activité biologique de détoxification de la plante.

Les polluants organiques

Les espèces aquatiques des genres *Fontinalis*, *Cinclidotus* et *Rhynchostegium* accumulent rapidement de grandes concentrations de polluants et les libèrent très lentement (Wehr *et al.*, 1983 ; Mouvet, 1984b ; Mouvet, 1986 ; Mouvet *et al.*, 1986a). Pour *Fontinalis antipyretica*, l'élimination de polluants organiques est généralement lente et décroît avec le temps, par exemple après 24 h pour le Benzo(a)anthracène (BaA) et 48 h pour le Benzo(a)pyrène (BaP) (Roy *et al.*, 1994). Cette phase lente d'élimination des polluants organiques des tissus végétaux semble être liée à leur faible solubilité dans l'eau (Steen & Karickhoff, 1981 ; Smith *et al.*, 1991). Cette élimination n'est jamais totale ; comme pour les éléments métalliques, une fraction résiduelle se maintient après une période de décontamination (Gallissot, 1988). Elle peut correspondre à un piégeage des polluants dans la cellule sous une forme ou à un niveau de concentration non toxique. De plus, pour les composés organiques, des processus de métabolisation pourraient être mis en œuvre chez les bryophytes (nous ne disposons pas à l'heure actuelle de données sur cette question).

La contamination de *Fontinalis antipyretica* par du BaP conduit à une augmentation du niveau global en glutathion (Roy *et al.*, 1994). Ce tripeptide semble être fortement impliqué dans la phase de désintoxication des polluants orga-

niques, tels que les pesticides et PCBs (Alscher, 1989). D'une manière générale, le glutathion joue un rôle important dans les phénomènes de protection contre le stress oxydant, ce qui a été étudié chez divers végétaux (Bruns *et al.*, 2001).

Utilisation des bryophytes aquatiques pour la biosurveillance des cours d'eau

L'estimation d'un niveau de contamination par un polluant dans un milieu par l'utilisation d'organismes vivants est appelée « biosurveillance » (traduction française de biomonitoring). L'utilisation des bryophytes aquatiques dans des études de biosurveillance a été appliquée dans de nombreux pays européens comme la Belgique (Empain, 1976 ; Empain *et al.*, 1980), la Grande Bretagne (Say *et al.*, 1981 ; Say & Whitton, 1983 ; Wehr & Whitton, 1983a), la France (Mouvet, 1985), l'Allemagne (Herrmann, 1990 ; Bruns *et al.*, 1997), l'Italie (Cenci, 2000) et le Portugal (Goncalves *et al.*, 1992). Les bryophytes ont été utilisées pour identifier les apports métalliques des déchets miniers ou industriels ainsi que pour des prospections bio-géochimiques (Whitehead & Brooks, 1969). Mais il n'existe actuellement pas de méthodes standardisées de biosurveillance, notamment dans le choix des espèces, de l'échantillonnage (quantité et de la nature de l'échantillon à analyser), du protocole d'analyses chimiques. Cette absence de standardisation est d'ailleurs déplorée par les utilisateurs (Thiébaud *et al.*, 1998 ; Vanderpoorten, 1999).

Par exemple, certains chercheurs (Robinson, 1981 ; Satake *et al.*, 1983 ; Satake & Miyasaka, 1984 ; Kelly *et al.*, 1987 ; Satake *et al.*, 1989 ; Carballeira & López, 1997 ; Vázquez *et al.*, 2000 ; Vincent *et al.*, 2001) utilisent environ 75 apex de 2 cm qui représentent 150 mg en poids sec lors de leurs études ; d'autres choisissent d'analyser la totalité de l'échantillon (Mouvet *et al.*, 1986b ; Mouvet *et al.*, 1989 ; Baudin *et al.*, 1991 ; Fink & Panten, 1993 ; Samecka-Cymerman & Kempers, 1998 ; Samecka-Cymerman & Kempers, 2001). Le Tableau 6 résume les raisons pour lesquelles les 2 cm apicaux de l'organisme sont préférentiellement utilisés par les auteurs.

Tableau 6. Pourquoi choisir d'analyser les deux centimètres apicaux de la tige ?

Pourquoi choisir d'analyser les 2 cm apicaux de la tige ?	Références
– Les concentrations en métaux augmentent considérablement de l'apex à la base, ce gradient est dû à l'âge des différentes parties, il est préférable d'utiliser les premiers cm de tige.	Satake <i>et al.</i> , 1983 Satake <i>et al.</i> , 1989 Satake & Miyasaka, 1984 Wehr <i>et al.</i> , 1983
– La procédure de lavage affecte davantage les résultats quand toute la plante est analysée que lorsque les 2 cm apicaux sont utilisés.	Mouvet, 1984a
– Les parties anciennes de la plante sont recouvertes d'oxydes de Mn et de Fe ce qui provoque des phénomènes de co-précipitation et d'adsorption des métaux, donc une surestimation des résultats.	Robinson, 1981
– Les 2 cm apicaux reflètent uniquement des épisodes de pollution récents.	Wehr & Whitton, 1983a, 1983b
– Les corrélations entre la teneur en métaux de la mousse et celle de l'eau est plus marquée quand on utilise les 2 cm apicaux de la plante.	

L'emploi de ces apex entraîne une durée de préparation des échantillons 5 fois plus longue que pour les plantes entières, et le principal inconvénient concerne les limites de détection, car les concentrations y sont plus faibles que dans les plantes entières (Wehr & Whitton, 1983a). Le problème du choix de la fraction de mousse à analyser se pose surtout dans le cas de l'utilisation de matériel autochtone, car les informations concernant les antécédents de l'organisme sont lacunaires (âge, taux de croissance...). Ce problème de fraction de mousse à utiliser est le reflet d'une absence de standardisation actuelle de la méthode « mousse aquatique ».

Deux notions sont à prendre en compte dans la biosurveillance des cours d'eau, la biosurveillance active et la biosurveillance passive qui permettent de faire des suivis dans l'espace et dans le temps à l'échelle d'un cours d'eau ou d'un bassin versant.

La biosurveillance passive

La biosurveillance passive fait appel à des mousses issues de populations naturelles stables qui se développent naturellement sur un site. Le principal domaine d'application concerne les réseaux de surveillance de la qualité des eaux. En France, les réseaux de surveillance des milieux aquatiques sont menés par les Agences de l'Eau. Ils ont pour objet de suivre à moyen ou à long terme l'évolution (amélioration ou dégradation) du milieu. Un prélèvement annuel de bryophytes est réalisé en période d'étiage pour l'analyse des métaux traces et depuis peu pour certaines agences, des analyses prennent en compte les micropolluants organiques. Il est à noter que peu d'attention est accordée à l'espèce prélevée (absence de standardisation de la méthode) ; tout dépend de son abondance sur les sites (J. Durocher, Agence de l'Eau Loire Bretagne, *Com. pers.*). Ce qui peut entraîner des erreurs dommageables pour l'utilisation et l'interprétation ultérieure des données. La méthode de biosurveillance passive nécessite une détermination correcte des bryophytes afin d'éviter certaines confusions. Actuellement, lors d'absence de bryophytes, les sédiments constituent le support utilisé (B. Picon, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, *Com. pers.*). Les données obtenues par ce type de réseau demeurent insuffisantes en raison de la fréquence des prélèvements et de l'espacement important entre les stations, mais elles permettent néanmoins d'obtenir des tendances générales relatives à la qualité du milieu à l'échelle d'un bassin et d'identifier les zones à problème. La surveillance passive peut aussi s'appliquer dans le cas d'une pollution ponctuelle.

Les bryophytes (*cf.* p. 208) possèdent une cinétique rapide et un potentiel élevé d'accumulation, ce qui leur permettent d'être un outil très intéressant lors d'épisodes de pollutions accidentelles (de forte intensité et de faible durée). Mouvet *et al.* (1993) ont montré que les mousses, par leur « effet mémoire », étaient capables de présenter dans leurs tissus des teneurs détectables de Cd, Zn, Hg, PCP et lindane, 13 jours après une contamination accidentelle. Leur utilisation comme bioindicateur présente donc un intérêt à la fois financier et technique par comparaison au suivi en continu des mesures physico-chimiques dans l'eau. Cependant, les difficultés majeures de l'utilisation de bryophytes autochtones concernent d'une part, l'absence des organismes *in situ* et d'autre part le manque d'informations sur la période de contamination et l'âge des mousses, limitant les conclusions quant à la qualité de l'eau de l'aire étudiée. Ainsi, il peut arriver que l'espèce recherchée ou toute espèce de bryophyte soit absente sur un site d'étude, comme dans le cas de l'Artois Picardie (Ah-Peng, données non publiées). Pour cela, le réseau « Bryophytes » de l'Agence de l'Eau Artois Picardie a été inter-

rompu en raison d'une trop faible abondance voire d'une absence d'espèces sur les sites. Dans ce cas, la biosurveillance active, utilisant des mousses transplantées, peut pallier et produire des résultats permettant des comparaisons statistiques grâce au contrôle du temps d'exposition.

La biosurveillance active

La biosurveillance active consiste à transférer des bryophytes, issues d'un site de référence non contaminé, vers un site d'étude. Les domaines d'application restent identiques à ceux énoncés pour la surveillance passive. Récemment, la purification et la mise en culture d'une souche clonale de *Fontinalis antipyretica* ont permis d'envisager une amélioration non négligeable de cette méthode (Rausch de Traubenberg et Ah-Peng, 2004). Bien qu'actuellement aucune standardisation de la biosurveillance active n'ait été réalisée, l'une d'entre elles a été choisie (Kelly *et al.*, 1987) pour de nombreuses études de biosurveillance des cours d'eau.

Les mousses à transplanter sont mises dans des paniers/sacs en grillage plastifié d'une maille comprise entre 5 à 8 mm (4 mm pour Carter & Porter, 1997) et Nelson & Campbell, 1995). Le grillage est découpé et relié par du fil de nylon de façon à former une corbeille de volume compris entre 0,5 et 1 l. Une forme cylindrique des corbeilles offre l'avantage d'une faible rétention vis-à-vis des particules en suspension et évite le colmatage des grilles. La masse de l'échantillon est comprise entre 30 et 35 g de poids frais essoré. La mise en place de l'échantillon sur un site dépend de la profondeur du cours d'eau. Si elle est supérieure à 50 cm, la corbeille est placée alors à 20-30 cm sous la surface de l'eau de façon à ce qu'elle puisse flotter dans la colonne d'eau. Son point d'ancrage est soit naturel (racine, bloc de pierre) ou artificiel (barre en chlorure de polyvinyle (P.V.C.) ou polyéthylène (P.E.) enfoncée dans la berge avec un fil plastifié). Si la hauteur de la colonne d'eau est inférieure à 50 cm, la corbeille de mousses est placée au fond du lit de la rivière reliée par du fil de nylon à la berge. La durée d'exposition varie de 8 jours jusqu'à 4 à 6 semaines (Mouvet, 1986).

Cette technique permet de choisir le site d'étude, notamment lorsque ces sites dépourvus de mousses, de contrôler la durée d'exposition des mousses (meilleure intégration de la réponse), d'utiliser une seule espèce de bryophyte, et de contrôler les conditions de mise en place des transplants.

La méthode de biosurveillance active comporte certaines difficultés comme la recherche du site de référence « propre » où les bryophytes sont abondantes, mais aussi le vandalisme des transplants sur les sites d'études souvent non surveillés et facilement accessibles, ou encore le colmatage des transplants (paniers grillagés) pour des eaux chargées en matière organique.

Les intérêts et inconvénients liés à l'utilisation des bryophytes dans la biosurveillance des milieux aquatiques

Cette méthode permet d'utiliser seulement quelques espèces de bryophytes pour couvrir l'ensemble d'un bassin versant. Aucune autre méthode ne peut garantir une meilleure homogénéité au niveau de la constitution de l'échantillon, ni les sédiments à cause des variations de granulométrie, et de la teneur en matière organique, ni les poissons à cause des variations intra-espèces, d'âges ou de sexe et dans ces deux cas le problème lié à la mobilité de l'échantillon. De plus, les bryophytes sont nettement moins influencées que les sédiments par le fond géochimique, ces derniers mettant fréquemment en évidence un niveau de concentration important d'origine naturelle, masquant les contaminations « anthro-

piques » (R.N.B.R.M.C., 2001). En particulier, l'incidence du fond géochimique est particulièrement marquée dans les bordures des Alpes et du Massif Central pour l'arsenic et le nickel, et plus ponctuellement en Corse pour le nickel (R.N.B.R.M.C., 2001).

L'étude de Mouvet (1984a) met en évidence quelques propriétés importantes des bryophytes en tant que bioindicateurs comme, leur pouvoir d'accumulation élevé, leur résistance aux polluants toxiques et leur utilisation tout au cours de l'année. Par ailleurs la facilité d'échantillonnage, de conservation, de traitement analytique des mousses aquatiques constitue un attrait supplémentaire face aux sédiments, poissons, plancton ou mollusques. Les principaux inconvénients de leur utilisation sont liés d'une manière classique aux variabilités dans les processus d'accumulation des organismes (*cf.* p. 219) et dans une mauvaise connaissance des incertitudes au niveau de la procédure analytique (traitement de l'échantillon). Toutefois, cette méthode est à utiliser avec précaution dans le cas de cours d'eau acidifiés (*cf.* p. 219).

Cette biosurveillance par le biais de bryophytes aquatiques est déjà largement utilisée pour les ETM, les radionucléides, et tend à être développée pour le suivi des micropolluants organiques. Mais une autre application consisterait à suivre le niveau trophique des cours d'eau, non pas par des dosages en polluants mais par des méthodes enzymatiques. Ainsi, Christmas & Whitton (1998a, 1998b) ont suggéré une méthode, qui repose sur le suivi de l'activité enzymatique de la phosphomonoestérase (PMEase) dans les cellules. Ils ont montré pour deux espèces de bryophytes, *Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides*, que l'activité de la PMEase est augmentée lorsque la concentration en phosphore dans les 2 cm apicaux des organismes chute à 0,3 % de poids sec de mousse. L'hypothèse serait que les mousses synthétisent la PMEase en réponse à une restriction en phosphore dans leur environnement, ainsi une forte activité de la PMEase refléterait une faible concentration en élément phosphore dans l'eau. À terme, ces tests PMEase sur les bryophytes pourraient être utilisés lors de la surveillance de l'eutrophisation des rivières.

BIOINDICATION PAR L'UTILISATION DES RÉPONSES PHYSIOLOGIQUES LIÉES AU STRESS CHEZ LES BRYOPHYTES AQUATIQUES

Le stress peut être défini comme l'ensemble des réactions non spécifiques (physiologiques, métaboliques, comportementales) à un agent physique, chimique ou biologique agressif provoquant une réaction chez un organisme. Cet agent peut être anthropique ou naturel, provenir de pollutions organiques, métalliques aiguës ou chroniques ou lié à des phénomènes physiques. Chez les végétaux, un stress peut être provoqué par un niveau de lumière trop élevé entraînant une photo-inhibition, des élévations ou des baisses de température brusques, un déficit en eau (le stress hydrique), des radiations non ionisantes (*e.g.* UVB), un manque ou un excès en éléments nutritifs, ou encore une sénescence naturelle.

Comme chez les autres plantes, les stress engendrent chez les bryophytes des effets non visibles ainsi que des effets visibles morphologiquement. Les premiers correspondent à des réponses biochimiques, telles qu'induction d'enzymes de métabolisation ou des réponses physiologiques comme des altérations de la photosynthèse, de la respiration, des transports d'ions ou de métabolites. Ils peu-

vent être détectables très tôt, on parle alors de réponses précoces. Les effets visibles tels que des changements de coloration, des lésions cellulaires, résultent d'un ensemble de perturbations métaboliques et sont considérés comme des réponses secondaires à plus ou moins long terme.

Le stress oxydant

Le stress oxydant est provoqué par des Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO). Ce terme d'ERO est un terme collectif qui décrit à la fois les radicaux de l'oxygène ($O_2^{\cdot-}$, OH^{\cdot} , ROO^{\cdot} , RO^{\cdot}) et ses dérivés non radicalaires (H_2O_2 , $HOCl$, O_2 singulet, O_3). Ces ERO sont constamment produites chez les organismes vivants mais des sources exogènes telles que les radiations ionisantes et les polluants peuvent également les générer et induire un stress oxydant supplémentaire aux systèmes biologiques (Denayer, 2000). Ainsi, les dommages oxydatifs résultent du déséquilibre entre la production d'ERO et leur élimination par les organismes. Les ERO peuvent ainsi causer des dommages transitoires ou permanents à divers métabolites primaires (protéines, lipides, acides nucléiques, glucides) ou secondaires. En réponse à ces dommages, divers composés qualifiés d'antioxydants sont synthétisés au niveau cellulaire ; ces molécules sont utilisées comme biomarqueurs de stress oxydant. Dans les écosystèmes aquatiques la source majeure d'ERO, provient de molécules organiques (HAP) libérées par des huiles et carburants (fuel...) (Roy *et al.*, 1994).

Chez les êtres vivants, les systèmes antioxydants contribuent à éliminer le stress causé par les ERO, les enzymes impliquées dans ces mécanismes de protection sont les suivantes :

La superoxyde dismutase (SOD, EC 1.15.1.1), métalloprotéine, présente dans les chloroplastes et le cytoplasme, joue un rôle dans les processus de défense contre des procédés oxydants incontrôlés, dans le but d'en diminuer les effets toxiques.

La peroxydase (POX, EC 1.11.1.7) et **l'ascorbate peroxydase** (AP, EC 1.11.1.11), sont deux enzymes majeures qui métabolisent le peroxyde hydrogène (H_2O_2).

La glutathion réductase (GR, EC 1.6.4.2) régénère le glutathion réduit (GSH) de sa forme oxydée (GSSG).

Les activités de ces enzymes peuvent servir de biomarqueurs d'effets du stress oxydant, elles sont mesurées par des méthodes spectrophotométriques (Bruns *et al.*, 1997). Il existe aussi des mécanismes anti-oxydants non enzymatiques comme le **glutathion** (L- γ -glutamyl-L-cystéinyglycine), thiol ubiquiste, qui joue le rôle d'un piègeur réducteur. Une baisse de GSH ou bien le rapport GSH/GSSG peuvent indiquer un niveau de stress oxydant.

Par définition, un biomarqueur révèle un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental induit par l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997). Certains biomarqueurs vont pouvoir indiquer des dysfonctionnements physiologiques ou même des lésions chez les espèces étudiées et permettre d'obtenir des indications sur l'état de santé des écosystèmes complétant ainsi les études de biosurveillance. Peu d'études font référence à l'utilisation de biomarqueurs du stress oxydant chez les bryophytes (Roy *et al.*, 1994 ; Bruns *et al.*, 1995 ; Roy *et al.*, 1996 ; Denayer, 2000), mais les résultats obtenus montrent que les biomarqueurs offrent un champ nouveau au développement d'outils « diagnostics », comme des tests écotoxicolo-

riques, ayant pour objet de mettre en évidence les relations de causes à effets et de suivi liées à l'exposition des bryophytes au stress oxydant (Denayer, 2000). Néanmoins, l'utilisation de bryomarqueur (biomarqueur chez les bryophytes) est encore au stade expérimental.

La synthèse chlorophyllienne et la respiration

Réaliser le suivi des processus physiologiques, tels que la synthèse chlorophyllienne et la respiration chez les bryophytes aquatiques permet d'obtenir des informations sur l'état physiologique des espèces. Une équipe espagnole a montré que l'exposition à long terme de *Fontinalis antipyretica* à des températures modérément élevées (19,8 ou 24,9 °C, pendant 25 jours) ou une courte exposition à de fortes températures (30 °C pendant 2 jours) avaient des effets notables sur la photosynthèse nette et la respiration. Ces deux paramètres physiologiques fournissent des données rapides, efficaces et peu onéreuses sur l'état de santé des végétaux (Carballeira *et al.*, 1998).

L'activité photosynthétique est actuellement utilisée dans de nombreuses études de biosurveillance par les bryophytes aquatiques pour évaluer leur résistance aux polluants par le biais de l'indice de stress, qui correspond au rapport de la chlorophylle sur son produit de dégradation, la pheophytine, cette question est détaillée à la page 231.

Les changements de la concentration et la localisation des éléments essentiels au niveau cellulaire

L'absorption des métaux traces dans les mousses mène à des pertes importantes en K (probablement dues aux propriétés de la membrane) et en Mg intracellulaire (probablement liées au remplacement des cations sur les sites de liaisons extracellulaires) (Brown & Wells, 1990a). Or, le potassium et le magnésium des plantes jouent un rôle important dans leur métabolisme (Brown, 1982).

Le potassium est en majeure partie au niveau intracellulaire, il est émis dans le milieu extracellulaire quand la perméabilité de la membrane plasmique est altérée : de cette manière il se comporte comme un **indicateur des changements de perméabilité membranaire** (Buck & Brown, 1979 ; Brown & Wells, 1988). Le magnésium est distribué de manière identique dans les compartiments intra/extracellulaire, qui dépendent des besoins de la cellule et des niveaux ambiants de magnésium (Brown, 1982). Le magnésium intracellulaire est libéré en réponse aux changements de la perméabilité membranaire (Brown & Wells, 1990b).

Par ailleurs, Markert & Wtorova (1992) et Samecka-Cymerman *et al.* (2000) émettent l'hypothèse d'une accumulation de métaux directement associée à une exclusion du magnésium et du calcium. En effet, Samecka-Cymerman *et al.* (2000) ont montré des corrélations négatives entre ces cations divalents et les éléments traces métalliques dans la cellule.

De façon générale, l'accumulation d'un élément résulte souvent de la diminution d'un ou d'autre(s) élément(s) du fait que la capacité de la plante à absorber les sels minéraux est limitée (Brooks, 1972). Ainsi, les déplacements cationiques liés à l'entrée intracellulaire de xénobiotiques chez les bryophytes sont utilisés afin de déterminer l'état physiologique des espèces (Brown & Wells, 1988 ; Buck & Brown, 1979 ; Jacobson *et al.*, 1960).

Effets visibles de xénobiotiques sur les cellules

Des études s'intéressent à la qualité globale du milieu par **l'observation macroscopique et microscopique des organismes**. Ces études ne concernent que des polluants fortement toxiques ou présents à des concentrations élevées d'une part et des végétaux sensibles d'autre part. Elles sont considérées comme relevant vraiment de la bioindication (au sens restrictif) par Garrec & Van Haluwyn (2002). En 1976, Benson-Evans & Williams ont mené des travaux sur la surveillance des cours d'eau anglais à partir de deux espèces de mousses transplantées, *Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides*, ils ont proposé une méthode à deux volets : étude de la qualité physico-chimique de l'eau du cours d'eau et en parallèle observation des mousses échantillonnées (Benson-Evans & Williams, 1976). L'apparence macroscopique (couleur, présence de feuilles...) et microscopique (pourcentage de lésions des feuilles, couleur et structure des cellules, couleur des parois cellulaires...) est examinée. Les données sont intégrées sur une échelle de détérioration à cinq niveaux, ce qui conduit pour une étude spatio-temporelle d'un cours d'eau, à l'attribution d'un indice à chaque station. Cet indice de mesure du degré de détérioration ne permet généralement pas de déterminer la ou les causes de la détérioration. Certaines indications peuvent cependant donner des informations comme par exemple : une coloration brune des parois cellulaires résulte, généralement, d'une concentration élevée en fer dans l'eau (Benson-Evans & Williams, 1976).

De manière générale, les exemples précédemment cités mettent l'accent sur une approche de la surveillance des cours d'eau à l'aide de bryophytes aquatiques, qui examine des réponses physiologiques au niveau microscopique et macroscopique. Dans le cadre d'études de biosurveillance, cette approche offre l'intérêt de surveiller l'état de santé des bioaccumulateurs dans le milieu naturel, lors d'exposition chronique ou aiguë à des polluants.

LES DIFFÉRENTS INDICES D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES COURS D'EAU EN RELATION AVEC LES BRYOPHYTES AQUATIQUES

À partir des méthodes précédemment décrites, l'utilisation des bryophytes comme bioindicateurs a engendré plusieurs indices d'évaluation de la qualité des eaux pour faciliter la surveillance des milieux aquatiques notamment dans l'exploitation et l'homogénéité des résultats. Parmi ces indices, on distingue des indices basés sur la connaissance des espèces et de leur répartition, des indices de contamination métallique, un indice sur la comparaison entre deux compartiments (sédiment/bryophyte), et un indice de stress, méthode liée à l'analyse des pigments chlorophylliens et de leurs produits de dégradation.

Les indices écologiques

L'indice global de la qualité des eaux basé sur les peuplements bryophytiques

La caractérisation simple des cours d'eau répond à un besoin concret d'évaluation et de contrôle de la qualité globale des eaux de surface. Cet indice tient compte de la réponse (présence, absence, prolifération et disparition) des

communautés et des facteurs écologiques qui sont étudiés de façon multivariable (Empain, 1978, 1980). En effet chaque espèce peut être caractérisée par un coefficient de toxiphobie en considérant sa projection sur un gradient de pollution. Ce coefficient a été proposé à partir d'étude sur la répartition des espèces de bryophytes aquatiques en fonction de la qualité de l'eau. L'indice global de qualité des eaux peut être défini comme étant une fonction de chaque espèce présente et de son coefficient de toxiphobie. La fonction peut se représenter de façon générale sous la forme :

$$I_b = \sum_1^n RR_{jk} \otimes i_j$$

Où RR_{jk} représente le recouvrement relatif de l'espèce j dans la station k ,
 I_j le coefficient de toxiphobie de l'espèce j ,

I_b l'indice bryophytique, est l'indice global de qualité des eaux basé sur les populations bryophytiques dans la station k .

Cet indice a été créé à partir de données obtenues sur la Sambre et la Meuse. Le Tableau 7 représente les coefficients de toxiphobie associés aux espèces de bryophytes.

Tableau 7. Coefficients de toxiphobie attribués aux espèces de bryophytes les plus importantes dans la Sambre et la Meuse (d'après Empain, 1978).

Espèces	Indice de toxiphobie
<i>Octodiceras fontanum</i> (B. Pyl.) Lindb.	5
<i>Cinclidotus nigricans</i> (Brid.) Arnott	5
<i>Cinclidotus fontilanoïdes</i> (Hedw.) Beauv.	5
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B., S. & G.	5
<i>Schistidium apocarpum</i> (Hedw.) B. & S.	5
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	4
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	4
<i>Dialytrichia mucronata</i> (Brid.) Broth.	4
<i>Orthotrichum cupulatum</i> Brid. ou <i>O. anomalum</i> Brid. non distingué car souvent stérile	4
<i>Didymodon spadiceus</i> (Mitt.) Limpr.	4
<i>Didymodon thopaceus</i> (Brid.) Lisa	4
<i>Lunalaria cruciata</i> (L.) Lindb.	4
<i>Mniobryum delicatulum</i> (Hedw.) Dix.	4
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	4
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	4
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Loeske	4
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i> (Hedw.) Loeske	3
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	3
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	3
<i>Bryum capillare</i> Hedw.	3
<i>Tortula muralis</i> Hedw.	2
<i>Rhynchostegium riparioides</i> Hedw.	1

L'indice I_b va de 1 pour l'espèce la moins toxiphobe (*Rhynchostegium riparioides*) à 5 pour la mousse la plus toxiphobe (*Octodicerias fontanum*). On lui attribue la valeur 0 en cas de disparition de toutes les espèces. Cet indice n'est pas toujours applicable, car cette méthode pose d'une part le problème de son utilisation dans d'autres régions que la Belgique où les cortèges de bryophytes aquatiques ne sont pas forcément les mêmes, et d'autre part, il ne prend pas en compte l'absence de bryophytes sur un site d'étude qui n'est pas nécessairement un indice de dégradation.

Les indices macrophytiques en rivière

Plus récemment, les macrophytes, végétaux visibles à l'œil nu (Phanérogames, Bryophytes, Ptéridophytes, les champignons lichénisés...) ont été utilisés comme bioindicateurs des particularités morpho-physiques et hydrodynamiques des milieux aquatiques ainsi que de la qualité de l'eau (Haury, 1994). Les indices GIS (Groupement d'Intérêt Scientifiques) Macrophytes des eaux continentales sont français et s'inspirent de différents indices antérieurs étrangers ainsi que de travaux de biotypologie des cours d'eau (Haury *et al.*, 2000).

Ces indices macrophytiques (Haury *et al.*, 1996) prennent en compte l'état et le fonctionnement d'un peuplement, la distribution et l'abondance des espèces, la composition et la richesse spécifique des peuplements, la structure et l'organisation des phytocénoses, la participation du compartiment au fonctionnement des cours d'eau (Haury, 1994). Comme pour l' I_b , un coefficient de trophie est attribué à chaque espèce, ici appelé « cote spécifique », qui va de 0 (mauvaise qualité de l'eau) à 10 (bonne qualité). Cet indice s'intéresse à 245 taxons des zones aquatiques et supra-aquatiques, dont 49 bryophytes. Lorsqu'il ne prend en compte que la présence/absence des espèces, il se formule de cette façon :

$$GIS = 1/n \sum_i^n (CS_i)$$

où n est le nombre d'espèces ayant un indice,

$i = 1$ à n ,

CS_i correspond à la cote spécifique (de 0 = mauvais à 10 = bon).

Il existe plusieurs variantes des indices GIS, notamment si l'on considère seulement les espèces sténoèces du lit en eau ou l'ensemble des zones aquatiques et supra-aquatiques; ou encore si l'on prend en compte la pondération par les recouvrements estimés par des coefficients d'abondance – dominance des espèces.

Une amélioration de ces indices GIS correspondant à l'I.B.M.R. (Indice Biologique Macrophytique Rivières) est actuellement en cours de normalisation et de plus en plus utilisé en routine, après avoir été testé par les six Agences de l'Eau (dont Rhin-Meuse et Seine Normandie, en 2002), mais des recherches supplémentaires doivent encore être réalisées au niveau de l'écologie des espèces et de leur variabilité éco-régionale (J. Haury, Institut National de Recherche Agronomique, *Com. pers.*).

L'indice de stress

Cette méthode proposée pour les végétaux par Peñuelas (1984) est basée sur les réactions des pigments chlorophylliens provoquées par les stress. Les variations des rapports chl a /chl b ou DO430/DO665 (densité optique à 430 nm/densité optique à 665 nm) ont été tout d'abord pris en compte (Nieto, 1967). Ces mesures ont été appliquées à des bryophytes aquatiques pour évaluer un stress physiologique lors de pollution (organique ou métallique) ou bien lors de changements brusques de l'environnement (température de l'environnement, ensoleillement...).

Dans ce but, López & Carballeira (1989), utilisent le rapport chl_a/phéophytine a ; cette dernière molécule, produit de dégradation de la chlorophylle a correspond à une chlorophylle ayant perdu son atome central de magnésium.

Cette perte de l'atome de magnésium, altération la plus commune de la chlorophylle, peut être provoquée *in vitro* par des acides de manière rapide. Cette dégradation de la chlorophylle permet de déterminer le rapport **D665/D665a**, qui correspond ainsi à **un indice de stress physiologique** (López *et al.*, 1997). Les mesures sont réalisées sur des extraits en acétone acidifiée. Cet indice est le plus précis des rapports de pigments utilisés pour évaluer l'état de santé des bryophytes (Peñuelas, 1984).

Pour ces mesures, une extraction des pigments à partir de brins de bryophytes est réalisée dans de l'acétone à 90%, puis l'extrait est ensuite centrifugé et analysé par la spectroscopie UV-Visible à 665 nm. L'addition d'HCl 1 M à l'échantillon convertit toute la chlorophylle presque instantanément en phéophytine. L'absorbance de l'échantillon à 665 nm est réduite et la réduction de l'absorbance par l'acidification est proportionnelle au rapport initial chlorophylle/phéophytine (*cf.* Fig. 3). À partir d'une étude comparative sur le contenu en pigments et la réponse au stress de cinq espèces de bryophytes aquatiques, López & Carballeira (1989) ont déterminé les classes limites de qualité écophysioleogique pour *Fontinalis antipyretica* (Tableau 8).

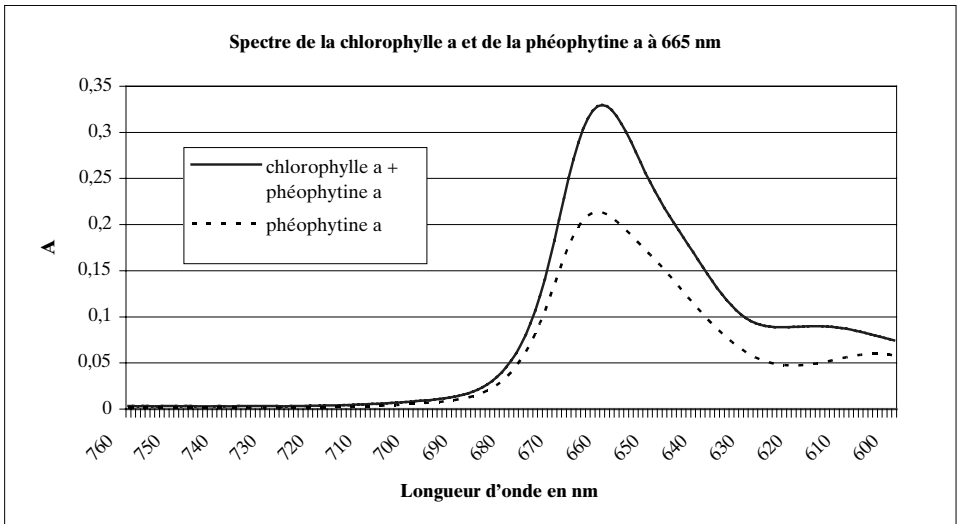


Fig. 3. Spectres superposés d'un extrait de mousse dans l'acétone à 90 % : (—) chlorophylle a initiale + phéophytine a initiale ; (----) phéophytine a initiale + chlorophylle a initiale transformée en phéophytine a après acidification (d'après Ah-Peng C., 2001).

Tableau 8. Classes de qualité écophysioleogique pour le rapport D665/D665a pour *Fontinalis antipyretica* (d'après López & Carballeira, 1989).

<i>Stress</i>	<i>Stress intermédiaire</i>	<i>Stress faible</i>	<i>Stress nul</i>
≤ 1,55	> 1,55 – ≤ 1,60	> 1,60 – ≤ 1,65	> 1,65

Les indices de contamination

L'Indice de contamination métallique

L'indice de contamination (IC) s'exprime par le rapport entre la concentration maximale et minimale de l'élément étudié (Mouvet, 1984b) :

$$IC = \text{Concentration maximale} \div \text{Concentration minimale}$$

L'indice de contamination permet de comparer sur un même site des niveaux de bioaccumulation. Le Tableau 9 montre qu'une pollution au plomb provoque une augmentation des concentrations dans les mousses 4 fois supérieure à l'augmentation dans les sédiments. On observe que les mousses permettent de mettre en évidence des pollutions par le plomb 4 fois moins importantes que les sédiments. Une telle différence de bioaccumulation est encore plus nette pour le cas du zinc et du chrome. Cependant, il est intéressant de suivre les concentrations à la fois dans les bryophytes et dans les sédiments car ces derniers représentent une zone de stockage pour différents polluants, en particulier les éléments traces qui peuvent être libérés dans le milieu et devenir ainsi biodisponibles.

Remarque : en cas d'utilisation de sédiments, une attention particulière devra être accordée à sa nature (composition, granulométrie, quantité en matière organique...).

Tableau 9. Comparaisons des indices de contamination (IC) des sédiments et des mousses aquatiques dans 11 sites du bassin Rhin Meuse (d'après Mouvet, 1984b).

	<i>Fe</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>	<i>Cd</i>
IC sédiments	11	21	7	54	23	9
IC mousses	20	159	19	240	1 500	48
IC mousses/ IC sédiments	1,8	7,5	2,7	4,4	65	5,3

Les classes de contamination en métaux dans les mousses

Cas de la biosurveillance passive – Les Agences de l'Eau françaises utilisent les mousses aquatiques pour la surveillance des cours d'eau en micro-polluants métalliques. Une grille de qualité et un indice polymétallique ont été créés pour exploiter les données obtenues dans les mousses autochtones, lors de surveillance passive des rivières. De plus, un protocole a été mis en place concernant l'échantillonnage et l'analyse des métaux (Mersch & Claveri, 1998).

La grille du Tableau 10 a été réalisée à partir de données obtenues avec les **bryophytes autochtones** (populations naturelles). Cette grille de qualité a été calculée à partir d'une valeur de référence définie comme la concentration pour un métal donné, correspondant à une situation non polluée. Des concentrations de références ont été déterminées pour huit éléments métalliques (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Cu et Zn). Ces valeurs sont reportées dans le Tableau 10. Ces concentrations de références sont basées sur des valeurs obtenues par les Agences de l'Eau françaises (Rhin-Meuse et Rhône-Méditerranée-Corse) ainsi que des données provenant de rivières de France, Belgique et d'Angleterre. Pour chaque métal, la valeur de référence a été définie à partir des médianes de l'ensemble des concentrations dont le coefficient de variation a été rendu proche de 60 % par

Tableau 10. Concentrations repères dans les bryophytes autochtones en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de matière sèche (d'après Claveri & Mersch, 1998).

<i>Métal</i>	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
Concentration en $\mu\text{g/g}$ p.s.	1,5	0,4	5	18	0,06	9	9	75

Tableau 11. Grille de qualité et d'interprétation des concentrations métalliques en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec dans les bryophytes. La précision du résultat à fournir est représentée par la présence ou non de décimales (d'après Claveri & Mersch, 1998).

	<i>Classe 1 <</i>	<i>< Classe 2 ≤</i>	<i>< Classe 3 ≤</i>	<i>< Classe 4 ≤</i>	<i>< Classe 5 ≤</i>
Arsenic	4,5	9	27	54	
Cadmium	1,2	2,5	7	14	
Chrome total	11	22	65	130	
Mercure	0,15	0,30	0,85	1,70	
Nickel	22	45	135	270	
Plomb	27	55	165	330	
Cuivre	33	66	200	400	
Zinc	175	350	1 050	2 100	

élimination progressive des valeurs les plus élevées. De cette manière, la distribution des données est proche de la normalité. Cette valeur de référence permet ensuite le calcul des limites de classe : une progression géométrique de raison 2 (à l'exception de la limite de la classe 1 – situation de référence – où elle a été fixée à 3). Ainsi, les limites de classes successives sont définies par 3 fois, 6 fois, 12 fois, 24 fois la valeur de référence pour chaque métal (Mouvet, 1986).

Les concentrations de référence définies préalablement sont reprises dans le Tableau 11. L'interprétation de la grille de qualité est représentée dans le Tableau 12.

Cette grille offre cinq niveaux d'interprétation. La classe 1 regroupe les concentrations métalliques dans une bryophyte aquatique en l'absence de contamination. La classe 2 définit une gamme de sécurité, qui, en prenant compte l'ensemble des variabilités inhérentes à la méthode, permet de distinguer de façon certaine une situation de non contamination par rapport à une situation de pollution avérée. Les classes 3, 4 et 5 traduisent un degré de contamination croissant d'une situation de pollution jugée certaine, forte et très forte.

Tableau 12. Interprétation de la grille de qualité des concentrations métalliques dans les bryophytes (d'après Claveri & Mersch, 1998).

<i>Classe de qualité</i>	<i>Interprétation</i>
Classe 1	Situation de référence
Classe 2	Pollution possible
Classe 3	Pollution certaine
Classe 4	Pollution forte
Classe 5	Pollution très forte

Si la grille précédente permet d'apprécier le degré d'intensité d'une pollution pour chacun des métaux pris séparément, elle ne donne en revanche, aucune indication synthétique de la présence d'un mélange complexe de plusieurs métaux susceptibles d'être rencontrés *in situ*. Ainsi, un **indice polymétallique** pour les bryophytes a été proposé (Claveri & Mersch, 1998).

L'indice polymétallique, IP, s'écrit comme suit :

$$IP = 100 \otimes [1 - (q_1^{1/n} \otimes q_2^{1/n} \otimes \dots \otimes q_n^{1/n})]$$

Avec **n**, le nombre de métaux pris en considération,

q_i, la cote de qualité du i^{ème} paramètre définie selon le Tableau 13.

La Figure 4 donne les classes d'indice polymétallique.

Une valeur de l'indice supérieure à 70 % n'est rencontrée que dans le cas où l'on observe une pollution polymétallique forte à très forte. Plus le nombre de métaux appartenant à la classe 5 de la grille de qualité augmente, plus la valeur de l'indice se rapproche de 100.

Tableau 13. Correspondance entre les cinq classes de la grille de qualité et les cotes de qualité définies pour l'indice polymétallique (d'après Claveri & Mersch, 1998).

Classe de qualité	Cote de qualité (q _i)
Classe 1	1
Classe 2	0,9
Classe 3	0,45
Classe 4	0,10
Classe 5	0,01

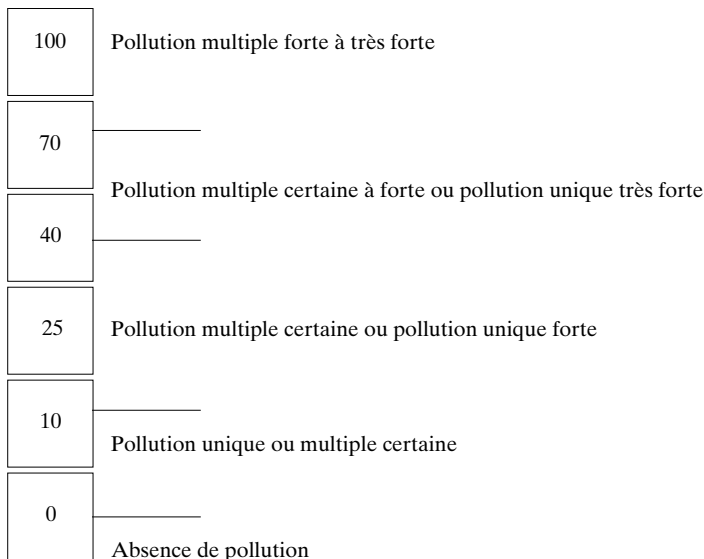


Fig. 4. Indice polymétallique (IP) (d'après Claveri & Mersch, 1998).

Cas de la biosurveillance active – Etant donné que les deux outils précédemment présentés ont été développés à partir d'indications obtenues avec des mousses autochtones, on est actuellement incapable de savoir s'il peut être appliqué au cas de la biosurveillance active (mousses transplantées).

Pour pallier ce manque d'information, les Agences de l'Eau françaises (Claveri & Mersch, 1998) ont proposé d'avoir recours à la notion de facteur de pollution, dont il existe deux cas :

– le **facteur de pollution ajoutée (FPA)**, qui compare la concentration d'un échantillon soumis à une pollution à celle d'un témoin placé en amont dans le cas d'une pollution dont la source est connue ou supposée (rejet)

– le **facteur de pollution standard (FPS)**, rapport entre la concentration observée et une valeur de référence standard pour le métal considéré (*cf.* Tableau 11).

CONCLUSION

Cet état des recherches a mis en évidence l'état des connaissances actuelles et les différentes méthodes relatives à l'utilisation des bryophytes pour la biosurveillance des milieux aquatiques. Les bryophytes nous apportent par leur faculté d'accumulation, leur réaction physiologique (stress), des indications précises sur la biodisponibilité des polluants et des éléments d'appréciation sur l'état de santé des écosystèmes, au côté des autres organismes aquatiques, autres macrophytes, invertébrés, poissons, diatomées... Cette utilisation des bryophytes comme supports biologiques intégrateurs des pollutions métallique, organique, et nucléaire s'est développée aussi bien dans les pays européens (France, Espagne, Allemagne, Finlande, Norvège, Suède) qu'américains (États-Unis, Canada). Cette méthode présente de nombreux avantages par rapport à une analyse limitée à celle de composantes inertes de l'environnement (sédiment, eau). En effet, les données recueillies avec ce type d'organisme permettent d'évaluer la biodisponibilité et le niveau de contamination d'un composé, son impact sur un organisme vivant et son entrée dans la chaîne trophique. Leur utilisation, permet aussi de révéler des contaminations qui sont indétectables lors de mesures dans l'eau, principalement pour deux raisons, soit le polluant se trouve en concentration trop faible pour être détecté soit la pollution est ponctuelle, et un prélèvement d'eau devient inefficace pour quantifier la pollution. Cependant, même si les études et les techniques d'analyses des échantillons portant sur la contamination métallique chez les bryophytes sont nombreuses, l'utilisation des mousses bioaccumulatrices de polluants organiques pour sa part, constitue une technique prometteuse mais qui demande encore des mises au point pour être développée. De plus, le devenir et les phénomènes de métabolisation des polluants après leur entrée intracellulaire ont été encore trop peu étudiés ; ces processus sont de toute importance car ils agissent sur la capacité de l'organisme à accumuler et à tolérer de forts et/ou persistants épisodes de pollution. En ce qui concerne l'indice écophysique D665/D665a, il reste un outil précis et performant pour quantifier la vitalité de l'organisme, qui peut être utilisé en parallèle d'une étude de bioaccumulation, il apporte une information de grande valeur à savoir l'état de santé du bioaccumulateur.

Par ailleurs, de plus en plus d'utilisateurs souhaitent la standardisation de la méthode « bryophyte » notamment dans le choix de l'espèce, le prélèvement, le traitement et l'analyse chimique des échantillons. Il serait intéressant de normaliser cette méthode de la même manière que pour les macroinvertébrés et les diatomées où ont été élaborées des normes françaises pour leur utilisation en tant que bioindicateur, respectivement norme AFNOR, NF T 90-350, 1997 et norme AFNOR, NF T 90-354, 2001. Dans cette perspective, le développement et l'utilisation d'une culture de mousse monospécifique et monoclonale (étude en cours au sein de l'équipe Bryophytes bioindicateurs, Muséum National d'Histoire Naturelle) devrait permettre l'amélioration de la méthode et une avancée dans la standardisation de la biosurveillance active des cours d'eau par les bryophytes (Ah-Peng, 2001 ; Ah-Peng *et al.*, 2003). Dans ce cadre, l'utilisation d'une mousse cultivée standardisée viendrait d'une part diminuer la variabilité interspécifique et permettrait d'autre part une meilleure interprétation des résultats, en contrôlant les niveaux de base en éléments contenus au départ dans l'organisme et la durée d'exposition des échantillons *in situ*.

À terme, les bryophytes aquatiques pourraient s'intégrer dans un système de bioévaluation de la qualité des cours d'eau, qui incluent déjà d'autres bioindicateurs (macroinvertébrés, diatomées, ciliés, oligochètes, poissons...), selon les recommandations de la Directive Cadre européenne sur l'eau (2000/60/CE), portant en partie sur l'établissement de programmes de biosurveillance de l'état chimique et écologique des eaux de surface à l'aide de méthodes standardisées.

Remerciements. Nous remercions chaleureusement Gérard Sarazin, Simone Puisseux-Dao et Franck-Olivier Denayer pour leur aide et leurs critiques constructives lors de l'élaboration de cette synthèse.

BIBLIOGRAPHIE

- AH-PENG C., RAUSCH DE TRAUBENBERG C. & DENAYER F.O., 2003 — Use of a moss culture as bioaccumulator for the biomonitoring of metal contamination in continental waters. *Journal de Physique IV France* 107: 25-28.
- ALSCHER R.G., 1989 — Biosynthesis and antioxidant function of glutathione in plants. *Physiologia plantarum* 77: 457-646.
- ANDRE B. & LASCOSME C., 1987 — Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les sédiments et les Bryophytes. *Revue des sciences de l'eau* 6 (2): 225-247.
- ANGELONE M., VASELLI O., BINI C. & CORADOSSI N., 1993 — Pedogeochemical evolution and trace elements availability to plants in ophiolitic soils. *Science of the Total Environment* 129: 291-309.
- BAUDIN J.P., LAMBRECHTS A. & PALLY M., 1991 — Utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateurs de contamination radioactive. *Hydroécologie Appliquée* 3 (2): 209-240.
- BEAUGÉLIN-SEILLER K., BAUDIN J.P. & BROTTET D., 1994 — Use of aquatic mosses for monitoring artificial radionuclides downstream of the nuclear power plant of Bugey (River Rhone, France). *Journal of Environmental Radioactivity* 24 (3): 217-233.
- BEAUGÉLIN-SEILLER K., BAUDIN J.P. & CASELLAS C., 1995 — Experimental study of the effects of various factors on the uptake of ⁶⁰Co by freshwater mosses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28 (1): 125-133.
- BENSON-EVANS K. & WILLIAMS P.F., 1976 — Transplanting aquatic Bryophytes to assess river pollution. *Journal of Bryology* 9: 81-91.

- BLANDIN P., 1986 — Bioindicateur et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie* 17 (4): 1-309.
- BROOKS R.R., 1972 — *Geobotany and Biogeochemistry in Mineral Exploitation*. New-York, Harper and Row, 290 p.
- BROWN D.H., 1982 — Mineral nutrition. In: Smith A. J. E. (Ed.): *Bryophyte Ecology*. London, Academic Press, pp. 383-443.
- BROWN D.H. & WHITEHEAD A., 1986 — The effect of mercury on the physiology of *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *Journal of Bryology* 14: 367-374.
- BROWN D.H. & BATES J.W., 1990 — Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical Journal of The Linnean Society* 104: 129-147.
- BROWN D.H. & WELLS J.M., 1990a — The extracellular and intracellular uptake of inorganic chemicals by bryophytes. In: Zinsmeister H. D. a. Mues R. (Eds.), *Bryophytes: their Chemistry and Chemical Taxonomy*. Oxford, Clarendon press, pp. 299-318.
- BROWN D.H. & WELLS J.M., 1990b — Physiological effects of heavy metals on the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. *Annals of Botany* 66: 641-647.
- BROWN D.H. & AVALOS A., 1991 — Chemical control of cadmium uptake by *Peltigera*. *Symbiosis* 11: 299-311.
- BROWN D.H. & WELLS J.M., 1988 — Sequential elution technique for determining the cellular location of cations. In: Glime J.M. (Ed.) *Methods in Bryology*. Nichinan, The Hattori Botanical Laboratory, pp. 227-233.
- BRUNS I., SIEBERT A., BAUMBACH R., MIERSCH J., GUENTER D., MARKERT B. & KRAUSS G.J., 1995 — Analysis of heavy metals and sulphur-rich compounds in the water moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 353 (1): 101-104.
- BRUNS I., FRIESE K., MARKERT B. & KRAUSS G.J., 1997 — The use of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. in active biomonitoring in the river Elbe. *The Science of the Total Environment* 204(2): 161-176.
- BRUNS I., FRIESE K., MARKERT B. & KRAUSS G.J., 1999 — Heavy metal inducible compounds from *Fontinalis antipyretica* reacting with Ellman's reagent are not phytochelatins. *The Science of the Total Environment* 241: 215-216.
- BRUNS I., SUTTER K., MENGE S., NEUMANN D. & KRAUSS G.-J., 2001 — Cadmium lets increase in glutathione pool in bryophytes. *Journal of Plant Physiology* 158: 79-89.
- BUCK G.W. & BROWN D.H., 1979 — The effect of desiccation or cation location in lichens. *Annals of Botany* 44: 265-277.
- BURTON M.A.S., 1979 — Studies on zinc localization in aquatic bryophytes. *The Bryologist* 82 (4): 594-598.
- BURTON M.A.S. & PETERSON P. J., 1979 — Metal accumulation by aquatic bryophytes from polluted mine streams. *Environmental Pollution* 19 (1): 39-46.
- CAINES L.A., WATT A.W. & WELLS D.E., 1985 — The uptake and release of some trace metals by aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. *Environmental Pollution (series B)* 10: 1-18.
- CARBALLEIRA A. & LOPEZ J., 1997 — Physiological and statistical methods to identify background levels of metals in aquatic bryophytes - dependence an lithology. *Journal of Environmental Quality* 26 (4): 980-988.
- CARBALLEIRA A., DIAZ S., VAZQUEZ M.D. & LOPEZ J., 1998 — Inertia and resilience in the responses of the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica* Hedw. to thermal stress. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34(4): 343-349.
- CARBALLEIRA A., VAZQUEZ M.D. & LOPEZ J., 2001 — Biomonitoring of sporadic acidification of rivers on the basis of release of preloaded cadmium from the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Environmental Pollution* 111 (1): 95-106.

- CARTER L.F. & PORTER S.D., 1997 — Trace-element accumulation by *Hygrohypnum ochraceum* in the upper Rio Grande basin, Colorado and New Mexico, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(12): 2521-2528.
- CENCI R. M., 2000 — The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. *Journal of Limnology* 60 (Suppl.1): 53-61.
- CHATENET P. & BOTINEAU M., 2001 — Utilisation des lichens dans la mise en évidence des éléments traces présents dans les cours d'eau. *Cryptogamie, Mycologie* 22 (3): 225-237.
- CHRISTMAS M. & WHITTON B.A., 1998a — Phosphorus and aquatic bryophytes in the Swale-Ouse river system, north-east England - 1 - relationship between ambient phosphate, internal N:P ratio and surface phosphatase activity. *The Science of the Total Environment* 210 (1-6): 389-399.
- CHRISTMAS M. & WHITTON B.A., 1998b — Phosphorus and aquatic bryophytes in the Swale-Ouse river system, north-east England - 2 - Phosphomonoesterase and phosphodiesterase activities on *Fontinalis antipyretica*. *The Science of the Total Environment* 210/211: 401-409.
- CLAVERI B., GUEROLD F. & PIHAN J.C., 1993 — Acidification des ruisseaux du massif Vosgien et contamination métallique (Al, Mn, Pb, Cd): mise en évidence dans l'eau et dans les bryophytes aquatiques. *Hydroécologie Appliquée* 5(1): 111-125.
- CLAVERI B., MORHAIN E. & MOUVET C., 1994 — A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere* 28(11): 2001-2010.
- CLAVERI B., GUEROLD F. & PIHAN J.C., 1995 — Use of transplanted mosses and autochthonous liverworts to monitor trace metals in acidic and non-acidic head-water streams (Vosges mountains, France). *The Science of the Total Environment* 175(3): 235-244.
- CLYMO R.S., 1963 — Ion exchange in Sphagnum and its relation to bog ecology. *Annals of Botany* 27: 309-324.
- CROISÉTIÈRE L., HARE L. & TESSIER A., 2001 — Influence of current velocity on cadmium accumulation by an aquatic moss and the consequences for its use as a biomonitor. *Environmental Science and Technology* 35(5): 923-927.
- CRUM H.A. & ANDERSON L.E., 1981 — *Mosses of Eastern North America*. New York, Columbia University Press, 1 328 p.
- CROWDER A., 1991 — Acidification, metals and macrophytes. *Environmental Pollution* 71: 171-203.
- DELÉPÉE R. & POULIQUEN H., 2002 — Determination of oxolinic acid in the bryophyte *Fontinalis antipyretica* by liquid chromatography with fluorescence detection. *Journal of Chromatography B* 775 (1): 89-95.
- DENAYER F.O., 2000 — Ecotoxicité des éléments traces métalliques chez les bryophytes. Thèse, Metz, Université de Metz, 231 p.
- DIERBEN K., 2001 — *Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of european bryophytes*. Berlin, Stuttgart, Bryophytorum Bibliotheca, 289 p.
- DIETZ F., 1976 — Estimation de la pollution par métaux lourds dans la Somme par l'analyse des bryophytes aquatiques. *Bulletin Français de Pisciculture* 48: 138-142.
- EMPAIN A., 1973 — La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre Belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia, n.s.*, 69: 1-58.
- EMPAIN A., 1974 — Relations quantitatives entre les Bryophytes de la Sambre Belge et leur fréquences d'émersion : distribution verticale et influence de la pollution. *Bulletin de la Société Royale Botanique de Belgique* 107: 361-374.
- EMPAIN A., 1976 — Les bryophytes aquatiques utilisés comme traceurs de la contamination en métaux lourds des eaux douces. *Mémoires de la Société Royale Botanique de Belgique* 7: 141-156.
- EMPAIN A., 1978 — Relations quantitatives entre les populations de bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Définition d'un indice de la qualité des eaux. *Hydrobiologia* 60: 49-74.

- EMPAIN A., LAMBINON J., MOUVET C. & KIRCHMANN R., 1980 — Utilisation des Bryophytes aquatiques et subaquatiques comme bioindicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: P. PESSON (Ed.) *La pollution des eaux continentales – Incidences sur les biocénoses aquatiques (2^e éd.)*. Paris, Bordas, pp. 195-223.
- EMPAIN A., 1988 — A posteriori detection of heavy metal pollution of aquatic habitats. J. M. GLIME, *Methods in Bryology*. Nichinan, The Hattori Botanical Laboratory, pp. 213-220.
- ENGLEMAN C.J. & MCDIFFETT W.F., 1996 — Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage. *Environmental Pollution* 94 (1): 67-74.
- EVERARD M. & DENNY P., 1985 — Flux of lead in submerged plants and its relevance to a freshwater system. *Aquatic Botany* 21: 181-193.
- FLEEGER J.W., CARMAN K.R. & NISBET R.M., 2003 — Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of The Total Environment* 317: 207-233.
- FOULQUIER L. & HÉBRARD J.-P., 1976 — Étude expérimentale de la fixation et de décontamination du sodium 22 par une mousse dulçaquicole *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.). *Oecologia Plantarum* 11: 267-276.
- FOULQUIER L., 1978 — Étude des processus d'adsorption et de désorption de radionucléides par des végétaux dulçaquicoles. *Données synthétiques sur les publications de radiohydrobiologie de la section radioécologie* 229: 14-53.
- FRAHM J.P., 1976 — Weitere Toxizitätsversuche an Wassermoosen. *Gewässer und Abwässer* 60/61: 113-123.
- FRISQUE G.E., GALOUX M. & BERNES A., 1983 — Accumulation de deux micropolluants (les polychlorobiphényles et le gamma -HCH) par des bryophytes aquatiques de la Meuse. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen. Rijksuniversiteit Gent* 48 (4): 971-983.
- GAGNON C., VAILLANCOURT G., PAZDERNIK K., 1998 — Influences of water hardness on accumulation and elimination of cadmium in two aquatic mosses under laboratory conditions. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology* 34 (1): 12-20.
- GALLE P. & PAULIN R., 1997 — Biophysique : Radiobiologie, radiopathologie. Tome 1. Paris, Ed. Masson, 213 p.
- GARNIER J. & BAUDIN J.P., 1989 — Accumulation and depuration of ^{110m}Ag by a planktonic alga, *Scenedesmus obliquus*. *Water Air and Soil Pollution* 45: 287-299.
- GARNIER-LAPLACE J., BAUDIN J.P. & FOULQUIER L., 1992 — Experimental study of ^{110m}Ag transfer from sediment to biota in a simplified freshwater ecosystem. *Hydrobiologia* 235/236: 396-406.
- GARREC J.P. & VAN HALUWYN C., 2002 — *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air: Concepts, méthodes et applications*. Paris, Lavoisier, 117 p.
- GLIME J.M., 1987 — Growth model for *Fontinalis duriae* based on temperature and flow conditions. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 62: 101-109.
- GLIME J.M. & VITT D., 1984 — The structural adaptation of aquatic Musci. *Lindbergia* 10: 95-110.
- GONÇALVES E., BOAVENTURA R. & MOUVET C., 1992 — Sediments and aquatic mosses as pollution indicators for heavy metals in the Ave river basin (Portugal). *The Science of the Total Environment* 114 (0): 7-24.
- GONÇALVES E., SOARES H., BOAVENTURA R., MACHADO A. & DASILVA J., 1994 — Seasonal variations of heavy metals in sediments and aquatic mosses from the Cavado river basin (Portugal). *The Science of the Total Environment* 142 (3): 143-156.
- GONÇALVES E.P. & BOAVENTURA R.A.R., 1998 — Uptake and release kinetics of copper by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Water Research* 32 (4): 1305-1313.
- HANCOCK P.M., YASIN M., BAUGH P.J., BONWICK G.A. & DAVIES D.H., 1997 — Optimization of high quality analytical methods for the monitoring of pyrethroid moth proofing agents by gas chromatography mass spectrometry operated in negative-ion chemical ionization mode. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 67 (1-4): 81-95.

- HAURY J., 1994 — The macrophytes, indicators of river quality. In: Cemagref (Eds), Etat de santé des écosystèmes aquatiques – Les variables biologiques comme indicateurs. Paris, Ministère de l'environnement & GIS sur les hydrosystèmes pp. 195-213.
- HAURY J., PELTRE M.-C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A. & GUERLESQUIN M., 1996 — Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Écologie* 27 (4): 233-244.
- HÉBRARD J.-P., FOULQUIER L. & GRAUBY A., 1969 — Aperçu sur les modalités de la contamination d'une mousse dulcicole, *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.) Dix. par le césium-137 et le strontium-90. *Revue Bryologique et Lichénologique* 36: 219-242.
- HÉBRARD J.-P. & FOULQUIER L., 1975 — Introduction à l'étude de la fixation du manganèse-54 par *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.) Dix. *Revue Bryologique et Lichénologique* 41 (1): 35-53.
- HERRMANN R., 1990 — Biomonitoring of organic and inorganic trace pollutants by means of mosses. In: ZINSMEISTER H. D. & MUES R. (Eds.), *Bryophytes: Their chemistry and chemical taxonomy*. Oxford, Oxford Science Publication, pp. 319-335.
- HONGVE D., BRITAIN J.E. & BJØRNSTAD H.E., 2002 — Aquatic moss as a monitoring tool for ¹³⁷Cs contamination in streams and rivers – a field study from central southern Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 60: 139-147.
- JACOBSON L., HANNAPEL R., MOORE D. & SCHAEDLE M., 1960 — Influence of calcium on selectivity of ion absorption process. *Plant Physiology*: 58-61.
- JOHNSTON W. & PROCTOR J., 1977 — Metal concentration in plants and soils from two british serpentine sites. *Plant Soil* 46: 275-278.
- JONES K.C., 1985 — Gold, silver and other elements in aquatic bryophytes from a mineralised area of North Wales, U.K. *Journal of Geochemical Exploration* 24: 237-246.
- JONES K.C., PETERSON P.J. & DAVIES B.E., 1985 — Silver and other metals in some aquatic bryophytes from streams in the lead mining district of Mid-Wales, Great Britain. *Water Air Soil and Pollution* 24: 329-338.
- KELLY M.G., GIRTON C. & WHITTON B.A., 1987 — Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. *Water Research* 21(11): 1429-1435.
- KIRCHMANN R. & CANTILLON G., 1971 — Comportements, en rivière, des radio-cobalts, du radiomanganèse provenant d'effluents d'une centrale PWR. In: *Symposium International Radioecology Applied to the protection of man and his Environment*, Roma, Italia, 22 p.
- KOVÁCS M., 1978 — The element accumulation in submerged aquatic plant species in lake Balaton. *Acta Botanica Academiae Scientiarum hungaricae* 24: 273-283.
- KOVÁCS M. & PODANI J., 1986 — Bioindication: a short review on the use of plants as indicators of heavy metals. *Acta Biologica Hungarica* 37(1): 19-29.
- LAGADIC L., CAQUET T. & AMIARD J.C., 1997 — Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In : CAQUET T. LAGADIC L, AMIARD J.C, RAMADE, F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie: Aspects Fondamentaux*. Paris, Masson, pp. 1-10.
- LEHTONEN J., 1989 — Effects of acidification on the metal level in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. *Annales Botanici Fennici* 26: 39-50.
- LITHNER G., HOLM K., BORG H., 1995 — Bioconcentration factors for metals in humic waters at different pH in the Ronnskar area (Sweden). *Water, Air & Soil Pollution* 85(2): 785-790.
- LÓPEZ J. & CARBALLEIRA A., 1989 — A comparative study of pigment content response to stress in five species of aquatic Bryophytes. *Lindbergia* 15: 188-194.
- LÓPEZ J. & CARBALLEIRA A., 1993 — Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. *Hydrobiologia* 263(2): 95-107.
- LÓPEZ J., RETUERTO R. & CARBALLEIRA A., 1997 — D665/D665a index vs frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients. *Ecology* 78 (1): 261-271.

- MARKERT B. & WTOROVA W., 1992 — Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin. Part 3. Comparison of the multielement budget with a forest ecosystem in Germany-aspects of rejection indication and accumulation of chemicals elements. *Vegetatio* 98: 43-58.
- MARTÍNEZ-ABAIGAR J., NUÑEZ-OLIVERA E. & SANCHEZ-DIAZ M., 1993 — Effects of organic pollution on transplanted aquatic bryophytes. *Journal of Bryology* 17(4): 553-566.
- MAUREL-KERMARREC A., PALLY M., FOULQUIER L. & HÉBRARD J.P., 1983 — Cinétique de la fixation d'un mélange de césium 137, de chrome 51, de cobalt 6, de manganèse 54 et de sodium 22 par *Platyhypnidium riparoides* (Hedw.) Dix. *Cryptogamie, Bryologie - Lichénologie* 4 (4): 299-313.
- MCLEAN R.O. & JONES A.K., 1975 — Studies of tolerance to heavy metals in the flora of the rivers Ystwyth and Clarach, Wales. *Freshwater Biology* 5: 431-444.
- MERSCH J., DUBOST N. & PIHAN J.C., 1993 — Comparaison de plusieurs supports analytiques inertes et biologiques pour apprécier la contamination métallique de la retenue du site électronucléaire de Cattenom, France. *Annales de Limnologie* 29(3-4): 325-337.
- MOUVET C., 1979 — Utilisation des bryophytes aquatiques pour l'étude de la pollution des cours d'eaux par les métaux lourds et les radioéléments. *Revue de Biologie et d'Écologie méditerranéenne* 6 (3-4): 193-204.
- MOUVET C., 1985 — The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwaters as illustrated by case studies. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 22: 2420-2425.
- MOUVET C., GALOUX M. & BERNES A., 1985 — Monitoring of polychlorinated biphenyls (PCBs) and hexachlorocyclohexanes (HCH) in freshwaters using the aquatic moss *Cinclidotus danubicus*. *Science of the Total Environment* 44: 253-267.
- MOUVET C., MORHAIN E., SUTTER C. & COUTURIEUX N., 1993 — Aquatic mosses for the detection of follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water, Air and Soil Pollution* 66: 333-348.
- MOUVET C. & CLAVERI B., 1999 — Localization of copper accumulated in *Rhynchosygon riparioides* using sequential chemical extraction. *Aquatic Botany* 63(1): 1-10.
- NELSON S.M. & CAMPBELL S.G., 1995 — Integrated assessment of metals contamination in a lotic system using water chemistry, transplanted bryophytes, and macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology* 10 (4): 409-420.
- NEWMAN M.C. & UNGER M.A., 2003 — *Fundamentals of Ecotoxicology*, 2nd Ed. New York, Lewis publishers, 458 p.
- NIETO M., 1967 — *Los pigmentos como indicadores ecologicos de las aguas corrientes del centro de Espana*. Thèse, Madrid. Universidad de Madrid.
- NÚÑEZ-OLIVERA E., GARCIA-ALVARO M.A., BEAUCOURT N. & MARTINEZ-ABAIGAR J., 2001 — Changes in element concentrations in aquatic bryophytes over an annual cycle. *Archiv für Hydrobiologie* 152 (2): 253-277.
- PENUELAS J., 1984 — Pigment of aquatic mosses of the river Muga, NE Spain, and their response to water pollution. *Lindbergia* 10: 127-132.
- PICKERING D.C. & PUJA I.L., 1969 — Mechanism for the uptake of zinc by *Fontinalis antipyretica*. *Physiologia plantarum* 22: 653-661.
- RAMADE F., 2002 — *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Paris, Dunod, 1075 p.
- RAUSCH DE TRAUBENBERG C. & AH-PENG C., 2004 — A procedure to purify and culture a clonal strain of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* for use as a bioindicator of heavy metal. *Archives of Environmental Contamination and toxicology* 46 (3): 289-296.
- RAUSER W., 1995 — Phytochelatins and related peptides. *Plant physiology* 109: 1141-1149.
- ROBINSON G.D., 1981 — Adsorption of Cu, Zn and Pb near sulfide deposits by hydrous manganese-iron oxide coatings on stream alluvium. *Chemical Geology* 33: 65-79.

- ROECK U., TRÉMOLIÈRES M., EXINGER A. & CARBIENER R., 1991 — Les mousses aquatiques, bioindicateurs du niveau de pollution chimique. Utilisation des mousses aquatiques dans une étude sur le transfert du mercure en tant que descripteur du fonctionnement hydrologique (échanges cours d'eau – nappe) en plaine d'Alsace. *Hydroécologie Appliquée* 3 (2): 241-256.
- ROY S., PELLINEN J., SEN C.K. & HANNINEN O., 1994 — Benzo(a)anthracene and benzo(a)pyrene exposure in the aquatic plant *Fontinalis antipyretica* – uptake, elimination and the responses of biotransformation and antioxidant enzymes. *Chemosphere* 29 (6): 1301-1311.
- ROY S., SEN C.K. & HANNINEN O., 1996 — Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons using 'moss bags': Bioaccumulation and responses of antioxidant enzymes in *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Chemosphere* 32 (12): 2305-2315.
- SAMECKA-CYMERMAN A. & KEMPERS A.J., 1994 — Macro- and microelements in bryophytes from serpentinite and greenstone streams. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 41: 431-449.
- SAMECKA-CYMERMAN A. & KEMPERS A.J., 1998 — Comparison between natural background concentrations of heavy metals in bryophytes from the Sudety mountains and Swiss Alps. *Chemosphere* 36 (12): 2661-2671.
- SAMECKA-CYMERMAN A., KEMPERS A.J. & KOLON K., 2000 — Concentrations of heavy metals in aquatic bryophytes used for biomonitoring in rhyolite and trachybasalt areas: a case study with *Platyhypnidium rusciforme* from the Sudety Mountains. *Annales Botanici Fennici* 37: 95-104.
- SAMECKA-CYMERMAN A. & KEMPERS A. J., 2001 — Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Science of the Total Environment* 281 (1-3): 87-98.
- SATAKE K., SOMA M., SEYAMA H. & LLEHIRO T., 1983 — Accumulation of mercury in the liverwort *Jungermannia Vulcanicola* Steph. in an acid stream Kashinashigawa in Japan. *Archiv für Hydrobiologie* 99: 80-92.
- SATAKE K. & MIYASAKA K., 1984 — Evidence of high mercury accumulation in the cell wall of the liverwort *Jungermannia vulcanica* Steph. to form particles of a mercury-sulfur compound. *Journal of Bryology* 13: 101-105.
- SATAKE K., NISHIKAWA M. & SHIBATA K., 1989 — Distribution of aquatic bryophytes in relation to water chemistry of the acid river Akagawa, Japan. *Archiv für Hydrobiologie* 116: 299-311.
- SATOFUKA H., FUKUI T., TAKAGI M., ATOMI H. & IMANAKA T., 2001 — Metal-binding properties of phytochelatin-related peptides. *Journal of Inorganic biochemistry* 86: 595-602.
- SAY P. J., HARDING J.P.C. & WHITTON B.A., 1981 — Aquatic mosses as monitor of heavy metal contamination in the river Etherow, Great Britain. *Environmental Pollution*, Series B, 2: 285-307.
- SAY P.J. & WHITTON B.A., 1983 — Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100: 245-260.
- SÉRGIO C., FIGUERA R. & VIEGAS CRESPO A.M., 2000 — Observation of heavy metal accumulation in the cell walls of *Fontinalis antipyretica*, in a Portuguese stream affected by mine effluent. *Journal of Bryology* 22: 251-255.
- SIEBERT A., BRUNS I., KRAUSS G. J., MIERSCH J. & MARKERT B., 1996 — The use of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals 1 – Fundamental investigations into heavy metal accumulation in *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. *The Science of the Total Environment* 177: 137-144.
- SMITH A.J.E., 1978 — *The moss flora of Britain and Ireland*. Cambridge, Cambridge University Press, 706 p.
- SMITH D.J., BAGG J. & WRIGLEY I., 1991 — Extractable polycyclic hydrocarbons in water from rivers in south-eastern Australia. *Water Research* 25: 1145-1150.
- SPEARING A.M., 1972 — Cation-exchange capacity and galacturonic acid content of several species of *Sphagnum* in Sandy Ridge Bog, Central New York State. *The Bryologist* 75(2): 154-158.

- STEEN W.C. & KARICKHOFF S.W., 1981 — Biosorption of hydrophobic organic pollutants by microbial populations. *Chemosphere* 10: 27-32.
- THIÉBAUT G., VANDERPOORTEN A., GUEROLD F., BOUDOT J. P. & MULLER S., 1998 — Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges mountains (N.E. France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere* 36(6): 1275-1289.
- VANDERPOORTEN A., 1999 — Aquatic bryophytes for a spatio-temporal monitoring of the water pollution of the rivers Meuse and Sambre (Belgium). *Environmental Pollution* 104 (3): 401-410.
- VÁZQUEZ M.D., LOPEZ J. & CARBALLEIRA A., 1999 — Uptake of heavy metal to the extracellular and intracellular compartment in tree species of aquatic bryophytes. *Ecotoxicology and Environment Savety* 44: 12-24.
- VÁZQUEZ M.D., FERNANDEZ J.A., LÓPEZ C. & CARBALLEIRA A., 2000 — Effects of water acidity and metal concentration on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Water Air and Soil Pollution* 120: 1-19.
- VINCENT C.D., LAWLOR A.J. & TIPPING E., 2001 — Accumulation of Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb by the bryophyte *Scapania undulata* in three upland waters of different pH. *Environmental Pollution* 114 (1): 93-100.
- VRAY F., BAUDIN J.P. & SVADLENKOVA M., 1992 — Effects of some factors on uptake and release of ruthenium-106 by a freshwater moss, *Platyhypnidium riparioides*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23 (2): 190-197.
- WEHR J.D., EMPAIN A., MOUVET C., SAY P.J. & WHITTON B., 1983 — Methods for processing aquatic mosses used as monitors of heavy metals. *Water Research* 17(9): 985-992.
- WEHR J.D. & WHITTON B.A., 1983a — Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2: *Rhynchostegium riparioides*. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- WEHR J.D. & WHITTON B.A., 1983b — Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 3: Seasonal changes. *Hydrobiologia* 100: 285-291.
- WELLS J.M. & BROWN D., 1990 — Ionic control of intracellular and extracellular Cd uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *New Phytologist* 116: 541-553.
- WHITEHEAD N.E. & BROOKS R.R., 1969 — Aquatic bryophytes as indicators of uranium mineralization. *The Bryologist* 72: 501-507.
- WHITTON B.A. & SAY P.J., 1975 — Heavy metals. In: Whitton B. A. (Ed.), *River Ecology*. Oxford, Blackwell Sci. Publ., pp. 286-311.
- WHITTON B.A., SAY P.J. & JUPP B.P., 1982 — Accumulation of zinc, cadmium and lead by the aquatic liverwort *Scapania*. *Environmental Pollution, Series B*, 3: 299-316.
- YOSHIMURA E., KITAI K., NISHIZAWA N.K., SATAKE K., MORI S. & YAMAZAKI S., 1998 — Accumulation of metals and cellular distribution of aluminium in the liverwort *Scapania undulata* in acidic and neutral streams in Japan. *Journal of Environmental Science & Health, Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 33(4): 671-680.
- ZENK M.H., 1996 — Heavy metal detoxification in higher plants – a review. *Gene* 179: 21-30.

Autres sources bibliographiques

- AH-PENG C., 2001 — Mise en place d'un outil diagnostic basé sur l'utilisation d'une mousse aquatique en culture pour l'estimation de la contamination des cours d'eau. Rapport de stage IUP environnement, Muséum National d'Histoire Naturelle, Université Paris VII, Paris, 35 p.
- ANDRÉ B. & LASCOMBE C., 1985 — Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les bryophytes et les sédiments. Pierre Bénite, Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 63 p.

- BAUDIN J.P., GARNIER-LAPLACE J., LAMBRECHTS A. & FOULQUIER L., 1989 — Données expérimentales sur les formes physico-chimiques de l'antimoine 125 et de l'argent 110m et sur les transferts à un poisson dulçaquicole, la carpe. Saclay, CEA-R-5476, France, 77 p.
- CIFFROY P., VAZELLE D. & CLAVERI B., 1994 — Méthode de mesure de micropolluants biodisponibles basée sur l'utilisation de bryophytes en milieu contrôlé et sur un modèle numérique d'interprétation quantitative : dossier technique. Chatou, EDF.
- CLAVERI B. & MERSCH J., 1998 — Les bryophytes comme outil de surveillance de la qualité des eaux courantes par les micropolluants métalliques : Concept, méthodologie et interprétation des données. Université de Metz, Metz, Agences de l'Eau, 156 p.
- FINK U. & PANTEN T., 1993 — Biomonitoring von Radionukliden in der Mosel bei Cattenom mit dem aquatischen Moos *Fontinalis antipyretica* – Bewertung von ersten Messergebnissen. Luxembourg, Greenpeace, 1-15 p.
- FRISQUE G., 1981 — Accumulation par des bryophytes aquatiques de la Meuse de deux micropolluants : les polychlorobiphényles et le gamma-HCH. Liège, Université de Liège, 164 p.
- GALLISSOT B., 1988 — Mise en évidence du potentiel bioaccumulateur des bryophytes aquatiques vis-à-vis des PCB et des pesticides organochlorés. Metz, Université de Metz, 273 p.
- GARNIER-LAPLACE J. & ADAM C., 2001 — Radioécologie : concepts de base et analyse écotoxicologique des rejets de radionucléides sur les écosystèmes aquatiques continentaux. Paris, DEA National de Toxicologie – option toxicologie de l'environnement. 28 p.
- HAURY J., PELTRE M.-C., MULLER S., THIÉBAUT G., TRÉMOLIÈRES M., DEMARS B., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M. & LAMBERT E., 2000 — Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques-Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. Rennes UMR INRA-ENSA EQHC & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'eau Artois Picardie, 101 + ann. p.
- I.f.e.n., 2000 — Les pesticides dans les eaux. Bilan 1997-1998. Orléans, Institut français de l'environnement, 15 p.
- MAISS M., 1988 — Mousses aquatiques comme bioindicateurs de la pollution par les pesticides et les PCBs dans les cours d'eau luxembourgeois ainsi que dans les eaux de percolation d'une décharge sarroise. Arlon, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, 96 p.
- MERSCH J. & CLAVERI B., 1998 — Les bryophytes aquatiques comme outil de surveillance de la contamination des eaux courantes par les micropolluants métalliques : concept, méthodologie et interprétation des données. Paris, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Université de Metz, 145 p.
- MOUVET C., 1984a — Métaux lourds et mousses aquatiques. Spéciations physico-chimiques, bioaccumulation et toxicité. Liège, Université de Liège, 157 p.
- MOUVET C., 1984b — Mousses aquatiques et micropollution. Metz, Agence de bassin Rhône Méditerranée Corse, Laboratoire d'Écologie, Université de Metz, 71 p.
- MOUVET C., 1986 — Métaux lourds et mousses aquatiques: Synthèse méthodologique, Metz, Université de Metz, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 111 p.
- MOUVET C., 1994 — Métaux lourds et mousses aquatiques ; Standardisation des aspects analytiques ; 2^e phase : calibration multilaboratoires. Orléans, Étude Inter-Agences N° 34, Les Agences de l'Eau, 72 p.
- MOUVET C., CORDEBAR P., ROGER P. & MORHAIN E., 1986a — Métaux lourds et mousses aquatiques dans le bassin Adour-Garonne. Metz, Agence de l'eau Adour-Garonne, Laboratoire d'Écologie de l'Université de Metz, 33 p.
- MOUVET C., GALLISSOT B., CORDEBAR P., ROGER P., MORHAIN E., OLLIVIER M. & RIBETTE M., 1986b — Dosage de PCBs et de métaux lourds dans les

- mousses aquatiques de la Seine entre Melun et Port Jérôme. Metz, Laboratoire d'écologie – Université de Metz, Agence financière de bassin Seine/Normandie, 68 p.
- MOUVET C., COUTURIEUX N. & MORHAIN E., 1989 – Mousses aquatiques et métaux lourds en Loire-Bretagne campagne 1988. Orléans/Metz, Agence de l'eau Loire Bretagne, B.R.G.M, 43 p.
- PICAT P., 1987 – Effluents liquides. In: Impacts dans l'environnement des centrales électronucléaires. Programme de recherche EDF. Cadarache CEN, France, 22 p.
- R.N.B.R.M.C., 2001 – Qualité des cours d'eau – Résultats 2000, Lyon, D.I.R.E.N Rhône-Alpes, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, France, 71 p.
- Décret n° 2001-63 du 18 janvier 2001.
 - Directive Cadre européenne sur l'eau (2000/60/CE),
 - Norme AFNOR, NF T 90-350, 1997
 - Norme AFNOR, NF T 90-354, 2001.

Abréviations

AO	: acide oxolinique	Ib	: indice bryophytique
BaA	: benzo(a)anthracène	IC	: indice de contamination métallique
BaP	: benzo(a)pyrène	IP	: indice polymétallique
BCF	: facteur de bioconcentration	IRSN	: Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
DBO ₅	: demande biologique en oxygène	MEB	: microscopie électronique à balayage
CEA	: Commissariat à l'énergie atomique	MES	: matières en suspension
EDTA	: acide éthylène diamine tétra acétique	PC	: phytochélatines
ERO	: espèces réactives de l'oxygène	PCB	: polychlorobiphényles
ETM	: élément trace métallique	PCP	: pentachlorophénols
FPA	: facteur de pollution ajoutée	PE	: polyéthylène
FPS	: facteur de pollution standard	POX	: peroxydase
GIS	: groupement d'intérêt scientifique	PVC	: chlorure de polyvinyle
GR	: glutathion réductase	pH	: potentiel hydrogène
GSH	: glutathion forme réduite	POP	: polluant organique persistant
GSSG	: glutathion forme oxydée	REP	: réacteur à eau pressurisée
HAP	: hydrocarbures aromatiques polycycliques	SOD	: superoxyde dismutase
HCH	: hexachlorocyclohexane	UV	: ultraviolets
He	: hélium	UVB	: ultraviolets