Les phénomènes de biométhylation des métaux dans l'environnement

Olivier Errecalde* *docteur,* **Georges Maury**** *professeur,* **Raoul Pinel*** *professeur*

Les auteurs ont exposé dans deux articles précédents [1, 2] les bases de l'étude de la spéciation des métaux en milieu aquatique et de l'importance prises par les formes organométalliques dans les cycles biogéochimiques de certains éléments, indiquant en même temps les risques écotoxicologiques liés à l'introduction massive de tels composés dans les eaux. Dans cette troisième partie, nous terminons par une étude plus approfondie des phénomènes de méthylation environnementale plus communément appelée «biométhylation».

Les produits métalliques organométhylés, et plus généralement organoalkylés, possèdent quelques propriétés caractéristiques expliquant leur fort impact sur les milieux biologiques :

– l'amphiphilicité qui leur permet une solubilité dans l'eau et dans les solvants ou les graisses et entraîne une action sur la cellule vivante,

– une forte affinité pour les groupements donneurs d'électrons comme le groupe sulfhydryle,

– une facilité d'accumulation dans les organismes vivants (bioaccumulation).

Les effets toxiques observés sont très divers selon les métaux et les radicaux organiques qui leur sont liés. Ainsi, la très grande toxicité des méthylmercures a causé des accidents importants au Japon et en Irak. En Europe, les butylétains ont ravagé les élevages ostréicoles et probablement entraîné des mutations génétiques chez certains crustacés. A l'opposé, on observe par exemple, une moindre toxicité de certains dérivés organoarséniés comparés à l'arsenic lui-même.

Mécanismes généraux de la biométhylation

Les micro-organismes transforment les métaux lourds et les organométalliques par plusieurs types de mécanismes qui dépendent du milieu et de l'état du métal considéré. La plupart de ces transformations ont lieu de manière endocellulaire ou à la surface de la cellule et on peut les considérer comme un processus de détoxification cellulaire. Selon les métaux et les conditions, elles font intervenir des transferts des groupements méthyles, sous forme de carbocations, carbanions ou radicaux libres et des transferts de protons ou dérivés hydrures. Les mécanismes les mieux connus sont ceux qui ont lieu à l'intérieur de la cellule. Connaissant l'importance des méthylations des acides nucléiques, acides gras, protéines ou polysaccharides dans les organismes vivants, il n'est pas surprenant de voir impliqués dans la biométhylation des métaux lourds les principaux agents méthylants comme la S-adénosylméthionine (SAM), l'acide méthyltétrahydrofolique (THF) et la méthylvitamine B12 [3], les deux premiers fournissant le groupement méthyle probablement sous forme de carbocation [3, 4] tandis que la dernière met en œuvre un carbanion [4]. Les métabolites libérés lors de la mort des cellules peuvent aussi agir. Ainsi, le béta diméthylpropiothétine (DMPT), métabolite des algues, est supposé méthyler les halogénures marins [3, 5, 6]. Ce composé est aussi trouvé dans le plancton estuarien et génère l'iodure de méthyle en présence d'ions iodures [7]. De même, la L-méthionine conduit à des métabolites secondaires gazeux comme le chlorométhane dans certaines espèces de champignons [8, 9, 1, 11]. Les algues marines sont aussi capables de synthétiser d'autres halométabolites susceptibles d'alkyler les métaux, comme des haloalcools, halocétones, etc. [3, 12]. En 1987, F. E. Brinckman et G. J. Olson ont résumé cet ensemble de transformation par le schéma donné en *figure 1* [3]. Dans la *figure 1*, les biotranformations sont à la fois des processus d'oxydation utilisant des méthyl carbocations SE_2, K_4) et des protons (SE_2, K_3) par substitutions électrophiles ou des réductions par méthyl carbanions (SN_2, K_1) ou des réactions mettant en œuvre des hydrures (SN_2, K_2) par substitutions nucléophiles [3]. Les auteurs citent en exemple plusieurs réactions :

Pseudomonas sp.+As(V), Sn(IV) $\rightarrow$ =As-H, ≡Sn-H

T. Ferrooxidans + CuS $\rightarrow CuSO_4$ (pH ≤ 3)

Pseudomonas sp.+Sn(IV) $\rightarrow Me_3SnH$

Algues marines + $I_2 \rightarrow$ MeI

* Laboratoire de chimie analytique, Faculté des sciences et techniques, Université de Pau et des Pays de l'Adour, avenue de l'Université, 64000 Pau.
Tél. : 59.92.31.78. Fax : 59.02.93.77.

** Département de chimie organique fine, université de Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc, 34095 Montpellier.
Tél. : 67.14.33.16. Fax : 67.14.38.88.

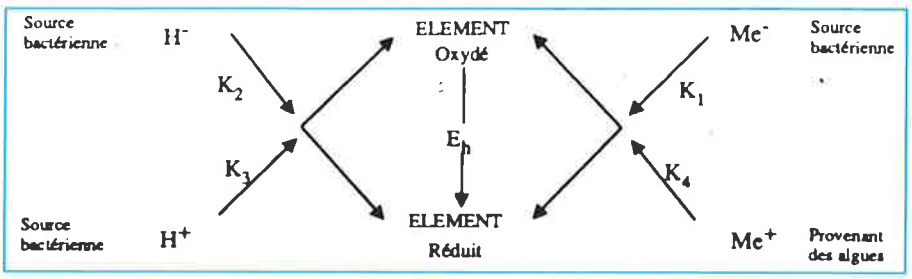

Figure 1 - **Transformation de métaux et métalloïdes par les micro-organismes, d'après F.E. Brinckman et G.J. Olson [3].**

Devenir des organométalliques

En général, les organométalliques comme les autres polluants peuvent être :

– **sédimentés**, et dans cet état ils peuvent être stabilisés ou non selon les circonstances et le milieu. Citons, par exemple, les organostanniques qu'on retrouve jusqu'à des profondeurs de 25 à 65 cm dans les sédiments marins [13, 14],

– **accumulés** dans les organismes vivants,

– **dégradés** par la lumière, le milieu ou les micro-organismes,

– **transméthylés** par réactions abiotiques ou biotiques.

Les transformations les plus importantes intervenant dans les milieux naturels semblent bien être dues à l'intervention des micro-organismes omniprésents et dont l'activité constitue une biotransformation des organométalliques par l'intermédiaire de réactions enzymatiquement catalysées. Les résultats cités dans les paragraphes suivants pourront donner un aperçu de l'avancement des recherches en la matière.

L'étain

Ces dix dernières années, plusieurs équipes de chercheurs ont essayé de mettre en évidence la biométhylation de l'étain (II) et (IV) par des micro-organismes dans diverses conditions opératoires :

– culture pure de bactérie isolée à partir de milieux naturels,

– utilisation de micro-organismes contenus dans des sédiments naturels,

– boues de station d'épuration.

Toutes ces expériences se sont avérées positives en ce qui concerne la production d'espèces méthylées de l'étain. Les mécanismes précis mis en jeu sont pratiquement inconnus quels que soient les micro-organismes impliqués. Seules quelques hypothèses relatives aux méthylations abiotiques ont été formulées Des expériences en biotope reconstitué et à partir de souches pures de micro-organismes ont été menées avec succès au sein de notre laboratoire. Ces dernières ont mis en évidence l'activité biologique dans la dégradation du tributylétain en dibutylétain et monobutylétain, et la transformation d'étain minéral (Sn^{4+}) en triméthylétain [15].

Le sélénium

La volatilisation du sélénium par méthylation est un mécanisme de protection utilisé par les micro-organismes pour détoxifier leur environnement. Ce procédé ôte en permanence le sélénium des sols, des sédiments et de l'eau. Les micro-organismes principalement concernés, isolés des sols et des sédiments, sont les bactéries et les champignons, tandis que dans l'eau ce sont les bactéries qui jouent un rôle prépondérant. La biométhylation d'espèces toxiques du sélénium comme SeO_3^{2-} (sélénite), SeO_4^{2-} (séléniate), Se° (sélénium élémentaire) en plusieurs composés organoséléniés volatils de toxicités différentes constitue la transformation la plus répandue dans les environnements pollués par le sélénium. Le diméthyl séléniure (Me_2Se) est le métabolite majoritaire de la biométhylation. D'autres composés comme le diméthyl diséléniure (Me_2Se_2), la diméthyl sélénone (Me_2SeO_2), le méthane sélénol (MeSeH) et le sulfure de diméthylsélényle (Me_2SeS) peuvent aussi être produits [16-19]. Il semblerait donc que les graves problèmes environnementaux causés par une accumulation de sélénium dans les sédiments ou les sols puissent être résolus par simple volatilisation du sélénium par biométhylation. De tels procédés sont sérieusement envisagés par exemple pour détoxifier les étangs d'évaporation accueillant les eaux de drainage de la vallée de San-Joaquin en Californie [17-19].

Le mercure

La biométhylation du mercure a été fortement étudiée depuis 1975 à cause de catastrophes écologiques en milieu marin comme celle de Minamata au Japon. Il est donc difficile de résumer brièvement dans une étude bibliographique l'ensemble des recherches effectuées sur le sujet. Nous nous limiterons à quelques résultats significatifs.

Les libérations naturelles et anthropogéniques de mercure dans les environnements aquatiques sont, dans un premier temps, inorganiques. Toutefois, dans les eaux contaminées, le mercure détecté chez les poissons et les autres organismes aquatiques est presque entièrement sous la forme très toxique de méthylmercure ($MeHg^+$). A cause de sa grande liposolubilité, ses propriétés ioniques et son affinité importante pour les groupements soufrés des protéines, le méthylmercure est facilement bioaccumulé par la chaîne alimentaire. En conséquence, la présence de méthylmercure dans les milieux aquatiques pose de sérieux problèmes potentiels à la santé humaine [20]. Par exemple de grandes concentrations de mercure dans les poissons d'eau douce constituent un problème fréquent au Canada, au nord des États-Unis et en Scandinavie. En Suède, en dépit de réductions substantielles des émissions de mercure, le taux de mercure dans les poissons ne cesse d'augmenter [21].

Un autre problème important concerne l'agrandissement de lacs situés en bordure de rivières causant l'inondation des forêts avoisinantes, ce qui augmente de façon appréciable les taux de mercure contenus dans les poissons vivant dans le réservoir. Ce phénomène a déjà eu lieu dans plusieurs régions éloignées géographiquement, et où il n'y avait pas de sources naturelles ou anthropogénique évidentes de mercure. On suppose qu'il est causé par la stimulation de la méthylation microbienne du mercure dans les sédiments du lac agrandi, par l'introduction de nutriments

issus du sol et de la végétation récemment submergés [22].

D'autres chercheurs se sont penchés sur le problème de la bioaccumulation du mercure dans des clams (*Metrix metrix*) en milieu marin (Golfe d'Arabie). Des calculs théoriques suggèrent que dans les eaux de mer oxiques, comme les eaux côtières, les chloro-complexes du mercure comptent pour la presque totalité du mercure dissous. A cause de la forte complexation des ions chlorures, un accroissement de la salinité de l'eau de mer pourrait augmenter les concentrations en mercure dans la colonne d'eau et ainsi diminuer la sédimentation du mercure dans les sédiments [23].

Le germanium

Le germanium est un élément qui n'existe qu'à l'état de traces dans la croûte terrestre et les eaux naturelles. A cause de la similarité des structures électroniques, la géochimie du germanium dans les environnements à basse température est étroitement liée à celle du silicium, et elle est aussi dominée par une grande tendance à remplacer le silicium dans les sites vides des minéraux silicatés.

Les organismes marins siliciés, comme par exemple les diatomées ou les radiolaires, ne différencient pas le germanium et le silicium qu'ils consomment en grande quantité. Le germanium entre donc dans un cycle biochimique en milieu marin ou océanique. Les espèces méthylées, le monométhylgermanium (MMGe), le diméthylgermanium (DMGe) et le triméthylgermanium (TMGe) sont apparemment stables dans les milieux marins. Comme aucune source ou réservoir évident des espèces méthylées du germanium n'ont été trouvés dans les milieux naturels, les chercheurs ont conclu que ces produits sont probablement fabriqués biologiquement sur les continents, puis sont transportés via les fleuves et les rivières aux océans. Ces méthylgermaniums auraient des durées de vie supérieures à celle du germanium (IV) sous forme ionique qui avoisine 20 000 ans dans les océans [24, 25].

L'arsenic et le plomb

L'**arsenic** est présent sous plusieurs formes dans les milieux aqueux naturels :

- As (IV) (forme oxydée), dans AsO_4^{3-} arséniate) ;
- As (III) (forme réduite), dans AsO_3^{3-} (arsénite) ;
- As (IV) dans les méthylarsenics.

Ce ne sont cependant pas les seuls dérivés importants de l'arsenic que l'on trouve. En effet, on a découvert dans les macroalgues, les crustacés et les poissons des composés arséniés lipo- et hydrosolubles comme par exemple : $(CH_3)_3As^+CH_2COO^-$ et $CH_3)_3As^+CH_2CH_2OH$ [26].

La réduction et la biométhylation de l'arsenic dans les eaux marines et estuariennes est étroitement surveillée. Dans les environnements actifs, comme la baie de Chesapeake (États-Unis), de 30 à 80 % de l'arsenic est sous forme réduite ou méthylée contre 10 % dans les eaux moins actives. La nature des organismes responsables de la présence des formes réduites ou méthylées dans la colonne d'eau, et les mécanismes biochimiques de méthylation sont encore très peu connus. Les algues marines, les bactéries et les levures ont montré leur aptitude à relarguer des espèces méthylées, mais le phytoplancton est supposé être l'agent de méthylation prépondérant [27, 28]. La méthylation de l'arsenic a aussi été mise en évidence dans les lacs et les sols ; ces processus dépendent de la température et sont une source importante de relargage d'arsenic dans l'atmosphère par formation de produits volatils [29]. La spéciation chimique de l'arsenic est particulièrement importante dans les environnements eau-sédiments. Les changements de condition d'aération dans ces milieux peuvent induire la transformation des espèces chimiques présentes, ce qui augmente ou diminue la labilité de l'arsenic dans l'environnement [30].

La biométhylation du **plomb** inorganique ou de ses composés ioniques alkylés est très controversée. Des chercheurs ont entamé une étude de biométhylation de composés du plomb en supposant que certains micro-organismes pouvaient convertir Pb (II) inorganique et Pb (IV) organique en alkylplombs correspondants. Une réaction de transfert biochimique d'un carbanion pourrait avoir lieu dans les cellules bactériennes. De plus, le produit de réaction enzymatique méthyl-cobalamine formé à partir des divers substrats par ces organismes pourrait agir comme un donneur de carboca-tion dans la formation de méthane et de méthionine, ou, d'une autre manière, comme intermédiaire biologique transférant un carbanion aux composés contenant du plomb avec les alkylplombs comme produits finals. Les expériences en anaérobiose ont été conduites avec des cultures mixtes et une culture enrichie en bactéries méthanogènes tandis que *Escherichia coli* a été utilisée pour les expériences en aérobiose. Les alkylplombs produits par biométhylation n'ont été trouvés dans aucune des expériences précédentes. Les tentatives utilisant des sels organiques de plomb ont donné des tétraalkylplombs par réactions non enzymatiquement catalysées [31]. Une autre équipe de chercheurs a tenté de mettre en évidence la biométhylation de sels de Pb (II) en présence de sédiments provenant de plusieurs plages d'Angleterre. Des essais ont été faits avec des sédiments bruts puis avec les mêmes sédiments modifiés par différents amendements susceptibles d'améliorer les résultats obtenus. Dans aucun cas, la biométhylation des sels de plombs introduits au départ n'a pu être détectée [32]. Les spécialistes sont toutefois d'accord pour penser que la méthylation du plomb a lieu dans des sédiments en anaérobiose. Schmidt et Hubber ont observé la production de tétraméthylplomb par biométhylation de plomb à l'aide de cultures bactériennes en anaérobiose [33]. Par la suite, Hubber et son équipe ont estimé que 15 à 19 % du plomb méthylé était produit par biométhylation alors que 81 à 88 % l'était sans catalyse enzymatique [34].

Conclusion

Les mécanismes de méthylation des métaux lourds dans l'environnement sont des phénomènes extrêmement complexes dépendant de multiples facteurs physicochimiques d'origine climatique et géographique. Toutefois, dans un souci de simplification, nous pouvons rassembler les six métaux que nous venons d'examiner en deux groupes :

– l'étain, le sélénium et le mercure pour lesquels les méthylations biotiques et abiotiques ont été mises en évidence dans les milieux naturels par des mesures sur le terrain et des expériences en laboratoire

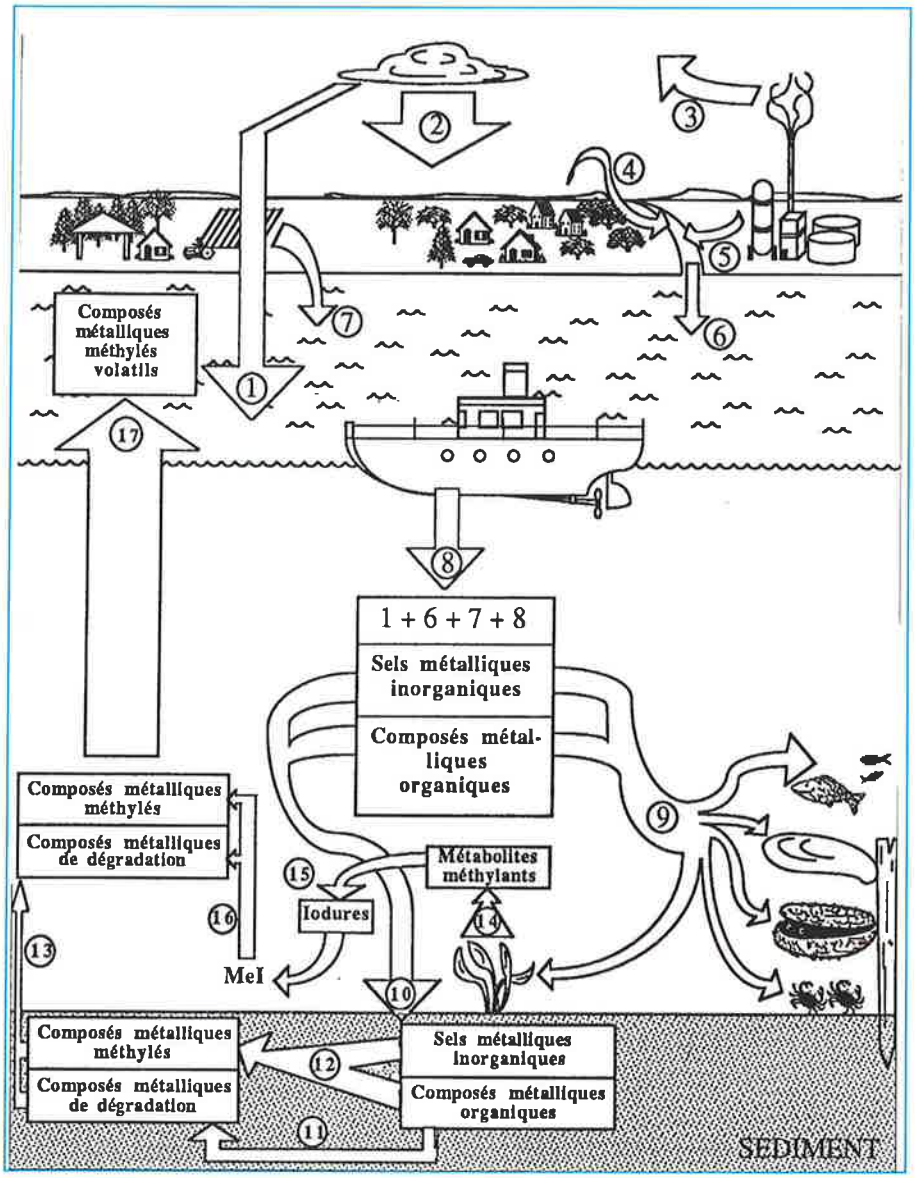

Figure 2 - Cycle simplifié des composés métalliques dans l'environnement.
1 - Dépôts métalliques atmosphériques sur les mers et les océans.
2 - Dépôts métalliques atmosphériques sur les continents.
3 - Rejets métalliques à l'atmosphère (urbains et industriels).
4 - Rejets métalliques urbains aux fleuves et rivières.
5 - Rejets métalliques industriels aux fleuves et rivières.
6 - Transport des polluants métalliques anthropogéniques par les fleuves vers les mers et océans.
7 - Transport des polluants métalliques naturels vers les mers et océans par lessivage du relief des continents.
8 - Apport de polluants métalliques par les embarcations.
9 - Bioaccumulation des polluants métalliques par la faune et la flore aquatique.
10 - Sédimentation des polluants métalliques.
11 - Biodégradation des composés matalliques contenus dans le sédiment.
12 - Biométhylation des composés métalliques contenus dans le sédiment.
13 - Transfert des composés métalliques contenus dans le sédiment à la colonne d'eau.
14 - Rejets de métabolites méthylants par la flore aquatique.
15 - Réaction de ces métabolites méthylants par la flore aquatique.
16 - Méthylation des composés métalliques contenus dans la colonne d'eau.
17 - Transfert des composés métalliques les plus volatifs de la colonne d'eau à l'atmosphère au-dessus des mers et océans.

sur des biotopes simulant la réalité,

– le germanium, l'arsenic et le plomb pour lesquels les biométhylations sont fortement probables dans les milieux naturels, mais qui n'ont pas été mises en évidence de façon probante dans des expériences de laboratoire essayant de reproduire les conditions naturelles.

Les conséquences sur le milieu naturel de ces méthylations sont variables selon les métaux. Dans le cas de l'étain, du plomb et du mercure, l'impact des méthylations sur la faune et la flore aquatique est néfaste à cause de la toxicité supérieure des composés méthylés par rapport aux composés minéraux.

Par contre, les méthylséléniums semblent moins toxiques que les composés minéraux du sélénium. Les processus de méthylation seraient alors dans ce cas des phénomènes de détoxification induits par le milieu naturel pour se préserver des atteintes des sélénites, séléniates et du sélénium élémentaire.

La toxicité de l'arsenic par rapport aux méthylarsenics dans les milieux naturels est peu connue. Cependant les phénomènes de détoxification par méthylation de l'arsenic dans le corps des mammifères ont été observés et étudiés et on est conduit à penser que les méthylarsenics sont moins toxiques que l'arsenic dans les milieux naturels.

Nous présentons dans la *figure 2* un schéma simplifié du cycle des métaux lourds dans l'environnement. Tous les phénomènes précédemment cités y sont représentés, sachant que chaque phénomène peut être associé aux six métaux étudiés, mais que la mise en évidence expérimentale de ces processus n'est pas effective pour chacun.

Remarquons pour terminer, qu'à côté de l'intérêt pratique de l'étude de la biométhylation (ou la bioalkylation) des hétéroéléments, il existe un autre aspect plus directement relié à la chimie organique de synthèse. En effet, le domaine des bioconversions utilisable en synthèse organique, qui connaît actuellement un essor très important, a tendance à inclure depuis peu les organométalliques et leurs biotransformations en présence de microorganismes ou d'enzymes purifiés [35]. Bien que cet aspect soit indirectement en relation avec notre propos, nous désirons cependant attirer l'attention des lecteurs sur les développements qui existent potentiellement dans le domaine des bioconversions des organométalliques dès l'instant que les problèmes de toxicité sont résolus.

Références

[1] Pinel R., Astruc M., Donard O. F. X., *L'Actualité Chimique*, juin **1990**, p. 100-116.

[2] Astruc M., Pinel R., *L'Actualité Chimique*, mai **1985**, p. 29-35.

[3] Brinckman F.E., Olson G. J., *Proceeding of a Conference on The Biological Alkylation of Heavy Elements*, Royal Society of Chemistry, Craig P. J., Glocking F. (editors), **1988**, p. 168-196.

[4] Ashby J. R., Craig P. J., *The Science of Total Environment*, **1988**, 73, p. 127-133.
[5] Lee D. S., Weber J.H., *Applied Organometallic Chemistry*, **1988**, 2, p. 435-440.
[6] Donard O. F. X., Short F. T., Weber J. H., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **1987**, 44, p. 140-145.
[7] Brinckman F. E, Olson G. J., Thayer J. S., *Marine and estuarine geochemistry*, Sigleo, A. C. and A. Hattori (editors), **1985**, chapitre 16, p. 227-237.
[8] Harper D. B., Hamilton J. T.G., *Journal of General Microbiology*, **1988**, *134*, p. 2831-2839.
[9] Harper D. B., Hamilton J. T. G., Kennedy J. T., McNally K. J., *Applied and Environmental Microbiology*, **1989**, *55* (8), p. 1981-1989.
[10] McNally K. J., Hamilton J. T. G., Harper D. B., *Journal of General Microbiology*, **1990**, *136*, p. 1509-1515.
[11] Harper D. B., Kennedy J. T., Hamilton J. T. G., *Phytochemistry*, **1988**, *57* (10), p. 3147-3153.
[12] Gschwend P. M., MacFarlane J. K., Newman K. A., *Science*, **1985**, *227*, p. 1033-1035.
[13] Astruc M., Lavigne R., Pinel R., Leguille F., Desauziers V., Quevauviller P., Donard O. F. X., Spéciation of tin in sediments of Arcachon bay in *Proceedings International Conference of Rome*, Université de Pau et des Pays de l'Adour, **1989**.
[14] Sarradin P. M., Astruc A., Sabrier R. Astruc M. , *Marine Pollution Bulletin* , **1994**, 28, p. 621-628.
[15] Errecalde O., Astruc M., Maury G., Pinel R., *Applied Organometallic Chemistry*, **1995**, *9*, 1, p. 23-28.
[16] Chau Y. K., Wong P. T. S., Silverberg B. A, Luxon P. L., Bengart G. A., *Science*, **1976**, *192*, p. 1130-1131.
[17] Chasteen T. G., Silver G.M., Birks J. W., Fall R., *Chromatographia*, **1990**, *30* (3/4), p. 181- 185.
[18] Karlson U., Frankenberger W. T., *Soil Science*, **1988**, *52*, p. 1640-1644.
[19] Thompson Eagle E. T., Frankenberger W. T., Karlson U., *Applied Environmental Microbiology*, **1989**, *55* (6), p. 1406-1413.
[20] Farrell R. E., Huang P. M., Germida J. J., Hammer U. T., Liaw W. K., *Verhein International Limnology*, **1991**, *24*, p. 2190-2198
[21] Regnell O., Tunlid A., *Applied and Environmental Microbiology*, **1991**, *53* (13), p. 798-795.
[22] Jackson T. A., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **1988**, *45*, p. 97-121.
[23] Sadiq M., Alam I. A., *Chemical Speciation and Bioavailability*, **1992**, *4*, p. 9-17.
[24] Lewis B. L., Andreae M. O., Froelich P. N., *Marine Chemistry*, **1989**, *27*, p. 179-200.
[25] Lewis B. L., Andreae M. O., Froelich P. N., Mortlock R. A., *The Science of Total Environment*, **1988**, *73*, p. 107-120.
[26] Apte A. G., Comber S. D. W., *Applied Organometallic Chemistry*, **1989**, *3*, p. 509-514.
[27] Andreae M. O., Froelich P. N., *Tellus*, **1984**, *36 B*, p. 101-107.
[28] Howard A. G., Apte S. C., *Applied Organometallic Chemistry*, **1989**, *3*, 6, p. 499-507.
[29] Mukai H., Ambe Y., Muku T., Takeshita K., Fukuma T., *Nature*, **1986**, *324*, p. 239-241.
[30] Masscheleyn P. H., Delaune R. D., Patrick W. H. Jr., *Journal of Environment Quality*, **1991**, *20*, p. 522-527.
[31] Reisinger K., Stoeppler M., Nürnberg H. W., *Nature*, **1981**, *291*, p. 228-230.
[32] Jarvie A. W. P., Whitmore A. P., Markall R. N., Potter H. R., *Environmental Pollution*, **1983**, *6*, p. 81-94.
[33] Schmidt U., Hubber F., *Nature*, **1976**, *259*, p. 157-158.
[34] Hubber F., Schmidt U., Kirchmann H., Aqueous chemistry of organolead and organothallium compounds in the presence of microorganisms, Brinckman F. E. & Bellama J. M., editors, Organometals and Organometalloïds, ACS Symposium n° 82, American Chemical Society, Washington D. C., **1978**.
[35] Santaniello E., Ferraboschi P., Grisenti P., Manzocchi A., *Chemical Reviews*, **1992**, 92, p. 1071-1140.

Création du Forum de l'Environnement International

L'Actualité Chimique a suivi avec intérêt les activités et l'évolution de l'Institut de l'Environnement Internatinal (IEI) (*cf. L'Actualité Chimique*, septembre **1994**, p. 43-46). Après douze années d'activité très diversifiée, cette association a été dissoute. Ses acquis ne sont pas pour autant perdus, ils sont repris dans diverses structures parmi lesquelles le "Forum de l'Environnement International".

La principale réussite de l'IEI, en tout cas la plus originale à sa création, fut d'offrir aux organisations et entreprises concernés par le domaine de l'environnement une plate-forme indépendante et pluraliste d'échange et de propositions. L'approche globale et intégrée des problèmes, qui semble banale, voire évidente aujourd'hui, était tout à fait nouvelle pendant les années 80. L'IEI a su faire école.

Cette conception est devenu la "vocation" du nouveau Forum de l'Environnement International. Profitant de l'expérience de l'IEI, cette nouvelle association se propose de reprendre sinon ses objectifs, du moins ses méthodes : études, travaux de recherches et de documentation, publications, organisation de colloques.

Le "charte" du Forum commence par cette phrase : "L'intérêt fondamental du Forum tient dans sa recherche d'une approche globale, pluraliste et indépendante des problématiques environnementales en vue de servir l'entérêt général".

Le président de ce Forum est Jean Laporte, président du Comité d'organisation du salon Pollutec. Les vice-présidents sont Vincent Sol, avocat au barreau de Paris, spécialiste en droit de l'environnement, associé du Cabinet Hughes Hubbard & Reed et Alexis Galley, membre du cabinet du ministre de l'Environnement.

La première activité publique de ce Forum sera vraisemblablement un colloque sur les sites contaminés dans le cadre du salon Pollutec 1995. Ce problème sera abordé sous l'angle de l'éthique et de la responsabilité des différentes activitées.

- **Pour en savoir plus : Me Vincent Sol, Forum de l'Environnement, 47, avenue Georges Mandel, 75116 Paris. Tél. : (1) 44.05.80.00. Fax : (1) 45.53.15.04.**