



BIOSURVEILLANCE VÉGÉTALE ET FONGIQUE DES ETM ATMOSPHÉRIQUES

RÉSUMÉ

Les Eléments Traces Métalliques atmosphériques (ETM) sont des polluants issus de différentes sources telles que les industries et le trafic routier, et dont la toxicité sur l'organisme humain a été démontrée dans de nombreuses études. Les méthodes de biosurveillance des ETM sont complémentaires aux mesures physico-chimiques. Elles se basent sur l'utilisation des organismes vivants, tels que les lichens, les mousses et certains végétaux supérieurs. Ces organismes capables d'accumuler les ETM sont utilisés pour mettre en évidence l'imprégnation de l'environnement par ces polluants. Les études de biosurveillance végétale et fongique permettent de localiser les sources majeures, et de suivre l'évolution de la contamination environnementale dans l'espace et/ou le temps. De plus, les études récentes associant biosurveillance et épidémiologie montrent qu'elles ont également leur place dans les études du risque sanitaire.

INTRODUCTION

Selon la définition proposée par Garrec et Van Haluwyn (2002), la biosurveillance végétale de la qualité de l'air est l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique, d'un ou plusieurs organismes vivants, pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement. En fonction des niveaux de réaction des organismes, trois concepts de biosurveillance ont été distingués : la biointégration (modifications de la présence et de l'abondance des espèces), la bioindication (altérations macroscopiques individuelles morphologiques ou tissulaires), et la

recherche de biomarqueurs (réactions précoces infra individuelles invisibles, comme les altérations cellulaires ou moléculaires). En parallèle, vient s'ajouter la bioaccumulation, c'est-à-dire la capacité de certains organismes à accumuler les polluants présents dans l'air. Un grand nombre de travaux de biosurveillance végétale et fongique des Eléments Traces Métalliques (ETM) se basent sur ce quatrième concept, c'est pourquoi nous nous focaliserons sur les études de bioaccumulation dans cet article.

Les ETM, autrefois appelés métaux lourds ou métaux toxiques, sont essentiellement émis lors de la mise en œuvre des procédés industriels (fonderies, usines sidérurgiques et métallurgiques...), mais aussi lors des combustions de pétrole et de charbon, ou encore des déchets ménagers. Le trafic routier (rejets et usure des véhicules et des infrastructures) contribue également aux émissions atmosphériques d'ETM. L'aluminium, le chrome, le cobalt, le manganèse, le zinc, le mercure, le nickel, l'arsenic, le cadmium, et le plomb appartiennent à cette famille d'éléments. La concentration dans l'air des quatre derniers est réglementée. Ils sont donc, à ce titre, surveillés par les AASQA. D'autres sont moins connus et suivis plus ponctuellement tels que le béryllium, le vanadium, ou les platinoïdes (platine, rhodium, palladium). Dans l'air, la plupart de ces éléments sont véhiculés par les particules dont les plus fines pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire. En outre, les ETM retombés au sol peuvent être accumulés au travers des réseaux trophiques et constituer ainsi un risque pour l'homme et pour l'environnement. De nombreuses études ont montré l'hétérogénéité des cibles des ETM dans l'organisme humain, ainsi que leur toxicité (atteintes neurologiques, cardiovasculaires,

¹ Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique Nord-Pas de Calais

² Université Lille Nord de France, Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques, Laboratoire de Botanique.

marzepka@appanpc.fr

respiratoires, rénales...) voire leur cancérogénicité (cadmium, chrome VI, arsenic).

La biosurveillance est une méthode complémentaire aux analyses physico-chimiques atmosphériques qui permet de mettre en évidence l'imprégnation de l'environnement par les ETM ainsi que leurs effets (Cuny et al., 2008). Dans cet article, en nous référant aux travaux récemment publiés, nous présenterons d'abord les types d'organismes les plus utilisés et la méthodologie employée pour la biosurveillance des ETM, puis les objectifs et le cadre dans lequel s'intègrent ces études, et enfin leurs principaux résultats.

I - ORGANISMES ET MÉTHODOLOGIES UTILISÉS POUR LA BIOACCUMULATION DES ETM

1 - Les principaux groupes utilisés dans la biosurveillance des ETM atmosphériques

Dans les études actuelles de bioaccumulation des ETM atmosphériques, trois grands types d'organismes sont utilisés : les lichens, les mousses et les végétaux supérieurs. On distingue deux approches : passive et active. La première consiste à récolter les individus naturellement présents sur la zone d'étude, la seconde à exposer sur des sites choisis des individus préalablement cultivés dans des conditions standardisées ou récoltés ou dans des milieux non contaminés.

1.1- Les lichens

Un lichen est une association symbiotique entre un champignon et une algue (dans la plupart des cas un Ascomycota et une algue verte). Le thalle constitue la partie végétative visible et porte les organes reproducteurs. En fonction de sa forme, on distingue différents types de thalles : crustacés, foliacés, lépreux, fruticuleux, ou encore gélatineux. Le champignon fournit l'eau et les sels minéraux ainsi qu'une protection à l'algue, qui est capable de synthétiser de la matière organique via la photosynthèse. Les lichens sont des organismes poïkilohydriques, c'est-à-dire que leur humidité dépend de celle de l'environnement. Ils sont pérennes, dépourvus de cuticule, de stomates et de racines, ce qui les rend exclusivement dépendants de l'atmosphère pour leur nutrition. N'ayant pas de moyen de protection vis-à-vis des polluants, ils absorbent les ETM présents dans l'air en même temps que les éléments qui leur sont nécessaires, et les accumulent dans leurs tissus. Ces mécanismes d'accumulation ont été décrits et synthétisés dans diverses publications notamment par Garty (2001). Selon cet auteur, les ETM se déposent à la surface des lichens sous forme de particules sèches ou, lors de précipitations sous forme humide (particules et/ou éléments dissous dans l'eau). Les particules retenues à l'intérieur du thalle s'y désagrègent progressivement, et les éléments

relargués se fixent sur les sites chargés extracellulaires (pariétaux et membranaires, généralement des groupes carboxyliques). Les formes ioniques se fixent très rapidement sur des sites pariétaux extracellulaires (du type carboxyliques ou thiols par exemple). Ces éléments ainsi adsorbés sont rapidement échangeables, donc les quantités ainsi fixées reflètent les expositions récentes. Cependant, lorsque les éléments se trouvent sous forme de particules insolubles, ils n'en sont que très lentement extraits. Ainsi, ils sont accumulés dans les thalles selon les quantités de particules dans l'atmosphère et la période d'exposition (Bergamaschi et al., 2007). *In fine*, en fonction de leur spéciation dans les thalles, les éléments peuvent pénétrer au sein des cellules par des mécanismes actifs et passifs (Cuny et al., 2002).

Les lichens colonisent un grand nombre de milieux et de supports, notamment l'écorce des arbres (lichens épiphytes). Leur observation peut donc être réalisée sur de vastes territoires, avec une densité importante de points. Toutes ces caractéristiques ont fait que les lichens ont été l'objet de très nombreuses recherches concernant la pollution atmosphérique en général et la contamination par les ETM en particulier (Loppi et al., 2004). Bargagli (1998) dresse une liste des espèces lichéniques utilisables comme bioaccumulateurs des ETM, en fonction de leur écologie et de leur tolérance à la pollution de l'air. Ainsi, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata* ou encore *Xanthoria parietina* sont des lichens à large distribution assez résistants à la pollution de l'air, pouvant être récoltés en environnement urbain, au contraire d'espèces comme *Evernia prunastri* et *Pseudevernia furfuracea* qui sont plus sensibles. Même si un nombre minimal d'espèces se retrouvent toujours sur le terrain, le choix de l'espèce se fait en fonction de la disponibilité des lichens et des caractéristiques écologiques de la zone d'étude. Ainsi, *Hypogymnia physodes* est largement utilisée dans les pays scandinaves ou d'Europe de l'Est, alors qu'en Italie ce sont les espèces *Parmelia sulcata* ou *Xanthoria parietina*.

Le tableau 1 propose une liste non exhaustive des espèces lichéniques utilisées actuellement en biosurveillance passive et active.

Approche passive				
Espèce lichénique	Lieu	Problématique	Éléments	Références
<i>Carnoparmelia texana</i>	Brésil	Identification des sources de pollutions industrielle et routière dans la région de Sao Paulo	As, Ba, Br, Co, Cr, Cs, Fe, La, Mn, Mo, Rb, Sb, Se, U, Zn	Fuga et al., 2008
<i>Flavoparmelia caperata</i>	Italie	Evolution temporelle de la pollution urbaine	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Loppi et al., 2004
<i>Xanthoria parietina</i>	Italie	Pollution de fond dans la région de Venise (200 sites)	Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	Nimis et al., 2000
<i>Parmelia sulcata</i>	Ghana	Dépôts des ETM au centre et en périphérie d'une ville industrielle	Al, Cr, Fe, Mn, Se, Th, Ti, V	Nyarko et al., 2006
<i>Xanthoria parietina</i>	Italie	Imprégnation de l'environnement dans les provinces de Livourne (1999) et Pise (2002) (influences industrielle et routière)	As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn	Scerbo et al., 1999
<i>Parmotrema reticulatum</i>	Chine	Evolution de la pollution de fond sur 30 ans	Ag, As, Au, Ba, Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, La, Mo, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sr, Tb, Th, U, W, Yb, Zn	Zhang et al., 2002
Approche active				
Espèce lichénique	Lieu	Problématique	Éléments	Références
<i>Ramalina celastri</i>	Argentine	Exposition dans différents milieux: industriel, urbain, rural	Fe, Mn, Zn	Bermudez et al., 2009
<i>Ramalina celastri</i> <i>Usnea amblyoclada</i>	Argentine	Pollution en centre ville, zone industrielle et zone résidentielle	Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Carreras et al., 2009
<i>Parmelia sulcata</i>	Portugal	Exposition cinétique autour d'une usine fonctionnant au fuel	As, Ce, La, Se, V, antimoine, Hg, Zn	Costa et al., 2002
<i>Evernia prunastri</i> <i>Flavoparmelia caperata</i>	Portugal	Transplantation dans un complexe industriel (raffinerie, pétrochimie, énergie)	Al, As, Br, Co, Cr, Fe, La, Mn, Rb, Sb, Se, Sm, Ti, V, Zn	Godinho et al., 2009
<i>Parmelia sulcata</i>	Portugal	Transplants à proximité d'usines : test d'un modèle mathématique	Al, Pb	Reis et al., 1999
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Italie	Exposition cinétique sur des sites urbains, industriels et ruraux	Al, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb, V, Zn	Sorbo et al., 2008

Tableau 1 : Exemples d'espèces lichéniques utilisées dans les études récentes de biosurveillance des ETM. La morphologie du thalle influence l'accumulation : les plus représentés dans les études sont les thalles foliacés (*Xanthoria parietina*, *Parmelia sulcata*) et fruticuleux (*Ramalina celastri*).

1.2- Les mousses

Les mousses, comme les hépatiques et les anthocérotes, font partie des Bryophytes (sous règne des Bryobiotina). Au contraire des végétaux supérieurs, les Bryophytes ne synthétisent pas de lignine, et ne possèdent en conséquence pas de trachéides, ni de vaisseaux conducteurs classiques. Cependant, elles possèdent souvent d'autres structures conductrices (hydroïdes et leptoides) qui assurent le transport de l'eau et des sucres (<http://www.bryoecol.mtu.edu/>). Tout comme les lichens, ce sont des organismes poikilohydriques. Elles n'ont aucune parade contre la dessiccation, mais sont capables de reviviscence après un état de déshydratation. Même si elles se développent préférentiellement dans les endroits humides, au sol comme sur les écorces des arbres (mousses épiphytes), elles sont capables de s'adapter à des environnements

plus secs (<http://www.bryoecol.mtu.edu/>). Les mousses sont des végétaux de forme thalloïde, qui ne possèdent pas de racines, mais des rhizoïdes qui permettent leur ancrage, mais n'interviennent pas dans l'absorption d'eau. Leur cuticule mince est généralement dépourvue de cires. Les mousses absorbent donc directement l'eau et les éléments nutritifs, mais aussi les polluants présents dans les dépôts atmosphériques humides ou secs. De par l'absence de système racinaire et de cuticule bien développée, le substrat a peu d'influence sur les niveaux de contaminants dans leurs tissus, et le piégeage des polluants se fait très facilement. L'accumulation des polluants se fait principalement via des mécanismes d'échanges cationiques, avec une très faible résistance à la diffusion des éléments absorbés. L'architecture des mousses et leur grande capacité d'échanges permettent une bonne accumulation des particules (Amblard-

Gross et al., 2002 ; Fernandez et al., 2002). De plus, les mousses sont particulièrement résistantes aux substances toxiques qu'elles accumulent, notamment aux ETM, ce qui en fait des organismes adéquats pour la biosurveillance de ceux-ci (Krommer et al., 2007). Certains auteurs concluent que les mousses seraient plus performantes pour le piégeage des ETM présents dans les dépôts humides et grossiers, que pour l'accumulation des dépôts secs (Sucharova, 1998). Cependant, des travaux plus récents montrent que la morphologie de la mousse est très importante par rapport à la granulométrie des particules. On peut distinguer deux types de morphologies. Les mousses pleurocarpes sont généralement disposées à plat, entremêlées et très ramifiées. A cause de leur nature ectohydrique, elles piègent les éléments et nutriments directement à partir des dépôts secs et grossiers. Au contraire, les mousses acrocarpes sont le plus souvent dressées, touffues et peu ramifiées. Bien qu'ectohydriques, elles sont plus tolérantes à une sécheresse prolongée que les pleurocarpes, et sont capables de survivre dans des environnements relativement hostiles (en bord de route, près des usines, ou en ville). Ainsi, les mousses acrocarpes seraient les plus aptes aux dépôts secs, et les genres *Bryum*, *Tortula* et *Ceratodon* sont les plus utilisés actuellement (Faburé, communication personnelle).

Par ailleurs, Pesch et al. (2006) ont montré que les paramètres climatiques et les caractéristiques écologiques régionales influencent l'accumulation des ETM dans les mousses. En outre, les mousses peuvent aussi être utilisées comme biointégrateurs pour estimer la qualité globale de l'air en observant la distribution qualitative et quantitative des mousses épiphytes (Krommer et al., 2007). Le tableau 2 dresse une liste non exhaustive des espèces de mousses utilisées récemment comme bioaccumulateurs des ETM, dans les approches passives et actives.

1.3- Les végétaux supérieurs

Les principaux critères d'un bon bioaccumulateur des ETM atmosphériques sont : sa large représentation dans la zone d'étude, sa grande distribution géographique, sa facilité d'échantillonnage et d'identification, mais surtout la possibilité de faire la différence entre les dépôts atmosphériques et le piégeage racinaire (Palmieri et al., 2005). De par leur dépendance exclusive vis-à-vis de l'atmosphère, les lichens et les mousses sont donc considérés comme les meilleurs bioaccumulateurs. Cependant, dans les environnements fortement dégradés où la pression anthropique élevée provoque la raréfaction de ces organismes (Tomasevic et al., 2005 ; Berlizov et al., 2007 ; Gratani et al., 2008), certains végétaux supérieurs qui persistent peuvent être utilisés comme bioaccumulateurs. Ainsi, Bargagli (1998) dresse une liste non exhaustive des espèces végétales qui peuvent servir aux études de biosurveillance des ETM. Parmi celles-ci figurent notamment le tilleul, le bouleau, le chêne, le peuplier, le pin et le sureau, mais aussi l'ortie, le pissenlit, le plantain, et le ray-grass. Les espèces sont choisies en fonction de la localisation

et de l'échelle de la zone d'étude. Par exemple, le pissenlit, le sureau ou l'ortie sont adéquats pour les études locales, en zone rurale ou industrielle, alors que lors de campagnes régionales, le bouleau, le chêne, ou l'aulne sont plus indiqués en zone urbaine. Des études peuvent également être réalisées en forêts dans l'hémisphère nord, sur les aiguilles de pins ou les feuilles de hêtre (Bargagli, 1998). Le tableau 3 présente les espèces utilisées actuellement en Europe, et dans certains pays plus chauds du globe (Brésil, Argentine), où est testé l'emploi de plantes épiphytes telles que le *Tillandsia* (Breulmann et al., 2002 ; Pignata et al., 2002 ; Klumpp et al., 2003). Ces plantes épiphytes à faible croissance sont capables d'absorber l'eau et les éléments nutritifs présents dans l'air, et n'ont aucun contact avec le sol. Par conséquent, la composition élémentaire de leurs tissus reflète largement les entrées de polluants atmosphériques (Wannaz et al., 2006). De plus, elles sont résistantes aux substances toxiques qu'elles accumulent (Pignata et al., 2002). L'espèce *Tillandsia usnoïdes* a également fait l'objet d'une utilisation en approche active, dans le cadre d'études au Brésil. Les transplants ont été exposés sur le terrain pour l'évaluation de la pollution aux ETM dans la région de Sao Paulo (Figueiredo et al., 2007), mais aussi à l'intérieur de locaux pour l'évaluation de la contamination au mercure dans les ateliers de traitement de l'or (Malm et al., 1998).

Le plus souvent, l'étude de l'accumulation se fait sur les feuilles. En effet, les particules se déposent en surface sous forme de dépôts secs ou humides (pluie, neige, ou brouillard), par gravité et par impaction sous l'effet du vent et peuvent ensuite être retenues en surface (Breulmann et al., 2002, Gratani et al., 2008). Mais les particules peuvent aussi se retrouver dans le sol, après le lessivage par les pluies, et être absorbées par les racines puis circuler jusqu'aux feuilles (Breulmann et al., 2002), ce qui rend l'utilisation des végétaux supérieurs en tant que bioaccumulateurs plus complexe. Des auteurs ont développé différentes stratégies pour évaluer la part des ETM réellement imputable aux dépôts atmosphériques. Par exemple, le lavage des feuilles permet de comparer la quantité d'éléments captés par les racines (mesurée dans les feuilles lavées) à celle des éléments piégés par voie racinaire et foliaire (mesurée dans les feuilles non lavées), et d'en déduire la part imputable aux dépôts atmosphériques. Les travaux de Palmieri et al. (2005) réalisés dans la ville de Messine (Sicile) ont ainsi mis en évidence la contribution du trafic sur les dépôts foliaires de cadmium et de plomb, mais pas sur les dépôts de cuivre et de zinc. Une autre stratégie consiste à comparer les quantités d'éléments retrouvés dans les feuilles, le bois, et l'écorce. Rossini Oliva et Mingorance (2006) montrent que les concentrations en ETM retrouvées dans l'écorce et les feuilles de Pin et de Laurier sont considérablement supérieures à celles dosées dans leur bois. Le bois est un élément interne, qui accumule principalement les éléments provenant du sol, au contraire des feuilles et de l'écorce qui sont exposées aux particules atmosphériques. Le ratio des concentrations dans l'écorce et les feuilles

Approche passive				
Espèce	Lieu	Problématique	Eléments	Références
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Pleurozium schreberi</i>	Lituanie	Elaboration d'un modèle semi empirique d'estimation de la charge en ETM dans l'environnement en exploitant les mesures d'ETM dans les mousses à proximité d'une centrale thermique	Cr, Ni, V	Ceburnis et al., 2002
<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Scleropodium purum</i>	Espagne	Première campagne de biosurveillance des ETM grâce aux mousses dans le Nord de l'Espagne (134 sites)	Al, As, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb et Zn	Fernandez et al., 2002
<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Scleropodium purum</i> <i>Abietinella abietina</i>	Autriche	Approche combinée de biosurveillance des ETM : dosages dans les mousses terrestre et étude des distributions qualitative et quantitative des mousses épiphytes	Al, As, Fe, Cd, Cr, Cu, Co, Mo, Ni, Pb, S, Sb, V, Zn	Krommer et al., 2007
<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Brachythecium sp</i> <i>Eurhynchium swartzii</i>	Hongrie	Première campagne de biosurveillance des ETM grâce aux mousses en Hongrie (116 sites)	Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn	Otvös et al., 2003
<i>Pleurozium schreberi</i> <i>Hylocomium splendens</i> <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Scleropodium purum</i> <i>Thuidium tamariscinum</i>	Allemagne	Création d'un outil pour déterminer les facteurs influençant l'accumulation des ETM (exploitation des données de 3 campagnes)	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V et Zn	Pesch et al., 2006
<i>Pseudoscleropodium purum</i> <i>Hypnum cupressiforme</i>	Espagne	Comparaison des résultats des campagnes régionales de dosages du mercure à court et long terme en Galicie	Hg	Real et al., 2008
<i>Pleurozium schreberi</i>	Pologne	Comparaison des capacités d'accumulation des mousses et des pins dans une zone industrielle (haut fourneau, usine d'exploitation du charbon)	Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, et Zn	Samecka et al., 2006
<i>Hypnum plumaeforme</i>	Chine (Sud Est)	Biosurveillance des ETM dans les zones de typologies et d'altitudes variées	Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, V et Zn	Siu Lan Lee et al., 2005
<i>Hylocomium splendens</i>	Norvège	Evolution spatiotemporelle des dépôts de Hg entre les 3 campagnes menées de 1985 à 1995 (500 sites)	Hg	Steinnes et al., 2003
<i>Pleurozium schreberi</i> <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Pseudoscleropodium purum</i>	République Tchèque	Evaluation des niveaux de dépôts d'ETM atmosphériques en République Tchèque dans le cadre du programme international de « Bryomonotoring » (biosurveillance à l'aide de mousses) de 1995	Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, S, V, Zn	Sucharova et Suchara, 1998
Approche active				
Espèce	Lieu	Problématique	Eléments	Références
<i>Pleurozium schreberi</i> <i>Scleropodium purum</i> <i>Eurhynchium praelongum</i>	France	Exposition de transplants en « moss plate » dans des sites sous l'influence des rejets automobiles	Ba, Cd, Cs, La, Pb, Sb, Sr, Ti, U, V	Amblard-Gross al., 2002

Tableau 2 : Exemples d'espèces de mousses utilisées dans les études de biosurveillance des ETM.

Approche passive				
Espèce	Lieu	Problématique	Eléments	Références
<i>Phoenix dactylifera</i>	Jordanie	Biosurveillance des ETM à l'aide de feuilles de palmier récoltées dans des sites de typologies variées (urbaine, suburbaine, industrielle, rurale, grande route)	Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	Al-Khlaifat et al., 2007
<i>Populus nigra</i> (peuplier noir)	Ukraine	Comparaison des capacités d'accumulation des écorces et des lichens en zones urbaines et industrielles	As, Au, Ce, Co, Cr, Cu, La, Mn, Mo, Ni, Sb, Sm, Ti, Th, U, V, W	Berlizov et al., 2007
Arbres tropicaux <i>Dryobalanops lanceolata</i> <i>Dipterocarpaceae</i> <i>Macaranga spp</i>	Malaisie	Comparaison des capacités d'accumulation des arbres émergents et des arbres pionniers dans une zone sous influence industrielle	Al, B Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P Pb, Rb, Sr, Ti, V, Zn	Breulman et al., 2002
<i>Quercus ilex</i> (chêne)	Italie (Rome)	Evaluation de l'effet de la mise en place d'une zone à circulation réduite en centre ville via le dosage des ETM dans les feuilles de Chênes en 1978, 1996 et 2006	Al, Cu, Fe, Pb, Zn	Gratani et al., 2008
<i>Mangifera indica L.</i> (manguier)	Brésil	Accumulation des ETM à proximité de hauts fourneaux de cuivre	As, Cu	Klumpp et al., 2003
<i>Lolium perenne</i>	Autriche	Comparaison des teneurs en ETM à l'intérieur et à l'extérieur de 3 maisons de retraite de ville, et dans les graminées de leurs jardins.	Cd, Pb	Komarnicki, 2005
<i>Pinus pinea L.</i> (pin) <i>Nerium oleander L.</i> (laurier)	Espagne	Comparaison de l'accumulation des ETM dans l'écorce, le bois et les feuilles dans une zone industrielle (chimie, pétrochimie).	Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Pb	Rossini Oliva et Mingorance, 2006
<i>Pittosporum tobira</i>	Sicile	Evaluation du niveau de dépôts des ETM en relation avec le trafic	Cd, Cu, Pb, Zn	Palmieri et al., 2005
<i>Tillandsia capillaris</i>	Argentine	Approche combinée de biosurveillance des ETM à proximité de plusieurs types de sources (routières, agricoles, industrielles) : dosages et études des réponses physiologiques	Co, Cu, Fe, Ni, Mn, Pb Zn	Pignata et al., 2002
<i>Aesculus hippocastanum</i> (marronnier) <i>Corylus colurna</i> (noisetier)	Serbie	Comparaison de l'accumulation des ETM dans les feuilles de 2 espèces d'arbres en milieu urbain	Al, As, Cd Cr, Cu, Fe, Ni, Si, Ti, V, Zn	Tomasevic et al., 2005
Arbustes <i>Empetrum</i> <i>hermaphroditum</i> <i>Vaccinium myrtillus</i>	Norvège	Etudes de l'accumulation et des effets des ETM sur 2 arbustes de la toundra arctique alpine	Al, Cu, Fe, Mn, Ni,	Uhlig et Junttila, 2001
<i>Tillandsia capillaris</i> <i>Tillandsia permutata</i>	Argentine	Mesures d'ETM dans les plantes près des routes ou des usines pour rechercher des ETM traceurs de la pollution anthropique (38 sites)	Br, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn	Wannaz et al., 2006
Approche active				
Espèce	Lieu	Problématique	Eléments	Références
<i>Tillandsia usneoides L.</i>	Brésil	Exposition de transplants en métropole (trafic dense, forte activité industrielle)	Al, As, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, V, Yb et Zn	Figueiredo et al., 2007
<i>Tillandsia usneoides L.</i>	Brésil	Exposition de transplants dans les commerces d'or et dans un périmètre plus ou moins proche	Hg	Malm et al., 1998
<i>Lolium multiflorum Lam.</i>	Europe	Exposition de transplants de Ray-Grass dans 11 villes européennes dans le cadre du Programme de biosurveillance Eurobionet	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sb, V et Zn	Klumpp et al., 2009

Tableau 3 : Exemples d'espèces d'arbres et de plantes utilisées dans les études récentes de biosurveillance passive et active des ETM.

par rapport à celle dans le bois permet de déduire la part de la contamination atmosphérique directe. Dans les endroits très pollués, notamment par le plomb, où les lichens, mousses et feuilles d'arbres sont rares ou inaccessibles, les écorces peuvent être utilisées seules comme bioaccumulateurs. Les particules s'y déposent sous forme de dépôts secs, et par impaction sous l'effet du vent. Les capacités d'accumulation varient en fonction de l'espèce d'arbre, l'épaisseur, la porosité et la rugosité de l'écorce. Chaque nouvelle couche constituant l'écorce est isolée par rapport à l'intérieur du tronc, et il n'y a pas de phénomènes de translocation, ce qui convient bien pour l'étude des tendances spatiotemporelles. En outre, les transports des éléments à partir des racines vers l'écorce peuvent être considérés comme négligeables (Bargagli, 1998). Cependant, Berlizov et al. (2007) soulignent que cette faible part d'ETM provenant de la nutrition racinaire constitue un bruit de fond qu'il est préférable d'évaluer. Généralement, quelle que soit l'espèce d'arbre considérée, les écorces sont meilleures accumulatrices de plomb, cuivre, cadmium et de zinc que les feuilles, et sont utilisées dans les études à proximité de hauts fourneaux, mines d'extraction, routes très fréquentées ou autres environnements lourdement pollués. L'âge de l'écorce diminuant avec la profondeur, il est aussi possible de réaliser des historiques en subdivisant les échantillons d'écorce dans le sens du rayon pour évaluer les changements dans le temps (Bargagli, 1998). Enfin, la dendrochimie peut être une troisième approche possible de biosurveillance grâce aux arbres. Elle se base sur l'analyse chimique des cercles de croissance annuelle, constitués du nouveau bois produit au cours du printemps et de l'été. Cette démarche postule que la constitution chimique des incréments annuels de bois reflète la chimie de

l'environnement dans lequel ils se forment, ce qui permet de faire des historiques de la pollution. Mais ces études rétrospectives supposent que les ETM soient absorbés proportionnellement à leur abondance dans l'environnement, sans remobilisation ultérieure, et que leur profil de distribution soit stable et similaire dans les différentes parties du tronc. Ces paramètres étant difficiles à vérifier sur le terrain, la dendrochimie fait l'objet de peu d'applications, mais reste d'actualité. Ainsi, Zhang et al. (2008) ont observé une corrélation entre les mesures magnétiques dans les stries de tronc de saules, au nord-est de la Chine, et la production annuelle de fer d'une fonderie. La figure 1 reprend de façon synthétique les différents éléments abordés dans ce paragraphe (groupes bioaccumulateurs d'ETM et processus d'accumulation).

2 - Méthodologie pour l'exposition, le dosage et l'exploitation des résultats

La figure 2 présente la méthodologie couramment décrite dans la littérature au sujet des études de bioaccumulation des ETM, quel que soit le taxon considéré. La récolte est la première étape et varie selon l'approche adoptée. Dans le cas d'une approche passive, la zone d'étude est découpée en mailles de surface variable. Les échantillons sont récoltés dans chaque maille, en fonction des organismes présents naturellement *in situ*. Afin d'améliorer la précision relative à la période d'accumulation des ETM, des critères de prélèvement ont été déterminés par certains auteurs. Par exemple, en ce qui concerne les lichens, pour évaluer l'accumulation annuelle à l'aide de *Xanthoria parietina*, il faut prélever la partie périphérique du thalle, qui correspond à la dernière année de croissance, c'est-à-dire de 2 mm (Nimis et al., 2000) jusqu'à 3 ou 4 mm (Scerbo et al., 1999). Mais Godinho et al. (2009) attirent notre attention sur le fait que la sélection des tissus sur *Flavoparmelia caperata* et *Evernia prunastri* est envisageable, mais dépend de l'élément ciblé et qu'on ne peut pas généraliser cette approche.

La partie sporophytique d'un rameau annuel de mousse se développe sur la partie gamétophyte du rameau de l'année précédente : il est donc plus aisé de déterminer les segments à prélever. Ainsi, par exemple, pour l'analyse de l'accumulation sur les trois ans écoulés, les auteurs prélèvent les trois parties supérieures (les plus jeunes) de *Hylocomium splendens* (Ceburnis et al., 2002 ; Steinnes et al., 2003). En ce qui concerne les arbres, les espèces dont les feuilles présentent une large surface, sont orientées horizontalement (comme celles du chêne), et qui possèdent une cuticule rugueuse et pubescente, sont utilisées préférentiellement. De plus, la quantité d'éléments accumulés augmentant avec l'âge des feuilles persistantes, le protocole d'échantillonnage est bien défini pour éviter tout biais : nombre minimal de feuilles à récolter, standardisation des dimensions des feuilles, de leur position, exposition, hauteur (Bargagli, 1998).

Dans le cas d'une démarche active, les organismes sont prélevés dans les zones où l'air est le moins pollué

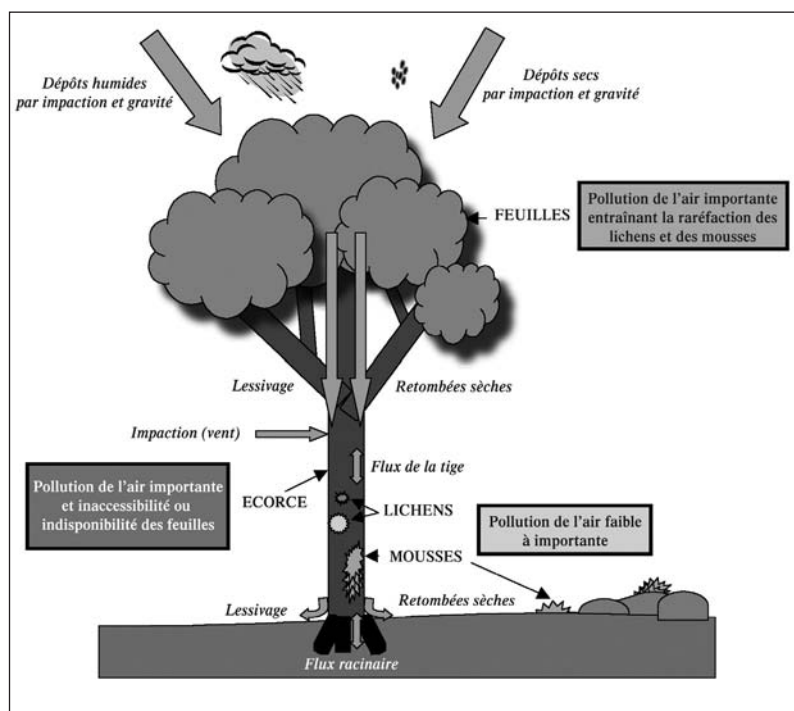


Figure 1 : Présentation schématique des taxons bioaccumulateurs d'ETM et des paramètres régissant les phénomènes d'accumulation (illustration inspirée des schémas de Bargagli, 1998).

possible (lichens, mousses, végétaux supérieurs), ou cultivés de façon standardisée (tels que le ray-grass). Ils sont ensuite transplantés dans des dispositifs adaptés à l'exposition, éventuellement munis d'une réserve d'eau pour les mousses et les végétaux supérieurs. Ainsi, pour l'exposition de transplants de *Flavoparmelia caperata* au bord de l'autoroute Lille-Paris (A1), Cuny et al. (2001) ont créé un dispositif d'exposition de lichens constitué d'une planche de bois verticale, surmontée d'un couvercle de protection.

Depuis les années 1970, les « moss bags » (Goodman et Roberts, 1971, cités par Garrec et Van Haluwyn, 2002), sont utilisés pour la biosurveillance active à l'aide des mousses. Il s'agit de petits sachets en nylon remplis de mousses. Pour éviter un dessèchement trop rapide des sacs et de leur contenu, Al Radady et al. (1993) ont conçu un « moss bag » laissant une atmosphère humide constante. Plus récemment, Amblard-Gross et al. (2002) ont mis au point un outil en trois sous-unités baptisé « moss plate » qui permet aux mousses de rester vivantes plus longtemps qu'en « moss bags », en conservant une bonne activité biologique pendant deux mois.

En ce qui concerne les végétaux supérieurs, ils sont le plus souvent exposés dans des pots munis de mèches trempant dans une réserve d'eau importante, comme les plants de Ray- Grass dans le cadre du programme européen Eurobionet mené par Klumpp et al. (2009).

Tous les organismes peuvent être déposés le même jour sur le terrain, puis récoltés au terme d'un temps d'exposition identique ; ou alors après différentes durées d'exposition lors d'études cinétiques. Ainsi Bermudez et al. (2009) ont choisi par exemple d'exposer les transplants de *Ramalina celastri* pendant 3, 6 ou 9 mois.

Les étapes suivant la récolte s'enchaînent en général selon le même schéma : préparation des échantillons, extraction et dosage des ETM. La figure 2 présente quelques techniques relevées dans la bibliographie récente.

Les résultats des dosages sont le plus souvent exprimés en microgrammes d'élément par gramme de poids sec ($\mu\text{g/g}$ de poids sec). Des logiciels géostatistiques convertissent les données brutes discrètes en modèles de distribution continue, et permettent d'établir des cartes de distribution des éléments dans la région étudiée (Cuny et al., 2002 ; Pignata et al., 2002 ; Otvos et al. 2003 ; Loppi et al., 2004). La méthode d'extrapolation la plus couramment employée est celle du krigage. En effet, même si les représentations cartographiques présentent des limites liées à l'extrapolation (qu'il est à la fois nécessaire et prudent de toujours bien le mentionner), elles offrent le net avantage d'apporter une image globale de la contamination. Mais il existe d'autres façons de retranscrire les résultats : ainsi, afin de comparer les concentrations dosées dans le ray-grass exposé dans différentes villes européennes, Klumpp et al. (2009), ont choisi la représentation graphique en box plots. De leur côté, Nimis et Bargagli (1999) ont établi une échelle basée sur la distribution des concentrations en 4 ETM (aluminium, fer, cadmium, zinc) dans les lichens. Elle permet d'interpréter les résultats selon le degré d'éloignement par rapport au bruit de fond naturel. Un « indice de situation naturelle » et un « indice d'altération environnementale » sont calculés puis superposés sur la carte finale.

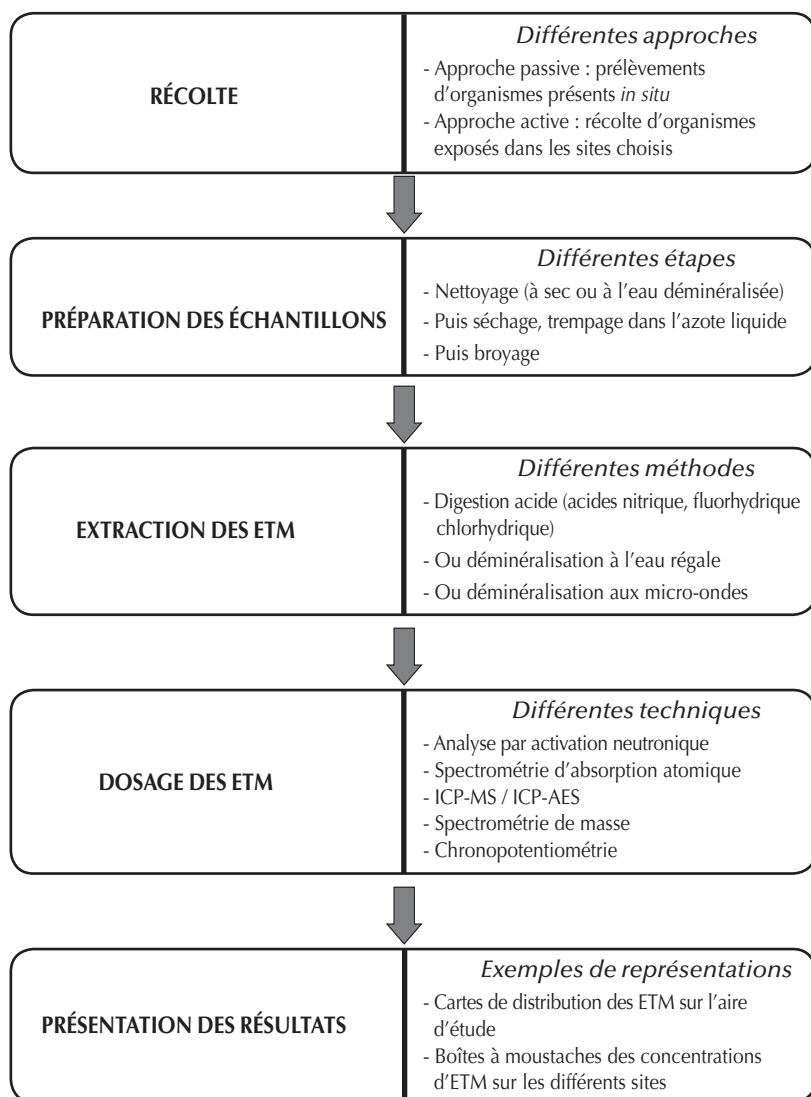


Figure 2 : Méthodologie des études de bioaccumulation des ETM dans les lichens, mousses et végétaux supérieurs (synthèse réalisée d'après les éléments présentés dans l'ensemble de la bibliographie).

II - OBJECTIFS DES ÉTUDES DE BIOSURVEILLANCE DES ETM

1 - Etudes environnementales

1-1. Parallèle avec d'autres résultats biologiques ou météorologiques.

Les cartes de distribution des ETM dosés dans les organismes peuvent être mises en relation avec d'autres types de données. Ainsi, les travaux menés dans les provinces italiennes de Livourne et Pise, Scerbo et al. (1999, 2002) mettent en parallèle la distribution des ETM avec les résultats des études de biosurveillance de la qualité globale de l'air. Dans la province de Livourne, les concentrations en plomb, cadmium, mercure et vanadium sont en adéquation avec l'Indice de Pureté Atmosphérique (IPA), établi selon la fréquence des espèces de lichens épiphytes les plus sensibles. Les comparaisons entre les deux provinces montrent que les quantités d'ETM sont en général inférieures à Pise, et que l'IPA y est meilleur. Dans le même esprit, Krommer et al. (2007) établissent un Indice de Pureté Atmosphérique basé sur le nombre, la résistance et la fréquence des mousses épiphytes, qu'ils comparent au dosage des ETM dans les mousses terrestres en Autriche. Les auteurs mettent en évidence une corrélation entre les concentrations en plomb et l'IPA.

En approche active, les mesures de concentrations dans les organismes peuvent également être comparées avec les mesures physicochimiques réalisées sur chaque site d'exposition. Ainsi, Amblard-Gross et al. (2002) disposent des collecteurs de particules et des transplants de mousses pour étudier les relations entre les dépôts atmosphériques secs et la teneur des mousses en ETM. Ils observent une bonne accumulation du baryum, cadmium, plomb, titane et vanadium, et montrent l'influence significative des grosses particules sur la teneur en élément dans les mousses. De même, Sucharova et Suchara (1998) mettent en évidence une forte corrélation entre les teneurs en 13 éléments accumulés dans les mousses et la quantité de particules grossières relevés sur les sites. En outre, les auteurs soulignent que les distributions en éléments dans les mousses reflètent le profil des émissions industrielles en République Tchèque.

Les bioaccumulateurs sont également employés dans les études préliminaires à l'implantation de nouveaux capteurs, dans le but d'optimiser le choix des sites de mesures. Ainsi, les dosages des ETM dans les lichens en Vénétie ont permis à Nimis et al. (2000) d'identifier les zones de fortes altérations, et de localiser les maxima locaux en 13 éléments, pour équiper en priorité ces sites d'instruments de mesures physicochimiques.

1-2. Suivi temporel de l'imprégnation de l'environnement.

Nous venons de montrer que les études de bioaccumulation des ETM pouvaient être effectuées dans un but prospectif. Elles peuvent aussi servir à

reconstruire rétrospectivement l'historique de la pollution atmosphérique d'une région. Ainsi Shotbolt et al. (2007) ont dosé les ETM présents dans des herbiers de mousses récoltées au nord de l'Angleterre depuis 150 ans. Ils ont montré que le plomb et le cuivre présentaient les mêmes tendances spatiales et temporelles, avec des niveaux particulièrement élevés dans cette région à la fin du XIX^{ème} siècle. Les concentrations élevées dans les mousses récoltées à cette époque correspondent aux pics de production de minerais de plomb et cuivre pendant la révolution industrielle. Cependant, les auteurs notent que le dosage dans les herbiers sans analyse supplémentaire ne suffit pas pour établir l'historique des autres éléments (cadmium, zinc, arsenic et nickel). De plus, il peut exister des interférences avec des produits utilisés dans la conservation des herbiers, notamment des pesticides. De façon analogue, Zhang et al. (2002) ont dosé une trentaine d'ETM dans des herbiers de lichens récoltés dans le sud ouest de la Chine dans les années 1960, 1980 et 1990, dans le but d'évaluer la pollution de fond sur trente ans. Pour de nombreux éléments, notamment le chrome, l'arsenic, le fer, le nickel, l'uranium et le zinc, ils observent un déclin des dépôts atmosphériques dans cette zone durant les dernières décennies, avec une diminution des concentrations dans les échantillons au cours du temps.

A plus court terme, Loppi et al. (2004) ont observé une diminution des ETM, notamment du plomb, dans les lichens récoltés dans la ville italienne de Montecatini Terme de 1993 à 1999, soit avant et après la mise en service de l'essence sans plomb. Dans le même esprit, Gratani et al. (2008) ont évalué l'efficacité de la mise en place d'une zone de limitation de trafic au centre ville de Rome ; en comparant les mesures des ETM dosés dans les feuilles de chênes en 2006 avec celles mesurées en 1978 et 1996. Ils ont mis en évidence une diminution des teneurs de 2006 par rapport aux précédentes. Au contraire, Tomasevic et al. (2005) notent une augmentation des concentrations en ETM dans les feuilles de marronnier et noisetier du jardin botanique de Belgrade entre 1996 et 1997 suite à l'intensification du trafic en centre ville et l'implantation de nouvelles activités industrielles. La bioaccumulation des ETM peut donc être un excellent outil de suivi de la situation à un endroit donné, mais l'objectif principal de la majorité des études reste d'identifier les sources de contamination de l'air.

1-3. Identification des sources.

Les investigations sur les métaux lourds ont été déclinées à différentes échelles, sur des écosystèmes comme les forêts (Loppi & Pirintsos, 2003), à proximité de sources ponctuelles (Cuny et al., 2001) dans différentes villes ou provinces (Scerbo et al., 1999, 2002 ; Nimis et al., 2000 ; Aslan et al., 2004 ; Cuny et al., 2004 ; Loppi et al., 2004) au cours d'études ponctuelles ou à long terme (Brunialti & Frati, 2007). Ainsi, l'étude de Real et al (2008) sur les rejets de

mercure en Galicie (Espagne) combine ces deux approches. Des récoltes de mousses réalisées tous les 2 ou 5 ans donnaient la tendance observée dans la région sur le long terme. Elles sont complétées par des prélèvements une à deux fois par mois qui permettent de détecter les variations à court terme des concentrations de mercure.

La grande majorité des travaux menés a pour but de mettre en évidence les différentes contaminations de l'environnement et fréquemment les principales sources de métaux. Ainsi, grâce à l'étude des lichens dans les provinces de Livourne et Pise, des concentrations importantes de mercure, cadmium plomb et vanadium dues aux émissions d'installations sidérurgiques, d'industries chimiques, d'installations de production d'énergie et d'un trafic routier dense ont été mises en évidence (Scerbo et al., 1999, 2002). De même, en Hongrie, dans le cadre d'un premier travail de ce genre utilisant des mousses, Otvös et al. (2003) ont relié les dépôts atmosphériques de cadmium, chrome, cuivre, fer, nickel, plomb, vanadium et zinc à différentes sources : industries chimiques, aciéries, mines de charbon, combustion du charbon, activités de transport et production d'énergie. Au Brésil, l'étude menée par Figueiredo et al. (2007) dans la région de Sao Paulo a permis de relier les ETM à leur source majeure. Ainsi, les importantes concentrations en zinc et baryum dans les transplants de *Tillandsia* exposés à proximité des routes très fréquentées, ont confirmé leur origine automobile. Au contraire, les résultats ont relié les concentrations de cobalt aux sources industrielles. Dans le même esprit, Wannaz et al. (2006) ont cherché à distinguer différents groupes de « ETM traceurs » spécifiques à différentes sources dans la province de Cordoba, en Argentine. Selon le profil d'accumulation des éléments dans les feuilles de *Tillandsia*, ils ont montré que l'activité urbaine contribuait à la présence de vanadium, cobalt, nickel, cuivre et zinc dans l'air ; alors que les

niveaux élevés de plomb et de zinc étaient liés aux émissions des véhicules. Ces dernières années, des travaux novateurs ont utilisé les formes isotopiques des ETM, comme par exemple celles du plomb, pour apporter une information plus fine de leur origine (Cloquet et al., 2009).

En France, l'étude de Cuny et al. (2004) sur le littoral dunkerquois a montré que les thalles de *Xanthoria parietina* récoltés sur l'ensemble du territoire étudié présentaient des concentrations en arsenic, cadmium, plomb, zinc, nickel et vanadium supérieures à la fois au bruit de fond et aux limites classiquement retenues par la littérature scientifique. La figure 3 présente la carte obtenue pour le cadmium.

Les auteurs ont mis en évidence une contribution nette des industries de la frange littorale, ainsi qu'une contamination dans les secteurs sud, plus ruraux. Cette dernière semble davantage multifactorielle : dispersion des polluants de la zone littorale vers le sud à la faveur des vents de nord et des brises de mer, utilisation d'engrais, de pesticides ainsi que l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines et industrielles. En outre, ce travail présente l'intérêt de faire le lien avec des données populationnelles et socio-économiques. Ainsi, il a permis d'évaluer qu'environ 50 000 personnes (sur les 218 000 de la zone étudiée) vivaient dans les zones où les concentrations étaient les plus importantes. Selon les auteurs, la présence de sources industrielles peut être un facteur significatif dans l'imprégnation des populations aux ETM, et il existe donc un risque potentiel pour la santé humaine dans l'agglomération dunkerquoise. Le fait que ces populations vivent dans les communes où les revenus mensuels moyens sont les plus faibles (Prouvost et Declercq, 2003) pourrait aggraver ce risque. En effet, de nombreuses publications ont montré l'influence du contexte socio-économique sur la santé des populations en général y compris pour des pathologies liées à l'environnement (Hawker et al., 2003 ; Jordan et al., 2006). Ce type d'études, relativement récentes, met en exergue la possibilité d'utiliser la biosurveillance végétale et fongique des ETM dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires pour l'Homme.

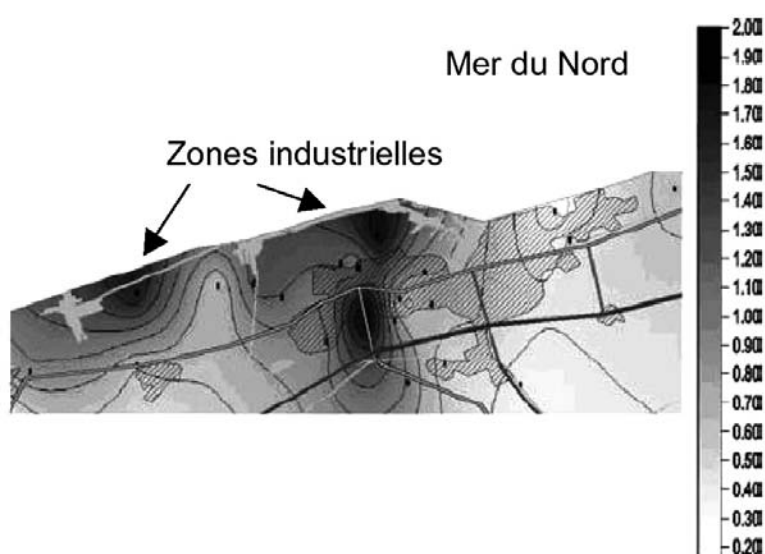


Figure 3 : Cartographie de l'imprégnation par le cadmium des lichens récoltés sur l'agglomération dunkerquoise. A droite, l'échelle indique les concentrations, exprimées en µg/g de poids sec. Les zones les plus sombres de la frange littorale correspondent aux sites industriels. Plus au sud, il s'agit d'un important nœud routier. Le bruit de fond observé en milieu témoin et reconnu dans la littérature est de 0,2µg/g de poids sec (Cuny et al., 2004).

2 - Etude des risques pour l'Homme

La première utilisation de la biosurveillance lichénique comme indicateur environnemental en liaison avec des études épidémiologiques date de 1997. Cislighi et Nimis (1997) ont comparé la cartographie de la mortalité par cancers pulmonaires chez les hommes de moins de 55 ans avec celle des indices de biodiversité lichénique en Vénétie, au Nord de l'Italie. Les auteurs montrent une correspondance importante entre les deux cartographies obtenues (en prenant en compte l'influence du tabac sur l'incidence de la pathologie dans l'analyse statistique des résultats). Ainsi, les zones où les polluants atmosphériques ont un impact important sur la diversité lichénique

sont également celles où la mortalité par cancer du poumon est élevée. Dans cette étude, les lichens sont utilisés comme indicateurs de la qualité globale de l'air. Depuis, des travaux plus spécifiques aux ETM ont mis en parallèle les concentrations en éléments dans les lichens avec l'incidence de différentes pathologies. Ainsi, Fuga et al. (2008) ont étudié la pollution atmosphérique de Sao Paulo en effectuant les dosages d'une vingtaine d'éléments traces dans des thalles du lichen *Canoparmelia texana*. Ces dosages ont permis d'apporter des informations sur la contamination générale de cette ville en dégagant certaines zones plus particulièrement touchées, à proximité des routes très fréquentées ou des usines. Ces auteurs ont également débuté des études de correspondances entre la survenue de pathologies et les teneurs observées dans les lichens, par exemple entre la survenue de pathologies cardio-pulmonaires et les teneurs en cobalt. Il s'agit ici d'approches exploratoires avec en perspective de généraliser ce type d'analyses de correspondances entre imprégnations environnementales et pathologies. Au Portugal, Sarmiento et al. (2008) ont étudié les corrélations entre les concentrations de 39 éléments traces dans 228 échantillons du lichen *Parmelia sulcata* et la mortalité par cancers (ICD9 : 140-208). Des régressions linéaires ont établi des relations positives et significatives entre la mortalité par cancer et les concentrations de 7 éléments : Br, I, Ni, Pb, S, Sb & V. Ces données ne correspondent pas avec celles obtenues lors des travaux précédemment cités. De plus, les éléments mis en évidence ne correspondent pas avec ceux reconnus comme carcinogènes par inhalation tels que l'arsenic ou le chrome VI. Un mauvais choix des paramètres sanitaires ou une mauvaise évaluation de l'exposition pourraient expliquer ces différences. Là encore, il ne s'agit que d'une étude préliminaire. Les auteurs insistent sur les nombreux facteurs de confusion qui introduisent un biais dans ce type d'étude.

D'autres travaux d'envergure ont été réalisés en utilisant des mousses par Wolterbeek et Verburg, (2004) et Wappelhorst et al. (2000). Ces derniers ont observé des associations entre les concentrations en éléments dans les mousses et plusieurs pathologies dans différents districts de l'Euro région Neisse (qui englobe plusieurs zones de l'Allemagne, de Pologne et de la République Tchèque). Plus précisément, des corrélations positives significatives ont été obtenues entre les concentrations en Ce, Fe, Ga et Ge avec l'incidence des tumeurs de la trachée, des bronches, des poumons et des pathologies de la peau et des tissus sous cutanés. De même, les concentrations de thallium étaient positivement corrélées avec les incidences des pathologies cardio-vasculaires, de l'hypertension artérielle, de l'infarctus du myocarde, des pathologies ischémiques et des BPCO. Pour ces auteurs, les corrélations positives témoignent que l'augmentation des dépôts des éléments concernés dans l'environnement provoque ou favorise les pathologies. De la même manière, Wolterbeek et Verburg (2004) ont étudié les correspondances entre les concentrations de 24 éléments dans des mousses, et la mortalité et la survenue de diverses

pathologies, aux Pays-Bas. Ils mettent en évidence une corrélation positive entre la teneur en césium et l'incidence des infections nasales, mais négative entre les teneurs en sélénium et l'incidence du cancer de la prostate. Ces auteurs suggèrent que les concentrations observées dans les mousses pourraient être utilisées lors d'études de corrélation avec des données sanitaires (incidence de pathologies et mortalité). Des études de biosurveillance active ont été menées à Cordoba, en Argentine par Carreras et al. (2009) à l'aide de transplants de lichens et de plantes épiphytes. Les concentrations en fer, manganèse, cobalt, nickel, cuivre, et plomb dosées dans les deux types d'organismes apparaissent significativement corrélées avec l'incidence des maladies respiratoires (pharyngite, asthme, rhinite allergique, laryngite) chez les enfants de moins de 6 ans. Cependant, les auteurs soulignent qu'il est difficile d'associer une pathologie à un élément particulier dans cette étude.

Les travaux présentés précédemment concernent l'exposition de la population via l'inhalation de particules présentes dans l'air. Klumpp et al. (2003) attirent notre attention sur un autre type de risque sanitaire, lié aux retombées atmosphériques d'ETM dans le périmètre des usines. En effet, leur étude réalisée à proximité d'une zone industrielle au Brésil met en évidence une forte accumulation d'arsenic et de cuivre dans les feuilles de Manguier sous l'influence des vents dominants en provenance des usines, ce qui pose question quant au risque potentiel d'ingestion d'ETM via la chaîne alimentaire.

Malgré l'intérêt de ces méthodes, leur utilisation dans le domaine de l'épidémiologie est assez récente. Même si elles ne sont que partielles, ces quelques études sur les liaisons entre les concentrations en éléments traces dans des organismes sentinelles de l'environnement et des données sanitaires des populations s'avèrent très encourageantes.

IV - CONCLUSION

Cette revue non exhaustive de la bibliographie récente concernant les travaux de biosurveillance végétale et fongique des ETM, met en évidence l'évolution de l'objectif de telles recherches. En effet, ces travaux de bioaccumulation des ETM dans les organismes ont longtemps été effectués dans le but de surveiller les variations de concentrations dans l'environnement, et de pouvoir identifier les sources d'émissions. Les organismes étaient utilisés en tant que « sentinelles » de l'imprégnation de l'environnement. Aujourd'hui, certains auteurs recherchent aussi les dommages cellulaires et physiologiques provoqués par les ETM dans les organismes bioaccumulateurs, pour mettre en évidence leurs effets sur le vivant. Mais ce qui s'avère intéressant pour l'avenir, c'est que plusieurs études récentes associant biosurveillance des ETM et épidémiologie montrent qu'il est réaliste d'envisager un lien entre l'évaluation de l'imprégnation de l'environnement, l'évaluation de l'imprégnation des populations et l'incidence de pathologies.

Comme le montrent les différents articles de ce

numéro, la problématique des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique par les ETM est complexe, car elle fait intervenir plusieurs voies d'exposition : l'inhalation des particules présentes dans l'air, mais aussi le contact cutané avec celles retombées au sol (surtout pour les enfants), voire même leur ingestion après accumulation via les réseaux trophiques (accumulation dans les cultures fourragères, ou potagères). Ce sont autant de sujets d'études pour lesquels la biosurveillance végétale et fongique aura sa place dans la démarche de l'évaluation du risque pour l'Homme.

LISTE DES SIGLES ET ABBRÉVIATIONS

AASQA : Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air
Ag : Argent
Al : Aluminium
As : Arsenic
Au : Or
Ba : Baryum
Be : Béryllium
Br : Brome
Ca : Calcium
Cd : Cadmium
Co : Cobalt
Cr : Chrome
Cs : Césium
Cu : Cuivre
ETM : Eléments Traces Métalliques
Eu : Europium
Fe : Fer
Hg : Mercure
ICP-AES : Spectrométrie d'Emission Atomique couplée au Plasma à Couplage Inductif
ICP-MS : Spectrométrie de Masse couplée au Plasma à Couplage Inductif
K : Potassium
La : Lanthane
Mg : Magnésium
Mn : Manganèse
Mo : Molybdène
Ni : Nickel
Pb : Plomb
Rb : Rubidium
Rh : Rhodium
Sb : Antimoine
Sc : Scandium
Se : Sélénium
Si : Silicium
Sm : Samarium
Sn : Etain (Stannum)
Sr : Strontium
Tb : Terbium
Th : Thorium
Ti : Titane
U : Uranium
V : Vanadium
W : Tungstène
Yb : Ytterbium
Zn : Zinc

BIBLIOGRAPHIE

- Al-Khlaifat A.L. et Al-Khashman O. (2007). Atmospheric heavy metal pollution in Aqaba city, Jordan, using *Phoenix dactylifera* L. leaves, *Atmospheric Environment*, 41, p. 8891-8897.
- Al Radady A.S., Davies B.E., French M.J. (1993). A new design of moss bag to monitor metal deposition both indoors and outdoors, *The Science of the Total Environment*, 133, p. 275-283.
- Amblard-Gross G., Féraud J.F., Carrot F., Bonnin-Mosbah M., Maul S., Ducruet J.M., Coddeville P., Béguinell P. et Ayrault S. (2002). Biological fluxes conversion and SXRF experiment with a new active biomonitoring tool for atmospheric metals and trace element deposition, *Environmental Pollution*, 120, p. 47-58.
- Aslan A., Budak G. & Karabulut A. (2004). The amounts Fe, Ba, Sr, K, Ca and Ti in some lichens growing in Erzurum province, (Turkey), *Journal of Quantitative Spectroscopy & Relative Transfer*, 88, 423-431.
- Bargagli R., 1998, *Trace elements in terrestrial plants, an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*, Springer, Berlin, 324p.
- Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S. et Gallorini M. (2007). Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site, *Environmental Pollution*, 148, p. 468-476.
- Berlizov A.N., Blum O.B., Filby R.H., Malyuk I.A. et Tryshyn V.V. (2007). Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions, *Science of the Total Environment*, 372, p. 693-706.
- Bermudez G.M.A., Rodriguez J.H. et Pignata M.L. (2009). Comparison of the air pollution biomonitoring ability of three *Tillandsia* species and the lichen *Ramalina celastri* in Argentina, *Environmental Research*, 109 (1), p. 6-14.
- Breulmann G., Markert B., Weckert V., Herpin U., Yoneda R. et Ogino K. (2002). Heavy metals in emergent trees and pioneers from tropical forest with special reference to forest fires and local pollution sources in Sarawak, Malaysia, *The Science of the Total Environment*, 285, p.107-115.
- Brunialti G. & Frati L. (2007). Biomonitoring of nine elements by the lichen *Xanthoria parietina* in Adriatic Italy: a retrospective study over a 7-year time span, *The Science of the Total Environment*, 387, p. 289-300.
- Carreras H.A., Wannaz E.D. et Pignata M.L. (2009). Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Cordoba, Argentina, *Environmental Pollution*, 157 (1), p.117-122.
- Ceburnis D., Sakalys J., Armolaitis K., Valiulis D., et Kvietkus K. (2002). In-stack emissions of heavy metals estimate by moss biomonitoring method and snow-pack analysis, *Atmospheric Environment*, 36, p. 1465-1474.
- Cislaghi C. & Nimis P.L. (1997). Air pollution and lung cancer, *Nature*, 387, 463-464.

- Cloquet C., De Mynck D., Signoret J., et Vanhaecke F. (2009). Urban/peri-urban aerosol survey by determination of the concentration and isotopic composition of Pb collected by transplanted lichen *Hypogymnia physodes*, *Environmental Science & Technology* 43, 623-629.
- Costa C.J., Marques A.P., Freitas M.C., Reis M.A. et Oliveira O.R. (2002). A comparative study for results obtained using biomonitors and PM10 collectors in Sado Estuary, *Environmental Pollution*, 120, p. 97-106.
- Cuny D., Van Haluwyn C. et Pesch R. (2001). Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France, *Water, Air, and Soil Pollution*, 125, p. 273-289.
- Cuny D., Pignata M.L., Kranner I. & Beckett R. (2002). Biomarkers of pollution-induced oxidative stress and membrane damage in lichens - in : Nimis P.L., Scheidegger C, Wolseley P.A. *Monitoring with lichens* – Monitoring lichens. Kluwer, The Netherlands.
- Cuny D., Davranche L., Thomas P., Kempa M. & Van Haluwyn C. (2004). Spatial and temporal variations of trace element contents in *Xanthoria parietina* thalli collected in a highly industrialized area in Northern France as an element for a future epidemiological study, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49, p. 391-401.
- Cuny D, Rzepka MA, Van Haluwyn C. (2008). Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air – concept et intérêt, *Spectra Analyse*, 264, 31-35.
- Fernandez J.A., Ederra A., Nunez E., Martinez-Abaigar J., Infante M., Heras P., Elias M.J., Mazimpaka V. et Carballeira A. (2002). Biomonitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis, *The Science of the Total Environment*, 300, p. 115-127.
- Figueiredo A.M.G., Nogueira C.A., Saiki M., Milian F.M. et Domingos M. (2007). Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of sao Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor, *Environmental Pollution*, 145, p. 279-292.
- Fuga A., Saiki M., Marcelli M.P. et Saldiva P.H.N. (2008). Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens, *Environmental Pollution*, 151, p. 334-340.
- Garrec J.P. et Van Haluwyn C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air, *Editions Tec & Doc*, Paris, 117 pages.
- Garty J. (2001). Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application, *Critical Reviews in Plant Sciences*, 20(4), p. 309-371.
- Godinho R.M., Verburg T.G., Freitas M.C. et Wolterbeek H.Th. (2009). Accumulation of trace elements in the peripheral and central parts of two species of epiphytic lichens transplanted to a polluted site in Portugal, *Environmental Pollution*, 157(1), p. 102-109.
- Gratani L., Crescente M.F. et Varone L. (2008). Long-term monitoring of metal pollution by urban trees, *Atmospheric Environment*, 42, p. 8273-8277.
- Hawker J.I., Olowokure B., Sufi F., Weinberg J., Gill N. et Wilson R.C. (2003). Social deprivation and hospital admission for respiratory infection: an ecological study, *Respiratory Medicine*, 97, 1219-1224.
- Jordan R., Verlander N., Olowokure B. et Hawker J.I. (2006). Age, sex, material deprivation and respiratory mortality, *Respiratory Medicine*, 100, p. 1282-1285.
- Klumpp A., Hintemann T., Lima J.S. et Kandeler E. (2003). Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties, *Environmental Pollution*, 126, p. 313-321.
- Klumpp A., Ansel W., Klumpp G., Breuer J., Vergne P., Sanz M.J., Rasmussen S., Ro-Poulsen H., Artola A.R., Penuelas J., He S., Garrec J.P. et Catalayud V. (2009). Airborne trace element pollution in 11 European cities assessed by exposure of standardised ryegrass cultures, *Atmospheric Environment*, 43, p. 329-339.
- Komarnicki G.J.K. (2005). Lead and cadmium in indoor air and the urban environment, *Environmental Pollution*, 136, p. 47-61.
- Krommer V., Zechmeister H.G., Roder I., Scharf S. et Hanus-Illyar A. (2007). Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements, *Chemosphere*, 67, p. 1956-1966.
- Loppi S. et Pirintoso S.A. (2003). Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy), *Environmental Pollution*, 121 (3), p.327-332.
- Loppi S., Frati L., Paoli L., Bigagli V., Rossetti C., Bruscoli C. et Corsini A. (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metals contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy), *Science of the Total Environment*, 326, p. 113-122.
- Malm O., de Freitas Fonseca M., Miguel P.H., Bastos W.R. et Pinto F.N. (1998). Use of epiphyte plants as biomonitors to map atmospheric mercury in a gold trade center city, Amazon, Brazil, *The Science of the Total Environment*, 213, p. 57-64.
- Nimis P.L., Bargagli R. (1999). Linee-guida per l'utilizzo di licheni epifiti come bioaccumulatori di metalli in traccia. Proc. Workshop Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Roma, 26-27 Novembre 1998, *ANPA Serie. Atti 1999*, p.279-289.
- Nimis P.L., Lazzarin G., Lazzarin A. et Skert N. (2000). Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy), *The Science of the Total Environment*, 255, p. 97-111.
- Nyarko B.J.B., Adomako D., Serfor-Armah Y., Dampare S.B., Adotey D. et Akaho E.H.K. (2006). Biomonitoring of atmospheric trace element deposition around an industrial town in Ghana, *Radiation Physics and Chemistry*, 75, p. 954-958.
- Otvös E., Pazmandi T. et Tuba Z. (2003). First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses, *The Science of the Total Environment*, 309, p. 151-160.
- Palmieri R.M., La Pera L., Di Bella G. et Dugo G. (2005). Simultaneous determination of Cd(II), Cu(II), Pb(II) and Zn(II) by derivative stripping chronopotentiometry in *Pittosporum tobira* leaves: a measurement of local atmospheric pollution in Messina (Sicily, Italy), *Chemosphere*, 59, p. 1161-1168.

- Pesch R. et Schröder W. (2006). Integrative exposure assessment through classification and regression trees on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristics and regions, *Ecological informatics*, 1, p. 55-65.
- Pignata M.L., Gudino G.L., Wannaz E.D., Pla R.R., Gonzalez C.M., Carreras H.A. et Orellana L. (2002). Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor, *Environmental Pollution*, 120, p. 59-68.
- Prouvost H. & Declercq C. (2003). Santé et environnement: une exploitation des enjeux sur le littoral de la Communauté Urbaine de Dunkerque, *Rapport ORS Nord-Pas de Calais, Lille*, 82p.
- Real C., Fernandez J.A., Aboal J.R. et Carballeira A. (2008). Detection of pulses of atmospheric mercury deposition with extensive surveys and frequently sampled stations: A comparison, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70, p. 392-399.
- Reis M.A., Alves L.C., Freitas M.C., van Os B. et Wolterbeek H.Th. (1999). Lichens (*Parmelia sulcata*) time response model to environmental elemental availability, *The Science of the Total Environment*, 232, p. 105-115.
- Rossini Oliva S. et Mingorance M.D. (2006). Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts, *Chemosphere*, 65, p. 177-182.
- Samecka-Cymerman A., Kosior G. et Kempers A.J. (2006). Comparison of the moss *Pleurozium schreberi* with needles and bark of *Pinus sylvestris* as biomonitors of pollution by industry in Stalowa Wola (southeast Poland), *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 65, p. 108-117.
- Sarmiento S., Wolterbeek H.Th., Verburg T.G. & Freitas M.C. (2008). Correlating element atmospheric deposition and cancer mortality in Portugal: data handling and preliminary results, *Environmental Pollution*, 151, p. 314-351.
- Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L., Ristori T., Barale R. et Barghigiani C. (1999). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitors of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy), *The Science of the Total Environment*, 241, p. 91-106.
- Scerbo R., Ristori T., Possenti L., Lampugnani L., Barale R. et Barghigiani C. (2002). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitors of trace element contamination and air quality assessment in Pisa Province (Tuscany, Italy), *The Science of the Total Environment*, 286, p. 27-40.
- Shotbolt L., Büker P. et Ashmore M.R. (2007). Reconstructing temporal trends in heavy metal deposition: Assessing the value of herbarium moss samples, *Environmental Pollution*, 147, p. 10-130.
- Siu Lan Lee C., Xiangdong L., Zhang G., Peng X. et Zhang L. (2005). Biomonitoring of trace metals in the atmosphere using moss (*Hypnum plumaeforme*) in the Nanling Mountains and the Pearl River Delta, Southern China, *Atmospheric Environment*, 39, p. 397-407.
- Sorbo S., Aprile G., Strumia S., Castaldo C., Cobianchi R., Leone A. et Basile A. (2008). Trace element accumulation in *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf exposed in Italy's so called Triangle of Death, *Science of the Total Environment*, 407, p. 647-654.
- Steinnes E., Berg T. et Sjobakk T.E. (2003). Temporal and spatial trends in Hg deposition monitored by moss analysis, *The Science of the Total Environment*, 304, p. 215-219.
- Sucharova J. et Suchara I. (1998). Atmospheric deposition levels of chosen elements in the Czech Republic determined in the framework of the International Bryomonitoring Program 1995, *The Science of the Total Environment*, 223, p. 37-52.
- Tomasevic M., Vukmirovic Z., Rajsic S., Tasic M. et Stevanovic B. (2005). Characterisation of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area, *Chemosphere* 61, p. 753-760.
- Uhlig C. et Junntila O. (2001). Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sor-Varanger, northern Norway, *Environmental Pollution*, 114, p. 461-469.
- Wannaz E.D., Carreras H.A., Perez C.A. et Pignata M.L. (2006). Assessment of heavy metal accumulation in two species of *Tillandsia* in relation to atmospheric emission sources in Argentina, *Science of the Total Environment*, 361, p. 267-278.
- Wappelhorst O., Kühn I., Oehlmann J. & Markert B., 2000, Deposition and disease: a moss monitoring project as an approach to ascertaining potential connections, *The Science of the Total Environment*, 249, p. 243-256.
- Wolterbeek H.Th. et Verburg T.G. (2004). Atmospheric metal deposition in a moss data correlation study with mortality and disease in the Netherlands, *The Science of the Total Environment*, 319, p. 53-64.
- Zhang Zh.H., Chai Z.F., Mao X.Y., et Chen J.B. (2002). Biomonitoring trace element atmospheric deposition using lichens in China, *Environmental Pollution*, 120, p. 157-161.
- Zhang C., Huang B., Piper J.D.A. et Luo R. (2008). Biomonitoring of atmospheric particulate matter using magnetic properties of *Salix matsudana* tree ring cores, *Science of the Total Environment*, 393, p. 177-190.

Sites internet :

<http://www.bryocol.mtu.edu/>