

# Environnement et qualité de la vie

## **GÉOCHIMIE DU MERCURE ET POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT**

**L. VAN WAMBEKE**



## AVERTISSEMENT

Le présent document a été élaboré sous les auspices de la Commission des Communautés européennes.

Il est précisé que la Commission des Communautés européennes, ses contractants, ou toute personne agissant en leur nom :

ne garantissent pas l'exactitude ou le caractère complet des informations contenues dans ce document, ni que l'utilisation d'une information, d'un équipement, d'une méthode ou d'un procédé quelconque décrits dans le présent document ne porte pas atteinte à des droits privés;

n'assument aucune responsabilité pour les dommages qui pourraient résulter de l'utilisation d'informations, d'équipements, de méthodes ou procédés décrits dans le présent document.

Ce rapport est en vente aux adresses figurant à la page 3 de la couverture.

Publié par la  
**«Commission des Communautés Européennes,  
Direction Générale, Information Scientifique  
et Technique et Gestion de l'information»**  
29, rue Aldringen  
Luxembourg (Grand-Duché)

# **Environnement et qualité de la vie**

## **GÉOCHIMIE DU MERCURE ET POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT**

**L. VAN WAMBEKE**

**Service de l'Environnement et de la Protection  
des Consommateurs**



## **RESUMÉ**

Il existe une relation étroite entre la distribution géochimique du mercure dans le milieu géologique et la pollution mercurielle de l'environnement, naturelle ou liée à l'utilisation de matières premières minérales et de combustibles fossiles. Le niveau de pollution peut atteindre des valeurs anormalement élevées dans les provinces mercurifères et en particulier dans les districts producteurs de mercure où cet élément peut causer des effets toxiques chez l'homme. La contribution des matières premières minérales et des combustibles fossiles à la pollution de l'environnement par le mercure est aussi analysée à l'échelle mondiale et communautaire. Pour la Communauté on peut estimer qu'environ 500-700 tonnes de mercure par an soit environ le 1/3 de la consommation primaire actuelle pourraient être récupérées vers 1980 dans le cadre de la lutte anti-pollution.

TABLE DES MATIERES

	page
I La géochimie minérale du mercure	5
II La géochimie du mercure dans l'environnement géologique	10
III La pollution de l'environnement dans les provinces mercurifères	11
IV La contribution des combustibles fossiles et des matières premières minérales à la pollution de l'environnement par le mercure	20
V Le bilan des matières premières minérales à la pollution de l'environnement	27
VI Conclusions	31

GEOCHIMIE DU MERCURE ET POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT x)

L. Van Wambeke

Service de l'Environnement et de la Protection des  
Consommateurs

Le mercure est l'un des plus anciens métaux connus. Le cinabre (HgS), principal minéral de mercure, fut déjà probablement utilisé dès l'époque néolithique (6.300 à 5.500 avant J.-C.).

Dans l'Antiquité, sept siècles avant notre ère, il existait deux centres d'exploitation du minéral de mercure à Sizma en Turquie (aussi probablement à Nigde) ainsi qu'à Almaden en Espagne et il est certain que le métal liquide était déjà connu 1.500 ans avant notre ère. L'usage du mercure, et en particulier du cinabre, se développa durant l'époque romaine où il servait à la confection de pigments, de cosmétiques et de fards. Au premier siècle de notre ère, Dioscoride décrivit quelques propriétés thérapeutiques du mercure dont l'usage se répandit seulement au 16ème siècle (1).

L'utilisation du mercure pour l'extraction des métaux précieux, en particulier l'or, commença surtout après la découverte de l'Amérique et au siècle passé, la production de mercure aux Etats-Unis prit un développement considérable avec l'exploitation des gisements aurifères.

On peut estimer que la production primaire cumulée de mercure depuis le 7ème siècle avant J.-C. jusqu'en 1900, a atteint quelque 400.000 tonnes métriques de mercure métal.

L'ère industrielle amena une utilisation de plus en plus intensive du mercure et de ses composés dont les conséquences furent une pollution accrue de l'environnement par ce métal. Depuis le début de ce siècle, la production mondiale primaire de mercure a triplé pour atteindre plus de 10.000 tonnes en 1971.

x) Texte révisé d'une publication présentée au 1er Congrès International du mercure à Barcelone (25)

Actuellement ce métal, sous ses diverses combinaisons chimiques et en particulier ses composés organiques comme le méthylmercure, est considéré comme l'un des métaux les plus nocifs pour l'homme (2).

La présente communication a pour but de montrer les relations qui existent entre la distribution géochimique du mercure et la pollution de l'environnement, naturelle ou due à l'utilisation de matières premières minérales et de combustibles fossiles. La géochimie dont les débuts remontent à 1920 avec Vernadsky en U.R.S.S., constitue une base essentielle mais trop souvent négligée dans les problèmes d'environnement liés à l'industrie minière, énergétique ou de première transformation. Cette science a permis, notamment, de déterminer les lois fondamentales qui régissent la concentration des éléments chimiques dans l'environnement et a été de plus appliquée avec succès pour la prospection de gisements métallifères.

#### I - LA GEOCHIMIE MINERALE DU MERCURE (3) (4)

Il nous paraît intéressant de donner un bref aperçu de la distribution géochimique du mercure dans les minéraux afin de mieux comprendre les problèmes de pollution de l'environnement.

Le mercure est un élément sulfophile qui se rencontre généralement dans la nature sous la forme de cinabre rouge ( $\text{HgS}$ ), le principal minéral de mercure et parfois aussi sous la forme de métacinabre noir ( $\text{Hg, Zn, Fe}$ ) ( $\text{S, Se}$ ). Ce dernier minéral est moins stable que le cinabre et, de ce fait, le mercure peut être plus facilement lixivié surtout en présence d'autres sulfures aisément oxydés (cas de la pyrite et de la marcassite). Ces deux minéraux de mercure peuvent être associés dans leurs gisements à des sulfures de fer ( $\text{FeS}_2$  - pyrite et marcassite), à du réalgar ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ), à de la stibine ( $\text{Sb}_2\text{S}_3$ ), à d'autres sulfures ( $\text{Zn, Cu, Pb}$ ) et parfois à des sulfosels ( $\text{Cu, Pb, Ag, etc.}$ ).

Le mercure natif, presque toujours présent en faible quantité dans les gisements de mercure et parfois de certains gisements sulfurés, est responsable de la concentration assez élevée en mercure volatil observée dans l'air de nombreux districts miniers à sulfures.

Il existe, en outre, d'autres minéraux de mercure plus rares tels que le calomel ( $\text{Hg Cl}$ ), des amalgames naturels (avec Au, Ag, Pd) et des sulfosels comme la livingstonite ( $\text{HgSb}_4\text{S}_8$ ) et les tétraédrites mercurifères  $(\text{Cu, Fe, Hg})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$ .

La plupart des minéralisations de mercure sont génétiquement liées à une activité volcanique et ont été généralement formées à partir de solutions hydrothermales de basse température (en général température moyenne pour le métacinabre). Les minéralisations de mercure exploitées ou potentielles ( $\leq 0.15\%$  de Hg) sont caractérisées par une anomalie géochimique d'extension variable où l'on observe en général des teneurs élevées en mercure dans tout l'environnement, y compris les bioéléments. Ces anomalies géochimiques peuvent occuper une extension considérable comme dans le sud de l'Ukraine et en Crimée où la plupart des roches possèdent des teneurs anormalement élevées en mercure pouvant atteindre 50 à 100 fois le back-ground géochimique (70 ppb de Hg) des provinces géologiques non mercurifères (voir tableau I). Ces provinces géologiques mercurifères sont encore mal connues à l'échelle mondiale.

Le mercure existe aussi sous une forme plus dispersée et peut constituer un oligoélément de certains minerais et combustibles fossiles utilisés par l'industrie.

Ce métal peut tout d'abord faire partie de la structure de certains minéraux. Contrairement aux données publiées dans la littérature qui invoque une similitude de rayons ioniques entre le mercure et d'autres éléments tels que Cu - Zn - Cd - Pb - Au - Sr - Ba (3), l'entrée du mercure dans le réseau cristallin de certains minéraux est due principalement à des analogies structurales. C'est le cas notamment de la blende ( $\text{ZnS}$ ), minéral cubique isomorphe du métacinabre ( $\text{Hg, Zn, Fe}$ ) ( $\text{S, Se}$ ) qui peut contenir jusqu'à 300 ppm et plus de Hg. Il faut d'ailleurs noter qu'en présence de solutions hydrothermales contenant du Zn notamment, il se forme non pas du cinabre (rhomboédrique) mais bien du métacinabre noir. Cette analogie structurale entre la blende et le métacinabre explique la présence du mercure en tant qu'oligoélément dans le minerai de Zn et son absence quasi totale dans la structure d'autres minerais sulfurés comme la galène ( $\text{PbS}$ ), la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), et la chalcopyrite ( $\text{CuFeS}_2$ ). Le mercure peut entrer également dans la structure de certains sulfosels (sulfoantimoniures et sulfoarseniures) et, en particulier, dans la

TABLEAU I

CONCENTRATION DU MERCURE DANS LES PRINCIPAUX TYPES DE ROCHES  
ET DANS LES HYDROCARBURES (3) (4)

Type de roche	Teneur en ppb de mercure (moyenne et/ou écarts)
a) <u>Régions non minéralisées</u>	
Croûte terrestre continentale	70
Roches ignées acides	64 (2-400)
Roches ignées basiques	90 (4-600)
Roches ultrabasiqes	(7-1400)
Roches métamorphiques (sauf schistes)	50 (2-100)
Schistes métamorphiques	(2-2500)
Roches carbonatées	40 (10-220)
Schistes	200 (→500)
Schistes bitumineux (Chattanooga USA)	500 (→1500)
Schistes bitumineux (URSS)	(50-1600)
Grès	30 (0-100)
Phosphorites	70 (20-800)
Charbons (USA)	3300 (70-33.000)
Charbons bitumineux (Allemagne)	12 (1-25)
Anthracite (Allemagne)	(1000-2700)
Pétrole	500
Pétrole brut (Californie)	(1000-21.000)
Bauxites (URSS)	460 (120-600)
Sédiments lacustres (Suède)	(360-810)
Minerais de Mn	(65-530)
Nodules de Mn (océans)	(1-2000)
Argiles rouges océaniques	(100-2000)
Sols	(10-300)
Minerais sulfurés Zn-Cu	(100-→100.000)
Gaz naturel	0.18 mg/m <sup>3</sup> N.

TABLEAU I (suite)

CONCENTRATION DU MERCURE DANS LES PRINCIPAUX TYPES DE ROCHES

---

Type de roche	Teneur en ppb de mercure (moyenne et/ou écarts)
<b>b) Régions anormalement riches en mercure</b>	
Roches ignées acides, Donetz, URSS	400 (—> 24.000)
Roches ignées basiques idem	600 (—>500.000)
Roches carbonatées idem + Crimée	900 (—> 10.000)
Roches gréseuses " "	800 (—>11.000)
Schistes " "	(80-2.300)
Sols " "	(20-10.000)
Charbons, Donetz, URSS	(20-300.000)
Roches diverses, Plateau du Colorado, USA	(5->10.000)

---

structure des minéraux de la série tétraédrite - tennantite ( $\text{Cu}_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{12}$  -  $\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{12}$ ) qui peuvent contenir jusqu'à plus de 17 % de Hg (5). Ce fait explique la présence de mercure dans certains concentrés de minerais de cuivre souvent argentifères, comme ceux de la mine de Gortdrum en Irlande où il existe aussi, à côté de la tétraédrite mercurifère, du cinabre.

Dans les sulfosels, on connaît de plus un minéral de mercure, la livingstonite ( $\text{HgSb}_4\text{S}_8$ ). Cependant, la géochimie du mercure dans les sulfosels est encore peu connue. Il est très probable, étant donné la fréquence des substitutions ioniques simples ou couplées que le mercure ne se présente pas seulement dans la série de la tétraédrite mais peut aussi constituer un oligoélément de nombreux autres sulfosels de Cu, Pb, Ag, Ge, Sn. De plus, le mercure sous forme de cinabre, de métacinabre ou de mercure natif peut accompagner les minéralisations en sulfosels qui constituent une source importante de Cu, d'Ag, de Ge et parfois d'autres métaux (Amérique, Europe Centrale). Des anomalies géochimiques mercurielles s'observent fréquemment dans l'air au voisinage de ces types de minéralisations.

La similitude des rayons ioniques entre le  $\text{Hg}^{2+}$  (1.12kX) et le  $\text{Ca}^{2+}$  (1.06kX) explique la présence possible du premier élément dans certains minéraux calciques comme la calcite et la fluorine ( $\text{CaF}_2$ ) dont la consommation industrielle est importante. De ce fait, le mercure peut être libéré dans l'environnement lors du traitement de ces minéraux. Cependant, la substitution du Ca par le Hg paraît très limitée (ordre de quelques dizaines de ppb de Hg) dans ces minéraux mais un enrichissement en mercure s'observe dans les provinces géologiques mercurifères (cf. tableau I - p.5).

Le mercure peut aussi ne pas faire partie de la structure minérale mais être adsorbé comme beaucoup d'autres éléments par la matière organique, les minéraux argileux, les hydroxydes de Fe, Mn et Al, ainsi que par certains phosphates surtout ceux de nature colloïdale. Ces substances naturelles agissent d'une manière comparable à celle des adsorbants inorganiques antipollution utilisés actuellement pour l'épuration des eaux de rejet d'origine industrielle (6). Cette propriété d'adsorption du mercure explique la présence de mercure en quantités parfois non négligeables (ordre du ppm et plus) dans certains combustibles fossiles, les schistes bitumineux et d'autres matières premières

minérales largement utilisées par l'industrie comme les phosphorites, les bauxites et certains minerais de fer et de manganèse, en particulier ceux d'origine sédimentaire ou volcano-sédimentaire. La combustion ou le traitement de ces matières premières, en particulier celles en provenance de provinces mercurifères, sont susceptibles de libérer des quantités assez importantes de mercure dans l'environnement.

Enfin, certains microorganismes sont susceptibles de produire une méthylation des composés de mercure présents dans l'environnement. Cette méthylation se produit principalement dans un milieu riche en matières organiques.

## II - LA GEOCHIMIE DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT GEOLOGIQUE

Le tableau I reproduit les teneurs moyennes en mercure dans les principaux types de roches de l'écorce terrestre et dans les hydrocarbures, ainsi que les écarts observés entre régions non minéralisées et anormalement riches en mercure. Ce tableau reflète bien les grands traits de la géochimie minérale du mercure et notamment la capacité élevée d'adsorption de ce métal par les argiles, la matière organique, les hydroxydes de Fe, Al, Mn et aussi les gels phosphatés. C'est ainsi que les teneurs les plus élevées dans les roches sédimentaires s'observent en général dans les schistes, les charbons, les bauxites, les phosphates et certains types de minerais de Fe et Mn. De même, les hydrocarbures ont tendance à concentrer le mercure.

D'une manière générale, les roches ignées et métamorphiques sont pauvres en mercure, sauf localement dans les provinces mercurifères. Durant le cycle magmatique, le mercure se concentre préférentiellement dans les solutions hydrothermales résiduelles de basse et moyenne température. Quand la concentration en mercure de ces solutions est assez élevée, il se forme à côté d'autres sulfures (Zn, Cu, Pb, Ag) du cinabre, du métacinabre et parfois du mercure natif. Quand cette concentration est faible, le mercure se retrouve essentiellement dans la structure de la blende ou des sulfosels. Il en résulte que la teneur en mercure des concentrés sulfurés peut présenter des variations appréciables.

Outre la composition chimique des roches et hydrocarbures, les variations observées dans les teneurs en mercure dépendent de plusieurs facteurs,

notamment le contexte géologique et surtout la présence de mercure pendant ou après la formation des roches. Le tableau I montre qu'il existe des provinces géologiques mercurifères, qui ne sont pas nécessairement des districts producteurs, caractérisées par un back-ground géochimique dix à cent fois plus élevé que celui des régions non minéralisées. Il en résulte que le traitement, surtout thermique (combustion, grillage, etc.) de certaines matières premières en provenance de ces provinces à haut back-ground géochimique peut provoquer un accroissement parfois appréciable de la pollution de l'environnement par le mercure qui s'ajoute à la pollution naturelle. En Italie, on estime que 30 tonnes de mercure par an sont émises dans l'atmosphère lors du grillage du cinabre. Actuellement, ces provinces mercurifères sont encore mal connues et ceci est particulièrement vrai pour la Communauté où peu de recherches ont été effectuées jusqu'à présent sur la distribution géochimique du mercure et sur ses effets biologiques et écologiques qui méritent une étude plus approfondie.

Des anomalies géochimiques mercurielles existent en Toscane dans le district producteur du Monte Amiata et en dehors (7), ainsi que dans la région de Gortdrum en Irlande où le mercure associé ici à l'arsenic est récupéré comme sous-produit du traitement des concentrés de Cu et d'Ag. Des indices à mercure sont aussi connus en Rhénanie-Palatinat (Landsberg), au Grand-Duché de Luxembourg (Goesdorf) et dans plusieurs régions d'Italie (Piémont, Friuli-Giulia, Nord de la Toscane, Sardaigne).

### III - LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT DANS LES PROVINCES MERCURIFERES

La littérature est pauvre en données sur le degré de pollution de l'environnement et sur les effets biologiques éventuels du mercure dans les provinces mercurifères qui peuvent occuper une surface notable, comme en Ukraine et en Crimée.

D'une manière générale, la pollution naturelle ne semble pas cependant dépasser les normes de tolérance. Elle atteint surtout des valeurs anormalement élevées au voisinage des zones minéralisées en mercure et affecte, dans ce cas, les sols, les eaux, l'air ainsi que les bioéléments.

Cette tendance à la localisation de la pollution naturelle est due, d'une part, à la résistance du cinabre à l'altération et, d'autre part, à la faible mobilité des composés solubles de mercure qui sont assez rapidement fixés par les sols, les plantes et les sédiments alluviaux. La concentration en mercure autour des zones minéralisées peut atteindre plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines de ppm dans les sols et les plantes et présenter, de ce fait, un certain danger pour l'homme. La pollution naturelle peut atteindre une extension notable et des valeurs appréciables quand les minéralisations sont largement distribuées à la surface. A cette pollution naturelle peut s'ajouter la pollution due aux activités de l'homme. En effet, l'exploitation et le traitement des minerais de mercure ainsi que le lessivage des stériles contribuent à une augmentation substantielle du taux de pollution. C'est le cas de la plupart des districts producteurs. La pollution de l'environnement constitue en général, cependant, un problème local car c'est au voisinage des installations de surface et des exploitations minières que la contamination par le mercure est la plus forte et peut avoir des conséquences sur la santé de l'homme. Il faut aussi noter que d'autres éléments nocifs, comme l'arsenic et l'antimoine, peuvent être présents avec le mercure et que leur comportement géochimique est différent de ce dernier élément.

Dans la Communauté, des mesures préliminaires ont été effectuées dans le district du Monte Amiata (7) (8) (9) et il apparaît qu'une étude d'ensemble multidisciplinaire (géochimie, écologie, épidémiologie) serait hautement souhaitable. Il en est de même pour le récent district minier de Gortdrum en Irlande où le mercure est associé à l'arsenic. Nous examinerons plus en détail la pollution de l'environnement dans les provinces mercurifères et, en particulier, dans les centres miniers.

#### a) La pollution des sols

Autour des zones minéralisées, le mercure forme en général une auréole géochimique de faible extension. Par contre, autour des installations minières, la pollution des sols par le mercure est plus étendue à cause du lessivage et surtout des émissions mercurielles dans l'atmosphère dues au traitement des minerais.

Les teneurs maximales observées dépassent rarement plusieurs centaines de ppm. Le niveau de contamination des végétaux cultivés au voisinage des installations n'a pas encore fait l'objet d'une étude systématique. Des teneurs supérieures à la normale ont été observées dans les végétaux non cultivés (9).

b) La pollution des eaux

Le tableau II reproduit les concentrations de mercure observées dans les eaux naturelles. Il montre que, dans les districts miniers notamment, le taux de pollution peut atteindre localement des valeurs élevées.

Si nous adoptons, comme la plupart des pays membres de la Communauté, un seuil de concentration maximale de 1 ppb de mercure dans les eaux, ce seuil peut être largement dépassé dans les provinces mercurifères.

Dans la Communauté, des études relatives à la concentration du mercure ont été effectuées notamment en Toscane (7) (8) (9). D'une manière générale, des teneurs anormalement élevées en mercure s'observent dans les eaux de rivières (ordre du ppb et plus) et dans les alluvions (ordre de 10 ppm et plus) des provinces mercurifères au voisinage des zones minéralisées et autour des installations minières. L'auréole de dispersion hydrogéochimique du mercure soluble, dans le cas d'une anomalie isolée, possède en général une faible extension par le fait de la rétention du mercure par les sédiments alluviaux et son accumulation par les plantes aquatiques. Il s'ensuit que la concentration en mercure dans les eaux peut passer rapidement de plusieurs dizaines de ppb à des valeurs normales ( $\sim 0.05$  ppb) après un cheminement de quelques kilomètres. Grâce à leur capacité d'adsorption, les sédiments alluviaux qui agissent à la manière de filtres inorganiques anti-pollution, et aussi les plantes aquatiques, contribuent donc à réduire la contamination mercurielle en même temps que la dilution progressive. Cependant quand les minéralisations de mercure ou les installations minières sont largement dispersées sur plusieurs centaines de km<sup>2</sup>, le taux de pollution des eaux peut excéder le ppb. C'est le cas notamment sur le flanc Sud-Est du Monte Amiata où la distribution des anomalies géochimiques mercurielles est telle que les teneurs en mercure des eaux se maintiennent à un

TABLEAU II

CONCENTRATION DU MERCURE DANS LES EAUX NATURELLES (4)

---

Type d'eaux naturelles	Teneur en ppb de mercure
Océans	0.03 (0.3-2)
Océan Atlantique	1.2 (0.4 - 1.6)
Baie de Minamata - Japon (polluée par rejets industriels)	1.6 - 3.6
Rivières non polluées Italie	0.01 - 0.05
Rivières dans districts mercurifères, Italie	5 - 140
Eaux souterraines	0.02 - 0.07
Eaux de sources hydrothermales	(1.5 - 2)
Saumures (pétrole - sources géothermales)	(100 - 400.000)
Eaux de pluie	0.2

---

niveau élevé ( $\geq 10$  ppb) sur une distance de près de 30 km dans la rivière Paglia (8). La teneur maximale observée a atteint 140 ppb, soit plus de 100 fois le niveau admis. Le problème de la pollution des eaux, en relation notamment avec l'activité minière, n'est donc pas négligeable.

Les anomalies géochimiques dans les sédiments alluviaux, comparativement aux eaux, ont une extension nettement plus importante, comme l'ont montré les études effectuées en Italie (7) où cette méthode a d'ailleurs été utilisée pour le repérage de nouvelles minéralisations de cinabre. Dans ces alluvions, le mercure existe sous forme de cinabre très peu soluble et d'ions mercuriques et mercurieux adsorbés par les argiles, la matière organique, etc. ... Les concentrations en mercure dans les alluvions dépassent fréquemment le ppm à plusieurs dizaines de km des zones minéralisées ou des centres d'exploitation.

Le principal problème, du point de vue environnement, paraît être la méthylation possible des composés inorganiques de mercure fixés par les sédiments, qui se produit en présence de bactéries dans un milieu réducteur (10). Pour la Communauté, et notamment les districts miniers, il n'existe aucune donnée à ce sujet mais la méthylation pourrait localement exister dans les zones d'eaux stagnantes et aux abords des agglomérations par les rejets d'égouts qui peuvent créer des conditions propices à ce processus.

Du point de vue pollution, une attention particulière doit être réservée aux eaux de sources souvent utilisées comme eaux potables, notamment dans les provinces mercurifères. Ces eaux, en effet, sont susceptibles de présenter un enrichissement en mercure.

### c) La pollution atmosphérique

Un aspect particulier de la géochimie du mercure est sa facilité de volatilisation à l'état natif due à sa tension de vapeur élevée. Les composés organiques du mercure formés par activité bactérienne possèdent la même propriété. Enfin, le mercure peut être également présent sous forme de particules solides dans l'air.

Le mercure natif à l'état gazeux, présent dans les zones minéralisées en cinabre et dans certains gisements métallifères sulfurés migre vers la surface par les joints et fractures des roches et produit dans l'air une anomalie géochimique où la concentration du mercure volatil peut atteindre 4.000 fois le back-ground des régions non minéralisées. Ce fait est illustré par le tableau III qui donne les teneurs en mercure observées dans l'air pour différents environnements. Ce tableau montre qu'il existe une certaine corrélation entre la concentration en mercure dans l'air ambiant et la pollution naturelle ou industrielle. Cependant, les teneurs en mercure dans l'air varient notamment en fonction des conditions météorologiques (pression atmosphérique, direction des vents, etc.) et après une chute de pluie, la concentration en mercure dans l'air devient négligeable (11). En dehors des zones minéralisées en mercure, les émissions de gaz d'origine volcanique ou en provenance de sources géothermales, notamment dans les provinces mercurifères, peuvent produire un enrichissement appréciable de l'atmosphère en mercure volatil. La quantité de mercure émise annuellement dans l'atmosphère par la croûte terrestre a été évaluée à quelque 25 à 30.000 tonnes, à partir des mesures effectuées sur des glaces polaires anciennes et récentes (12).

Dans les districts miniers producteurs de mercure et de certains minerais sulfurés, une pollution de l'atmosphère due au traitement des concentrés s'ajoute à la contamination naturelle. Les émissions mercurielles dans l'air, lors du traitement des minerais de mercure, peuvent être évaluées à quelque 300 tonnes par an pour le monde et de 30 à 33 tonnes pour la Communauté. Ces quantités minimes par rapport à la volatilisation naturelle, peuvent présenter un problème à l'échelle locale ou même régionale, dans les provinces mercurifères.

La mesure de la concentration du mercure dans l'air peut être effectuée au moyen de détecteurs très sensibles qui ont déjà été utilisés pour la prospection métallifère, soit minéralisations de cinabre, soit d'autres sulfures (surtout Cu et Zn). Cette technique, par exemple, a permis le repérage d'une minéralisation de cuivre, localisée en profondeur dans le prolongement de la mine de Mitterberg en Autriche.

TABLEAU III

CONCENTRATION DU MERCURE DANS L'ATMOSPHERE (4)

teneurs de mercure en  $\text{ng/m}^3 = 10^{-9} \text{ g/m}^3$

Type d'environnement	Teneur de l'air en surface	Teneur de l'air à 120 m au-dessus de la surface
Régions non minéralisées des continents	5	-
Océans	0.6	-
Mines de mercure, USA	128 - 20.000	20 - 100
Mines à sulfures et métaux précieux, USA	60 - 1.500	24 - 55
Porphyres cuprifères, USA	-	25 (7 - 50)
Régions volcaniques du Kamchatka, URSS	190	-
Emissions de gaz en provenance de volcans de boue, URSS	700 - 2.000	
Emissions de gaz de sources chaudes, Kamchatka, URSS	10.000 - 20.000	
Agglomérations urbaines, USA	10 - 170	
Régions urbaines, URSS	80 - 300	
Installations de grillage de minerais sulfurés, USA	970	

Jusqu'à présent les mesures de la concentration du mercure dans l'air ont été limitées. Elles présentent néanmoins un grand intérêt.

Elles permettraient :

- une estimation de l'apport de mercure d'origine tellurique,
- une délimitation notamment en association avec des mesures hydrogéochimiques (sédiments alluviaux et eaux naturelles) des provinces mercurifères et de certaines provinces métallifères sulfurées,
- un repérage aisé des sources de pollution industrielle,
- une évaluation de l'apport de mercure volatil en provenance du traitement de certains minerais et d'autres substances minérales en particulier les combustibles fossiles.

Un autre aspect du problème concerne les effets biologiques du mercure à l'état gazeux. Si l'on considère qu'une inhalation journalière d'environ  $0.10 \mu\text{g}$  de mercure n'a pas d'influence sur la santé de l'homme (2), une telle dose peut être dépassée dans les agglomérations urbaines, les zones industrielles et surtout dans certains districts miniers en particulier les mines de mercure et les installations de grillage de cinabre. Comme l'indique le tableau IV, l'inhalation de mercure volatil dans les mines souterraines de mercure peut dépasser journalièrement  $25 \mu\text{g}$ . La nocivité du mercure minéral, en particulier à l'état gazeux reste encore mal connue (2) (23) (24).

En ce qui concerne les mines, le mercure est non seulement présent à l'état gazeux mais aussi dans les poussières et la ventilation s'effectue souvent avec de l'air enrichi en mercure en provenance des installations de surface. D'autres éléments considérés comme nocifs pour la santé de l'homme, comme l'arsenic, accompagnent parfois le mercure. En outre, la population et les mineurs vivent souvent au voisinage des installations minières où l'environnement est en général enrichi en mercure. C'est le cas de la ville d'Idria en Yougoslavie où tout l'environnement est pollué par l'extraction du mercure qui date du XVI<sup>ème</sup> siècle (24).

Un grand nombre de paramètres interviennent dans les effets biologiques du mercure. Des études récentes (2) (24) ont montré qu'il existe des interactions entre oligoéléments qui ont pour effet d'augmenter ou de diminuer la nocivité du mercure. Le sélénium par exemple a des effets favorables sur l'intoxication par le mercure et le cadmium. Les observations effectuées dans le district minier d'Idria indiquent que le mercure minéral peut produire des maladies bucales en particulier auprès des ouvriers de l'usine de grillage.

TABLEAU IV

INHALATION DE MERCURE VOLATIL

Type d'environnement	Concentration moyenne de Hg dans l'air Teneurs en ng/m <sup>3</sup>	Inhalation journalière de mercure en µg	Inhalation annuelle de mercure en µg
Régions non polluées par le mercure	5	0.05	18
Régions urbaines polluées	100	1	360
Districts mercurifères	500	5	1.800
Mines de mercure souterraines	10.000	25 x	5.600 xx

x pour 6 h de travail par jour

xx déduits congés annuels

Actuellement, pour éviter un taux d'intoxication trop élevé par le mercure, les ouvriers sont soumis à une rotation permanente dans leur travail. A Almaden, en Espagne, le principal district producteur de mercure à la fois par son extension et la teneur moyenne élevée des minerais extraits, les ouvriers travaillent deux jours par semaine dans les installations minières et sont astreints le reste du temps à des travaux agricoles.

Cependant, jusqu'à présent, peu d'études ont été effectuées sur les effets biologiques éventuels du mercure minéral sur les populations des districts producteurs et sur les travailleurs de fond et de surface. Elles présentent néanmoins un intérêt certain non seulement sur le plan de l'environnement et de la protection de la santé des populations, mais aussi permettraient de fixer des normes plus réalistes du point de vue de la pollution par le mercure minéral. Dans le cadre de la C.E.E., une étude pluridisciplinaire (géochimie - écologie - épidémiologie) de la région productrice de mercure du Monte Amiata serait souhaitable pour améliorer nos connaissances relatives aux effets biologiques éventuels du mercure minéral.

#### IV - LA CONTRIBUTION DES COMBUSTIBLES FOSSILES ET DES MATIERES PREMIERES MINERALES A LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LE MERCURE

Comme nous l'avons souligné, en dehors des régions mercurifères et des installations de traitement de minerais de mercure, il existe d'autres sources de pollution liées à l'utilisation de matières premières minérales et de combustibles fossiles. Les sources principales sont les charbons et les lignites, les hydrocarbures et les minerais sulfurés de Zn et de Cu. Ces substances contiennent en général des traces ou de faibles quantités de mercure mais leur consommation mondiale est importante et a augmenté, en général, d'une manière exponentielle, amenant un accroissement de la pollution de l'environnement et, en particulier, de l'air.

A l'échelle communautaire, si la volatilisation naturelle du mercure peut être évaluée à quelque 250 à 300 tonnes par an pour une superficie de  $1.5 \cdot 10^6 \text{ km}^2$  (Groenland non inclus), la contribution de l'industrie à la pollution atmosphérique par le mercure pouvait être estimée en 1970 entre 1.200 et 1.500 tonnes, soit près des 2/3 de la consommation primaire de mercure pour l'ensemble des pays membres (13). Nous examinerons brièvement la contribution des principales matières premières à la pollution de l'environnement.

##### a) Les charbons et les lignites

La forte capacité d'adsorption du mercure par la matière organique est illustrée notamment par les combustibles fossiles solides (voir tableau I). La concentration en mercure varie surtout en fonction de l'origine des charbons et des lignites. A titre indicatif, les charbons du Donetz localisés dans une province mercurifère présentent en général des teneurs élevées en mercure (4). Lors de la combustion, une partie appréciable du mercure et d'autres éléments (S, As, etc.) se volatilisent dans l'atmosphère et contribuent à la pollution de l'environnement, tandis qu'une autre partie du mercure est retenue par les cendres (14).

A l'échelle mondiale, la quantité de mercure émise par la combustion des charbons et des lignites a été évaluée par Mr. JOENSUU à 3.000 tonnes en 1970, sur la base de la production mondiale de ces combustibles qui se chiffrait en 1970 à 3 milliards de tonnes et d'une émission moyenne de mercure de 1 gr/tonne (15). En fait, on ne possède que peu de données sur la concentration du mercure dans les combustibles solides des principaux bassins producteurs et, à notre avis, l'émission mercurielle pourrait être moins élevée étant donné que la teneur moyenne en mercure dépasse assez rarement 1 gr/tonne dans la plupart des bassins et qu'une partie de ce mercure se retrouve dans les cendres. Il en résulte qu'une émission annuelle mondiale de 1.700 à 2.000 tonnes de mercure nous semble dès lors plus raisonnable pour l'ensemble des combustibles fossiles solides.

Pour les neuf pays membres de la Communauté, la contribution des combustibles solides à la pollution atmosphérique a donc atteint approximativement, en 1971, 160 tonnes pour les charbons (consommation totale : 320 millions de tonnes) et 27 tonnes pour les lignites (consommation totale : 108 millions de tonnes), soit un total arrondi de 200 tonnes de mercure pour les combustibles fossiles solides.

Comme la consommation mondiale des combustibles fossiles solides croît lentement, les émissions mercurielles pourraient atteindre approximativement 2.000 et 2.500 tonnes vers l'an 2.000, si aucune technique anti-pollution n'est appliquée pour récupérer les éléments polluants dont le mercure. Dans les mêmes conditions, pour la Communauté, les émissions mercurielles dues à la combustion des charbons et des lignites devraient se maintenir en 1980 au niveau de 1971.

#### b) Les hydrocarbures

La littérature est pauvre en données concernant la teneur en mercure des pétroles bruts et du gaz naturel. La concentration moyenne en mercure des pétroles bruts a été estimée à 500 ppb (15) (16), mais il faut s'attendre à de larges variations régionales en fonction du contexte géologique.

C'est ainsi que des concentrations de mercure de l'ordre de 1.000 à 21.000 ppb ont été observées dans certains pétroles bruts de Californie (4) localisés au voisinage d'une province mercurifère. Nous avons pris pour le calcul des émissions mercurielles une fourchette entre 400 et 500 ppb.

Dans les pétroles, le mercure a tendance à se concentrer préférentiellement dans les fractions lourdes et certains goudrons peuvent contenir des teneurs anormalement élevées en mercure (jusqu'à 0.05 % en Californie). Les asphaltes également pourraient présenter des concentrations assez appréciables en mercure. La contribution des pétroles bruts à la pollution de l'atmosphère par le mercure peut être évaluée pour 1970 entre 1000 et 1200 tonnes (17), pour une production mondiale de 2,35 milliards de tonnes. Pour la même année, les émissions mercurielles dans l'atmosphère, pour l'ensemble des neuf pays membres, ont atteint entre 230 et 270 tonnes.

Les mesures de la concentration du mercure dans le gaz naturel ont été très limitées jusqu'à présent. Une teneur moyenne de 0.18 mg par m<sup>3</sup>N. a été admise (18).

Compte tenu de la production mondiale qui a atteint en 1970  $1.35 \cdot 10^{12} \text{m}^3 \text{N}$ , l'émission mercurielle dans l'atmosphère serait d'environ 250 tonnes dont 15 tonnes pour la Communauté des neuf dont la consommation globale a été d'environ  $80 \cdot 10^9 \text{m}^3 \text{N}$ . Il faut cependant remarquer que, pour le gisement de Groningue, le principal producteur de la Communauté ( $30.6 \cdot 10^9 \text{m}^3 \text{N}$  en 1970), le mercure est récupéré dans le cadre de la lutte anti-pollution.

En outre, l'extraction éventuelle des hydrocarbures et de certains métaux (U, V, Mo, etc..), à partir de schistes bitumineux par cracking thermique, pourrait aussi constituer une source de pollution atmosphérique.

Comme le taux de croissance annuel de la consommation de pétrole brut va subir un ralentissement appréciable durant cette décade, les émissions mercurielles dans l'atmosphère par cette source énergétique semblent devoir atteindre entre 1.400 et 1.700 tonnes en 1980. Pour la Communauté où l'on prévoit une faible augmentation de la consommation en combustibles liquides, environ 570 à 580 millions de tonnes contre 539 millions en 1973 (20), les émissions mercurielles se situeraient dans la fourchette 230 à 290 tonnes en 1980. En ce qui concerne le gaz naturel, les besoins communautaires devraient tripler approximativement durant cette décade et les quantités de mercure émises dans l'atmosphère pourraient se chiffrer à 25 tonnes, compte tenu de la récupération de ce métal aux Pays-Bas (18 tonnes en 1980).

Ces prévisions, en particulier pour le pétrole, sont évidemment susceptibles de changer en fonction de la politique énergétique, de facteurs économiques, de la lutte anti-pollution et de la mise au point de nouvelles technologies.

En conclusion, les combustibles fossiles restent les principaux responsables des teneurs relativement élevées en mercure observées dans l'air des agglomérations urbaines (cf. tableau III). L'enrichissement de l'air ambiant en mercure peut atteindre un facteur 20 et plus, par rapport aux régions non polluées.

c) Les minerais sulfurés de zinc et de cuivre et les minerais d'or et d'argent

Comme nous l'avons vu précédemment, le mercure peut entrer dans la structure de certains sulfurés, en particulier la blende, le principal minéral de Zn, et les sulfosels de cuivre. Ce métal peut être aussi présent dans les concentrés d'or et d'argent.

En fonction du contexte géologique, la teneur moyenne en mercure dans ces minerais présente des variations considérables mais peut atteindre plusieurs centaines de ppm dans les concentrés, voire même le pourcentage, en présence de sulfosels ou parfois de minéraux de mercure, comme le cinabre ou le métacinabre. Lors du grillage des concentrés, une partie du mercure, ainsi que d'autres éléments polluants volatils tels que l'As et l'Sb, se retrouvent comme impuretés dans l'acide sulfurique utilisée ultérieurement par l'industrie minière ou chimique et ces éléments peuvent donc contaminer l'environnement. Cependant, la majeure partie du mercure ainsi que d'autres substances toxiques telles que SO<sub>2</sub>, Cd, Sb qui n'ont pas été récupérées ou ont échappé à la récupération sont déversées dans l'atmosphère. Il en est résulté notamment aux Etats Unis en 1972-1973 un arrêt momentané de nombreuses installations de grillage de concentrés de minerais de zinc à cause de la pollution de l'environnement, arrêt qui a eu pour conséquence une augmentation sensible du prix du zinc sur le marché mondial. Le grillage des minerais sulfurés, en particulier de zinc, constitue donc la source principale de pollution mercurielle de l'atmosphère et de ce fait la tendance dans plusieurs pays industrialisés vise à une récupération du mercure (21) et à une réduction notable des émissions d'autres substances polluantes. De ce fait, plusieurs pays sont devenus ces dernières années de petits producteurs de mercure (RFA, Finlande, Irlande, Tchécoslovaquie, etc.). Compte tenu de la production mondiale primaire évaluée en 1970 à 5.510<sup>6</sup> tonnes pour le zinc et à 5.910<sup>6</sup> tonnes pour le cuivre, la ventilation approximative des émissions mercurielles dans l'atmosphère s'établissent, en tonnes métriques, comme suit pour le monde :

- minerais de zinc	1600 - 2700
- minerais de cuivre	500 - 1000
- minerais d'or et d'argent	50 - 100
	<hr/>
	2200 - 3800

Pour l'ensemble des pays membres, le grillage des concentrés a fourni en 1970 une production de zinc de 1.1210<sup>6</sup> tonnes dont 850.000 tonnes à partir de minerais extra communautaires et environ 96.000 tonnes de cuivre dont 10.000 tonnes de production interne principalement en provenance d'Irlande.

Les émissions mercurielles en provenance du grillage des concentrés de minerais sulfurés de Zn et de Cu peuvent être évaluées approximativement entre 250 et 400 T par an, compte tenu qu'en République Fédérale d'Allemagne et aussi en Irlande le mercure constitue déjà un sous-produit du grillage de certains minerais sulfurés. La production de mercure a atteint dans ces deux pays respectivement 46 et 162 tonnes en 1973. Dans la mine de Gortdrum en Irlande, où les concentrés de minerais de cuivre contiennent jusqu'à 0,5 % de mercure (présence de cinnabre et de tétraédrite mercurifère), le métal liquide est récupéré comme sous-produit. En République Fédérale, la Société Preussag a produit 162 T de mercure en 1973 à partir de concentrés de minerais de zinc et de plomb importés (193.000 T de concentrés de Zn et 134.000 T de concentrés de plomb). Si les tonnages de production de mercure dans ces deux pays se rapportent, il faut le souligner, à des concentrés sulfurés plutôt riches en mercure, les données concernant les pertes mercurielles dans l'atmosphère dues au traitement des minerais sulfurés pourraient être plus élevées que les chiffres cités tant sur le plan mondial que communautaire. Dès lors, à l'échelle communautaire, il serait opportun d'obtenir des données plus précises sur les émissions mercurielles et d'autres éléments polluants dans les installations de grillage des minerais sulfurés et sur la teneur moyenne en mercure et autres oligoéléments des concentrés traités. Une telle étude destinée à améliorer la qualité de l'environnement et aussi à valoriser certains sous-produits comme le mercure pourrait conduire à une répartition sélective des concentrés les plus riches en mercure dans un nombre limité d'installations de grillage susceptibles d'effectuer une récupération rentable de certains métaux.

Si les taux de croissance annuels de la consommation de minerais de cuivre et de zinc ont atteint respectivement 3,8 et 5,8 % au cours de la dernière décade, il faut cependant s'attendre dans la conjoncture actuelle à un ralentissement variable de cette croissance jusqu'en 1980. C'est ainsi que depuis le début de 1970 jusqu'à la fin 1973, le taux de croissance est tombé à 0,4 % pour le zinc en partie à cause de l'arrêt momentané des installations de grillage aux Etats Unis, tandis que celui du cuivre s'est maintenu au niveau de la dernière décade. Si l'on se base sur une production minière mondiale de 6 à 6.510<sup>6</sup> tonnes de zinc et de 7.7 à 8.10<sup>6</sup> tonnes de cuivre en 1980, les émissions mercu-rielles dans l'environnement, ce en absence de récupération, s'élè-vent entre 2.500 et 4.500 tonnes de mercure, soit 3.500 tonnes en moyenne en 1980.

Cependant, dans le cadre de la lutte antipollution, il est un fait que le métal liquide sera graduellement récupéré d'ici 1980 dans les instal-lations de traitement de concentrés de Zn et Cu, en particulier dans les pays industrialisés (21). On peut estimer pour le monde que 1.300 à 2.000 tonnes de mercure pourraient être récupérés comme sous-produits dont environ 600 tonnes dans la Communauté, ce qui représente près du 1/3 de la consommation primaire actuelle de mercure de l'ensemble des pays membres. En ce qui concerne les pays en voie de développement, où la tendance évolue vers un traitement des minerais sur place, celui-ci se fera dans la plupart des cas au début sans récupération du mer-cure. Il faut aussi noter que la récupération du mercure dans les installations de grillage des concentrés sulfurés aura un impact cer-tain sur la production minière de mercure et sur la demande future de ce métal (13).

Dans le cadre de la lutte anti-pollution, une attention particulière doit donc être réservée aux minerais sulfurés complexes de Cu (sul-foarséniures et sulfoantimoniures) souvent argentifères ainsi qu'aux concentrés de Zn, de Cu, d'or et d'argent en provenance de régions mercurifères.

Dans ces deux cas, les teneurs en mercure dans les concentrés peuvent largement dépasser 500 ppm et des minéraux de mercure peuvent y être présents en faible quantité (cas de l'Irlande).

Les données concernant la concentration du mercure dans les autres substances minérales industrielles sont encore peu connues et leur contribution à la pollution de l'environnement, par le mercure, est donc plus difficile à chiffrer. Cependant, cette contribution paraît assez négligeable par rapport aux autres sources décrites et peut s'établir grosso modo, comme suit, pour l'année 1970 :

	<u>Tonnages de mercure émis</u>
Phosphorites	6
Cimenteries et briqueteries	60
Bauxites	25
Minerais de fer et de manganèse (oxydes)	30
Autres minerais et minéraux industriels (Sb, Pb, Ge, Se, Te, Ba, F, pyrites)	150 - 300
Total . . . . .	<u>270 - 420</u>

La majeure partie du mercure émise par ces sources s'échappe dans l'atmosphère, lors du traitement. D'une manière générale, ce sont les matières premières minérales en provenance des provinces mercurifères qui présentent le plus de risque de contamination locale. Pour la Communauté, la contribution de ces sources pourrait s'élever grosso modo entre 50 et 70 tonnes de mercure.

V - LE BILAN DES MATIERES PREMIERES MINERALES A LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT

Nous avons vu que la plupart des matières premières minérales, ainsi que les combustibles fossiles utilisés par l'industrie, produisent principalement une pollution de l'air par le mercure.

Si l'exhalation naturelle de la croûte terrestre émet annuellement des quantités importantes mais variables de mercure (notamment en fonction de l'activité volcanique), les observations effectuées sur les glaces polaires ont montré une augmentation sensible de la pollution de l'air par le mercure, surtout à partir des années 50 (12), qui ont été marquées par une augmentation substantielle de la consommation de ce métal (taux annuel d'accroissement de 9 % pour le monde entre 1950 et 1960).

Au tableau V, nous avons essayé de dresser un bilan des émissions mercurielles d'origine industrielle dans l'atmosphère, pour le monde et pour la Communauté en 1970. En dehors des industries extractive et énergétique, environ 35 à 40 % du mercure consommé dans le monde se perd dans l'atmosphère. Dans la Communauté, les émissions totales de mercure dans l'air pouvaient être évaluées en moyenne à 1.600 tonnes en 1970, c'est-à-dire un tonnage 5 fois supérieur à l'exhalation naturelle pour une superficie de  $1.5 \cdot 10^6 \text{ km}^2$  (non inclus le Groenland). Pour le monde, la quantité de mercure émise dans l'atmosphère a atteint approximativement 10.000 tonnes en 1970, un tonnage équivalent à celui de la consommation primaire.

En 1980, la situation pourrait se modifier sensiblement, notamment dans les pays industrialisés du monde libre, en raison des mesures anti-pollution qui seront prises. Ces mesures anti-pollution amèneront une diminution assez notable de la consommation primaire, suite à la récupération et au recyclage du mercure dans l'industrie. Par contre, il faut escompter une augmentation encore assez appréciable de la consommation en matières premières et en combustibles fossiles dans le monde. De plus, dans les pays communistes - surtout en U.R.S.S. et en Chine - ainsi que dans les pays en voie de développement, la consommation primaire de mercure paraît en voie d'expansion suite à l'industrialisation. Il en résulte que les émissions mercurielles atteindront, en 1980, un niveau probablement légèrement inférieur à celui de l'année 1970 pour le monde.

Dans les pays industrialisés, il faut s'attendre à une diminution sensible du taux de pollution de l'air. Pour le calcul, nous avons supposé que la récupération du mercure volatil s'effectuera principalement dans les installations de grillage de minerais sulfurés de Zn et de Cu, ainsi que dans les industries de transformation (électrolyse, électrotechnique, etc.), gros consommateurs de mercure. Dans la Communauté, la récupération du mercure volatil dans les industries précitées pourrait amener une réduction substantielle des pertes dans l'atmosphère qui peut être chiffrée entre 500 et 700 tonnes en 1980 comparativement à l'année 1970. Ces tonnages représentent près du tiers de la consommation primaire actuelle de mercure. L'avantage de cette récupération serait donc double : augmenter la qualité de l'air ambiant et favoriser le recyclage du mercure.

TABLEAU V

BILAN APPROXIMATIF DE LA CONTRIBUTION DES MATIERES PREMIERES  
A LA POLLUTION DE L'AIR PAR LE MERCURE  
DANS LE MONDE ET DANS LA COMMUNAUTE

(exprimé en tonnes métriques)

SOURCES D'EMISSION MERCURIELLES	SITUATION EN 1970		PREVISIONS 1980 <sup>1)</sup>	
	MONDE	COMMUNAUTE	MONDE	COMMUNAUTE
Exhalation naturelle	25 à 30.000	250-300	-	-
Traitement des mine- rais de mercure	300	30	200	20
Charbons et lignites	1.700-2.000	200	1.900-2.300	200
Hydrocarbures	1.250-1.450	240-290	1.400-1.700	260-320
Traitement des mine- rais sulfurés Zn et Cu	2.200-3.900	300-400 <sup>2)</sup>	1.500-2.000	(20-30)
Autres substances minérales	270-420	40-50	300-500	30
Pertes industrielles (électrolyse, élec- trotechnique, etc.) + produits manufact.	3.200-4000	700-850	(2.000-3.500)	(400-500)
Total	8.800-11.100	1.500-1.750	7.300-10.200	(950-1.100)

1) Compte tenu de la lutte anti-pollution dans pays industrialisés du monde occidental

2) Compte tenu de la récupération du mercure en RFA.

## VI - CONCLUSIONS

Cette étude constitue une version améliorée d'une publication similaire (25) présentée au Premier Congrès International sur le Mercure qui a eu lieu à Barcelone en mai 1974. Cette étude montre :

- qu'il existe une relation étroite entre la distribution géochimique du mercure dans le milieu géologique et la pollution de l'environnement, naturelle ou due à l'utilisation de certaines matières premières minérales, en particulier les combustibles fossiles et les minerais sulfurés de zinc et cuivre;
- que les provinces mercurifères encore peu connues présentent un intérêt particulier par la concentration anormalement élevée en mercure observée à l'échelle locale et parfois régionale dans tout l'environnement;
- que l'utilisation des matières premières minérales citées plus haut, ainsi que la consommation croissante de mercure dans l'industrie surtout depuis 1950, constituent les causes principales de la pollution croissante de l'atmosphère par le mercure ;
- que les émissions mercurielles par ces différentes sources ont pu être chiffrées approximativement. En 1970, les pertes dans l'atmosphère pour le monde étaient pratiquement équivalentes à la consommation primaire de mercure (environ 10.000 tonnes) et au 2/3 de la consommation primaire interne pour la Communauté (environ 2.000 tonnes) ;
- que dans le cadre de l'amélioration de la qualité de l'air, le mercure peut être récupéré comme sous-produit du traitement des minerais sulfurés qui paraît être la source la plus importante de pollution de l'atmosphère par le métal et aussi dans certaines industries de consommation de mercure comme l'électrolyse et l'électrotechnique ;

- que la production de mercure comme sous-produit du traitement de minerais sulfurés va croître durant cette décade, surtout dans les pays industrialisés, et aura un impact non négligeable sur la production minière de mercure et sur la demande future pour ce métal. La production communautaire de mercure à partir de cette source pourrait atteindre environ 600 tonnes en 1980.

Sur le plan de la recherche, il serait opportun au niveau communautaire :

- d'effectuer une étude pluridisciplinaire des districts producteurs de mercure en l'occurrence les régions du Monte Amiata en Italie et de Gortdrum en Irlande afin de mieux connaître les effets toxiques éventuels du mercure minéral sur les populations et en particulier sur les mineurs. Une telle étude permettrait aussi de fixer des normes plus réalistes en matière de pollution par le mercure minéral ;
- d'effectuer une étude approfondie de la contribution encore mal connue des combustibles fossiles et des minerais sulfurés à la pollution de l'environnement par le mercure et d'autres éléments. Une telle étude pourrait conduire à une valorisation de certains sous-produits tout en améliorant la qualité de l'environnement.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) WYLLIE R.J.M. (1972) : Turkey's major mercury mine today -  
World Mining p. 48-55 (April)
- (2) O.C.D.E. (1974) : Le mercure et l'environnement - 203 p.
- (3) HANDBOOK OF GEOCHEMISTRY (1970) : Mercury Vol. II - 2  
Springer Verlag Berlin
- (4) U.S. GEOLOGICAL SURVEY (1970) : Mercury in the environment.  
Prof. Paper 713 - 67 p.
- (5) PALACHE, BERMAN, FRONDEL (1958) : Dana's system of mineralogy
- (6) MIGNOSIN E.P., GODAR S., GUILLAUME N. (1973) : Contribution à  
l'étude des propriétés de quelques échangeurs minéraux -  
Application aux problèmes de pollution par le plomb, le mer-  
cure, le chrome, le sélénium et le cadmium.  
Publié par Applied Research, Bruxelles, 12 pages
- (7) DALL'AGLIO M., DAROIT R., ORLANDI C., TONANI F., (1966) :  
Prospezione geochimica del mercurio. Distribuzione del mercurio  
nelle alluvioni della Toscana. Industria Min - 17 - 391 - 398.
- (8) DALL'AGLIO M. (1968) : The abundances of mercury in 300 natural  
water samples from Tuscany and Latium (Central Italy), p. 1065 -  
1081 in "Origin and Distribution of the Elements". Ed. Pergamon  
Press. CNEN RT/GEO/69/2.
- (9) BOMBACE M.A., CIGNA ROSSI L., de CLEMENTE G.F., ZUCARRO LABELLAR-  
TE G., ALLEGRI M., LANZOLA E. (1973) : Recherche écologique  
dans la région du Monte Amiata (Toscane).  
C.E.E., Coll. Européen Hg-Cd. Luxembourg - Juillet (à paraître).

- (10) JENSEN S. and JERNELOV A. (1969) : Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature* 223, 753 - 754.
- (11) WALLACE R.A., FULKERSON W., SHULTS W.D. and LYON W.S. (1971) : Mercury in the environment. Rep. ORNL NSF-EP-1.
- (12) WEISS H.V., KOIDE M. and GOLDBERG E.D. (1971) : Mercury in a Greenland ice sheet : Evidence of recent input by man. *Science* 1974, 692 - 694.
- (13) VAN WAMBEKE L. (1974) : Production, consommation et demande future de mercure dans le monde et dans la Communauté. Texte révisé. Rapp. C.E.E. (en préparation).
- (14) HEAD I.C.E. and HUNTER R.G. (1953) : Elements in coal ash and their industrial significance. *Ind. Eng. Chem.* 45, 548 - 551.
- (15) JOENSUU O.I. (1971) : Fossil fuels as source of mercury pollution. *Science* 172, 1027 - 1028.
- (16) FILBY R.H., DAVIS A.I., SHAH K.R. and HALLER W.A. (1970) : Determination of mercury in biological and environmental materials by instrumental neutron activation analysis. *Mikrochim Acta*, 6, 1030 - 1036.
- (17) GAVIS J. and FERGUSON J.F. (1972) : The cycling of mercury through the environment. *Water Research* 6, 989 - 1008.
- (18) KORRINGA P. and HAGEL P. (1973) : Mercury pollution : a local problem. C.E.E. Coll. Européen Hg - Cd. Luxembourg - Juillet (à paraître).
- (19) SCHOLTE UBING D.W. (1971) : I.G. - T.N.O. Werkrapport AGO. Milieu - Verontreiniging met kwik en kwikverbindingen. Nov.
- (20) Commission des Communautés Européennes (1974) : Vers une nouvelle stratégie de politique énergétique pour la Communauté. Rapp. COM (74) 550. 63 p.
- (21) ARGALL G.O. (1971) : By product mercury recovery from copper and zinc concentrates. *World Mining* 33 - 35, January.

- (22) VAN WAMBEKE L. (1973) : Intérêt de l'étude systématique de la concentration du mercure dans les provinces mercurifères. C.E.E. Colloque Européen Hg - Cd. Luxembourg - Juillet (à paraître).
- (23) BUCHET J.P., LAUWERY R., ROELS H. (1973) : Exposition modérée aux vapeurs de mercure et effets biologiques chez l'homme. C.E.E. Colloque Européen Hg - Cd. Luxembourg - Juillet (à paraître).
- (24) KOSTA L., BYRNE A.R., DERMELT M., STEGNAR P., RAVNIK V. (1974) : A study of the interactions of mercury with other trace components in a mining and processing area. 1er Congrès International du mercure, Barcelone, mai (à paraître).
- (25) L. VAN WAMBEKE (1974) : Géochimie du mercure et pollution de l'environnement. 1er Congrès International du mercure, Barcelone, mai (à paraître).