



HAL
open science

Apport de PCB (polychlorobiphényles) dans le Léman par les eaux usées collectées sur la rive française de ce lac. Etude au niveau de la station d'épuration de Thonon

Gilles Monod

► **To cite this version:**

Gilles Monod. Apport de PCB (polychlorobiphényles) dans le Léman par les eaux usées collectées sur la rive française de ce lac. Etude au niveau de la station d'épuration de Thonon. Revue Française des Sciences de l'Eau, 1984, 3, pp.183-196. hal-01600803

HAL Id: hal-01600803

<https://hal.science/hal-01600803>

Submitted on 2 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

Apport de PCB (Polychlorobiphényles) dans le Léman par les eaux usées collectées sur la rive française de ce lac

Etude au niveau de la station d'épuration de Thonon

PCB discharge in lake Geneva from treated waste-waters
Study of the water treatment plant of Thonon

G. MONOD*

Résumé

Nous avons mis en évidence un apport non négligeable de PCB dans la Dranse, affluent du Léman, par les effluents de la station d'épuration de THONON. La quantité de résidus ainsi déversée dans l'environnement ne correspond qu'à une partie de celle véhiculée par les eaux usées pénétrant dans la station. L'autre partie est concentrée dans les boues résiduelles de même que d'autres micropolluants tels que des métaux lourds. Les teneurs rencontrées sont relativement élevées.

L'éventuelle utilisation des boues comme engrais agricole doit être envisagée avec prudence.

L'apport de PCB dans le milieu naturel se poursuit donc malgré la législation en vigueur concernant leur emploi et leur récupération.

Summary

We observed a considerable discharge of PCB into the Dranse river which empties into lake Geneva, despite purification of waste waters by the THONON water treatment plant. The amount

* Laboratoire d'Ecotoxicologie. Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, B.P. 31, 69752 Charbonnières Cedex, France.

of residues thus discharged into the environment corresponds only to a fraction of those carried by the waste waters entering the plant. The other fraction consists in residual sludges as well as other pollutants such as heavy metals. The levels of this contamination are considerable.

The possible use of these residual sludges as agricultural fertilizer should be considered carefully.

The discharge of PCB in the environment continues, despite the present-day legislation with respect to their use as well as their recycling.

INTRODUCTION

Les PCB sont des dérivés de substitution du noyau diphényle par un nombre variable d'atomes de chlore (figure 1). Ils sont commercialisés sous forme de mélanges d'homologues caractérisés par leur degré de chloration moyen (HUTZINGER *et al.*, 1974). La dénomination commerciale des PCB varie d'un pays à un autre : Clophen en Allemagne, Aroclor aux Etats-Unis, Phenoclor ou Pyralène en France, etc. Chaque fabricant propose, en général, plusieurs mélanges différant entre eux de par leur degré de chloration moyen. Ce dernier est d'environ 40, 50 et 60 % respectivement pour les mélanges français DP₄, DP₅, DP₆ (qui correspondent sensiblement aux PCB commerciaux américains Aroclor 1248, A 1254 et A 1260).

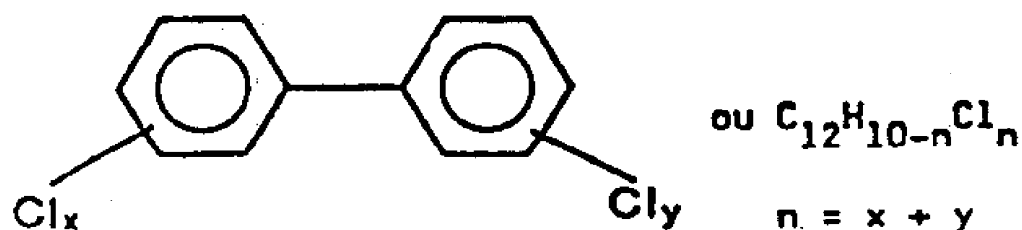


Figure 1
Structure générale des PCB
x et y représentent le nombre d'atomes de chlore

Ces composés possèdent des propriétés physico-chimiques remarquables qui expliquent leur vaste champ d'utilisation depuis 1930 : très stables ils ont été utilisés comme plastifiants, fluides caloripporteurs, etc. ; très bons diélectriques, ils ont été et sont encore utilisés comme isolants dans les condensateurs et les transformateurs.

Leur stabilité explique leur très grande rémanence dans l'environnement. Leur liposolubilité élevée, associée à leur inertie chimique, explique leur comportement dans le milieu naturel : ils s'accumulent

dans la fraction lipidique des organismes vivants. Leur caractère hydrophobe les amène également à s'adsorber sur les surfaces (particules en suspension dans l'eau et sédiments) (MONOD, 1983).

L'inertie chimique des PCB et leur hydrosolubilité sont néanmoins différentes d'une molécule à une autre ; globalement, la stabilité augmente et l'hydrosolubilité diminue quand le nombre d'atomes de chlore s'élève (KALMAZ et KALMAZ, 1979) (TULP et HUTZINGER, 1978). Ceci explique les différences de comportement existant entre les molécules de PCB et permet d'envisager une étude qualitative de la contamination des prélèvements.

Au plan toxicologique, les PCB possèdent une toxicité aiguë faible, mais une toxicité chronique beaucoup plus marquée. Cette dernière peut s'exercer à différents niveaux (O.M.S., 1977) (WASSERMANN et WASSERMANN, 1979), notamment :

- puissants inducteurs enzymatiques, ils entraînent au niveau du foie la synthèse d'enzymes cataboliques et, en particulier, celles responsables du catabolisme des hormones stéroïdes ;
- les fonctions de reproduction des animaux peuvent, de ce fait, être affectées, en particulier chez les poissons ;
- dans certaines conditions, ils possèdent une activité immunodépressive.

Utilisés très largement pendant de nombreuses années, les PCB sont actuellement des polluants rencontrés dans la quasi-totalité des régions du globe (JENSEN, 1972), (PEAKALL, 1972), (WASSERMANN *et al.*, 1979), (MESTRES et COOPER, 1983). C'est ainsi que BELAMIE parle "du caractère universel de la contamination par les PCB". La prise de conscience de l'ampleur du problème a amené l'interdiction de leur utilisation en circuit ouvert dans la plupart des pays, depuis le début des années 70, mais leur utilisation en circuit fermé reste importante.

En fait, l'apport de PCB dans le milieu naturel est encore loin d'être négligeable. Mis à part le rôle joué par les pertes à la production, les analyses réalisées dans de nombreuses villes attestent d'une pollution chronique des eaux usées. Cette constatation est facilitée par la généralisation des raccordements des réseaux d'égouts à des stations d'épuration (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983).

Nous avons étudié la contamination du Léman par les PCB (MONOD, 1983). L'étude de la répartition géographique de la contamination sur la rive française de ce lac montre qu'il existe une pollution locale au niveau du delta de la Dranse. Or, une station de traitement, située à Thonon, reçoit la majorité des eaux usées produites sur la rive française du Léman. Les effluents se déversent dans la Dranse un peu en amont de son delta (figure 2). L'apport de PCB, au niveau du delta de la Dranse, par les effluents de la station d'épuration de Thonon et la contamination des boues résiduelles de cette station ont été étudiés.

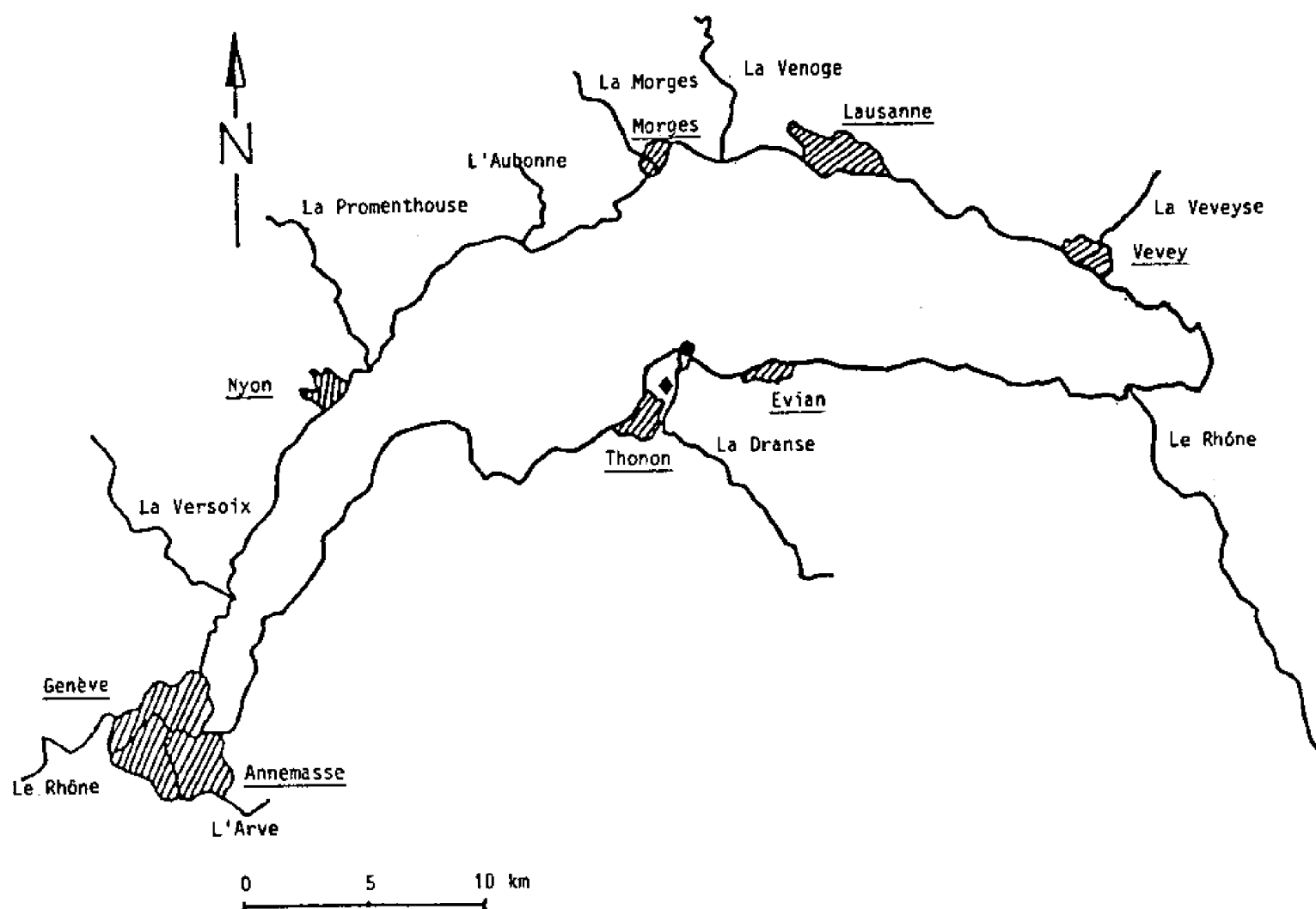


Figure 2

Le Léman

◆ Situation de la station d'épuration de Thonon, ● Delta de la Dranse

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Prélèvements

La station d'épuration de Thonon fonctionne suivant le schéma classique : dégrillage, décantation primaire, traitement par boues activées et, enfin, décantation secondaire.

Des sédiments de la Dranse, situés en amont et en aval de la station, ainsi que des effluents liquides de celle-ci, ont été prélevés en juillet 1981, puis analysés.

Les résultats obtenus nous ont amené à rechercher la présence de PCB dans les boues résiduelles de la station d'épuration. L'évolution de la teneur en PCB des boues a été suivie de juin à septembre 1982.

Méthodes analytiques

L'analyse des PCB dans les sédiments et les boues de station d'épuration présente certaines particularités par rapport à d'autres types de prélèvements pour lesquels la méthode analytique utilisée dans notre laboratoire a été décrite par ailleurs (MONOD et KECK, 1982).

□ L'extraction par la méthode SOXHLET a été pratiquée sur les prélèvements secs. 20 grammes sont pesés dans une cartouche de cellulose, elle-même disposée dans la rampe d'extraction. Le ballon est pesé, puis rempli par 180 ml d'hexane pestipur. L'extraction est effectuée durant 24 heures. L'hexane contenant les résidus organochlorés et les lipides et hydrocarbures extraits est concentré jusqu'à environ 5 ml, puis évaporé totalement sous flux d'azote purifié. La pesée du ballon permet la détermination de la teneur en lipides extractibles à l'hexane du prélèvement. Les résidus et les lipides sont repris par un volume précis d'hexane pestipur (en général, 10 ml). 5 ml de l'extrait sont transférés dans un tube à bouchon vissé dont le joint est recouvert d'une pellicule de teflon. L'extrait est ensuite purifié.

□ La purification des extraits débute, dans tous les cas, par un traitement à l'acide sulfurique concentré. 1 à 2 ml d'acide sulfurique concentré sont ajoutés à l'extrait hexanique. Le tube est rebouché, agité vigoureusement pendant une minute, puis centrifugé à 4 000 tpm pendant 10 minutes. La phase hexanique surnageante est recueillie dans un nouveau tube vissé.

Pour les extraits issus des boues de station d'épuration, l'hydrolyse par l'acide sulfurique concentré s'avère insuffisante. En effet, ces boues contiennent sans doute des hydrocarbures extraits par l'hexane qui ne peuvent être totalement détruits par l'acide sulfurique. La chromatographie des extraits sur colonne de florasil permet d'y remédier.

Le florasil est activé à 650 °C pendant 2 heures. Après refroidissement, il est conservé dans un dessiccateur jusqu'à son utilisation. Au moment de la purification de l'extrait, la colonne est remplie d'hexane pestipur. 5 grammes de florasil désactivé (4 % d'eau) sont ajoutés, puis recouverts par 2 à 3 grammes de sulfate de sodium anhydre. Après élution de l'hexane, 2 ml d'extrait à purifier sont déposés sur la colonne. L'élution est réalisée avec 40 ml d'hexane et l'éluat est récolté dans un ballon à évaporer. L'éluat est évaporé, puis repris par 10 ml d'hexane, puis concentré jusqu'à 2 ml. L'extrait purifié est conservé dans un tube vissé.

Le soufre élémentaire présent dans les sédiments aquatiques et dans les boues de station d'épuration interfère avec l'analyse des résidus organochlorés. En effet, il se retrouve, au moins en partie, dans l'extrait hexanique même après la purification par l'acide sulfurique ou par chromatographie sur florasil. Des copeaux de cuivre ou une goutte de mercure ont été introduits dans les extraits hexaniques après l'élimination des lipides. Le soufre présent précipite alors sous forme de sulfure de cuivre ou de sulfure de mercure. La précipitation est, en général, complète au bout de 24 heures. La méthode employant une goutte de mercure est la plus efficace, en particulier pour les extraits issus de boues de station d'épuration (MESTRES et DUDIEUZERE, 1969).

Après cette dernière étape, les extraits purifiés sont prêts à être analysés.

□ *Analyse chromatographique* : les extraits ont été analysés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons (source : Ni^{63}). Les conditions étaient les suivantes : colonne en verre (longueur 2 m, diamètre intérieur : 3 mm) remplie avec un mélange à 4 % de SE₃₀ + 6 % de SP 2401 (phases stationnaires) sur Supelco AW.DMCS 100/200. Les températures de l'injecteur, du four et du détecteur, étaient respectivement : 240, 205 et 290 °C. Le gaz vecteur utilisé était l'azote H.P. La quantification a été effectuée par rapport à 3 pics majeurs du DP₆, mélange commercial français donnant les chromatogrammes les plus semblables à ceux obtenus à partir des extraits (figure 3).

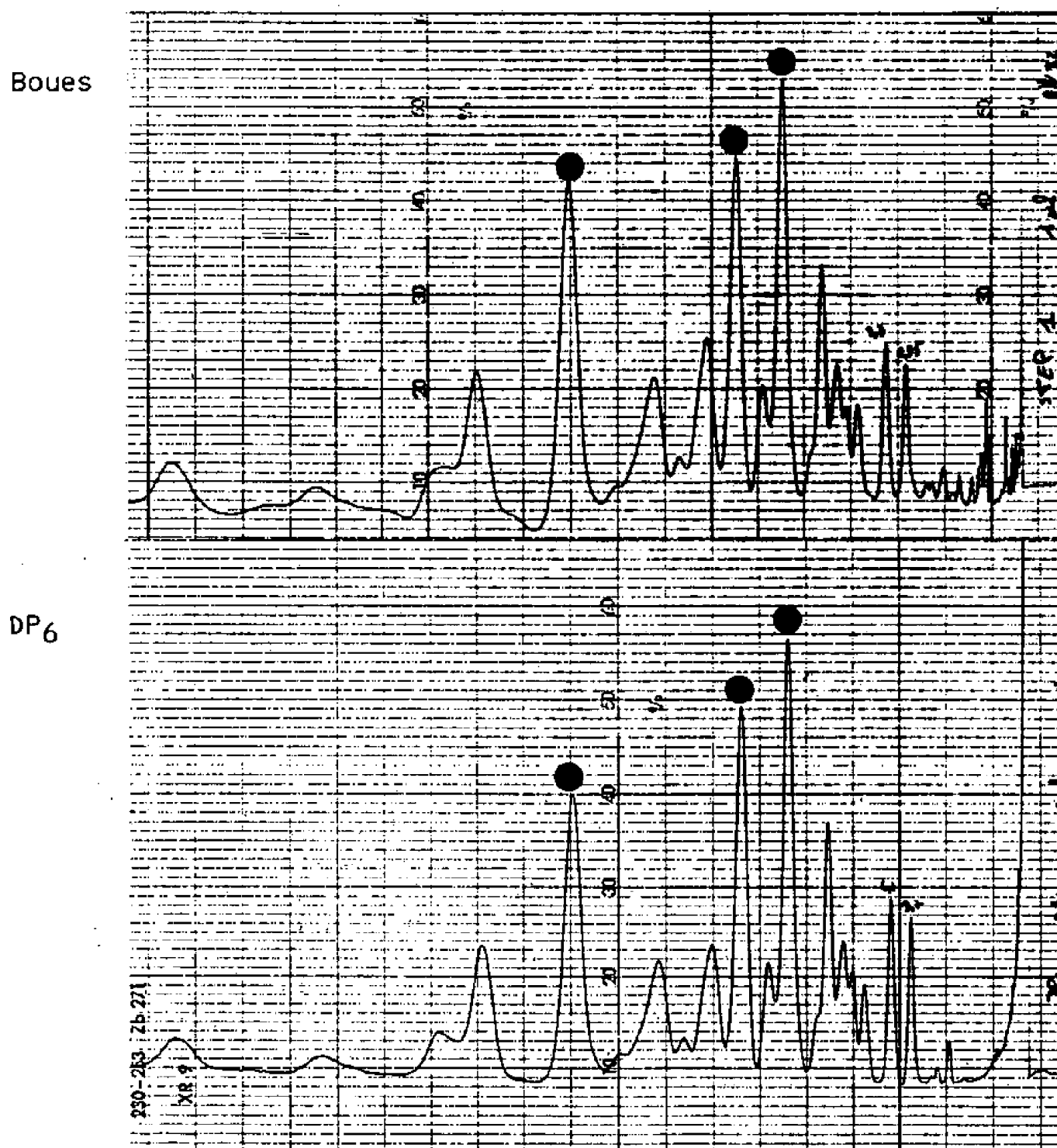


Figure 3

Chromatogrammes de PCB commerciaux (DP₆) et de PCB extraits des boues résiduelles de la station d'épuration de Thonon. Remarquer la similarité des profils chromatographiques

● *Pics pris en compte pour la quantification*

Une méthode d'extraction liquide-liquide a été employée pour les effluents liquides de la station d'épuration. 500 ml d'effluents ont été extraits trois fois par 100 ml d'hexane pestipur. Les phases hexaniques ont été récoltées dans un ballon à évaporer. L'extrait total a été concentré, puis ont suivi les étapes de purification et d'analyse chromatographique décrites ci-dessus.

Des analyses de certains métaux lourds (nickel, chrome, cadmium, mercure) ont été effectuées à partir des boues résiduelles par le Laboratoire de Chimie de l'Institut de Limnologie de Thonon (I.N.R.A., Université Paris VI).

RÉSULTATS

Les résultats des analyses effectuées sur les sédiments de la Dranse, situés en amont et en aval de la station d'épuration, et sur les effluents de celle-ci figurent dans le tableau 1.

Les teneurs en PCB des sédiments sont environ cent fois plus élevées en aval de la station qu'en amont. Au vu de ces résultats, il ne fait aucun doute que les effluents de la station représentent une source importante de PCB pour la Dranse et, par voie de conséquence, pour le Léman. Ces polluants organochlorés sont donc présents dans les eaux usées collectées sur la rive française du lac (en effet, la station ne peut pas être considérée, en elle-même, source de PCB).

Tableau 1

Contamination des sédiments de la Dranse, en amont et en aval de la station d'épuration de Thonon. Estimation de la teneur en PCB des effluents liquides de cette station, le 28.7.81. (ppb = µg/kg)

Sédiments amont (ppb/poids sec)	Sédiments aval (ppb/poids sec)	Effluents liquides (ppb)
3	356	supérieur à 1

Nous avons rencontré des problèmes au cours de l'analyse des effluents liquides, en particulier la formation d'émulsions entre l'effluent et le solvant d'extraction. De plus, l'extraction a été effectuée environ 3 semaines après le prélèvement. Or, DE ALENCASTRO et TARRADELLAS (1983) ont montré qu'après 15 jours, 30 % des PCB se retrouvent à l'état adsorbé sur les parois du récipient de verre qui contient l'effluent. Le résultat est donc obtenu par défaut ; la valeur trouvée a été considérée comme limite inférieure de la valeur réelle (tableau 1).

Les analyses effectuées à partir des boues résiduelles ont abouti aux résultats présentés dans le tableau 2.

A la vue des résultats, il semble que la station reçoit un apport continu de PCB dans les eaux qu'elle a à traiter (ce point demanderait néanmoins à être confirmé par une étude à plus long terme). Il en est de même pour les métaux analysés ; le nickel et le chrome sont plus abondants que le cadmium et le mercure.

Les teneurs les plus élevées se rencontrent dans les prélèvements de juin et juillet et les plus faibles dans ceux d'août et septembre. Seules, les concentrations en mercure sont pratiquement constantes.

Les PCB retrouvés dans les boues sont en tout point semblables au DP₆ (figure 3).

Tableau 2
Teneurs en PCB et métaux lourds des boues résiduelles de la station d'épuration de Thonon. Les résultats sont exprimés en ppm par rapport au poids sec des boues (ppm = mg/kg)

Contaminants	Dates de prélèvement					
	24.6.82	8.7.82	13.7.82	4.8.82	14.8.82	10.9.82
PCB (DP ₆)	9,6	10	9,0	6,7	3,9	4,2
Nickel	100	90	85	16	20	22
Chrome	80	80	60	15	14	18
Cadmium	11	20	12	3,5	4,8	6,7
Mercure	2,5	2,4	2,1	2,9	2,9	3,2

DISCUSSION

Les résultats montrent que l'apport de PCB par les effluents de la station d'épuration de Thonon influe très sensiblement sur la contamination des sédiments de la Dranse, situés en aval. La remise en suspension de ces derniers et leur transport lors des crues de la rivière les amènent, au niveau du delta, dans le Léman (figure 2).

Nous avons montré que l'apport de PCB se traduit par une contamination plus élevée dans la région du delta que dans les autres parties de la côte française du lac (MONOD, 1983). Nous avons également remarqué que les PCB retrouvés au niveau du delta de la Dranse se différencient de ceux des autres régions par leur degré de chloration moyen ; ce dernier est plus élevé dans les prélèvements originaires du delta, quelle que soit leur nature (sédiments, macrophytes, invertébrés) (MONOD, 1983). L'aspect qualitatif de la contamination par les PCB, évalué par leur degré de chloration moyen, apparaît ainsi très intéressant pour caractériser les sources de pollution. En effet, les composants du delta sont contaminés par des PCB dont le degré de chloration

moyen est semblable à celui des PCB retrouvés dans les sédiments situés en aval de la station, mais nettement supérieur à celui des PCB des sédiments situés en amont (MONOD, 1983). L'origine de la grande majorité des PCB du delta de la Dranse est donc clairement représentée par les eaux usées collectées par la station d'épuration.

De nombreux auteurs ont constaté que le traitement biologique n'affecte pratiquement pas les molécules de PCB. La dégradation du Kanechlor 500 (mélange commercial japonais) par des boues activées est négligeable (KANEKO *et al.*, 1976). Dans des conditions similaires, les concentrations d'un trichloro et d'un pentachlorobiphényle diminuent respectivement de 15 à 10 % au bout de 6 heures (HERBST *et al.*, 1977).

LIU a isolé, des boues activées, une souche de *Pseudomonas* capable d'utiliser l'Aroclor 1221 comme source de carbone (LIU, 1981, 1982). D'autres travaux font état de souches bactériennes isolées du milieu naturel et capables de dégrader assez rapidement les mono- et dichlorobiphényles, mais beaucoup plus difficilement les tri- et tétrachlorobiphényles : au-dessus de 4 atomes de chlore par molécule, la dégradation est négligeable (BAXTER *et al.*, 1975 ; YAGI et SUDO, 1980). Il pourrait exister plusieurs voies de dégradation selon les espèces ; le plus souvent, les produits sont les acides polychlorobenzoïques (FURUKAWA et MATSUMURA, 1976 ; SYLVESTRE, 1980).

Globalement, l'augmentation du nombre de chlore élève la résistance de la molécule, mais 2 isomères de même degré de chloration peuvent posséder des sensibilités différentes aux biotransformations (FURUKAWA et MATSUMURA, 1976 ; LIU, 1982 ; SYLVESTRE, 1980). HUTZINGER *et al.* ont étudié les variations de dégradation de plusieurs mélanges commerciaux de PCB par des boues activées (tableau 3).

Tableau 3
Pourcentage de dégradation du biphényle et de différents mélanges commerciaux de PCB par des boues activées (HUTZINGER *et al.*, 1974).

PCB	Pourcentage de dégradation après 47 heures dans des boues activées aérées
Biphényle	100
Aroclor 1221	81
Aroclor 1016	33
Aroclor 1242	26
Aroclor 1254	15

Ces différents résultats expliquent donc bien que les PCB arrivant dans les stations d'épuration d'eaux usées se retrouvent au moins en partie dans les effluents, ce qui constitue une source de pollution du milieu naturel (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983 ; MARTIN et GOSSELIN, 1978 ; BERGH et PEOPLES, 1977).

En réalité, les PCB sont surtout concentrés dans les boues, de par leur affinité pour les surfaces (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983). La présence de PCB dans les effluents serait due à leur adsorption sur les particules solides n'ayant pas sédimenté lors de la décantation finale.

La comparaison de nos résultats avec d'autres auteurs montre que la contamination des boues résiduelles de la station d'épuration de Thonon est relativement élevée (tableau 4).

Tableau 4
Teneurs en PCB des boues résiduelles de différentes origines

Lieu	Année	Concentration dans boues sèches (ppm)	Références
Suisse	1979		BURGERMEISTER et TARRADELLAS, 1980
Zurich		2,8	
Genève		7,6	
Lausanne		0,85	
Bâle		2,4	
La Chaux-de-Fonds		0,36	
Suède	1976	0,90	MATTSON et NYGREN, 1976
Canada (Ontario)	1976	0,60 à 6 (32 villes)	PAHREN <i>et al.</i> , 1979
U.S.A.	1976	0,01 à 23	FURR <i>et al.</i> , 1976
Thonon	1982	3,9 à 10	Notre étude

Le niveau de contamination des boues de la station de Thonon est du même ordre que celui d'Atlanta, Denver, Los Angeles, Philadelphie, Genève, Bâle et Zurich, mais paraît plus élevé que celui de Lausanne. Cette observation est assez remarquable car Thonon et la rive française du Léman sont beaucoup moins industrialisées que les agglomérations américaines et suisses que nous venons de citer.

Le degré de chloration des PCB retrouvés dans les boues est élevé et très proche de celui du DP₆. L'hydrosolubilité étant à peu près inversement proportionnelle au degré de chloration des différents homologues, l'adsorption des PCB sur les particules solides est d'autant plus importante que la chloration augmente (MARTIN et GOSSELIN, 1978). Ceci explique sans doute l'aspect qualitatif de la contamination des boues ; la biotransformation des molécules les moins chlorées lors du traitement biologique par les boues activées peut intervenir également.

Globalement, le type de PCB arrivant à la station correspond donc probablement à un mélange d'homologues moyennement moins chlorés que

celui retrouvé dans les boues. L'adsorption préférentielle des PCB les plus chlorés sur les boues est l'hypothèse la plus probable.

Il est donc clair que la teneur en PCB des effluents dépend fortement de leur charge en matière solide. Les facteurs qui perturberaient la sédimentation de celle-ci (temps de séjour trop court de l'eau dans la station, par exemple) perturberaient aussi la séparation des PCB et leur concentration dans la phase solide (les boues). Ainsi, DE ALENCASTRO et TARRADELLAS ont montré que les concentrations en PCB des effluents des 3 stations d'épuration suisses sont nettement plus faibles que celles des affluents. Mais, selon la station, la diminution est de 54 % à 87 %. La meilleure épuration est observée avec la station dans laquelle la sédimentation des matières solides est également très bonne (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983).

Or, la mauvaise sédimentation est un problème chronique de l'usine de traitement de Thonon. Si cette situation s'améliorait, la quantité de PCB déversés dans la Dranse serait sans doute fortement diminuée.

Le problème du devenir des boues

Les stations d'épuration fonctionnant avec le système de traitement par boues activées produisent un fort tonnage de déchets solides qui, après déshydratation, doivent être éliminés. Cette élimination peut prendre la forme d'un transfert en décharge publique, la destruction en incinérateur municipal, mais aussi l'utilisation comme engrais agricole.

De nombreux auteurs ont montré les risques de voir les PCB s'intégrer dans les réseaux trophiques à partir de boues de stations d'épuration utilisées comme engrais (DAVIS *et al.*, 1981 ; HANSEN *et al.*, 1981 ; LAWRENCE et TOSINE, 1977 ; PAHREN *et al.*, 1979). Le même problème se pose pour les métaux lourds.

La destruction des PCB par incinération nécessite des conditions spéciales (au moins 2 secondes à plus de 1 200 °C) qui ne sont jamais remplies par les incinérateurs classiques d'ordures ménagères. RAPPE a d'ailleurs observé que les PCB incinérés dans ces conditions sont, la plupart du temps, vaporisés tels quels dans l'atmosphère, mais peuvent également être transformés en polychlorodibenzofuranes, composés dont la toxicité est bien supérieure à celle des PCB (RAPPE, 1979).

Les PCB, problème du passé... et du présent

En France, l'Arrêté du 8 juillet 1975 définit les conditions d'emploi, de collecte et de destruction ou récupération des PCB (J.O. du 26 juillet 1975). Seules sont encore autorisées les utilisations en système clos ; les consommations actuelles sont de l'ordre de 1700 tonnes/an pour les transformateurs, 300 tonnes/an pour les condensateurs et environ 50 tonnes/an sont utilisées comme fluides caloripporteurs (en dehors des industries alimentaires) et comme fluides hydrauliques de sécurité (uniquement pour les travaux miniers). Deux usines fabriquent des PCB en France (7000 tonnes/an) : Rhône-Poulenc (Pont de Claix) et Péchiney-Ugine-Kulmann (Jarrie).

La vidange et la reprise des PCB usagés ou contenus dans des systèmes clos est donc obligatoire. La législation relative aux installations

classées pour la protection de l'environnement dont les textes de base sont la loi du 19 juillet 1976 et son décret d'application du 21 septembre 1977 (J.O. du 8 octobre 1977) permet de réglementer les rejets de PCB dans l'environnement au niveau des usines de fabrication ou de régénération et des centres de destruction.

En matière de récupération, les Sociétés PRODELEC (filiale commune de Rhône-Poulenc et PCUK) et DAFOSSE & BAUDASSE récupèrent à elles deux environ 500 tonnes de déchets en partie régénérés, le reste étant détruit.

Trois centres sont agréés pour la destruction des PCB : la Société TREDI à Saint-Vulbas, la Société PRODELEC à Pont-de-Claix et la Société CHLOË-CHIMIE à Saint-Auban. Le procédé de destruction repose sur une incinération des déchets à haute température (environ 1 200 °C). La pollution atmosphérique ainsi engendrée est relativement faible puisqu'elle ne dépasse pas quelques kilogrammes de PCB par an (total des 3 Sociétés). Dans ces conditions, l'incinération est donc une bonne méthode, mais son coût très élevé ne favorise pas son adoption par tous les pays. Certains déchets contaminés peuvent être entreposés dans des décharges agréées (importance de la nature du terrain).

La législation et les moyens mis en oeuvre (peu de centres de production, de récupération et de destruction, ce qui permet un meilleur contrôle) paraissent donc bien adaptés à une limitation efficace de la pénétration des PCB dans le milieu naturel.

En réalité, plusieurs constatations obligent à tempérer cette version optimiste.

Tout d'abord, le dernier inventaire national de la qualité des eaux de surface (1981) laisse apparaître des niveaux de contamination assez élevés des poissons de la quasi-totalité des cours d'eau français (les poissons sont d'ailleurs de bons indicateurs de pollution par ces résidus bioaccumulatifs). Les analyses effectués par notre laboratoire à partir des poissons du Léman et de la rivière, le Furans (Ain), abondent dans ce sens (KECK et RAFFENOT, 1979 ; MONOD et KECK, 1982).

Ensuite, et point très important, l'apport de PCB au milieu naturel se poursuit. Notre étude sur la station d'épuration de Thonon en est l'illustration. Le caractère relativement peu industriel de l'activité humaine s'exerçant sur la rive française du Léman laisse à penser qu'un tel constat pourrait être tiré dans la plupart des régions.

En Suisse, où la réglementation est au moins aussi sévère qu'en France, les rejets de PCB dans l'environnement se poursuivent également. En 1982, DE ALENCASTRO et TARRADELLAS ont mesuré les concentrations en PCB des eaux usées au niveau des trois stations d'épuration : à Fribourg, Bienne et Morges. A l'exception de Fribourg, le débit de PCB à l'entrée des stations suit le débit de l'eau (c'est-à-dire des activités ménagères et économiques). Les teneurs à l'entrée vont de 0,08 à 0,47 ppm (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983). BURGERMEISTER *et al.*, ont mis en évidence des pollutions locales des sédiments de la rive suisse du Léman, corrélées avec l'importance de l'activité humaine riveraine (BURGERMEISTER *et al.*, 1983). Ces auteurs poursuivent actuellement leurs investigations et tentent de découvrir l'origine des PCB parvenant dans les eaux usées de plusieurs villes suisses. Les premiers résultats vont à l'encontre de quelques idées bien établies ; en

particulier, les eaux usées les plus contaminées sont le plus souvent issues non pas des quartiers industrialisés, mais de quartiers d'habitation et des eaux de ruissellement (DE ALENCASTRO et TARRADELLAS, communication personnelle).

Il semble donc, à l'heure actuelle, que l'apport de PCB dans le milieu naturel corresponde beaucoup plus à l'existence de sources diffuses (conséquence du large éventail d'utilisation de ces produits durant les 50 dernières années) qu'à des sources ponctuelles (le plus souvent d'origine industrielle). Le problème de l'élimination des PCB des circuits dits "ouverts" reste donc posé et sera probablement difficile à résoudre.

CONCLUSION

Par l'étude menée au niveau de la STEP de Thonon, nous avons montré que l'apport de PCB dans l'environnement aquatique se poursuit malgré la législation en vigueur.

En raison des niveaux de contamination relativement élevés déjà rencontrés dans la plupart des écosystèmes, en particulier aquatiques, et de la rémanence de tels composés, il est à craindre que ces molécules représentent un exemple type de micropolluants organiques pendant encore de nombreuses années. Les risques biologiques à long terme ne doivent donc pas être négligés.

REMERCIEMENTS

L'auteur remercie Monsieur BLANC, Ingénieur à l'Institut de Limnologie de Thonon, pour son aide lors des prélèvements de boues résiduelles et pour l'analyse des métaux lourds.

 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BAXTER R.A., GILBERT P.E., LIDGETT R.A., MAINPRIZE J.H., VODDE H.A. *Sci. Total Environ.*, 1975, 4, 53.
- BERGH A.K., PEOPLES R.S. *Sci. Total Environ.*, 1977, 8, 197.
- BURGERMEISTER G., TARRADELLAS J. Colloque : Les PCB en Suisse. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Institut du Génie de l'Environnement, 1980.
- DAVIS T.S., PYLE J.L., SKILLINGS J.H., DANIELSON N.D. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1981, 27, 689.
- DE ALENCASTRO L.F., TARRADELLAS J. *Gas, Wasser, Abwasser*, 1983, 3, 113.
- FURR A.K., LAWRENCE A.W., TONG S.S.C., GRANDOLFO M.C., OFSTADER R.A., BACHE C.A., GUTENMAN W.H., LISK D.J. *Environ. Sci. Technol.*, 1976, 10, 683.
- FURUKAWA K., MATSUMURA F. *J. Agric. Food Chem.*, 1976, 24, 251.
- HANSEN L.G., WASHKO P.W., TUINSTRAL G.M., DORN S.B., HINESLY T.D. *J. Agric. Food Chem.*, 1981, 29, 1012.
- HERBST E., SCHEUNERT I., KLEIN W., KORTE F. *Chemosphère*, 1977, 6, 725.
- HUTZINGER O., SAFE S., ZITKO V. The chemistry of PCB's, CRC Press Inc., 1974.
- JENSEN S. *Ambio*, 1972, 1, 123.
- KALMAZ E.V., KALMAZ G.D. *Ecol. Modell.*, 1979, 6, 223.
- KANEKO M., MORIMOTO K., NAMBU S. *Water Res.*, 1976, 10, 157.
- KECK G., RAFFENOT J. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1979, 21, 689.
- LAWRENCE J., TOSINE H.M. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1977, 17, 49.
- LIU D. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1981, 27, 695.
- LIU D. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1982, 29, 200.
- MARTIN G.B., GOSSELIN C. *J. Environm. Sci. Health*, 1978, 13, 1.
- MATTSON P.E., NYGREN S. *J. Chromatogr.*, 1976, 124, 265.
- MESTRES R., COOPER J.F. In : IUPAC Pesticide Chemistry - Human Welfare and the Environment, MIYAMOTO *et al.*, Editors, Pergamon Press, 1983, 141.
- MESTRES R., DUDIEUZERE M. *Travaux Soc. Pharm. Montpellier*, 1969, 29, 93.
- MONOD G. Etude de la contamination chimique du lac Léman par les résidus organochlorés : polychlorobiphényles et DDT. Essai d'évaluation des risques pour la reproduction de l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*). Thèse n° 1345, Université Claude-Bernard, Lyon I, 1983.
- MONOD G., KECK G. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1982, 29, 570.
- O.M.S. Critères d'Hygiène de l'Environnement - 2 : Polychlorobiphényles et Polychloroterphényles, Genève, 1977.
- PAHREN H.R., LUCAS J.B., RYAN J.A., DOTSON G.K. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 51, 2588.
- PEAKALL D.B. *Residue Rev.*, 1972, 44, 1.
- RAPPE C. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1979, 320, 1
- SYLVESTRE M. *Eau du Québ.*, 1980, 13, 204.
- TULP M.T.M., HUTZINGER O. *Chemosphère*, 1978, 10, 849.
- WASSERMANN M., XASSERMANN D., CUCOS S., MILLER H.J. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1979, 320, 69.
- YAGI O., SUDO R. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 1980, 52, 1035.