
Revue des sciences de l'eau

Modalités du transport des PCB dans la rivière Seine (France)

M. Chevreuil, A. Chesterikoff et R. Létolle

Volume 1, numéro 4, 1988

URI : id.erudit.org/iderudit/705015ar
<https://doi.org/10.7202/705015ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Chevreuil, M., Chesterikoff, A. & Létolle, R. (1988). Modalités du transport des PCB dans la rivière Seine (France). *Revue des sciences de l'eau*, 1(4), 321-337. <https://doi.org/10.7202/705015ar>

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 1988

Résumé de l'article

L'évolution de la pollution et les modalités du transport des P.C.B. en rivière ont été étudiées en Seine à Paris en relation avec les épisodes du cycle hydrologique durant un an.

Les résultats analytiques montrent que la pollution occasionnée par les P.C.B. est supérieure à celle produite par les autres résidus de pesticides organochlorés, et ceci malgré la limitation réglementaire d'emploi des P.C.B. aux systèmes clos depuis 1975.

Pour 88 % des échantillons analysés, les concentrations en P.C.B. dissous sont supérieures aux teneurs en P.C.B. adsorbés sur M.E.S. et atteignent jusqu'à 170 ng.l⁻¹.

Le transport se fait en solution pour 73 %, en moyenne, de la teneur totale, contrairement aux idées admises fondées sur la faible solubilité du polluant, mais qui ne prennent pas en compte le rapport en masse M.E.S./eau voisin de 25 x 10⁻⁶ en rivière.

L'étude de la capacité d'adsorption des particules démontre qu'elle subit une évolution inverse de celle de la charge solide et du débit, ce qui explique la dominance des P.C.B. en phase aqueuse quelle que soit la teneur en M.E.S.

Il en résulte que les valeurs élevées du coefficient de partage ne correspondent pas aux fortes teneurs en M.E.S. Les valeurs sont faibles pour la moitié d'entre elles et comprises entre 2 x 10³ et 12 x 10³ l.kg⁻¹.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne. [<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>]



Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. www.erudit.org

Modalités du transport des PCB dans la rivière Seine (France)

Transport state of PCBs in
the river Seine (France)

M. CHEVREUIL (1), A. CHESTERIKOFF (1), R. LÉTOLLE (2)

RÉSUMÉ

L'évolution de la pollution et les modalités du transport des P.C.B. en rivière ont été étudiées en Seine à Paris en relation avec les épisodes du cycle hydrologique durant un an.

Les résultats analytiques montrent que la pollution occasionnée par les P.C.B. est supérieure à celle produite par les autres résidus de pesticides organochlorés, et ceci malgré la limitation réglementaire d'emploi des P.C.B. aux systèmes clos depuis 1975.

Pour 88 % des échantillons analysés, les concentrations en P.C.B. dissous sont supérieures aux teneurs en P.C.B. adsorbés sur M.E.S. et atteignent jusqu'à 170 ng.l^{-1} .

Le transport se fait en solution pour 73 %, en moyenne, de la teneur totale, contrairement aux idées admises fondées sur la faible solubilité du polluant, mais qui ne prennent pas en compte le rapport en masse M.E.S./eau voisin de 25×10^{-6} en rivière.

L'étude de la capacité d'adsorption des particules démontre qu'elle subit une évolution inverse de celle de la charge

(1) Laboratoire de Chimie Analytique et d'Hydrologie Générale,
Institut d'Hydrologie et de Climatologie.

(2) Département de Géologie Dynamique.
U.A. C.N.R.S. n°387.

Université Pierre et Marie Curie, 4 place Jussieu, Tour 26,
75252 Paris Cedex 05

solide et du débit, ce qui explique la dominance des P.C.B. en phase aqueuse quelle que soit la teneur en M.E.S.

Il en résulte que les valeurs élevées du coefficient de partage ne correspondent pas aux fortes teneurs en M.E.S. Les valeurs sont faibles pour la moitié d'entre elles et comprises entre 2×10^3 et 12×10^3 l.kg⁻¹.

Mots-clés : P.C.B., pollution, rivière, Seine, transport, phase aqueuse, matière en suspension, coefficient de partage, bilan.

SUMMARY

The evolution of pollution by PCBs and their transport state in rivers was studied in the River Seine in Paris, in relation to the yearly hydrological cycle.

Sampling took place just upstream of main waste waters (output) in the Paris area, and downstream from the junction of the Marne and the Seine, in order to establish the mean quality of water pumped upstream of these two rivers for drinking water production.

Micropollutant concentrations were measured on 500 ml of raw water and 500 ml of water centrifuged at 6 000 G. Three extractions were carried out on these samples with a solvent mixture (85 % hexane, 15 % dichloromethane).

In some cases extracts were purified on unactivated Florisil. After concentration down to 1 ml, extracts were measured through GC (falling needle injector ; fused silica capillary column I.D. 0.25 mm, stationary phase SPB5 ; E.C.D. ni 63 ; vector gas He, make up Ar + 10 % CH₄).

Identification and quantification were carried out using an integrator and commercial Aroclor : 1242, 1254 and 1268 standards. In natural samples, the isomer composition is generally close to that of Aroclor 1254.

Analytical data show that pollution linked to PCBs is higher than that due to other organochlorinated products, in spite of the official PCBs use limitation for closed systems since 1975.

Except for a pollution peak of 990 ng.l⁻¹, concentrations in raw water are irregular and vary from 25 to 250 ng.l⁻¹.

For 88 % of analyzed samples, dissolved PCB concentrations are higher than the concentrations of PCBs adsorbed onto suspended matter and reach 170 ng.l⁻¹. The main transport (73 %) of the total flux is by solution, in contradiction with commonly accepted views based on the low solubility of PCBs.

The study of adsorption capacity of solid particles demonstrates that its evolution is negatively correlated with the water flux and the solid load, which explains the prevalence of PCBs transport through solution, whatever the suspended matter

concentration. Thereafter, it appears that high values of the partition coefficient are not linked to the concentration of suspended matter. For about half of them, values are low, between $2 \cdot 10^2$ and $12 \cdot 10^1$ l.kg⁻¹.

Key-words : P.C.B., pollution, river, Seine, transport, aqueous phase, suspended matter, partition coefficient.

INTRODUCTION

L'objectif de l'étude est de préciser, suivant le cycle hydrologique, les modalités de l'évolution de la pollution en P.C.B. et de leur transport fluvial. Nous avons particulièrement étudié l'importance relative de la fraction dissoute et de la fraction adsorbée dans les eaux de rivière, en relation avec la teneur en M.E.S., leur proportion de matière organique et leur composition minéralogique. Ces deux derniers paramètres jouent un rôle particulièrement conséquent dans l'adsorption des P.C.B..

En fait, cet aspect du transport est, jusqu'à présent, négligé malgré son importance pour la qualité des eaux produites par les usines de production d'eau potable. La faible solubilité des P.C.B., 70 à 3 500 µg.l⁻¹ suivant les mélanges commerciaux d'après LEE *et al.*, (1979) et les teneurs élevées souvent observées dans les sédiments selon l'O.M.S. (1978) et BURGERMEISTER *et al.*, (1983), ont fait supposer que l'essentiel des P.C.B. transitait sur les M.E.S. En fait, ces dernières sont la plupart du temps en quantité insuffisante pour assurer la majorité du transport, bien qu'elles puissent être de 1 000 à 50 000 fois plus riches en P.C.B. que la phase aqueuse.

Les derniers résultats sur la contamination par les micropolluants organiques dans le bassin versant de la Seine et son estuaire, publiés par l'A.F.B.S.N. (1981), SIMONS (1984), CHEVREUIL *et al.*, (1986), révèlent l'existence d'un problème lié aux P.C.B. En effet la contamination s'élève ou se maintient à un niveau élevé de 1979 à 1984. De plus, l'évolution de la qualité de la ressource en eau potable est préoccupante.

Paris et sa banlieue sont particulièrement concernés par cette pollution, car dans cette région les eaux de surface constituent l'essentiel de la ressource en eau potable. En effet la Seine et la Marne, à partir des usines de production d'eau potable d'Ivry, Orly et Saint-Maur (775 000 m³.j⁻¹ en pointe) fournissent jusqu'à 85 % des 900 000 m³ distribués journallement à Paris d'après l'A.F.B.S.N. (1983).

1 - DÉROULEMENT DE L'ÉTUDE

1-1 Echantillonnage

Nous avons prélevé les échantillons en un point situé en amont des principaux rejets de l'agglomération parisienne et en aval de la

confluence Seine-Marne (pointe amont de l'île St-Louis), ceci afin de représenter au mieux la qualité moyenne des eaux prélevées en amont sur ces deux rivières pour la production d'eau potable. On notera sur la carte (figure 1) la présence d'un rejet d'eaux usées domestiques de l'ordre du $m^3.s^{-1}$, situé en amont des usines de traitement d'eaux au niveau de la confluence de l'Orge. Les échantillons d'un volume de 2 l, prélevés en flacon de verre, sont traités dans l'heure qui suit le prélèvement.

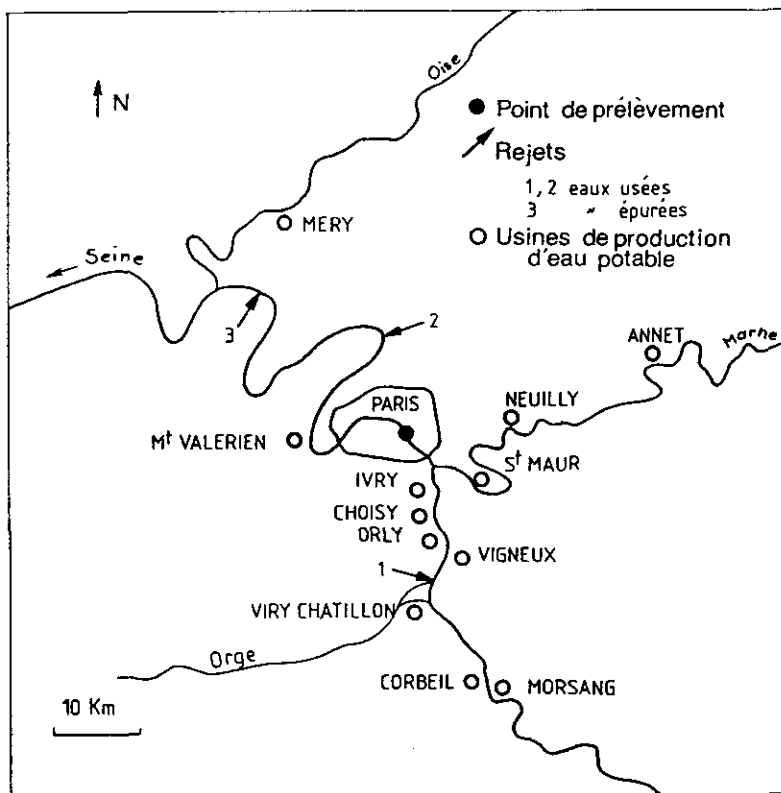


Figure 1.- Carte de la zone d'étude.

Figure 1.- Sketch of the area under study.

La fréquence des prélèvements, fonction de la cote d'eau observée, varie de 7 jours en général à 2 jours lors des variations rapides de niveau. On suit ainsi les évolutions des teneurs et du transport des polluants organochlorés suivant le cycle hydrologique.

1-2 Traitement des échantillons

Procédure analytique

Les teneurs en micropolluants sont déterminées sur 500 ml d'eau brute et 500 ml d'eau centrifugée. La concentration en matière en suspension

est déterminée sur filtre 0,45 μm . Dans un premier temps, nous obtenons 500 ml d'eau débarrassée des particules solides par une centrifugation à 6 000 G pendant 15 minutes. Cette technique élimine les risques d'adsorption sur filtre, cause d'erreur dans la détermination de la teneur en P.C.B. dissous selon HORZEMPA et DI TORO (1983).

Les culots de centrifugation, après séchage pendant une nuit à 105 °C, sont récupérés et stockés en dessiccateur, pour la détermination du carbone organique particulaire. Ce paramètre mesuré, au microanalyseur élémentaire CARLO ERBA (CHN) après décarbonatation de l'échantillon par traitement à l'acide chlorhydrique dilué (1,8 N), est exprimé en pourcentage de poids sec de M.E.S..

Les 500 ml d'eau brute et les 500 ml d'eau centrifugée sont ensuite simultanément extraits 3 fois de suite avec 50 ml d'un mélange de solvants à 85 % d'hexane et 15 % de dichlorométhane, ce dernier assurant une meilleure reproductibilité en renforçant le pouvoir d'extraction du premier d'après ALENCASTRO et TARRADELLAS (1983). Les extraits subissent si nécessaire une purification sur Florisil désactivé (60-100 mesh) après avoir été séchés par quelques grammes de sulfate de sodium anhydre. Les extraits sont finalement concentrés à 1 ou 5 ml. Les extraits sont analysés sur un chromatographe en phase gazeuse (Delsi GC 122) équipé d'un détecteur à capture d'électrons (source ^{63}Ni).

L'analyse instrumentale est réalisée sur une colonne capillaire en silice fondue de 30 m de longueur et de 0,25 mm de diamètre interne, chargée d'un film de phase apolaire SPB5 (SE 54 greffée) de 0,25 μm d'épaisseur (gaz vecteur He, gaz de balayage Ar/CH₄, 90/10). Enregistrement et calcul sont réalisés sur un intégrateur (SHIMADZU ST3A). Les températures sont respectivement de 290 °C et 240 °C pour le détecteur et l'injecteur de Ross. Le four est programmé de 150 à 195 °C à 2,4 °C mn⁻¹, puis de 195 à 300 °C à 5 °C mn⁻¹ avec un palier final de 2 mn. L'identification et la quantification sont faites par rapport aux formulations commerciales Aroclor : 1242, 1254 et 1268 utilisées par ALENCASTRO et TARRADELLAS (1983).

Les compositions en isomères et congénères de P.C.B. les plus fréquemment observées s'apparentent surtout à celle de l'Aroclor 1254 (figure 2) auquel se superpose, parfois, une proportion plus faible d'Aroclor 1268. Mais les mélanges de P.C.B. dans les échantillons naturels pouvant différer sensiblement des formulations commerciales, nous ne tiendrons compte pour nos calculs que de la concentration en P.C.B. totaux (exprimés en ng.l⁻¹).

La quantification est faite sur 5 à 12 pics de P.C.B. (selon composition dans l'échantillon) présentant le moins de risque d'interférences avec d'autres produits ; d'autre part, nous n'avons pas remarqué de différences significatives dans les profils de P.C.B. entre eau centrifugée et eau brute (figure 2). La limite de détection après concentration est d'environ 5 ng.l⁻¹.

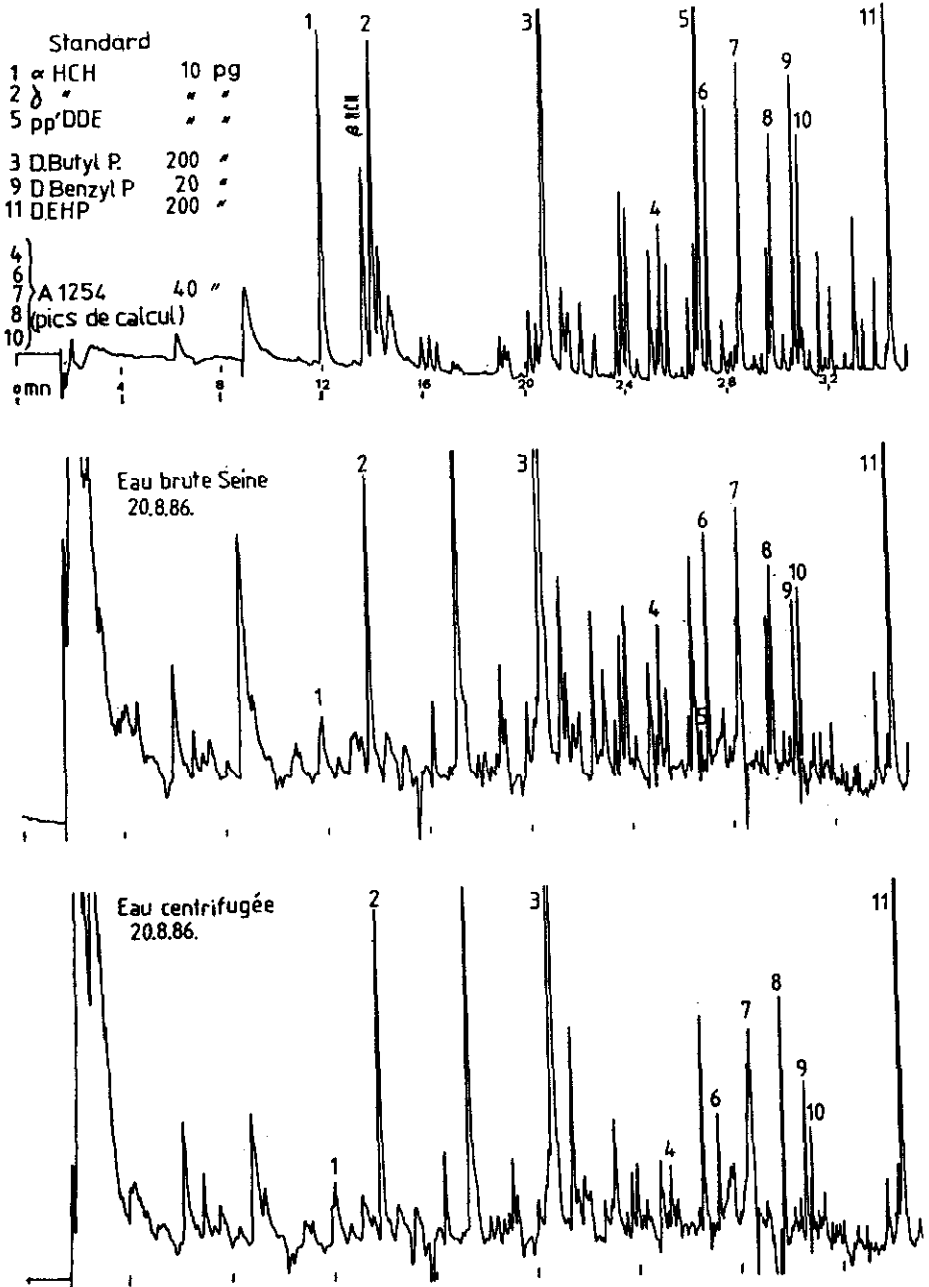


Figure 2.- Chromatogrammes de la solution étalon et d'extraits d'eau de Seine.

Figure 2.- Chromatograms of standard solution and extracts from Seine water.

2 - EVOLUTION DE LA POLLUTION EN P.C.B

2-1 Cycle hydrologique 86

Il est caractérisé par deux crues de moyenne importance en janvier et en mars, dont les débits maximaux journaliers sont respectivement de 679 et 514 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Paris-Austerlitz. Elles sont suivies au printemps d'une période de forte crue dont le débit atteint près de 1 000 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'étiage débute en août et se poursuit jusqu'à la fin d'octobre avec un débit d'étiage absolu de 45 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Jusqu'à la fin de l'automne les débits sont compris entre 200 et 300 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

2-2 Evolution de la teneur en P.C.B. (figure 3)

Sur un an, les teneurs varient irrégulièrement de 20 à 990 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$, avec une teneur moyenne de l'ordre de 100 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$ (la valeur exceptionnellement élevée de 990 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$ étant exclue). On remarque surtout 8 pics de pollution correspondant à des teneurs supérieures à 150 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$. Ceux des 16 et 24 janvier, du 23 juin et du 29 octobre coïncident avec l'accroissement des teneurs en M.E.S. (figure 7), ces dernières étant riches en P.C.B. (1 100 à 14 000 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Ces pics de pollution auraient donc pour origine des remises en suspension de surverses de réseaux d'assainissement. Les pics du 18 février, du 22 septembre, du 17 novembre et des 15 et 19 décembre, sans lien avec les paramètres précédents et l'évolution du débit, seraient dus à l'apport d'un rejet direct ou d'un affluent lui-même contaminé.

2-3 Evolution du flux journalier en P.C.B. (figure 3)

Un flux journalier approximatif a été calculé à partir du débit moyen journalier et de la teneur instantanée en P.C.B. de l'eau brute. Exceptées les déterminations correspondant aux pics de pollution, l'évolution du flux est similaire à celle du débit, ce qui confirme l'origine diffuse de la pollution par les P.C.B. qui est étendue à l'ensemble du bassin versant d'après les études précédemment citées. En effet si l'apport en P.C.B. ne provenait que de rejets directs en rivière les évolutions dans le temps du débit et du flux en polluant seraient indépendantes.

2-4 Pollution apportée par les autres résidus organochlorés (figure 4)

Les concentrations des isomères α , β , γ de l'HCH et du pp'DDE (produit de dégradation du pp'DDT) ont été également déterminées. La pollution en HCH est faible, et pour le γ HCH (lindane), isomère le plus abondant, les concentrations sont faibles en regard de celles des P.C.B. et fluctuent peu (10 à 70 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$). Il n'y a pas d'augmentation des concentrations après les épandages agricoles d'avril-mai. Cependant, à cette époque nous observons une très forte dilution causée par les crues, qui a pu masquer les apports saisonniers.

La pollution résultant des résidus du DDT (interdit d'épandage en France depuis 1976) est négligeable. En effet les teneurs en pp'DDE sont le plus souvent inférieures à 1 $\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$.

Des formes de pollution organochlorée ici étudiées, la plus élevée et la plus préoccupante est celle en P.C.B., bien que la législation

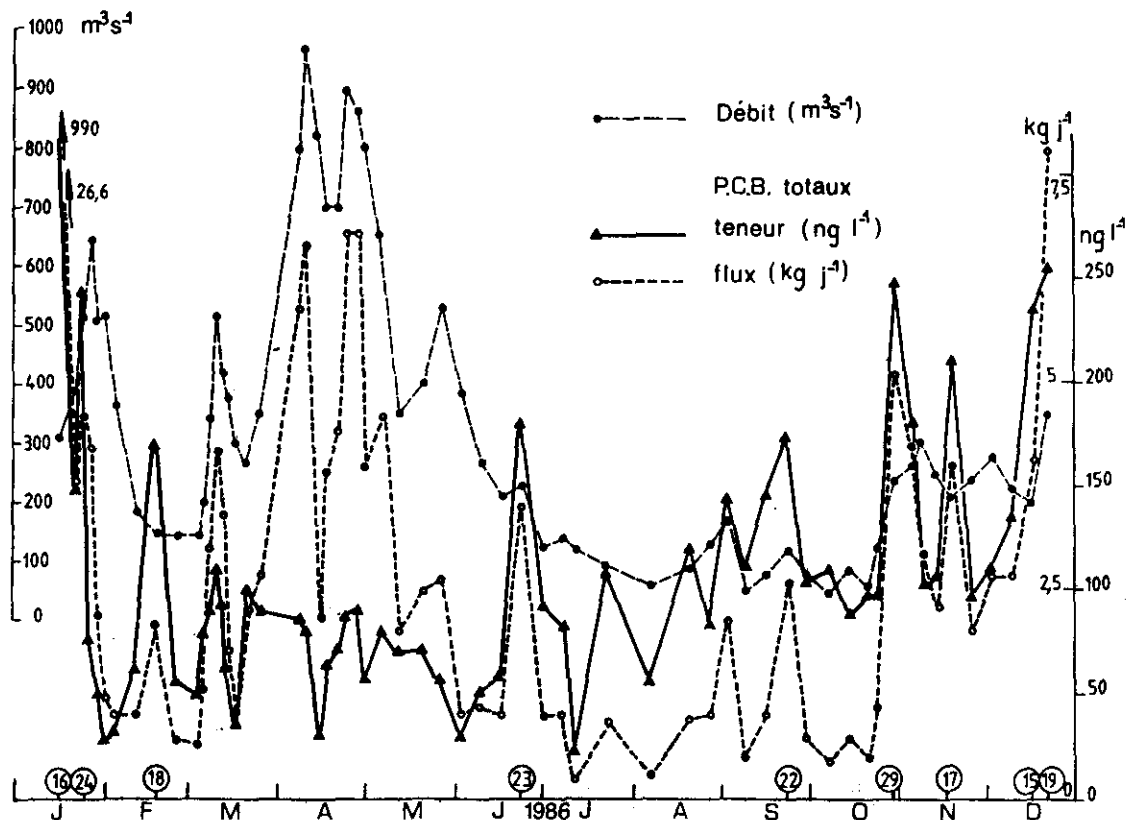


Figure 3.- Evolution des concentrations et du flux journalier des P.C.B. dans l'eau brute.

Figure 3.- Evolution of concentration and daily flow of P.C.B. in raw water.

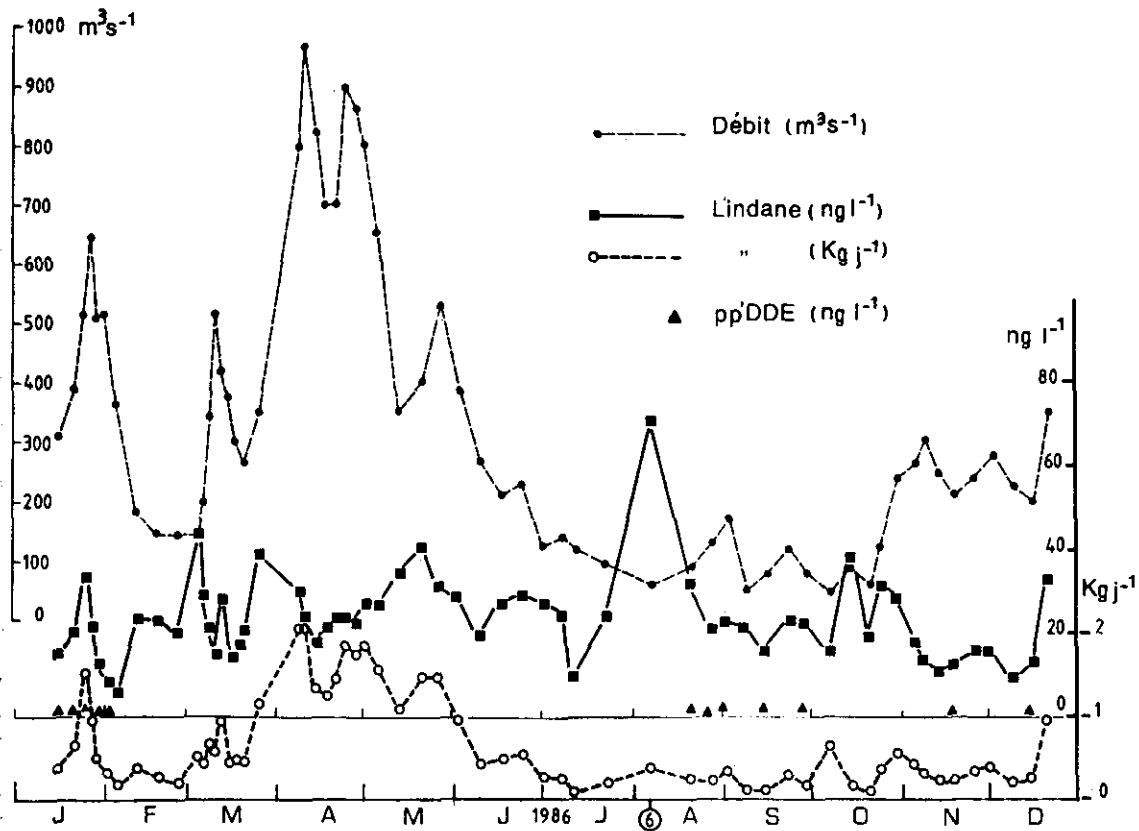


Figure 4.- Evolution des concentrations et du flux journalier du lindane dans l'eau brute.

Figure 4.- Evolution of concentration and daily flow of lindan in raw water.

française interdise (arrêté de 1975) toutes les utilisations qui auraient pour conséquence de répandre ou disperser ces polluants.

3 - RÉPARTITION DES P.C.B. EN MILIEU AQUEUX

Pour des raisons de technique analytique, pour 9 échantillons sur 61 au total, nous n'avons pu déterminer que les P.C.B. totaux sur eau brute. La répartition des P.C.B. entre la phase aqueuse et la phase particulaire n'a alors pu être faite.

3-1 Aspect qualitatif des phases aqueuse et particulaire (figure 5)

Pour 46 des 52 déterminations, soit 88 % des échantillons, les teneurs en P.C.B. dissous sont supérieures aux teneurs en P.C.B. adsorbés, et le plus souvent dans une large proportion. Les quelques cas où les teneurs en P.C.B. adsorbés sont supérieures aux teneurs en dissous, correspondent le plus souvent à des pics de pollution supérieurs à 150 ng.l^{-1} sur l'eau brute. Ce phénomène est alors dû à des fortes teneurs de particules solides riches en P.C.B., et parfois uniquement à une teneur élevée en M.E.S.. Ce dernier cas n'a été constaté que le 27 janvier où la teneur maximale en M.E.S. atteignait 155 mg.l^{-1} avec $265 \text{ } \mu\text{g}$ de P.C.B. par kg de particules solides.

Ceci démontre que contrairement aux idées reçues, la plus grande part des P.C.B. présents dans les eaux naturelles n'est pas éliminée par filtration ou par décantation.

Les périodes les plus critiques du cycle hydrologique, considéré en regard de la qualité des eaux potables vis-à-vis des P.C.B., paraissent être celle de l'étiage, la phase dissoute pouvant dépasser 100 ng.l^{-1} , et la période qui lui fait suite avec des débits intermédiaires de l'ordre de $200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, la teneur en P.C.B. dissous dépassant alors deux fois 150 ng.l^{-1} .

3-2 Bilan (figure 6)

Si l'on considère la répartition "particulaire/aqueuse" exprimée en pourcentage de la concentration dans l'eau brute, on observe que les P.C.B. dissous constituent en moyenne 73 % des P.C.B. totaux (en intégrant sur la période d'observation). Cette répartition est assez homogène et se caractérise par l'absence totale d'évolution suivant le cycle hydrologique. L'évolution de la concentration des P.C.B. dans l'eau brute résulte donc principalement de celle dans la phase aqueuse qui est régie par la variabilité des apports polluants et de la dilution.

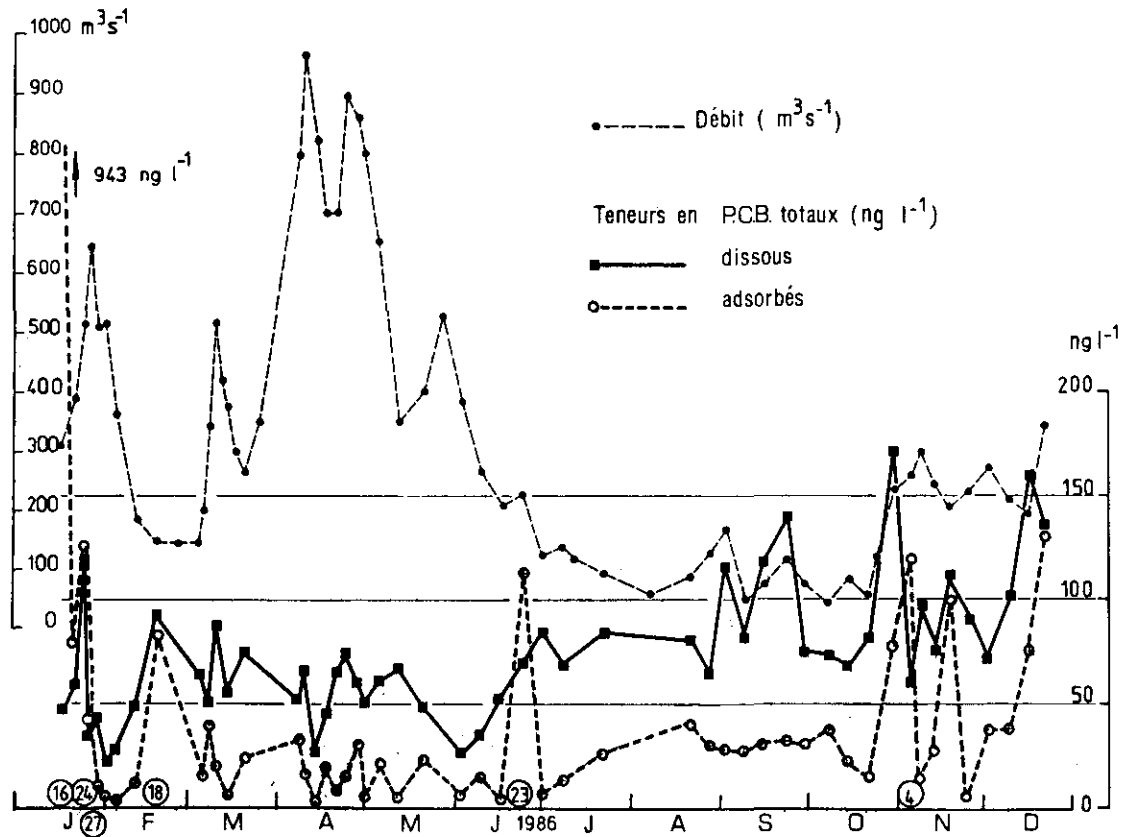


Figure 5.- Répartition des P.C.B. (en concentration) entre phase dissoute et phase adsorbée.
 Figure 5.- Partition of PCBs concentration between dissolved and adsorbed phases.

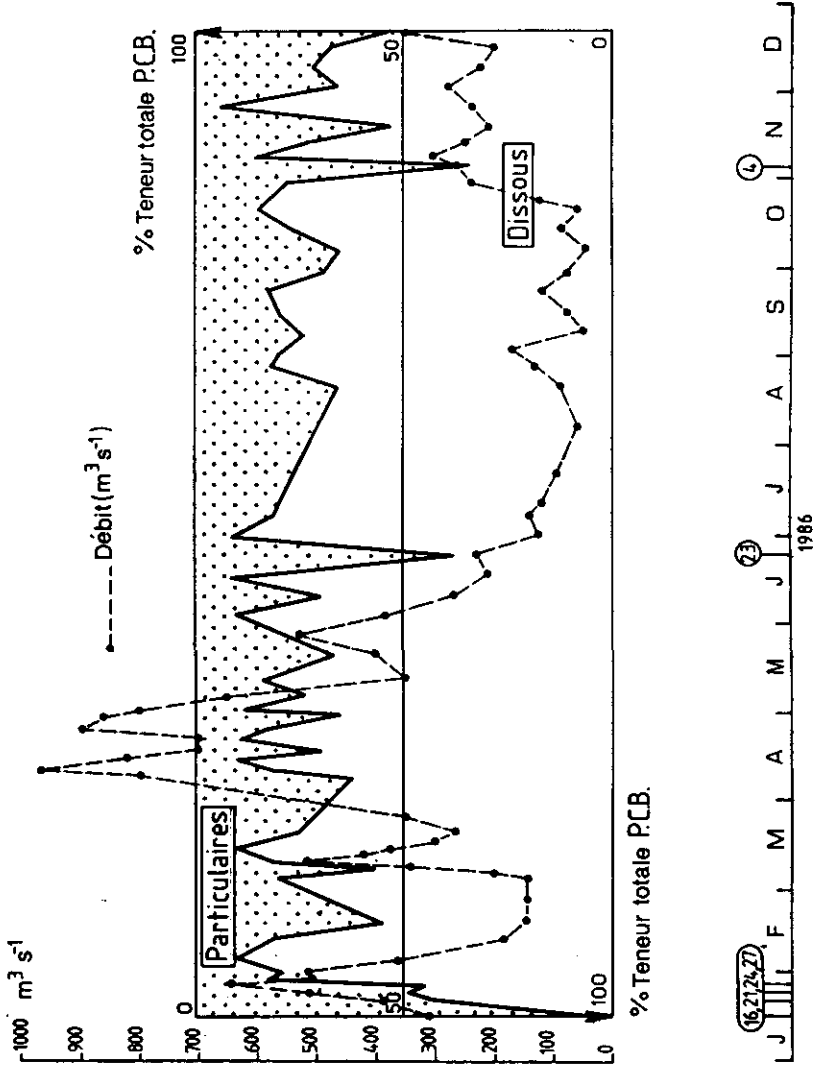


Figure 6.- Répartition de P.C.B. entre phase dissoute et phase adsorbée en pourcentage de la concentration dans l'eau brute.
 Figure 6.- Partition of PCBs per cent between dissolved and adsorbed phases.

4 - MODALITÉS DE LA RÉPARTITION

4-1 Capacité d'adsorption des M.E.S. : évaluation du coefficient de partage

Le coefficient de partage K , défini par HORZEMPA et DI TORO (1983), exprime l'enrichissement en P.C.B. de la phase solide par rapport à la phase aqueuse :

$$K \text{ (l.kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Teneur en P.C.B. des M.E.S. (}\mu\text{g.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentration en P.C.B. dissous (}\mu\text{g.l}^{-1}\text{)}}$$

Les valeurs de K sont comprises entre $2,5 \times 10^3$ et $30 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1}$ en crue et entre 11×10^3 et $84 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1}$ en étiage.

Exceptées deux valeurs élevées de 239×10^3 et $148 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1}$ en janvier et en février, ainsi que deux autres valeurs de 143×10^3 et $100 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1}$ en novembre, l'ordre de grandeur est voisin de celui déterminé dans d'autres eaux douces par HORZEMPA et DI TORO (1983) et par le Groupe de Géochimie Organique du Greco-Ico (1984), soit de 3×10^3 à $50 \times 10^3 \text{ l.kg}^{-1}$. Durant les six premiers mois de l'année 86 (période de (hautes eaux) les deux tiers des valeurs de K sont inférieures à 10^4 l.kg^{-1} . Ce qui traduit la faible capacité d'adsorption des particules solides et explique que l'on n'observe pas une dominance du transport particulaire, durant une période de cycle hydrologique où la charge solide est la plus forte.

4-2 Evolution de la composition des M.E.S. et de leur teneur en P.C.B.

La composition minéralogique des suspensions a été déterminée à deux reprises : en crue (10-4-86) et en étiage (15-9-86). Les résultats de l'analyse diffractométrique aux rayons X exprimés en pourcentage du total minéral sont les suivants :

Tableau 1.- Minéralogie des matières en suspension.

Table 1.- Mineralogy of suspended matter.

	QUARTZ	FELDSPATH (PLAGIOCLASES + POTASSIQUES)	ARGILES (ILLITE, SMECTITE, KAOLINITE, CHLORITE, TALC)	CARBONATES (CALCITE + DOLOMITE)
10.4.86	12,5	4,3 (2,7 + 1,6)	21,4 (7,5 + 5,9 + 5,6 + 2 + 0,4)	26,8 (26 + 0,8)
15.9.86	12,9	2,4 (1,4 + 1)	19,5 (2,7 + 7,9 + 7,8 + 0 + 1,1)	30,2 (27,5 + 2,7)

Dans les deux cas, le total cristallisé est de 65 %, quant à sa différence de composition, elle est trop faible pour engendrer des variations significatives de la capacité d'adsorption. En particulier pour les argiles dont le pourcentage total oscille autour de 20 %. On remarque tout au plus, en avril, une forte proportion d'illite, plus adsorbante

que la kaolinite, d'après NAU-RITTER *et al.*, (1982) et HORZEMPA et DI TORO (1983). Des mesures de surface spécifique, paramètre qui n'a pu être ici déterminé, auraient peut-être permis une meilleure compréhension des phénomènes étudiés, car selon HAQUE *et al.*, (1974) la capacité d'adsorption est inversement proportionnelle à la taille des particules.

Les teneurs en carbone organique particulaire (C.O.P.) présentent des variations plus importantes. Les valeurs en C.O.P. sont comprises entre 3 et 24 %. On observe des valeurs supérieures à 15 % en février-mars et en juillet-août, lorsque le débit est inférieur à $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Il est vraisemblable que ces valeurs élevées soient surtout dues à une réduction de la dilution des apports polluants domestiques.

La teneur en C.O.P. est un facteur déterminant dans la teneur en P.C.B. des M.E.S. En effet la liaison entre ces deux paramètres se traduit par un coefficient de corrélation R de 0,49 (figure 8). Si on écarte trois couples de valeurs sur 51, correspondant aux trois valeurs anormalement élevées de K ($\geq 100 \times 10^3 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$), R atteint la valeur de 0,68. On note aussi une bonne liaison entre K et le C.O.P. puisque l'on obtient entre ces deux paramètres un R de 0,49, ou de 0,75 suivant les conditions précédentes. Ainsi les variations des teneurs en P.C.B. des particules s'expriment dans un rapport voisin de 250, avec des valeurs comprises entre 57 et $14\,000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (p.p.b.) alors que les variations des teneurs en phase dissoute sont dans un rapport de l'ordre de 7.

4-3 Origine des proportions observées dans la répartition

On remarque à la figure 7 que les M.E.S. suivent une évolution similaire à celle du débit, contrairement au C.O.P. qui suit dans l'ensemble une évolution inverse. Le calcul de corrélation entre l'inverse des M.E.S. et le C.O.P. établit l'existence d'une liaison entre ces deux paramètres, correspondant à $R = 0,71$ (figure 8). On observe ainsi l'alternance de périodes à forte charge solide, mais peu adsorbante, durant les crues, avec des périodes à faible charge solide mais très adsorbante, lors des faibles débits. Ce phénomène est confirmé par une excellente corrélation entre K et l'inverse des M.E.S., avec $R = 0,67$ (51 couples) ou 0,79 (48 couples). Les deux paramètres suivants : teneur en M.E.S. et matières organiques des M.E.S. évoluent en sens inverse et se neutralisent. Il en résulte que la proportion des P.C.B. adsorbés est relativement faible et constante tout au long du cycle hydrologique étudié.

CONCLUSION

Le transport des P.C.B. en Seine se caractérise par une fraction dissoute dominant largement la fraction adsorbée, soit respectivement 73 et 27 % en moyenne de la teneur dans l'eau brute. Cette conclusion est en opposition avec les idées généralement admises. L'importance de la valeur du coefficient de partage laisse en effet supposer un transport essentiellement sous forme adsorbée. Toutefois le très faible rapport en masse M.E.S./eau (de l'ordre de 25×10^{-6}) explique nos résultats. Le transport se fera majoritairement sous forme adsorbée

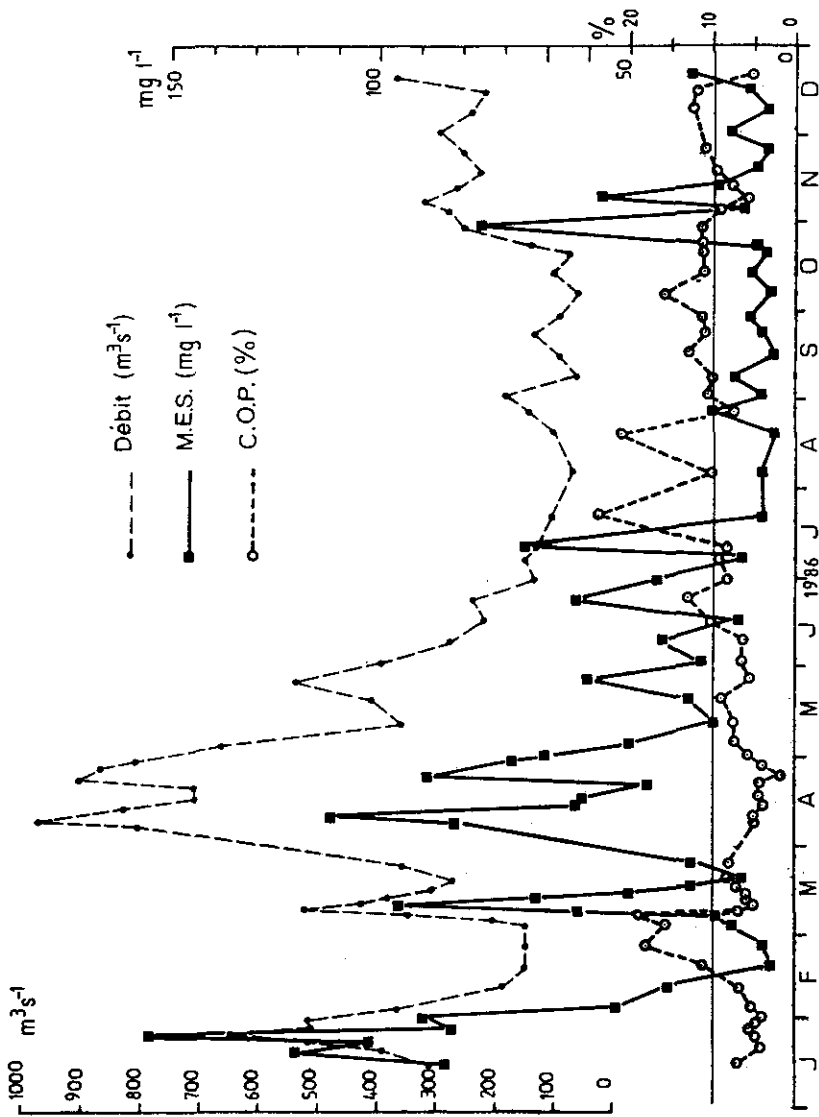


Figure 7.- Evolution des concentrations en M.E.S. et de leur teneur en carbone organique.
 Figure 7.- Evolution of concentrations of suspended matter and particulate organic carbon.

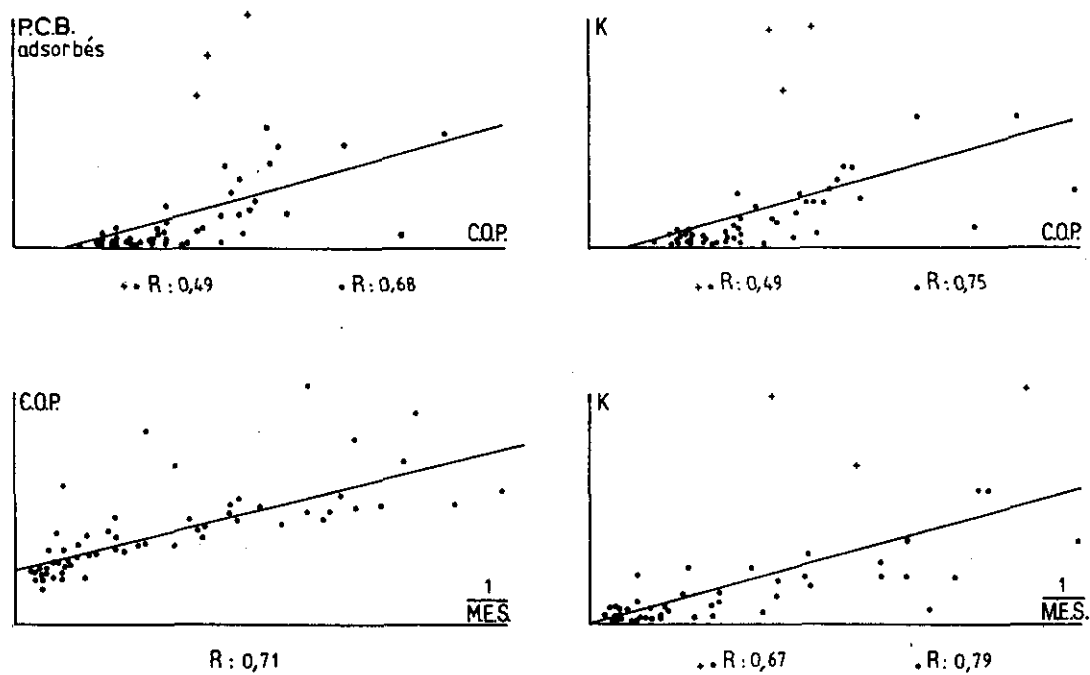


Figure 8.- Représentation graphique des calculs de corrélation.

Figure 8.- Schematic illustration of the correlations.

seulement quand la teneur en M.E.S. sera anormalement élevée (début de crues ...). Cette répartition, sans évolution notable suivant le cycle hydrologique, est principalement due à l'évolution inverse de la teneur en M.E.S. et de leur capacité d'adsorption. Il en résulte que les valeurs du coefficient de partage sont elles aussi inversement proportionnelles à la teneur en M.E.S. Les effets de la répartition sont donc en général défavorables à la qualité des eaux potables produites à partir de la Seine et de ses principaux affluents, car l'élimination des M.E.S. n'entraînera qu'une élimination partielle des P.C.B., et ceci peut contribuer à des dépassements des normes de potabilité, spécialement au cours des périodes d'étiage et des périodes consécutives.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A.F.B.S.N. (anonyme) (1983). Schéma d'aménagement des eaux de la région d'Ile-de-France. Proposition pour une deuxième adaptation du schéma d'alimentation en eau potable de l'agglomération parisienne. Rapport de synthèse, 55 p.:
- A.F.B.S.N. (anonyme) (1981). Note sur les principaux résultats de P.C.B. dans les poissons et dans l'eau. INP, 4 p.:
- ALENCASTRO L.P., TARRADELLAS J. (1983). Etude de la concentration en P.C.B. des eaux usées dans les stations d'épuration. *Gaz-Eaux usées*, 63° année, 3: 113-122.
- BURGERMEISTER G., ASWALD K., MACHADO L., MÖWNER J., TARRADELLAS J. (1983). Concentration en P.C.B. et D.D.T. des sédiments superficiels de la rive suisse du lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 45/1.
- CHEVREUIL M., CHESTERIKOFF A., LÉTOLLE R. (1986). Aperçu sur la pollution par les P.C.B. (polychlorobiphényles) en Seine et son comportement. *C.R. Acad. Sci. Paris*, tome 302, Série II, n°14.
- GROUPE DE GEOCHIMIE ORGANIQUE DU GRECO-ICO (1984). Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : stratégie d'échantillonnage et de recherche élaborées en Loire (France). *Oceanologica Acta*, 7(2): 191-207.
- HAQUE R. et al., (1974). Aqueous solubility adsorption and vapor behaviour of polychlorinated biphenyl Arochlor 1254. *Envir. Sci. Technol.*, 8: 139-142.
- HORZEMPA L., DI TORO D. (1983). The extent of reversibility of polychlorinated biphenyl adsorption. *Water Res.*, 17(8): 851-859.
- LEE M., CHIAN E., GRIFFIN R. (1979). Solubility of polychlorinated biphenyls and capacitor fluid in water. *Water Res.*, 13: 1249-1258.
- NAU-RITTER G., WURSTER C., ROWLAND R., (1982). Partitioning of P.C.B. between water and particulates with various organic contents. *Water Res.*, 16: 1615-1618.
- O.M.S. (1978). Critères d'hygiène de l'environnement. 2. Polychlorobiphényles et polychloroterphényles, 93 p.:
- SIMONS S. (1984). Note sur la contamination par les P.C.B. dans l'estuaire de la Seine et de son bassin versant. Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en baie de Seine.