

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

STRATIGRAPHIE DES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS DANS DES CAROTTES DE SÉDIMENT DU FLEUVE SAINT-LAURENT ET DE LACS DU QUÉBEC MÉRIDIONAL

Par
Claire Laperruque

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès sciences (M.Sc.)
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et
Examineur interne

Patrice Couture, Professeur
Institut national de la recherche scientifique

Examineur externe

Stéphane Mounier, Maître de conférence
UFR Sciences et Techniques
Université du Sud Toulon-Var (France)

Directeur de recherche

Charles Gobeil, Professeur
Institut national de la recherche scientifique

Codirecteur de recherche

André Tessier, Professeur
Institut national de la recherche scientifique

Mars 2015

REMERCIEMENTS

Charles Gobeil, je tiens tout d'abord à vous remercier pour m'avoir acceptée dans votre équipe en me proposant ce sujet de recherche. D'une aide plus que précieuse de maintes manières, vous vous êtes toujours rendu disponible quel que soit votre emploi du temps. J'ai tant appris par votre rigueur scientifique, notamment sur le plan rédactionnel. Vous êtes un directeur de recherche en OR.

André Tessier, je vous dois également des remerciements pour vos commentaires avisés qui ont su bonifier la qualité de mes recherches.

Merci à vous Patrice Couture, professeur et Stéphane Mounier, maître de conférence d'avoir accepté de corriger mon mémoire.

Merci aux subventions du CRSNG et du FRQNT, accordées aux professeurs Charles Gobeil et André Tessier qui ont pu permettre la réalisation de ce projet.

A Stéphane Moise et à toute l'équipe du laboratoire de l'INRS, mille mercis. Nous n'avancerions définitivement pas dans nos recherches sans vous. Stéphane, tu as sauvé mes analyses de nombreuses fois et tu m'as permis de mieux appréhender les BPC et la technique de GC-MS. Tu as répondu à mes nombreuses questions et ceci toujours avec le sourire.

Puis, un merci à vous, mes collègues et amis, d'ici et d'ailleurs, qui ont de près ou de loin participer à ensoleiller ma vie.

A mes parents... vivant dans un pays où arriver dans le monde du travail avec déjà des dettes à rembourser est monnaie courante, je ne saurais jamais assez vous remercier ... Vous ne comprenez pas toujours mes choix de carrière mais vous êtes toujours là, pour le meilleur et pour le pire. A mon Titou, des p'tites sœurs comme toi c'est la classe, c'était plutôt chouette d'être sur le même fuseau horaire que toi à de nombreuses reprises.

Et puis enfin à Toi, qui fais partie intégrante du livre de ma vie : un chapitre se clôt, un autre s'ouvre et c'est loin d'être le dernier.

RÉSUMÉ

Les biphényles polychlorés (BPC) sont des composés toxiques, persistants et liposolubles qui ont une forte tendance à se bioamplifier dans la chaîne alimentaire. Dans cette étude, les BPC contenus dans des échantillons de sédiment d'une carotte du fleuve Saint-Laurent et de carottes de deux petits lacs du sud du Québec ont été mesurés par la technique de chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. La carotte du fleuve Saint-Laurent fut prélevée à un site situé à proximité (~ 40 km) de l'exutoire du lac Ontario. L'un des lacs dans lequel les sédiments furent prélevés, soit le lac Du Syndicat, est situé dans la péninsule gaspésienne non loin de la petite localité de Murdochville. L'autre lac, en l'occurrence le lac Tantaré, se trouve dans une réserve écologique située à environ 40 km au nord-est de la ville de Québec. Dans ces deux lacs, les contaminants ne peuvent que provenir de l'atmosphère car leurs bassins versants n'ont jamais été habités ou exploités par l'homme. Le taux d'accumulation et l'âge des sédiments aux divers sites avaient antérieurement été déterminés par la méthode géochronologique du ^{210}Pb .

Les résultats obtenus suggèrent que le lac Ontario, où le fleuve Saint-Laurent prend sa source, ne représente pas la source principale des BPC qui circulent et se déposent dans le fleuve, au niveau de ses parties médiane et inférieure, et dans son estuaire. Ils mettent de plus en évidence que le taux d'accumulation des BPC dans les sédiments du fleuve a atteint un sommet vers la fin des années 1970, puis diminua fortement dans la décennie qui suivit. Le taux d'accumulation des BPC dans les sédiments des lacs a par ailleurs suivi une tendance temporelle comparable à celle qui se dégage des sédiments du fleuve Saint-Laurent mais les valeurs y sont cependant plus faibles que celles trouvées au site fluvial auquel on s'est intéressé dans ce travail. Cette recherche révèle de surcroît qu'entre 1 et 10 % seulement de la totalité des BPC accumulés au total dans tout l'estuaire du Saint-Laurent depuis le début de la contamination environnementale par ces composés proviendraient de l'atmosphère. La grande majorité des BPC contenus dans les sédiments de l'estuaire, soit 8700 kg selon une étude antérieure, aurait plutôt pour sources les eaux usées industrielles et domestiques rejetées le long des rives du fleuve, en particulier à proximité de la grande région de Montréal.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
1.1. Bioaccumulation et toxicité.....	3
1.2. Transport dans l'environnement.....	4
1.3. Contamination des Grands Lacs et du Saint Laurent	5
1.4. Objectifs.....	6
2. MÉTHODOLOGIE.....	7
2.1. Sites d'étude.....	7
2.2. Échantillons sélectionnés pour analyse.....	10
2.3. Analyses	10
3. RÉSULTATS.....	19
3.1. Carotte du fleuve Saint-Laurent	19
3.2. Carottes lacustres	21
4. DISCUSSION	25
4.1. État de la contamination des sédiments au site fluvial	25
4.2. État de la contamination des sédiments aux sites lacustres.....	29
4.3. Composition des BPC dans les sédiments du lac Tantaré	31
4.4. Suivi <i>a posteriori</i> du dépôt des BPC.....	32
4.5. Accumulation cumulative des BPC dans les sédiments des lacs	36
4.6. Retombées atmosphériques des BPC dans l'estuaire du Saint-Laurent.....	37
CONCLUSION	41
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	43
Annexe 1 : Numérotation des congénères de BPC selon l'International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC).....	49
Annexe 2 : Teneurs des congénères de BPC dans les sédiments analysés	52

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Coordonnées géographiques des sites de prélèvement des échantillons de sédiment analysés dans cette étude et autres informations relatives à chacun des sites (les données du taux de sédimentation (ω) proviennent de Tessier <i>et al.</i> (2014) pour les carottes des lacs Tantaré et du Syndicat et de Gobeil (1999) pour celle du fleuve Saint-Laurent)	8
Tableau 2.2 : Composition de la solution mère de BPC ayant servi à la préparation des solutions étalons utilisées pour construire les courbes d'étalonnage (lorsqu'une seule valeur est donnée pour deux congénères c'est que ceux-ci sont non différentiables par chromatographie).....	13
Tableau 2.3 : Précisions et exactitudes des mesures des congénères de BPC dans les sédiments de référence SRM1944 (n=6).....	16
Tableau 2.4 : Limite de détection des congénères étudiés	17
Tableau 4.1 : Teneurs maximales de la somme des BPC (Σ BPC) dans les sédiments des Grands-Lacs, du Fleuve et de l'estuaire Saint-Laurent selon différents travaux	26
Tableau 4.2 : Teneurs maximales dans des carottes de sédiments prélevées à divers sites recevant des contaminants uniquement par l'atmosphère.....	30
Tableau 4.3 : Valeurs de l'inventaire cumulatif du ^{210}Pb en excès du ^{226}Ra dans les sédiments ($I^{210\text{Pb}}_{\text{sed}}$) et du facteur de <i>focusing</i> (f) à chacun des sites lacustres étudiés	35
Tableau 4.4 : Inventaire des BPC dans la colonne de sédiment non corrigé pour le <i>focusing</i> (I^{BPC}) et corrigé pour le <i>focusing</i> ($I^{\text{BPC}}_{\text{cor-L}}$) aux différents sites d'étude en milieu lacustre....	37
Tableau 4.5 : Aires présumées pour lesquelles les données sur les sédiments des stations 24A, E3 et C2 peuvent être extrapolées (Lebeuf et Nunes, 2005). Ces données sont les inventaires cumulatifs dans la colonne de sédiments du ^{210}Pb en excès du ^{226}Ra ($I^{210\text{Pb}}_{\text{sed-E}}$), ceux de Σ BPC (I^{BPC}) et ceux des BPC d'origine atmosphérique ($I^{\text{BPC}}_{\text{atm-E}}$) estimés avec l'équation 4.8 en considérant l'inventaire moyen des BPC des bassins A et B du lac Tantaré corrigé pour le <i>focusing</i> ($I^{\text{BPC}}_{\text{cor-L}} = 6,6 \text{ ng cm}^{-2}$). Les données de $I^{210\text{Pb}}_{\text{sed-E}}$ et I^{BPC} sont respectivement tirées des études de Gobeil (1999) et de Lebeuf et Nunes (2005). La dernière colonne du tableau affiche l'accumulation totale des BPC d'origine atmosphérique dans chacune des sous-régions considérées.....	39

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Structure générale d'une molécule de BPC.....	1
Figure 1.2 : Inventaire des BPC utilisés, stockés et détruits au Canada entre 2007 et 2010 (Environnement Canada)	3
Figure 2.1 : Localisation des sites d'étude.....	9
Figure 2.2 : Évolution temporelle de la température de la colonne chromatographique lors du dosage des BPC	12
Figure 2.3 : Exemples de courbes d'étalonnage obtenues pour différents congénères	14
Figure 3.1 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du fleuve Saint-Laurent (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés).....	20
Figure 3.2 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du lac du Syndicat (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieure à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés).....	21
Figure 3.3 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du bassin B du lac Tantaré (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)....	23
Figure 3.4 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du bassin A du lac Tantaré (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)....	24
Figure 4.1 : Profils verticaux des teneurs de la somme des congénères de BPC à trois, quatre et cinq atomes de chlore dans les sédiments de la carotte Fleuve-865 (les valeurs identifiées par des cercles blancs signifient que les valeurs sont sous la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés).....	26
Figure 4.2 : Profils verticaux des teneurs de la somme des congénères de BPC dans les sédiments du lac Du Syndicat (a) et des bassins A (b) et B (c) du Tantaré (les valeurs identifiées par des cercles blancs signifient que les valeurs sont sous la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)....	30
Figure 4.3 : Variations chronologiques du flux des BPC déposés à l'interface eau-sédiment au site Fleuve-865 (a), au lac du Syndicat (b), au bassin A (●) et au bassin B (★) du lac Tantaré (c). Les profils exhibés dans les encadrés d et e sont ceux des flux corrigés pour le <i>focusing</i> comme expliqué dans le texte.....	33
Figure 4.4 : Variations temporelles du volume des ventes de BPC aux États-Unis au cours du XX ^e siècle selon Peakall <i>et al.</i> (1975).....	34
Figure 4.5 : Sites de prélèvement de carottes de sédiments dans le chenal laurentien pour lesquels des données de ²¹⁰ Pb et de BPC sont disponibles (Lebeuf et Nunes, 2005; Smith <i>et al.</i> , 1999 ; Gobeil, 1999). Cette portion du chenal laurentien se situe au niveau de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Les résultats obtenus aux stations 24A, E3 et C2 sont présumés être représentatifs des sous-régions définies par l'isobathe de 200 m et les lignes pointillées (Lebeuf et Nunes, 2005).....	38

En 1966, suite à une étude sur le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), un scientifique suédois, du nom de Sören Jensen, découvre l'omniprésence dans les tissus de nombreux organismes d'un composé chimique alors inconnu mais qui s'est avéré plus tard être un BPC (Bazzanti *et al.*, 1997, Jensen, 1972). De là, la communauté scientifique commença à s'intéresser à ce contaminant et, dès 1972, il y eut un large consensus sur le fait que tous les maillons de la chaîne alimentaire étaient contaminés par les BPC (Cairns *et al.*, 1981, Erickson, 1997). En 1968, une première catastrophe en lien avec les BPC se produisit au Japon lorsque de l'huile de riz fut contaminée par un liquide caloporteur contenant des BPC. Cet incident causa l'intoxication de 2000 personnes qui manifestèrent un large spectre de symptômes tels que l'acné chlorique, la décoloration des gencives et de la base des ongles, le gonflement des articulations, la sécrétion de matière cireuse au niveau des paupières, mais aussi d'effets plus généraux sur la santé comme des léthargies et des douleurs articulaires (Erickson, 1997). Des plans de régulation de la fabrication, de l'importation et de l'exportation des BPC commencèrent alors à être mis en place.

Les BPC n'ont jamais été produits au Canada et il fut interdit d'en importer, de fabriquer et d'en vendre en Amérique du Nord à partir de l'année 1977. Jusqu'en 1984, il fut cependant toujours permis de les utiliser dans les appareils en contenant jusqu'à la fin de leur durée utile. À peu près à la même période, l'organisation de coopération et de développement économique (OCDE) condamnait toute utilisation nouvelle de BPC (Cairns *et al.*, 1981, Environnement Canada, 2013, INERIS, 2011). Certaines exceptions à la réglementation sur la fabrication et l'utilisation des BPC subsistèrent néanmoins, et ce, même dans les pays industrialisés. Au Canada, un inventaire des BPC produits, stockés, utilisés et détruits est toutefois mis à jour régulièrement par le ministère fédéral de l'environnement. Ainsi, nous pouvons voir à la Figure 1.2 que près de 2000 tonnes de BPC furent encore utilisés en 2010, selon un rapport d'Environnement Canada relatif au règlement sur les BPC. En 1990, un rapport de l'agence de protection de l'environnement américaine établissait par ailleurs que l'incinération des déchets municipaux, médicaux et dangereux était alors responsable à elle seule de près de 95 % des émissions de BPC dans l'atmosphère aux États-Unis (Environmental Protection Agency, 1998).

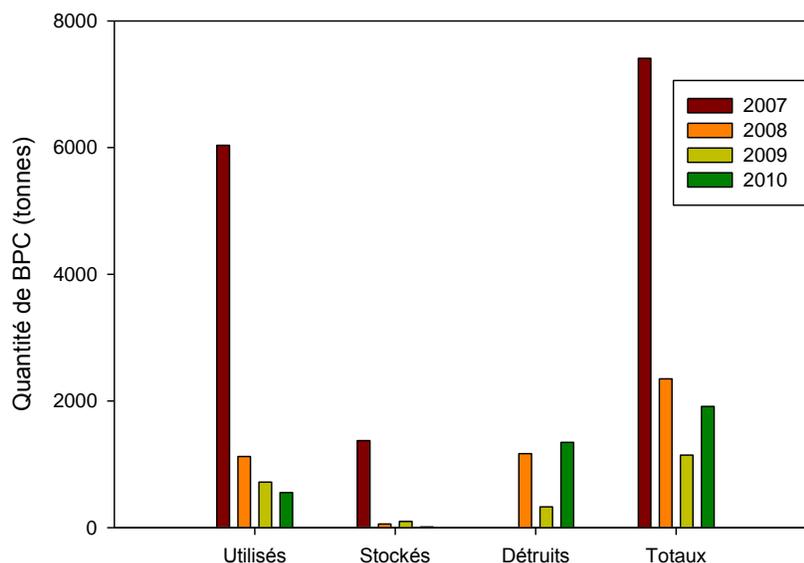


Figure 1.2 : Inventaire des BPC utilisés, stockés et détruits au Canada entre 2007 et 2010 (Environnement Canada)

1.1. Bioaccumulation et toxicité

La forte solubilité des BPC dans les graisses favorise leur bioaccumulation. L'incorporation des BPC dans les organismes dépend cependant, non seulement de la quantité et des caractéristiques des lipides de chaque organisme, mais aussi de facteurs tels que l'âge, le métabolisme et le régime alimentaire de l'organisme (Madenjian *et al.*, 1994). Par ailleurs, la bioaccumulation des BPC varie selon les congénères (Froese *et al.* (1998). Hornbuckle *et al.* (2006) expliquent que cela dépend, entre autres, de la solubilité variable des congénères dans les lipides et de leur configuration spécifique. La bioaccumulation des BPC a en outre tendance à s'amplifier le long des chaînes trophiques (Ylitalo *et al.* (2001).

La toxicité des BPC varie aussi selon les congénères, notamment en fonction du nombre d'atomes de chlore mais également de leurs positions sur les noyaux aromatiques (Metcalf et Haffner, 1995). Certains congénères dont la configuration moléculaire planaire présente des similitudes à celles des dioxines sont particulièrement toxiques (Metcalf *et al.*, 1995). Ces congénères hautement toxiques sont au nombre de 12 (BPC # 77, # 81, # 105, # 114, # 118, # 123, # 126, # 156, # 157, # 167 et # 169 ; Annexe 1). Selon McFarland et Clarke (1989), ces congénères ne sont pas forcément les plus rémanents dans l'environnement.

Les principaux effets toxiques des BPC se situent au niveau des systèmes enzymatiques. Lorsqu'ils se lient au récepteur Ah (hydrocarbure d'aryle), une cascade de réactions se produit et peut entraîner l'expression de gènes ayant des effets nuisibles sur la santé (Battershill, 1994, Metcalfe *et al.*, 1995). Pour mesurer l'intensité de la toxicité d'un mélange de congénères, un facteur appelé facteur d'équivalence toxique (TEF) a été développé à partir de l'affinité des congénères individuels pour le récepteur Ah. Il est à noter qu'on obtient l'activité toxique d'un mélange de BPC en faisant la somme de la toxicité des congénères spécifiques qui composent le mélange (Institut national de sante publique du Québec, 2006, Van den Berg *et al.*, 1998).

1.2. Transport dans l'environnement

Les BPC comptent parmi les 12 polluants organiques persistants (POP) bannis par la Convention de Stockholm signée en 2001 (Convention de Stockholm, Crane *et al.*, 2001, Jones *et al.*, 2004). Ces composés sont inquiétants parce qu'ils sont persistants dans l'environnement, qu'ils sont transportés sur de longues distances depuis leur région d'émission et parce que leurs concentrations dans les organismes augmentent le long des chaînes alimentaires (Breivik *et al.*, 2006, Convention de Stockholm, Jones *et al.*, 1999). Leur présence a notamment été démontrée dans l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère de la planète entière, en particulier dans les régions polaires arctique et antarctique. Malgré leur faible volatilité, le transport atmosphérique des BPC est leur principal mode de dispersion planétaire. Ces composés sont généralement émis dans les régions tempérées mais ils subissent des cycles d'évaporation et de déposition qui les font progressivement migrer vers les régions froides polaires. Ce processus, qualifié « d'effet sauterelle », a été mis en évidence et rigoureusement décrit dans la littérature (Wania *et al.*, 1993, Wania *et al.*, 1995, Wania *et al.*, 1996).

Lorsqu'ils sont déposés à la surface terrestre, les BPC ont tendance à s'adsorber aux particules du sol ou à celles en suspension dans l'eau (Nisbet *et al.*, 1972, Pellet *et al.*, 1993). Swackhamer (1996) explique que la distribution des BPC entre la phase particulaire et la phase aqueuse dépend de la concentration et des caractéristiques de la matière particulaire en suspension. Ils s'associeront préférentiellement aux particules de faible granulométrie riches en carbone organique (Piérard *et al.*, 1996 ; Hornbuckle *et al.*, 2006). Selon Hwang *et al.* (1986), les congénères ayant un petit nombre d'atomes de chlore ont tendance à s'associer plus fortement à la matière organique. En raison de la forte tendance des BPC à s'associer aux particules en suspension, leur temps de résidence dans les systèmes aquatiques naturels est

relativement court (Tanabe *et al.*, 1983). Il varie en outre significativement en fonction de la productivité primaire. En milieu océanique oligotrophe, il serait par exemple de cinq à neuf mois mais ne serait que de seulement un mois en milieu mésotrophe. Par ailleurs, il ne peut être exclu qu'une fois déposés dans les sédiments, les BPC soient dégradés par des microorganismes aérobies et anaérobies (Cookson, 1995, Focht, 1995, Morris *et al.*, 1992, Quensen *et al.*, 1990). Il est cependant généralement admis que les BPC ont peu tendance à être métabolisés dans les sédiments et à être redistribués verticalement après remobilisation dans les eaux porales (Hornbuckle *et al.*, 2006). De ce fait, en absence de bioturbation, les sédiments ont souvent été utilisés comme archives environnementales pour mettre en évidence l'évolution temporelle de la contamination par les BPC dans les systèmes aquatiques (Oliver *et al.*, 1989).

1.3. Contamination des Grands Lacs et du Saint Laurent

Situé au cœur du continent nord-américain, le bassin des Grands-Lacs et du Saint-Laurent occupe une superficie de 766 000 km², abrite 10 % de la population américaine et 25 % de la population canadienne (Hites, 2005). En raison de mauvaises pratiques environnementales, ce bassin fortement industrialisé et urbanisé a subi de façon marquée la pression de l'activité humaine au cours du XX^e siècle, voire même avant. La prise de conscience de la contamination des Grands Lacs et du Saint-Laurent remonte aux années 1960 et 1970 (Trites, 1972, Veith *et al.*, 1971). Plusieurs études ont mis en évidence que les Grands Lacs étaient fortement contaminés par des métaux (Nriagu, 1986) et des contaminants organiques, dont des BPC (Eisenreich *et al.*, 1981). Le lac Ontario, où le fleuve Saint-Laurent prend sa source, est notamment un des Grands Lacs les plus contaminés (Frank *et al.*, 1979 ; Oliver *et al.*, 1989 ; Helm *et al.*, 2008).

Depuis déjà quelques décennies, des scientifiques et la population en général ont exprimé des craintes à l'effet que la forte contamination des Grands Lacs puisse se répandre jusque dans le golfe du Saint-Laurent qui représente la plus grande zone de pêche de la côte est du Canada (Trites, 1972). Pham *et al.* (2000) ont établi que le lac Ontario était la source principale du triazine transporté dans les eaux du fleuve. De même, Comba *et al.* (1993) ont conclu que plusieurs centaines de kilogrammes du pesticide nommé « mirex » se sont échappés du lac Ontario vers le fleuve et l'estuaire du Saint-Laurent. Cependant, bien que l'exportation de contaminants des Grands Lacs vers le Saint-Laurent soit effective, celle-ci demeure dans son ensemble mal définie et peut-être pas aussi importante qu'on le pensait (Gobeil *et al.*, 2005).

Par exemple, (Quémerais *et al.*, 1999) ont démontré que les eaux du lac Ontario contribuaient pour moins de 10 % au flux total de mercure à l'embouchure du fleuve.

L'origine précise des contaminants qui sont retrouvés dans le Saint-Laurent fluvial et marin demeure donc encore aujourd'hui sujette à discussion. La contribution de l'atmosphère à la contamination du Saint-Laurent fluvial et marin est notamment très peu documentée. Dans une recherche relativement récente, Lebeuf et Nunes (2005) ont cependant démontré que les sédiments du chenal laurentien dans l'estuaire du Saint-Laurent sont un site important d'accumulation de BPC (et d'autres composés) dont une part proviendrait de l'atmosphère, soit environ 17 % de la quantité totale des BPC accumulés. Cette conclusion n'a cependant jamais été corroborée dans d'autres études à ce jour. Or, l'origine des contaminants doit être mieux caractérisée pour pouvoir éventuellement agir afin de réduire les émissions.

1.4. Objectifs

L'étude de lacs dont les bassins versants sont demeurés à l'abri de l'activité humaine sont idéaux pour étudier et quantifier les dépôts atmosphériques des contaminants. L'objectif général de ce travail est de contribuer à combler les lacunes existantes dans les connaissances sur les contaminants organiques, en l'occurrence les biphényles polychlorés, d'une part, dans des lacs du Québec méridional où les apports de contaminants ne proviennent que de l'atmosphère et, d'autre part, dans le fleuve Saint-Laurent où les sources de contaminants sont multiples. Plus spécifiquement, les résultats que j'ai acquis permettent de :

- Préciser l'état de la contamination par les BPC dans une carotte de sédiment du fleuve à proximité de l'exutoire du lac Ontario et de carottes de sédiments lacustres ;
- Décrire pour la première fois l'évolution chronologique du dépôt atmosphérique des BPC dans des lacs du sud du Québec ;
- Proposer une estimation de la part atmosphérique dans l'accumulation totale des BPC dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent à partir des données obtenues pour les lacs étudiés.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Sites d'étude

Les échantillons analysés dans le cadre de ce travail proviennent de carottes de sédiment qui avaient été prélevées pour des recherches antérieures. L'une d'entre elle fut prélevée en 1988 à 24 m de profondeur avec un carottier à boîte à une station du fleuve Saint-Laurent (Fleuve-865) se trouvant à la hauteur de la petite localité de Rockport, soit à environ 40 km en aval de la ville de Kingston qui avoisine l'exutoire du lac Ontario (Figure 2.1 ; Tableau 2.1). Cette carotte fut sous-échantillonnée en couches de 1 cm d'épaisseur jusqu'à 5 cm de profondeur, puis, en couches de 2 cm et de 3 cm jusqu'à respectivement 15 cm et 50 cm de profondeur. Les sous-échantillons furent stockés dans des contenants en plastique préalablement nettoyés à l'acide et gardés au congélateur jusqu'à ce qu'ils soient séchés en laboratoire. Ils furent entre autres analysés pour le ^{210}Pb et plusieurs éléments traces et ils se sont avérés être fortement contaminés en argent (Gobeil, 1999). Cette carotte n'avait cependant jamais été analysée pour les BPC. Notre intérêt particulier pour cette carotte tient au fait qu'elle provient d'un segment du fleuve qui se trouve en aval des zones fortement urbanisées et industrialisées qui bordent les Grands Lacs et qu'aucune autre étude n'a rapporté à ce jour d'enregistrement sédimentaire de BPC pour cette partie du fleuve.

Les autres échantillons analysés dans le présent travail proviennent de carottes de sédiment de deux lacs dont les bassins versants n'ont jamais été habités ni exploités par l'homme, ce qui assure que les contaminants trouvés dans ces lacs y sont arrivés par transport atmosphérique (Tessier *et al.*, 2014). Le lac Tantaré est un petit lac de tête oligotrophe situé dans une réserve écologique localisée à environ 40 km de la ville de Québec et de l'embouchure du fleuve Saint-Laurent (Figure 2.1). Son bassin versant n'a pas subi de coupe de bois ni de feu de forêt important depuis au moins 100 ans (Gallon *et al.*, 2005). Ce lac est formé de quatre bassins séparés par des seuils peu profonds. Les profondeurs maximales des deux bassins les plus à l'ouest, identifiés bassins A et B (Figure 2.1), atteignent respectivement 15 m et 22 m. Les coordonnées géographiques précises de chacun de ces bassins où des carottes furent prélevées sont données au Tableau 2.1. Nous pouvons noter que les eaux profondes du bassin A restent oxygénées toute l'année alors que celles du bassin B connaissent des épisodes saisonniers d'anoxie (Couture *et al.*, 2008), ce qui minimise les perturbations des enregistrements sédimentaires par la faune benthique. L'autre lac dans lequel des sédiments

furent prélevés se nomme lac du Syndicat (Figure 2.1 ; Tableau 2.1). Ce dernier se situe dans la péninsule gaspésienne à 25 km de la ville minière de Murdochville (~ 3000 habitants) où se trouvait une fonderie qui fut active de 1951 à 2002, laquelle a été identifiée comme une source locale de contaminants métalliques (Chappaz *et al.*, 2008, Couture *et al.*, 2008, Gobeil *et al.*, 2013). Une seule carotte de sédiment fut prélevée dans ce lac.

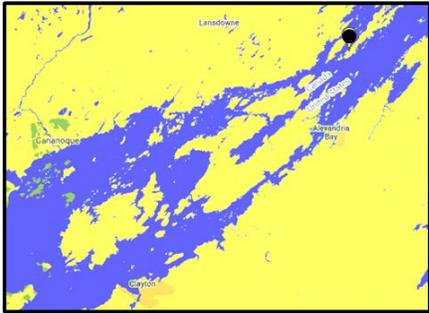
Les prélèvements des carottes de sédiment dans les lacs furent effectués par une équipe de plongeurs à l'aide de tubes en plexiglas d'un diamètre de 9,5 cm au point le plus profond des bassins. Les prélèvements eurent lieu en juin 2011 aux bassins A et B du lac Tantaré et en août 2005 au lac du Syndicat. Les carottes furent extrudées dans les deux heures suivant leur prélèvement en couches de 0,5 cm d'épaisseur entre l'interface eau-sédiment et 10 ou 15 cm de profondeur, puis en couches de 1 cm jusqu'au bas des carottes qui avaient entre 30 et 40 cm de longueur. Les échantillons furent stockés au congélateur dans des sachets de plastique, puis, ils furent séchés au laboratoire par lyophilisation.

Tableau 2.1 : Coordonnées géographiques des sites de prélèvement des échantillons de sédiment analysés dans cette étude et autres informations relatives à chacun des sites (les données du taux de sédimentation (ω) proviennent de Tessier *et al.* (2014) pour les carottes des lacs Tantaré et du Syndicat et de Gobeil (1999) pour celle du fleuve Saint-Laurent)

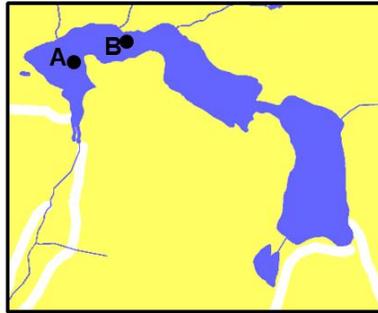
	Lac Tantaré Bassin A	Lac Tantaré Bassin B	Lac du Syndicat	Fleuve-865
Coordonnées	47°04'12"N 71°33'48"O	47°04'15"N 71°33'33"O	49°05'10"N 65°55'05"O	44°22'78"N 75°54'07"O
Région géologique	Bouclier canadien	Bouclier canadien	Appalaches	Basses-Terres
Date d'échantillonnage	Juin 2011	Juin 2011	Août 2005	Août 1988
Profondeur (m)	15	22	13	24
Condition rédox des eaux de fond	Oxygéné en permanence	Périodiquement anoxique	Périodiquement anoxique	Périodiquement anoxique
ω (mg cm⁻² a⁻¹)	3,5–7,2	3–11	3,1–13,3	160



Fleuve-865



Lac Tantaré



Lac du Syndicat

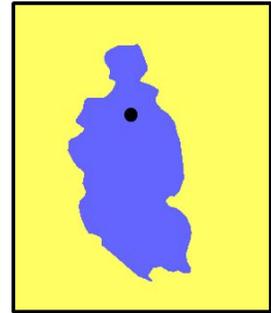


Figure 2.1 : Localisation des sites d'étude

2.2. Échantillons sélectionnés pour analyse

Le contenu en eau des sédiments de surface (0-1 cm) des lacs Tantaré et du Syndicat est de l'ordre de 96-98 % et, bien qu'il diminue avec la profondeur, demeure supérieur à 92 % à 30 cm de profondeur (Couture, 2010). La masse totale de sédiments secs se trouvant dans une couche de sédiment de 0,5 cm d'épaisseur et d'environ 70 cm² de superficie est par conséquent relativement petite, en l'occurrence entre 1 g et 2 g si on présume que la densité de ce sédiment sec riche en matière organique est de l'ordre de 2 g cm⁻³ (Couture *et al.*, 2008). Compte tenu qu'un certain nombre d'échantillons des carottes de ces lacs avaient en outre été utilisés pour d'autres analyses, les masses disponibles pour les analyses de BPC étaient par conséquent restreintes. Afin d'obtenir la quantité requise de sédiment pour analyse, soit au moins 3 g, les échantillons de différentes couches ont dû être combinés. Ainsi, pour ce qui concerne le bassin A du lac Tantaré, entre l'interface eau-sédiment et 20 cm de profondeur, les échantillons de deux couches successives de sédiment ont été combinés pour analyse. Dans le cas de la carotte du bassin B du lac Tantaré, ce sont les sédiments des couches prélevées entre 0 et 7 cm, 7 et 11 cm, 11 et 13 cm, 14 et 17 cm et 25 et 27 cm de profondeur qui ont été combinés pour analyse. Dans le cas de la carotte du lac du Syndicat, ce sont les sédiments des couches prélevées entre 0 et 6,5 cm, 6,5 et 10 cm, 10 et 13,5 cm, 13,5 et 16 cm et 25 et 27 cm de profondeur qui furent rassemblés pour analyse. Le nombre total d'échantillons de sédiment analysés du bassin A du lac Tantaré était de 15 tandis que ce nombre était de 5 pour le bassin B du lac Tantaré et pour le lac du Syndicat. Par contre, en raison du plus faible contenu en eau des sédiments de la carotte Fleuve-865 (91-83 %) et de la masse de matériel disponible, il n'a pas été nécessaire de combiner des échantillons de couches adjacentes pour cette carotte qui fut prélevée avec un carottier à boîte. Dix-huit échantillons de cette carotte furent sélectionnés pour analyse entre l'interface eau-sédiment et 30 cm de profondeur.

2.3. Analyses

La méthode employée est celle développée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2009). Selon cette méthode, les BPC contenus dans un échantillon de sédiment sont extraits avec de l'hexane, puis, l'éluat obtenu est purifié, concentré et analysé à l'aide d'un chromatographe à gaz couplé à un spectromètre de masse (GC-MS). Bien que de principe simple, l'application de cette méthode requiert de la minutie pour éviter une contamination des échantillons et pour identifier et quantifier adéquatement les

composés recherchés lorsque ceux-ci se trouvent en très petites teneurs. Les étapes successives du protocole suivi sont résumées ci-dessous. Il est à noter que les congénères de BPC sont identifiés dans la suite de ce mémoire selon la numérotation assignée par l'*International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC) et que celle-ci est détaillée en Annexe 1.

Ainsi, entre 4 et 12 g de sédiments préalablement lyophilisés sont pesés exactement et soumis à une extraction accélérée par solvant sous pression, en l'occurrence de l'hexane, grâce à un appareil dédié, celui utilisé étant le ASE 350 de la compagnie Dionex. Dans chacune des cellules de cet appareil sont ajoutés le sédiment de masse connue et 25 µL d'une solution d'étalons de recouvrement. Cette dernière est préparée à partir de solutions de congénères spécifiques qui sont peu abondants dans l'environnement (McFarland et Clarke, 1989), soit les congénères # 34, # 109 et # 207. L'extraction est effectuée avec environ 50 mL d'hexane à une température de 100 °C et une pression de $10,3 \cdot 10^6$ Pa (1500 psi). Les volumes des éluats obtenus sont alors réduits à 1 mL par évaporation sous flux d'azote à l'aide d'un évaporateur, celui utilisé étant un TurboVap II de la compagnie Zymark. Les échantillons résultants sont ensuite purifiés en les faisant passer à travers une cartouche contenant 1 g de Florisil® (oxydes de silicium et de magnésium) en utilisant encore une fois de l'hexane comme éluant. Puis, du cuivre activé est ajouté à la solution afin d'éliminer le soufre éventuellement présent dans l'échantillon. Pour activer le cuivre, celui-ci est immergé dans une solution de HCl (1N) pendant 1 min et il est ensuite rincé cinq fois avec 20 mL d'eau distillée, 10 mL d'acétone et 10 mL d'hexane. Le volume de la solution est alors de nouveau réduit par évaporation sous flux d'azote jusqu'à l'obtention d'un volume final de 500 µL. Vingt-cinq (25) µL d'une solution d'étalons internes contenant 2000 µg L⁻¹ des congénères # 29, # 100 et # 119, lesquels sont aussi peu abondants dans l'environnement, sont enfin ajoutés aux échantillons.

Les extraits purifiés et concentrés obtenus sont analysés à l'aide d'un chromatographe à gaz couplé à un spectromètre de masse Perkin Elmer (GC-MS, Clarus 500). Une colonne Zebron-50 de 30 m de longueur et de 0,25 mm de diamètre intérieur comportant une phase stationnaire composée de particules de diphenyl/dimethylpolysiloxane (50/50) d'un diamètre de 0,25 µm est utilisée pour la chromatographie avec de l'hélium comme gaz vecteur. Un (1) µL d'échantillon est injecté quand la température du chromatographe atteint 60 °C. Cette température est maintenue pendant 1 min. L'appareil est programmé pour que la température augmente ensuite progressivement de 40 °C par minute jusqu'à 200 °C, puis, cette température est maintenue pendant 1 min. La température augmente de nouveau jusqu'à 290 °C en 18 min, puis, jusqu'à

310 °C en 30 s, cette température étant maintenue pendant 3 min. La durée totale de la chromatographie est ainsi de 27 min (Figure 2.2)

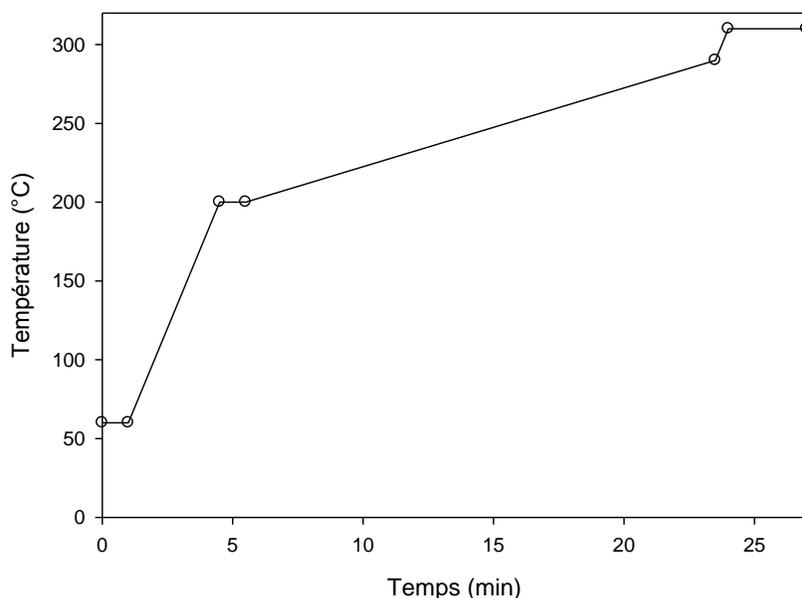


Figure 2.2 : Évolution temporelle de la température de la colonne chromatographique lors du dosage des BPC

L'acquisition des données est effectuée en mode « ions sélectifs ». Ainsi, pour chaque groupe homologue de congénères, nous avons choisi de suivre deux ions de masses M et M+2. Par exemple, pour le groupe des congénères à trois atomes de chlore (Cl-3), les masses 256 et 258 ont été suivies. Lorsque le rapport des masses correspond à $\pm 30\%$ de la valeur théorique, laquelle est principalement dépendante du fait que le chlore possède deux isotopes stables de forte abondance (75,6 % de ^{35}Cl et 24,2 % de ^{37}Cl), et lorsque le temps de rétention de l'ion correspond à celui d'un des étalons de référence à ± 3 s près, la présence d'un congénère spécifique est alors confirmée.

La quantification des BPC présents dans les échantillons est effectuée à l'aide d'une courbe d'étalonnage construite à partir d'une solution préparée pour le CEAEQ et commercialisée par la société Chromatographic Specialties Inc. La concentration de la plupart des 40 congénères spécifiques de BPC contenus dans cette solution mère est de $2000 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tableau 2.2). Sept solutions étalons, dans lesquelles les concentrations des 40 congénères varient entre $2 \mu\text{g L}^{-1}$ et $100 \mu\text{g L}^{-1}$, sont préparées. Des exemples de courbes d'étalonnage obtenues sont montrés à la Figure 2.3. Il est à noter que les courbes d'étalonnage sont construites lors de chaque journée

d'analyse et que les régressions quadratiques de ces courbes sont caractérisées par des coefficients de corrélation de 0,99.

Nous pouvons de plus souligner que pour s'affranchir de problèmes analytiques liés à l'injection de l'échantillon, un facteur de correction, établi grâce aux trois étalons internes ajoutés aux échantillons, est appliqué. L'étalon interne BPC # 29 est utilisé pour corriger les réponses obtenues pour les congénères tri- et tétrachlorés, le BPC # 100 pour les penta- et hexachlorés et le BPC # 119 pour les hepta-, octa-, et nonachlorés. Enfin, précisons de plus que les rendements des extractions déterminés par les étalons de recouvrement sont respectivement de $66 \pm 18 \%$, $82 \pm 22 \%$ et $81 \pm 25 \%$ pour les BPC # 34, # 109 et # 207. De tels rendements sont fréquemment rencontrés dans les analyses de BPC (Evenset *et al.*, 2004, Vanier *et al.*, 1996) et nous n'avons pas corrigé les résultats pour en tenir compte.

Tableau 2.2 : Composition de la solution mère de BPC ayant servi à la préparation des solutions étalons utilisées pour construire les courbes d'étalonnage (lorsqu'une seule valeur est donnée pour deux congénères c'est que ceux-ci sont non différenciables par chromatographie)

Congénère	Nombre de chlore	Teneur ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Congénère	Nombre de chlore	Teneur ($\mu\text{g L}^{-1}$)
BPC #17+18	Cl-3	2000+500	BPC # 151	Cl-6	2000
BPC # 28+31	Cl-3	2000+1500	BPC # 153	Cl-6	2000
BPC # 33	Cl-3	2000	BPC # 156	Cl-6	2000
BPC # 44	Cl-4	2000	BPC # 169	Cl-6	2000
BPC # 49+52	Cl-4	2000+2000	BPC # 170	Cl-7	2000
BPC # 70	Cl-4	2000	BPC # 171	Cl-7	2000
BPC # 74	Cl-4	2000	BPC # 177	Cl-7	2000
BPC # 82	Cl-5	500	BPC # 180	Cl-7	2000
BPC # 87	Cl-5	2000	BPC # 183	Cl-7	2000
BPC # 95	Cl-5	1000	BPC # 187	Cl-7	2000
BPC # 99	Cl-5	2000	BPC # 191	Cl-7	2000
BPC # 101	Cl-5	2000	BPC # 194	Cl-8	2000
BPC # 105	Cl-5	500	BPC # 195	Cl-8	2000
BPC # 110	Cl-5	2000	BPC # 199	Cl-8	1500
BPC # 118	Cl-5	2000	BPC # 205	Cl-8	2000
BPC # 128	Cl-6	2000	BPC # 206	Cl-9	2000
BPC # 132	Cl-6	2000	BPC # 208	Cl-9	2000
BPC # 138+158	Cl-6	2000	BPC # 209	Cl-10	2000
BPC # 149	Cl-6	2000			

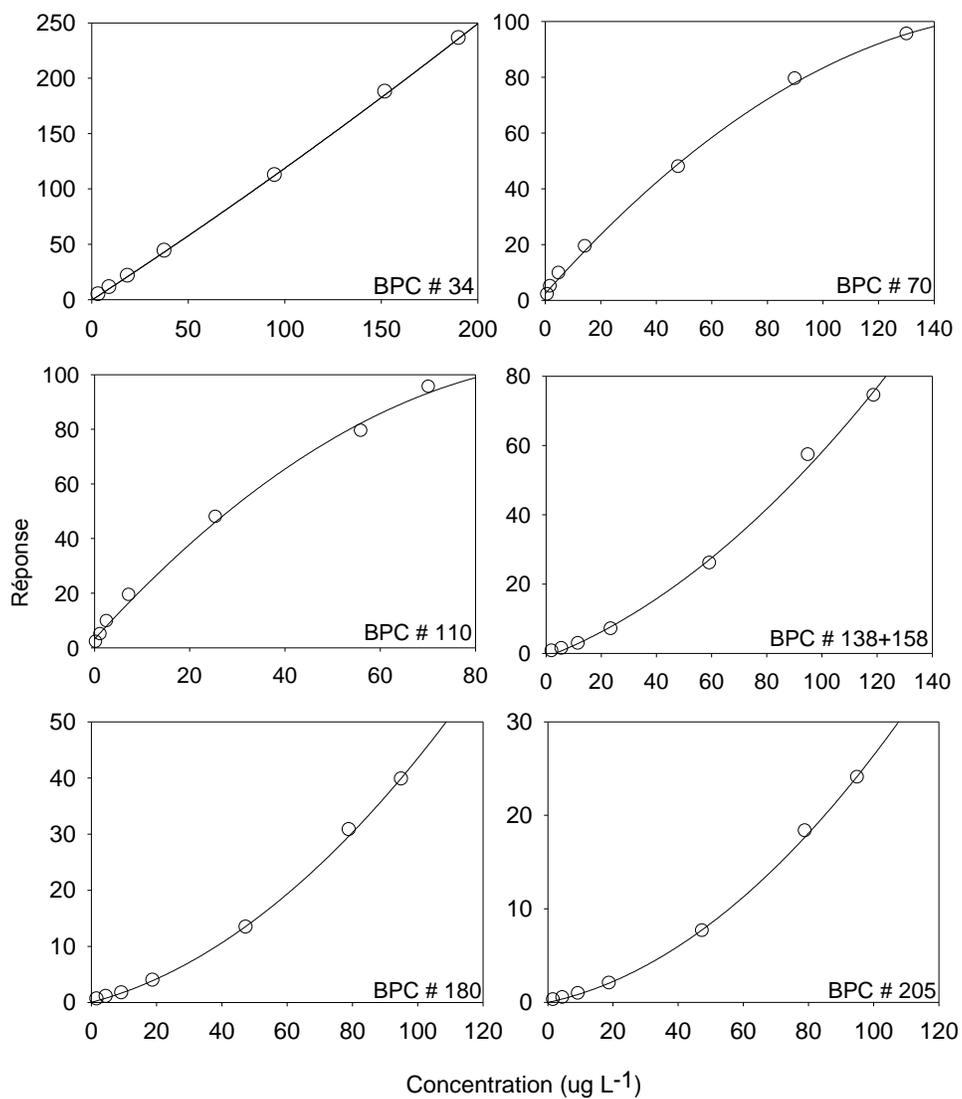


Figure 2.3 : Exemples de courbes d'étalonnage obtenues pour différents congénères

Les précisions et les exactitudes analytiques des dosages sont déterminées grâce à l'analyse répétée (n=6) d'un matériau de référence appelé SRM1944, lequel est constitué d'un mélange de sédiments marins récoltés dans les zones urbaines des états de New York et du New Jersey. Ce matériau de référence est traité selon le même protocole que celui appliqué aux échantillons. Les teneurs de 31 congénères de BPC dans ce matériau de référence sont certifiées par le *National Institute of Standards & Technologies*. Les précisions et exactitudes sont reportées au Tableau 2.3, lequel montre également les précisions et les exactitudes analytiques que nous avons obtenues lors de nos analyses de congénères. Celles-ci sont en moyenne respectivement de 35 ± 22 % et de 18 ± 16 %. Il est à noter que, si nous faisons exception des congénères # 110 et # 151, les moins bonnes précisions et exactitudes analytiques sont obtenues pour des congénères dont les teneurs sont parmi les plus faibles.

Les limites de détection (LD) pour chacun des congénères contenus dans les solutions d'étalons sont reportées au Tableau 2.4. Celles-ci sont définies comme étant équivalentes à trois fois le bruit de fond lors de l'analyse d'un échantillon provenant de la partie profonde de la carotte du bassin A du lac Tantaré. Pour une masse de 7 g de sédiments secs, la valeur moyenne des LD est de $0,4 \text{ ng g}^{-1}$. Dix congénères ont une LD inférieure à $0,1 \text{ ng g}^{-1}$ et deux congénères ont une LD supérieure à 1 ng g^{-1} (BPC # 95 et BPC # 105). Nous pouvons enfin mentionner que les blancs analytiques étaient exempts de toute trace de BPC.

Tableau 2.3 : Précisions et exactitudes des mesures des congénères de BPC dans les sédiments de référence SRM1944 (n=6)

Congénère	Teneur certifiée (ng g ⁻¹)	Moyenne ± Ecart-type (ng g ⁻¹)	Précision (%)	Exactitude (%)
PCB # 18	51	52 ± 12	23	2
PCB # 28+31	160	95 ± 35	37	17
PCB # 44	60	62 ± 18	30	3
PCB # 49+52	132	64 ± 25	25	21
PCB # 87	30	41 ± 8	18	38
PCB # 95	65	34 ± 14	41	48
PCB # 99	38	52 ± 18	36	37
PCB # 101	73	29 ± 9	30	60
PCB # 105	25	30 ± 5	17	22
PCB # 110	64	38 ± 25	66	41
PCB # 118	58	49 ± 12	24	15
PCB # 128	8	12 ± 3	29	41
PCB # 138+158	62	62 ± 14	23	0
PCB # 149	50	49 ± 10	20	0
PCB # 151	17	22 ± 10	47	28
PCB # 153	74	91 ± 21	23	23
PCB # 156	7	8 ± 2	32	16
PCB # 170	23	29 ± 8	29	27
PCB # 180	44	40 ± 11	28	9
PCB # 183	12	12 ± 4	34	1
PCB # 187	25	22 ± 4	19	14
PCB # 194	11	11 ± 9	76	3
PCB # 206	9	6 ± 3	52	31
PCB # 209	7	5 ± 5	86	22

Tableau 2.4 : Limite de détection des congénères étudiés

Congénère	Nombre de chlore	Limite de détection (ng g ⁻¹)	Congénère	Nombre de chlore	Limite de détection (ng g ⁻¹)
BPC #17+18	Cl-3	0.05	BPC # 151	Cl-6	0.16
BPC # 28+31	Cl-3	0.03	BPC # 153	Cl-6	0.12
BPC # 33	Cl-3	0.03	BPC # 156	Cl-6	0.13
BPC # 44	Cl-4	0.61	BPC # 169	Cl-6	0.14
BPC # 49+52	Cl-4	0.55	BPC # 170	Cl-7	0.97
BPC # 70	Cl-4	0.43	BPC # 171	Cl-7	0.26
BPC # 74	Cl-4	0.46	BPC # 177	Cl-7	0.74
BPC # 82	Cl-5	0.17	BPC # 180	Cl-7	0.76
BPC # 87	Cl-5	0.57	BPC # 183	Cl-7	0.47
BPC # 95	Cl-5	1.00	BPC # 187	Cl-7	0.69
BPC # 99	Cl-5	0.83	BPC # 191	Cl-7	0.19
BPC # 101	Cl-5	0.74	BPC # 194	Cl-8	0.07
BPC # 105	Cl-5	1.00	BPC # 195	Cl-8	0.07
BPC # 110	Cl-5	0.53	BPC # 199	Cl-8	0.06
BPC # 118	Cl-5	0.69	BPC # 205	Cl-8	0.08
BPC # 128	Cl-6	0.19	BPC # 206	Cl-9	0.08
BPC # 132	Cl-6	0.10	BPC # 208	Cl-9	0.06
BPC # 138+158	Cl-6	0.12	BPC # 209	Cl-10	0.35
BPC # 149	Cl-6	0.13			

3. RÉSULTATS

Dans ce chapitre, les résultats obtenus de l'analyse des sédiments des différents sites d'études sont illustrés sous la forme de graphiques. Ils sont par ailleurs présentés sous la forme de tableaux à l'Annexe 2.

3.1. Carotte du fleuve Saint-Laurent

Les profils verticaux des BPC qui ont été détectés dans les sédiments de la carotte du Saint-Laurent sont montrés à la Figure 3.1. Il s'agit des congénères à trois chlores BPC # 17+18 et # 28+31, à quatre chlores BPC # 49+52, # 70 et # 74 et à cinq chlores BPC # 110. Les profils des BPC # 49+52 et # 70 présentent clairement des teneurs maximales subsurface. Ainsi, les teneurs augmentent avec la profondeur entre l'interface eau-sédiment et 3-4 cm de profondeur, puis, diminuent et deviennent inférieures à la LD sous 10 cm de profondeur. Les teneurs maximales sont respectivement de 2,1 ng g⁻¹ et de 1,7 ng g⁻¹ pour les BPC # 49+52 et # 70. Quoiqu'un peu moins bien définis, les profils des BPC # 74 et # 110 présentent aussi des valeurs maximales à 3-4 cm de profondeur, lesquelles sont cependant plus faibles puisqu'elles varient entre 0,7 et 0,9 ng g⁻¹. Les profils verticaux des BPC # 17+18 et # 28+31 révèlent d'autre part des teneurs qui tendent à diminuer progressivement avec la profondeur et qui deviennent toujours plus petites que la LD en dessous de 12 cm de profondeur. Les teneurs les plus élevées des BPC # 17+18 et # 28+31 atteignent respectivement 0,7 ng g⁻¹ et 1,8 ng g⁻¹.

Les congénères comportant un nombre de chlore supérieur à cinq n'ont pu être déterminés dans la carotte Fleuve-865. En effet, contrairement à ce qui a été observé pour les congénères plus légers, les pics chromatographiques des congénères à six chlores et plus se perdent dans un amas de signaux mal résolus, peut-être dû à la présence de composés interférents, et ce, malgré l'étape de purification des extraits sur cartouche de Florisil et de l'élimination du soufre par ajout de cuivre activé. Il est à noter que cette difficulté analytique n'a pas été rencontrée lors de l'analyse des sédiments des lacs. Les composés interférents n'ont pas été identifiés mais il pourrait s'agir d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). En effet, une étude de Abrajano Jr *et al.* (2003) recense des teneurs de HAP souvent très élevées (µg g⁻¹) dans les sédiments du Fleuve entre Kinston et Cornwall. Ainsi, bien que nos résultats ne permettent pas de le démontrer, la présence de congénères de BPC comportant six atomes de chlore et plus dans les sédiments de la carotte Fleuve-865 ne peut donc pas être écartée.

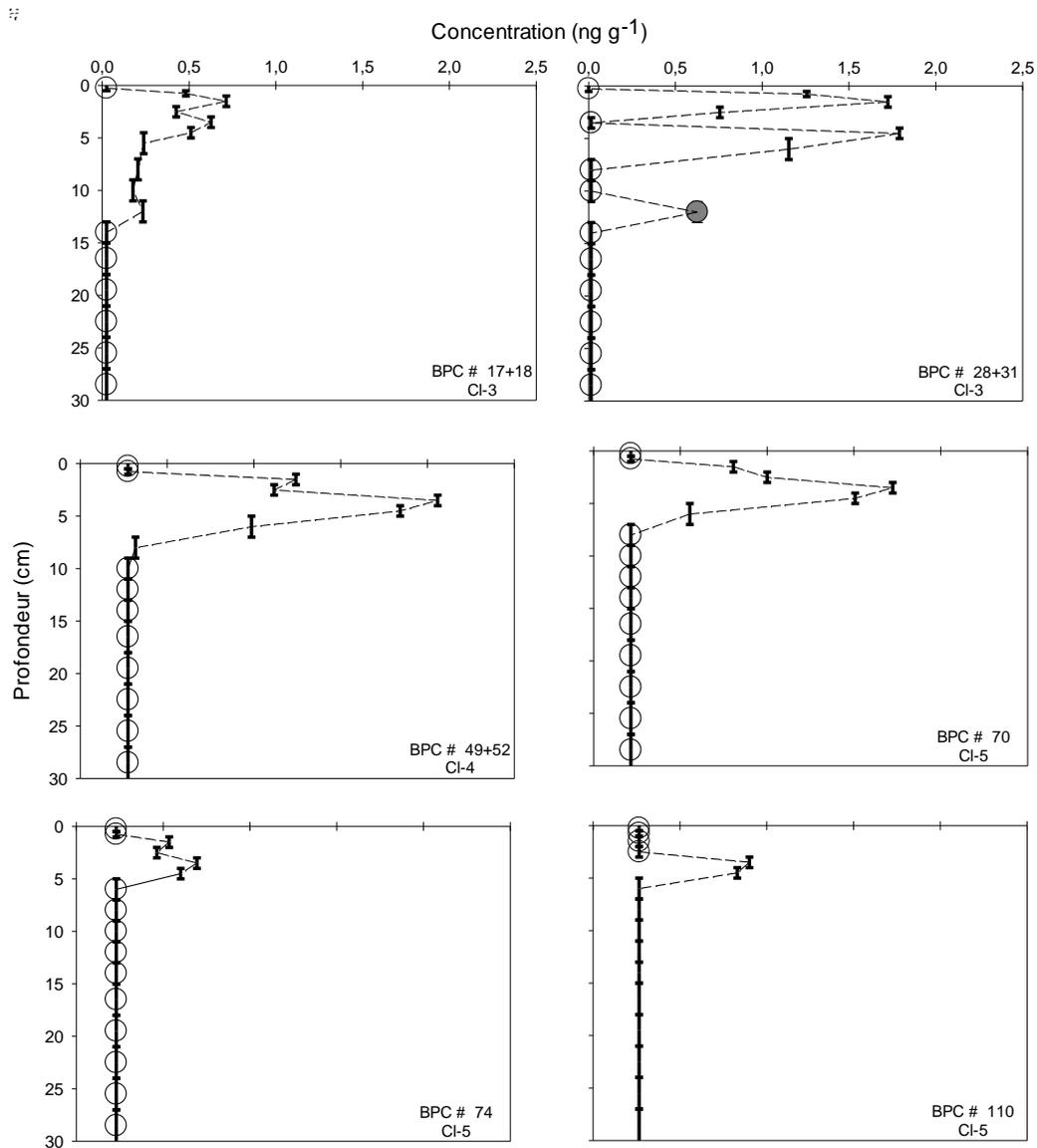


Figure 3.1 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du fleuve Saint-Laurent (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

3.2. Carottes lacustres

Trois congénères de BPC ont été détectés dans les sédiments du lac du Syndicat (Figure 3.2). Ce sont les congénères à six chlores BPC # 138+158 et # 149 et à huit chlore BPC # 199. Les profils verticaux de ces trois congénères sont très similaires. En effet, ils affichent des teneurs qui diminuent entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur et des teneurs inférieures à la limite de détection sous cette profondeur. Les teneurs maximales dans la couche de 0 à 7 cm de profondeur sont de 0,6 ng g⁻¹ pour le # 138+158, de 0,4 ng g⁻¹ pour le # 149 et de 0,3 ng g⁻¹ pour le # 199.

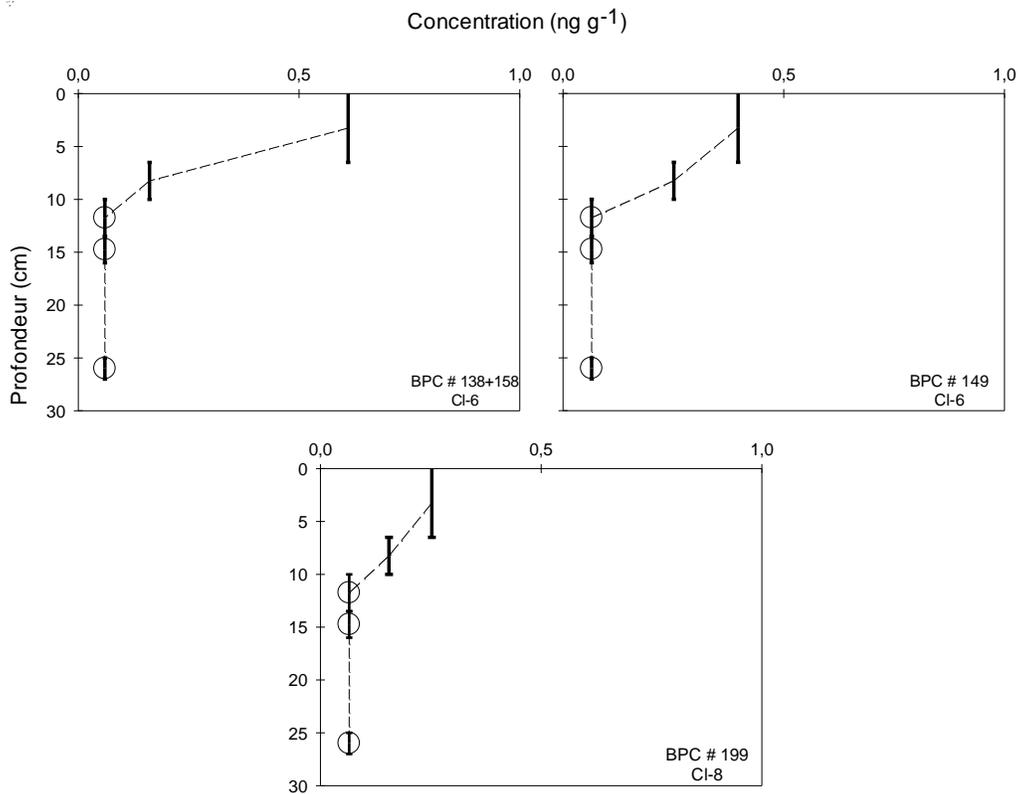


Figure 3.2 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du lac du Syndicat (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieure à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

Un plus grand nombre de congénères de BPC ont été mesurés dans les sédiments du bassin B du lac Tantaré que dans ceux du lac du Syndicat (Figure 3.3). Ce sont des congénères à cinq (BPC # 95 et # 99), six (BPC # 128, # 138+158, # 149 et # 153), huit (BPC # 199), neuf (BPC # 208) et dix (BPC # 209) atomes de chlore. Les profils de tous ces congénères sont plutôt similaires. Ils révèlent des teneurs qui diminuent avec une augmentation de la profondeur et des teneurs toujours inférieures à la LD sous 9-12 cm de profondeur. Les teneurs les plus élevées varient entre 0,5 et 1,8 ng g⁻¹. Nous pouvons noter que les BPC # 138+158 et # 149, mesurés dans les sédiments du lac Du Syndicat, se retrouvent également dans ceux du bassin B du lac Tantaré mais que les teneurs sont entre de 2 à 5 fois supérieures dans ce dernier lac.

Les distributions verticales des teneurs des BPC mesurées dans les sédiments du bassin A du lac Tantaré sont mieux résolues selon la profondeur car un plus grand nombre d'échantillons a pu être analysé (Figure 3.4). Sept congénères ont été mesurés, dont un à quatre atomes de chlore (BPC # 70), trois à six atomes de chlore (BPC # 138+158, # 149 et # 153), un à huit atomes de chlore (BPC # 199), un à neuf atomes de chlore (BPC # 206) et un à dix atomes de chlore (BPC # 209). Les profils des BPC # 199, # 206 et # 209 présentent des teneurs qui augmentent sous l'interface eau-sédiment, atteignent plus de 1,0 ng g⁻¹ vers 3 cm de profondeur, puis diminuent et deviennent inférieures à la LD dans la partie profonde de la carotte. Les profils des autres congénères ne montrent toutefois pas exactement la même tendance puisqu'ils n'affichent pas clairement un maximum à 3 cm de profondeur. En effet, les teneurs de ces congénères diminuent plus ou moins régulièrement avec la profondeur dans les sédiments. Par contre, les teneurs deviennent toujours inférieures à la limite de détection dans la partie profonde des carottes comme observé pour les BPC # 199, # 206 et # 209. Nous pouvons enfin noter que la composition des congénères mesurés dans les sédiments des bassins A et B n'est pas identique. Quatre des congénères du bassin A ne se retrouvent pas au bassin B (BPC # 95, # 99, # 128 et # 208) et trois des congénères du bassin B (BPC # 70, # 199 et # 206) ne se retrouvent pas au bassin A. Quatre mêmes congénères sont cependant retrouvés dans les deux bassins (BPC # 138+158, # 149 et # 153).

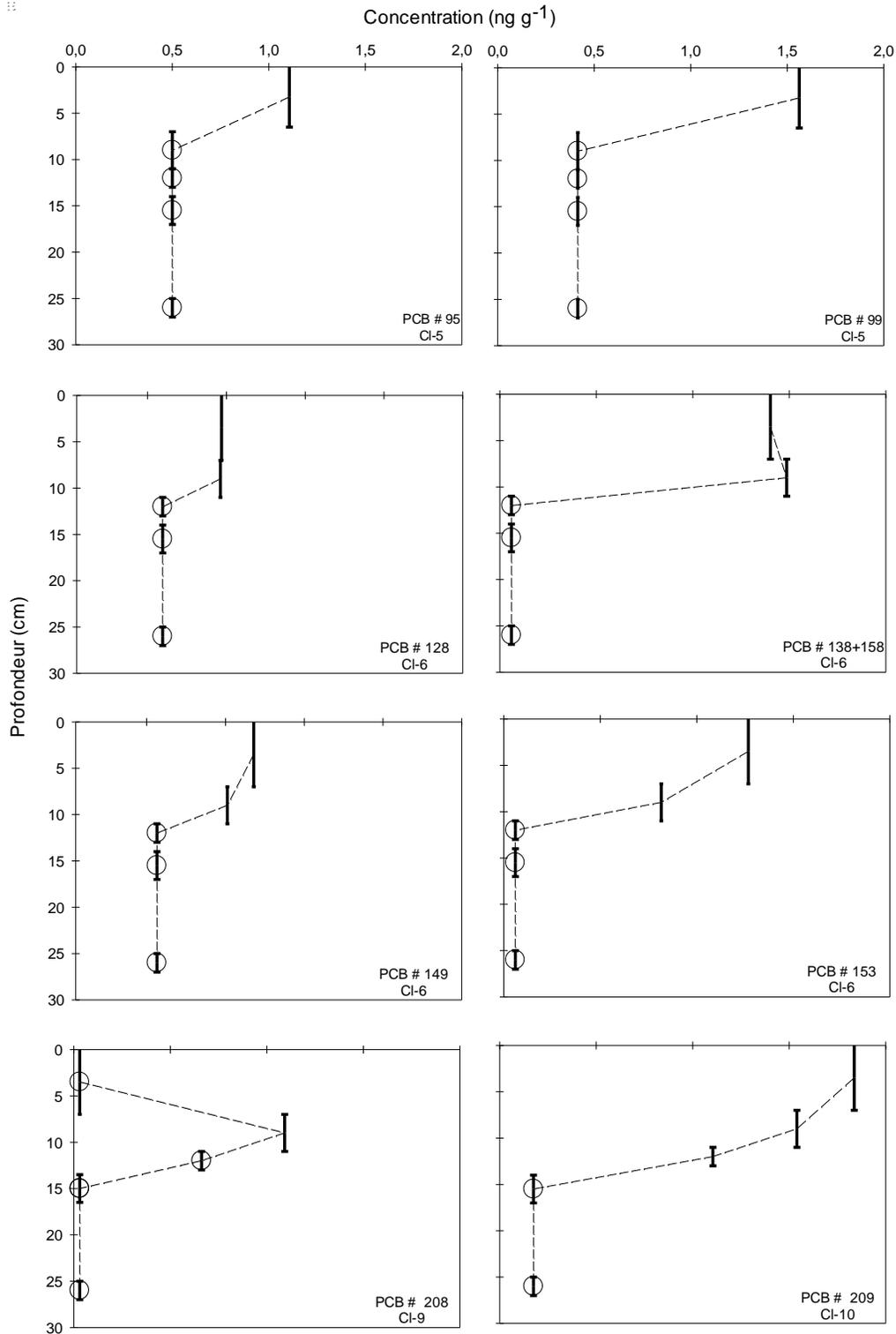


Figure 3.3 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du bassin B du lac Tantaré (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

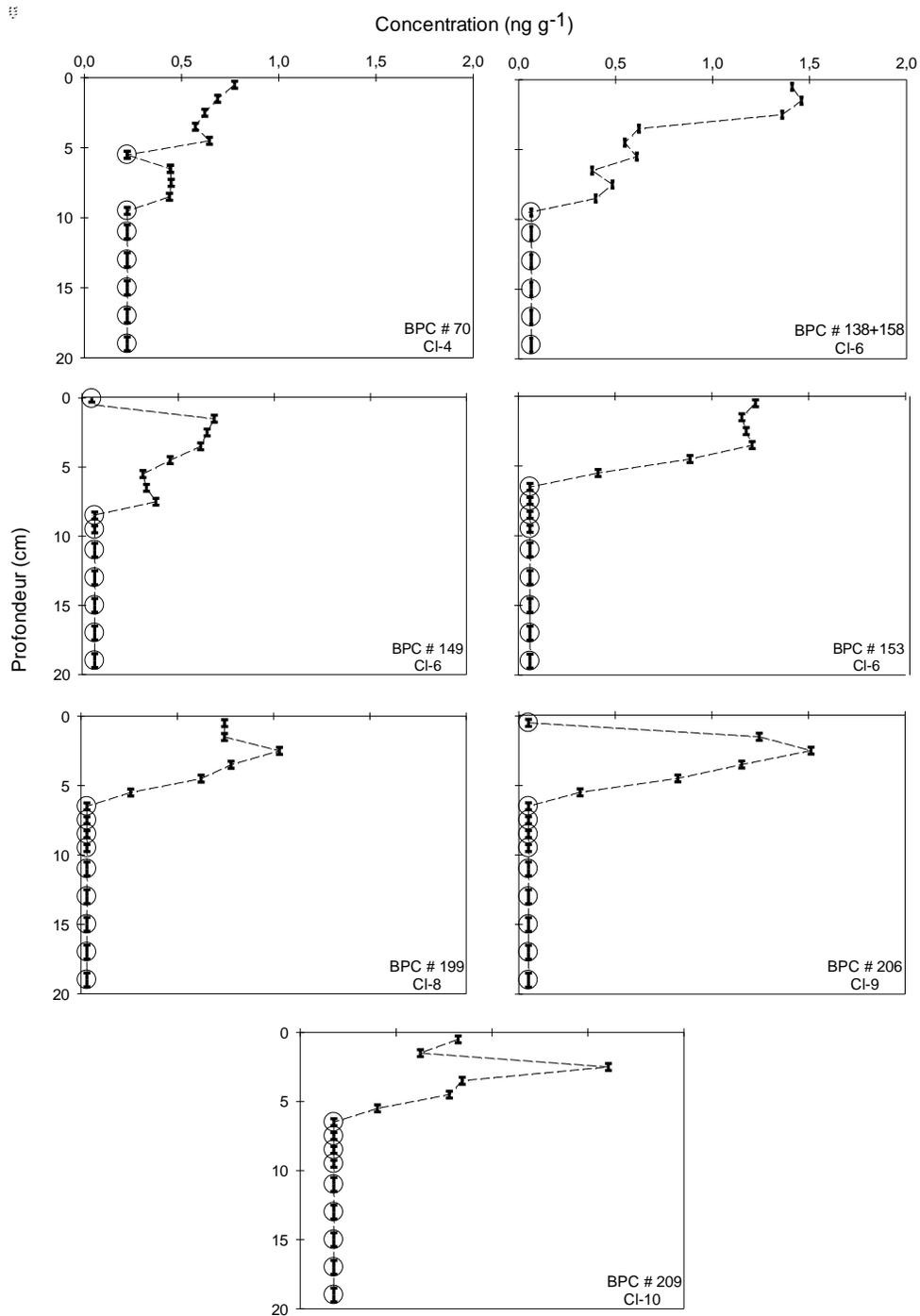


Figure 3.4 : Profils verticaux des BPC dans les sédiments de la carotte du bassin A du lac Tantaré (les cercles blancs signifient que les valeurs sont inférieures à la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

4. DISCUSSION

4.1. État de la contamination des sédiments au site fluvial

Les résultats que nous avons obtenus pour la carotte Fleuve-865 peuvent être comparés à ceux d'études sur les sédiments des Grands Lacs, puisque le fleuve y prend directement sa source. Les teneurs en BPC dans les sédiments de cette carotte sont notamment beaucoup moins élevées que celles rapportées par Oliver *et al.* (1989) pour les sédiments du lac Ontario (Tableau 4.1 ; Figure 4.1). Ces auteurs ont analysé trois carottes de sédiment prélevées à l'aide d'un carottier à boîte dans les bassins Niagara, Mississauga et Rochester du lac Ontario et des échantillons de sédiment de surface (0-3 cm) prélevés à 38 autres sites du même lac. Ils ont entre autres trouvé que les teneurs moyennes des groupes de congénères à trois, quatre et cinq chlores sont respectivement de l'ordre de 20 ng g^{-1} , 200 ng g^{-1} et 180 ng g^{-1} . Ils ont en outre montré que les teneurs de ces groupes homologues de congénères représentent respectivement 4 %, 34 % et 31 % des teneurs totales de la somme des congénères (ΣBPC) dans les sédiments de surface. Les teneurs en BPC dans les sédiments de notre carotte Fleuve-865, dont la teneur la plus élevée de la somme des congénères à trois, quatre et cinq atomes de chlore est de $7,0 \text{ ng g}^{-1}$ (Figure 4.1), seraient ainsi jusqu'à près de 100 fois moins élevées que celles des sédiments du lac Ontario. Selon Oliver *et al.* (1989), les fortes teneurs en BPC des sédiments du lac Ontario sont attribuables à la présence de sources locales multiples de contamination se trouvant principalement dans les régions fortement urbanisées et industrialisées bordant le lac Ontario, notamment celles des villes de Toronto, d'Hamilton et de Mississauga où se concentre une population de plusieurs millions d'habitants.

D'autres travaux ont été réalisés sur la contamination par les BPC dans les sédiments des Grands Lacs. Golden *et al.* (1993) rapportent des teneurs pour la somme des BPC (ΣBPC) qui atteignent respectivement jusqu'à 15 ng g^{-1} , 200 ng g^{-1} et 800 ng g^{-1} dans les sédiments des lacs Supérieur, Michigan et Ontario. Ils ont aussi montré que les profils des BPC exhibent une augmentation des teneurs sous l'interface eau-sédiment et l'atteinte de valeurs maximales dans

Tableau 4.1 : Teneurs maximales de la somme des BPC (Σ BPC) dans les sédiments des Grands-Lacs, du Fleuve et de l'estuaire Saint-Laurent selon différents travaux

Sites de prélèvement	Année de prélèvement	Σ BPC (ng g ⁻¹)	Référence
Lac Michigan	1990-1992	≈ 200	Golden <i>et al.</i> (1993)
Lac Supérieur	1990-1992	≈ 15	Golden <i>et al.</i> (1993)
Lac Ontario	1990-1992	≈ 800	Golden <i>et al.</i> (1993)
Lac Ontario	1968	≈ 200 - 1200	Oliver <i>et al.</i> (1989)
Grands Lacs	2002	≈ 500	Li <i>et al.</i> (2009)
Fleuve Saint-Laurent (Montréal)	1991	≈ 300 - 6500	Vanier <i>et al.</i> (1996)
Lacs Saint François et Saint-Pierre	1992	0,8 - 20	Carignan <i>et al.</i> (1993)
Estuaire du Saint-Laurent	1993-1994	8 - 40	Lebeuf et Nunes (2005)
Fleuve-865 ^{a)}	1988	7	Cette étude

a) La teneur rapportée correspond à celle de la somme des congénères tri, tétra et penta chlorés

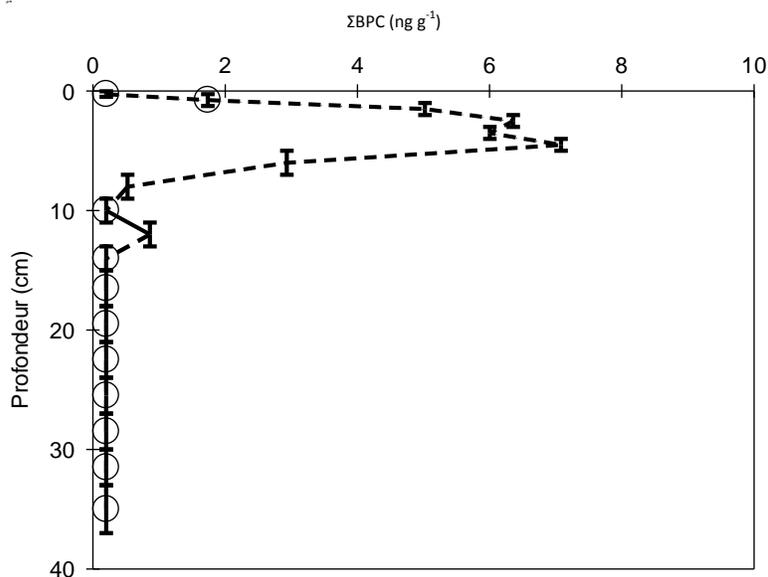


Figure 4.1 : Profils verticaux des teneurs de la somme des congénères de BPC à trois, quatre et cinq atomes de chlore dans les sédiments de la carotte Fleuve-865 (les valeurs identifiées par des cercles blancs signifient que les valeurs sont sous la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

les couches de sédiment déposées au cours des années 1960. De même, Li *et al.* (2009) ont mesuré des teneurs en BPC aussi élevées que 500 ng g^{-1} dans des sédiments provenant des cinq Grands Lacs et ont constaté que les profils verticaux de ces composés dans les sédiments sont caractérisés par des pics de teneurs maximales se trouvant à quelques cm sous l'interface eau-sédiment. Selon les auteurs, cette tendance est à mettre en relation avec l'évolution temporelle du volume des ventes des BPC au cours du XX^e siècle.

Nos résultats pour la carotte Fleuve-865 peuvent toutefois être confrontés à ceux obtenus dans des travaux antérieurs sur les sédiments du fleuve Saint-Laurent (Tableau 4.1). Carignan *et al.* (1994) ont notamment rapporté les profils détaillés de 11 congénères de BPC dans les sédiments des lacs fluviaux Saint-François et Saint-Louis, dont quatre congénères à trois, quatre ou cinq atomes de chlore, soit les BPC # 118, # 105, # 101 et # 77. Les teneurs maximales de ces congénères, lesquels n'ont notamment pas été détectés dans notre carotte prélevée environ 250 km plus en amont, variaient entre $0,8 \text{ ng g}^{-1}$ et 17 ng g^{-1} . Certaines de ces teneurs sont significativement plus élevées que celles des congénères à trois, quatre et cinq atomes de chlore mesurées dans les sédiments de la carotte Fleuve-865. Comme dans les sédiments des Grands Lacs et dans la carotte du Fleuve-865, les profils verticaux des congénères de BPC dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis affichent aussi des maxima sous l'interface eau-sédiment.

Vanier *et al.* (1996) ont aussi analysé des sédiments du fleuve, en l'occurrence des échantillons prélevés avec une benne à 22 stations situées à la hauteur de l'île de Montréal. Ces auteurs ont mesuré des teneurs totales en BPC aussi élevées, voire même plus élevées, que celles rapportées précédemment pour les sédiments du lac Ontario, dont environ 60 % seraient attribuables aux congénères comportant trois, quatre et cinq atomes de chlore. Ces valeurs, lesquelles sont aussi beaucoup plus fortes que celles que nous avons déterminées dans les sédiments de notre carotte Fleuve-865, s'expliqueraient selon les auteurs par la présence de sources locales de contamination de BPC (Vanier *et al.*, 1996).

Nos résultats pour la carotte Fleuve-865 peuvent enfin être confrontés à ceux d'une étude de Lebeuf et Nunes (2005) sur les sédiments du chenal laurentien dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Dans ce travail, quatre carottes de sédiment prélevées le long de l'axe longitudinal de ce chenal ont été analysées. Les auteurs ont trouvé que les teneurs maximales de la ΣBPC variaient entre 8 et 40 ng g^{-1} selon les carottes, dont environ 60 % seraient des congénères à trois, quatre et cinq atomes de chlore. Dans trois des carottes, les profils des

BPC révèlent des maxima sous l'interface eau-sédiment en dépit de la bioturbation des sédiments (Lebeuf et Nunes, 2005).

Les teneurs des BPC mesurées dans les sédiments de la carotte Fleuve-865 sont donc significativement plus faibles que celles rapportées dans la littérature par des auteurs de travaux sur les sédiments des Grands Lacs et du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent. Elles sont au moins deux fois plus faibles que celles des sédiments du lac Supérieur et jusqu'à 100 fois plus faibles que celles des sédiments du lac Ontario. Elles sont en outre nettement inférieures à celles rapportées pour les sédiments du fleuve à proximité de la grande région de Montréal et plus en aval dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Nos observations suggèrent ainsi que la forte contamination par les BPC des Grand Lacs tend à y rester confinée plutôt qu'à se répandre dans le fleuve et l'estuaire du Saint-Laurent, contrairement à ce qu'on a déjà pu croire (Trites, 1972). En effet, les BPC ont une forte tendance à s'associer aux particules en suspension et les Grands Lacs, notamment le lac Ontario, constituent un formidable bassin de rétention de sédiments. Rondeau *et al.* (2000) ont entre autres montré qu'à peine 3 % seulement du flux de sédiment à l'embouchure du Fleuve au niveau de la ville de Québec proviennent du lac Ontario. L'origine des sédiments ($6,5 \cdot 10^6 \text{ t a}^{-1}$) exportés annuellement vers le milieu marin par le fleuve provient essentiellement des tributaires du fleuve (32 %), dont les deux principaux sont les rivières Outaouais et Richelieu, et de l'érosion des berges du fleuve (65 % ; Rondeau *et al.*, 2000). Nos résultats tendent à confirmer que les fortes teneurs en BPC qui ont été mesurées dans les sédiments du fleuve, principalement au niveau des lacs fluviaux Saint-François et Saint-Louis et de l'île de Montréal, proviennent, comme proposé par Vanier *et al.* (1996), de l'activité humaine concentrée le long du tronçon fluvial plutôt que des régions industrialisées et urbanisées qui avoisinent les Grands Lacs. Nous pouvons ici rappeler que jusqu'au début des années 1980, les eaux usées industrielles et domestiques de la ville de Montréal et de la plupart des autres municipalités se trouvant le long des berges du fleuve ne subissaient aucun traitement avant d'y être déversées (Gobeil *et al.*, 2005).

4.2. État de la contamination des sédiments aux sites lacustres

Les teneurs en BPC dans les sédiments des lacs Du Syndicat et Tantaré doivent être comparées à celles trouvées dans des milieux où l'origine des contaminants est aussi essentiellement atmosphérique. Nous pouvons ainsi souligner que les teneurs mesurées dans la présente étude sont nettement inférieures à celles trouvées par Macdonald *et al.* (1991) dans les sédiments de quatre lacs du sud de l'Ontario situés dans un rayon d'environ 350 km de la grande région de Toronto. Les sédiments de surface (0-3 cm) de ces lacs avaient un contenu total en BPC qui variait entre 12 et 54 ng g⁻¹, comparativement à des valeurs maximales se situant entre 1 et 8 ng g⁻¹ dans les lacs Du Syndicat et Tantaré (Tableau 4.2 ; figure 4.2). Macdonald *et al.* (1991) ont suggéré que les différences observées parmi les lacs qu'ils ont étudiés sont dues à la distance des sites vis-à-vis de sources ponctuelles de contamination et aux caractéristiques des bassins versants.

Les teneurs mesurées aux lacs Du Syndicat et Tantaré sont aussi inférieures à celles dosées par Swackhamer *et al.* (1988) dans quatre carottes du lac isolé Siskiwit se trouvant sur l'île Royale dans le nord-ouest du lac Supérieur. En effet, ces auteurs rapportent des valeurs pour la Σ BPC de 48 ng g⁻¹, soit respectivement jusqu'à 50 et 6 fois plus élevées que les teneurs maximales dans les sédiments des lacs Du Syndicat et Tantaré. Selon Swackhamer *et al.* (1988), les teneurs élevées dans le lac Siskiwitt sont influencées par les apports atmosphériques de la ville de Thunder Bay.

Nous pouvons également comparer nos valeurs à celles de Muir *et al.* (1996) pour 11 lacs canadiens subarctiques et arctiques. Les teneurs maximales pour la Σ BPC dans les sédiments de surface (~0-1 cm) de ces lacs variaient entre 2,4 et 39 ng g⁻¹. Dans quatre des lacs, les teneurs étaient toutefois inférieures à 10 ng g⁻¹. Nos valeurs pour les sédiments du lac Tantaré (maximum de 8 ng g⁻¹) se situent ainsi dans la gamme inférieure de celles des sédiments des lacs étudiés par Muir *et al.* (1996). Nous pouvons par ailleurs noter que dans ces derniers lacs, comme dans ceux que nous avons étudiés, la composition des BPC est variable d'un site à un autre.

Les teneurs en BPC dans les sédiments du lac Tantaré sont par contre supérieures à celles rapportées par Kuzyk *et al.* (2010) pour les sédiments marins de la baie d'Hudson dans lesquels les teneurs varient en surface (0-1 cm) entre 0,04 et 0,15 ng g⁻¹. Ces dernières teneurs sont proches de la teneur la plus élevée mesurée dans les sédiments du lac Du Syndicat

Tableau 4.2 : Teneurs maximales dans des carottes de sédiments prélevées à divers sites recevant des contaminants uniquement par l'atmosphère

Sites de prélèvement	Année de prélèvement	ΣBPC (ng g ⁻¹)	Référence
Lacs du sud de la province de l'Ontario	1986-1987	\approx (12-54)	Mcdonald <i>et al.</i> (1991)
Lac Siskiwitt de l'île Royale (Lac Supérieur)	1990-1992	\approx 48	Swackhamer <i>et al.</i> (1988)
Lac de moyenne latitude et de l'Arctique	1990-1992	\approx (2-39)	Muir <i>et al.</i> (1996)
Baie d'Hudson	1968	(0,04-0,15)	Kuzyk <i>et al.</i> (2013)
Lac Tantaré Bassin A	2011	\approx 8	Cette étude
Lac Tantaré Bassin B	2011	\approx 8	Cette étude
Lac Du Syndicat	2005	1	Cette étude

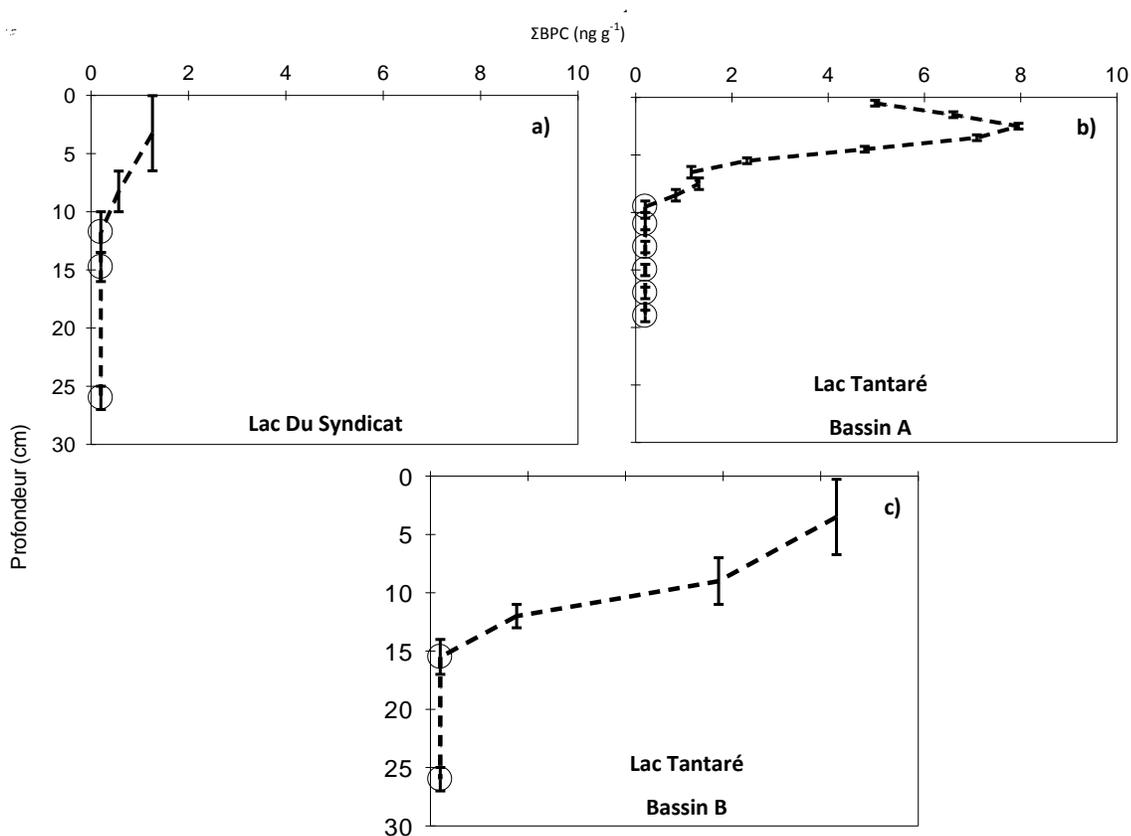


Figure 4.2 : Profils verticaux des teneurs de la somme des congénères de BPC dans les sédiments du lac Du Syndicat (a) et des bassins A (b) et B (c) du Tantaré (les valeurs identifiées par des cercles blancs signifient que les valeurs sont sous la LD et les traits verticaux indiquent l'intervalle de profondeur d'où proviennent les sédiments analysés)

(1 ng g⁻¹ ; Figure 4.2). Kuzyk et al. (2010) ont expliqué que la composition de la matière organique et la texture des sédiments, lesquels sont un mélange de sable et de limon en proportions variables, sont des facteurs qui influencent la distribution des BPC dans les sédiments de la baie d'Hudson. Ils ont outre suggéré que l'abondance relative des congénères de BPC dans les sédiments reflète non seulement les processus de transport des composés, notamment par les rivières qui se jettent dans la baie, mais aussi les processus biogéochimiques qui affectent le cycle du carbone organique.

Les teneurs en BPC dans les sédiments des lacs Du Syndicat et Tantaré sont donc parmi les plus faibles valeurs rapportées à ce jour pour des sédiments de sites situés à l'est et au nord de l'Amérique du Nord. Elles sont inférieures à celles trouvées dans les sédiments de lacs du sud de l'Ontario ne recevant des contaminants que de l'atmosphère. Celles des sédiments du lac Tantaré sont cependant dans la gamme inférieure des teneurs trouvées dans les sédiments de lacs subarctiques et arctiques du Canada mais supérieures à celles mesurées dans les sédiments marins de la baie d'Hudson. Les teneurs en BPC dans les sédiments du lac Du Syndicat, lequel est celui de nos sites d'étude qui est le plus distant d'un centre urbain important, sont par contre similaires à celles des sédiments marins de la baie d'Hudson.

4.3. Composition des BPC dans les sédiments du lac Tantaré

La composition des BPC dans les sédiments des bassins A et B du lac Tantaré n'est pas identique. Tel que souligné précédemment (section 3.2), quatre des congénères mesurés au bassin A ne sont pas présents au bassin B et trois de ceux mesurés au bassin B ne sont pas présents au bassin A. Bien que ces différences ne puissent être interprétées adéquatement dans le cadre du présent travail, on peut néanmoins noter qu'elles sont peut-être à mettre en relation avec les conditions physico-chimiques contrastées entre les deux bassins. En effet, bien que les BPC sont des composés persistants, voire résistants aux transformations biologiques, quelques études ont suggéré qu'ils peuvent être biodégradés et que les processus de biodégradation dépendent des conditions redox du milieu (Cookson, 1995, Focht, 1995, Morris *et al.*, 1992, Quensen *et al.*, 1990). Or, le bassin B est anoxique sporadiquement alors que le bassin A est oxygéné en tout temps (Couture *et al.*, 2008).

4.4. Suivi *a posteriori* du dépôt des BPC

Les teneurs en BPC dans les sédiments, et de tout autre contaminant ayant tendance à s'associer fortement aux particules en suspension, varient en fonction du taux d'accumulation des sédiments. Par exemple, à retombées atmosphériques égales, les teneurs en BPC dans les sédiments tendent à augmenter avec une diminution du taux d'accumulation des sédiments. Pour cette raison, il est souvent plus réaliste de comparer entre des sites différents, le flux des BPC (J^{BPC} ; $\text{ng cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) qui se déposent à l'interface eau-sédiment plutôt que leurs teneurs dans les sédiments. Ce flux à un temps donné peut être estimé à l'aide de l'équation ci-dessous (Equation 4.1), dans laquelle $\{BPC_{mesuré}\}$ est la teneur en BPC dans les sédiments et ω le taux d'accumulation des sédiments à ce même temps.

$$J^{BPC} = \{BPC_{mesuré}\} \cdot \omega \quad \text{Équation 4.1}$$

Il est à noter que les valeurs du taux d'accumulation des sédiments utilisées sont celles fournies par Gobeil (1999) pour la carotte Fleuve-865 et par Tessier *et al.* (2014) pour les carottes des lacs Du Syndicat et Tantaré (Tableau 2.1). Dans tous les cas, ces taux furent déterminés à partir des profils du ^{210}Pb en excès de celui produit dans les sédiments par la désintégration du ^{226}Ra . Au site Fleuve-865, Gobeil (1999) a modélisé le profil en présumant un taux constant de sédimentation et un flux constant de ^{210}Pb . Aux sites lacustres, Tessier *et al.* (2014) ont modélisé les profils à l'aide du modèle CRS (*Constant Rate of Supply*) en présumant un flux constant de ^{210}Pb mais un taux d'accumulation des sédiments variable. Il peut en outre être noté ici que, lorsque des couches de sédiment ont été combinées pour obtenir une quantité suffisante de matériel à analyser, le taux d'accumulation moyen des couches combinées a été utilisé pour calculer J^{BPC} à l'aide de l'Equation 4.1.

Les variations chronologiques de J^{BPC} sont illustrées à la Figure 4.3 pour chacun des sites de prélèvement de cette étude. Au site Fleuve-865 (Figure 4.3a), ce flux est inférieur à la limite de détection de la méthode pendant et avant la première moitié du XX^e siècle puis, il augmente abruptement pour atteindre une valeur maximale de $0,19 \text{ ng cm}^{-2} \text{a}^{-1}$ vers la fin des années 1970. Dans la décennie qui a suivi, J^{BPC} a ensuite diminué fortement jusqu'à la fin des années 1980. Comme c'était aussi le cas pour les teneurs, ces valeurs de flux sont aussi nettement plus faibles que celles que Golden *et al.* (1993) ont rapportées pour les Grands Lacs

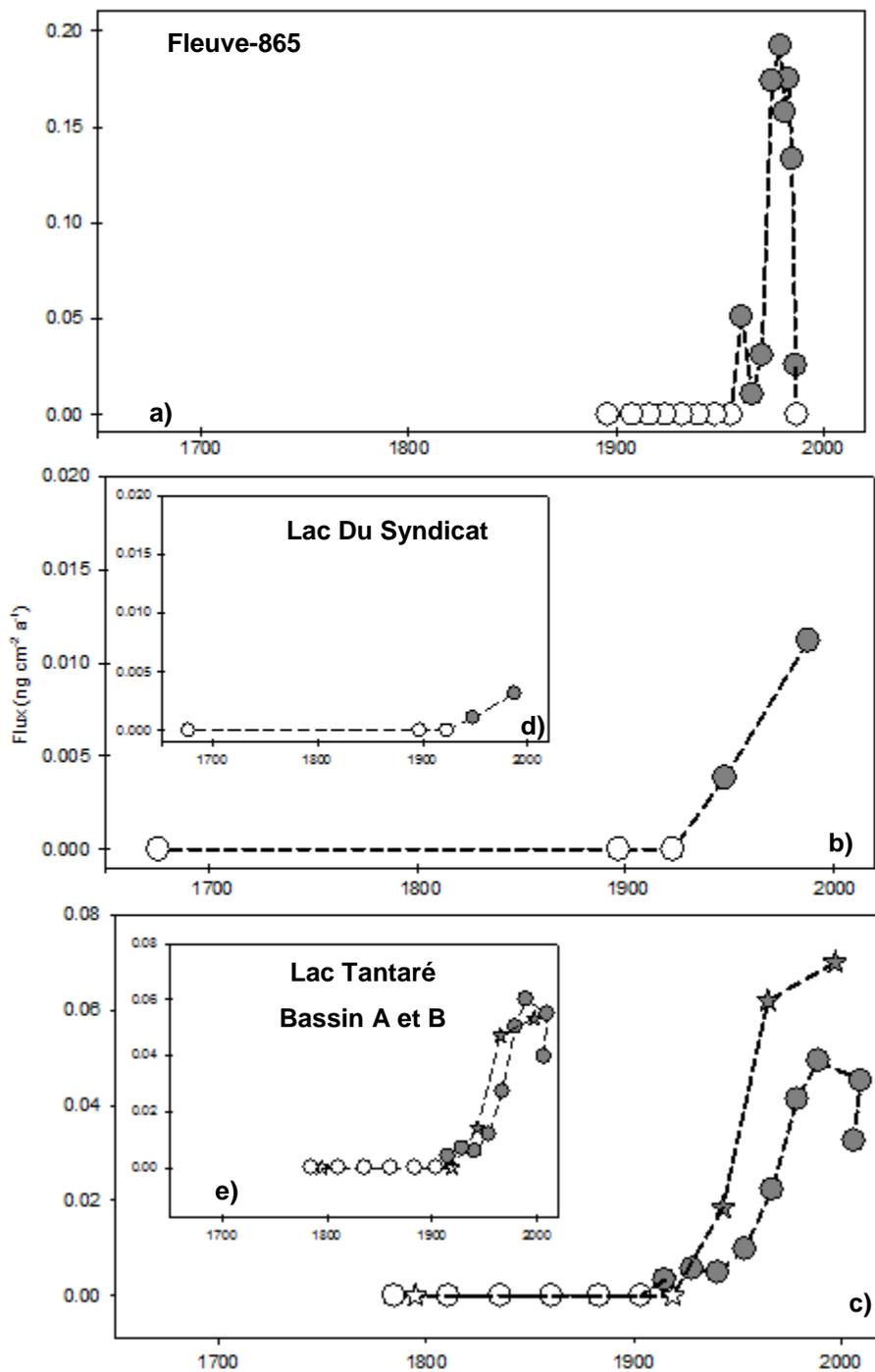


Figure 4.3 : Variations chronologiques du flux des BPC déposés à l'interface eau-sédiment au site Fleuve-865 (a), au lac du Syndicat (b), au bassin A (●) et au bassin B (★) du lac Tantaré (c). Les profils exhibés dans les encadrés d et e sont ceux des flux corrigés pour le *focusing* comme expliqué dans le texte.

(2,6-7,8 ng cm⁻² a⁻¹). Comme d'autres auteurs l'ont suggéré (Carignan et al., 1994, Lebeuf et Nunes, 2005, Oliver *et al.*, 1989), la tendance temporelle que nous observons s'apparente à celle du volume des ventes de BPC en Amérique du Nord au cours du XX^e siècle (Figure 4.4). En effet, les BPC ont été produits et vendus commercialement en grande quantité entre les années 1950 et le début des années 1970, puis, la production fut interrompue et la vente diminua drastiquement (Peakall *et al.*, 1975).

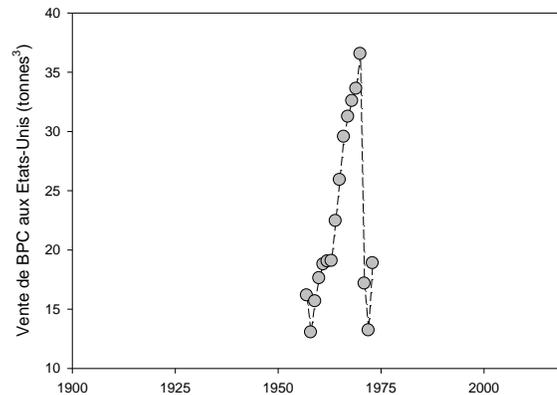


Figure 4.4 : Variations temporelles du volume des ventes de BPC aux États-Unis au cours du XX^e siècle selon Peakall *et al.* (1975)

La résolution temporelle du profil que nous pouvons tracer des variations de J^{BPC} au lac Du Syndicat est relativement faible en raison du petit nombre d'échantillons analysés. Cependant, les résultats permettent tout de même de conclure que ce flux a toujours été très faible voire $<0,015$ ng cm⁻² a⁻¹ (Figure 4.3b) et comparable aux valeurs rapportées par Kuzyk *et al.* (2010) pour la baie d'Hudson ($\sim 0,02$ ng cm⁻² a⁻¹). Au lac Tantaré, autant au bassin A qu'au bassin B (Figure 4.3c), J^{BPC} suit une tendance comparable à celle observée au site Fleuve-865 et les valeurs maximales atteintes sont significativement plus élevées qu'au lac du Syndicat. Le flux des BPC augmente après les années 1950 et atteint respectivement aux bassins A et B des valeurs maximales d'environ 0,05 ng cm⁻² a⁻¹ et de 0,07 ng cm⁻² a⁻¹ au cours des années 1980-1990. Mieux résolu que celui du bassin B, le profil du bassin A montre par ailleurs, comme observé à d'autres sites, une diminution du dépôt des BPC après cette période.

Il est à noter que la différence des valeurs de J^{BPC} entre les deux bassins pourrait être imputée au processus de *sediment focusing*. En effet, chaque bassin lacustre est soumis à des processus sédimentaires spécifiques, notamment des apports de sédiments variables provenant du bassin versant et des pertes éventuelles de sédiments en sortie de bassin (Kada *et al.*, 1992). Un facteur de focusing f peut être estimé à l'aide de l'Equation 4.2.

$$f = \frac{I_{atm}^{210Pb}}{I_{sed}^{210Pb}} \quad \text{Équation 4.2}$$

où I_{sed}^{210Pb} est l'inventaire total du ^{210}Pb en excès du ^{226}Ra dans la colonne de sédiment au site d'étude et I_{atm}^{210Pb} la part de cet inventaire due à la retombée atmosphérique directe du ^{210}Pb au site. Dans une étude sur des carottes de sol du bouclier précambrien de l'est de l'Ontario, I_{atm}^{210Pb} a été estimé à $0,44 \text{ Bq cm}^{-2}$ (Cornett *et al.*, 1984). Cette valeur s'apparente à celle rapportée par Lima *et al.* (2003) pour la côte est américaine, soit $0,55 \text{ Bq cm}^{-2}$. Dans le traitement effectué ici, la valeur de $0,44 \text{ Bq cm}^{-2}$ sera utilisée. Si on présume que les BPC et le ^{210}Pb sont transportés par les sédiments de façon semblable. ce facteur, dont les valeurs sont données au Tableau 4.3 pour chacun des sites lacustres étudiés, permet de calculer un flux de BPC corrigé pour le *focusing* (J_{cor}^{BPC} ; Equation 4.3) :

$$J_{cor}^{BPC} = J^{BPC} \cdot f \quad \text{Équation 4.3}$$

Tableau 4.3 : Valeurs de l'inventaire cumulatif du ^{210}Pb en excès du ^{226}Ra dans les sédiments (I_{sed}^{210Pb}) et du facteur de *focusing* (f) à chacun des sites lacustres étudiés

	I_{sed}^{210Pb} (Bq cm^{-2})	f
Lac Du Syndicat	1,56	0,3
Lac Tantaré Bassin A	0,36	1,2
Lac Tantaré Bassin B	0,58	0,8

Tel que mis en évidence à la Figure 4.3d, ce traitement des résultats rapproche jusqu'à les rendre presque similaire les enregistrements sédimentaires de la retombée atmosphérique des BPC aux bassins A et B du lac Tantaré. Dans les deux bassins, les valeurs maximales de J_{cor}^{BPC} sont de l'ordre de $0,06 \text{ ng cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, ce qui est comparable aux plus faibles valeurs déterminées par Muir *et al.* (1996) dans leur étude sur des lacs subarctiques et arctiques ($0,01 - 0,4 \text{ ng cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Nous pouvons enfin attribuer à des particularités locales le fait qu'il existe un certain décalage entre le moment où le flux maximum apparaît dans les sédiments et la période du maximum de production des BPC en Amérique du Nord, soit la décennie des années 1970.

Nous pouvons notamment penser que l'incendie de 13000 L d'huile contaminée en BPC survenue en 1988 à Saint-Basile-le-Grand a pu influencer significativement les retombées de BPC au lac Tantaré, lequel n'est situé qu'à 230 km de cette petite localité (Phaneuf *et al.*, 1995).

4.5. Accumulation cumulative des BPC dans les sédiments des lacs

La quantité totale des BPC accumulée dans la colonne de sédiment (I^{BPC}) des lacs Du Syndicat et Tantaré peut être calculée à l'aide de l'Equation 4.4,

$$I = \sum_{i=1}^n (1 - \Phi) \cdot \rho \cdot C \cdot Z \quad \text{Équation 4.4}$$

où Φ , ρ , C et Z représentent respectivement, pour une couche de sédiment i , la porosité, la masse du sédiment sec par unité de volume de sédiment frais, la concentration du composé et l'épaisseur de la couche. Les valeurs de Φ furent déterminées à l'aide de l'Equation 4.5 (Berner, 1971), dans laquelle H_2O est le rapport du pourcentage du contenu en eau du sédiment et ρ_{sed} la masse volumique du sédiment sec. Cette dernière fut elle-même déterminée avec l'Equation 4.6 (Avnimelech, 2001), dans laquelle ρ_{org} et ρ_{min} sont respectivement la masse volumique de la matière organique, présumée égale à 1,25 g cm⁻³, et celle du sédiment inorganique, présumée égale à 2,65 g cm⁻³, et M_{org} est le pourcentage de matière organique du sédiment, présumé égale au double de celui mesuré du C_{org} (Couture *et al.*, 2008). Les valeurs de Φ et de ρ_{sed} ont été déterminées antérieurement (Couture *et al.*, 2010) et sont rapportées en Annexe 2.

$$\Phi = \frac{H_2O}{H_2O + \left(\frac{100 - H_2O}{\rho_{sed}}\right)} \quad \text{Équation 4.5}$$

$$\rho_{sed} = (\rho_{org} \cdot M_{org}) + (\rho_{min} \cdot (100 - M_{org})) \quad \text{Équation 4.6}$$

Comme nous pouvions nous y attendre, les résultats de ces calculs indiquent une accumulation cumulative (ou inventaire) de BPC plus élevée au lac Tantaré qu'au lac Du Syndicat (Tableau 4.4). Dans ce dernier lac, l'inventaire est de 1,0 ng cm⁻², soit respectivement environ quatre et dix fois moins que celui des sédiments des bassins A (4,4 ng cm⁻²) et B (10,3 ng cm⁻²) du lac Tantaré. Cette observation confirme la tendance décrite précédemment pour J^{BPC} , à savoir une contamination en BPC significativement plus élevée au lac Tantaré qu'au lac

Du Syndicat. Nous pouvons enfin mentionner que l'inventaire des BPC non corrigé pour les processus de *focusing* au bassin B est plus du double de celui du bassin A (Tableau 4.4 et Figure 4.3c) mais que cette différence s'atténue considérablement après correction des résultats avec l'équation ci-dessous :

Équation 4.7

$$I_{cor-L}^{BPC} = I^{BPC} \cdot f$$

où I_{cor-L}^{BPC} est l'inventaire cumulatif des BPC corrigé pour le *focusing*. Ainsi, après correction, les inventaires cumulatifs corrigés sont respectivement de 5,4 et 7,8 ng cm⁻² aux bassins A et B du lac Tantaré et de 0,3 au lac Du Syndicat (Tableau 4.4).

Tableau 4.4 : Inventaire des BPC dans la colonne de sédiment non corrigé pour le *focusing* (I^{BPC}) et corrigé pour le *focusing* (I_{cor-L}^{BPC}) aux différents sites d'étude en milieu lacustre.

	I^{BPC} (ng cm ⁻²)	I_{cor-L}^{BPC} (ng cm ⁻²)
Lac Du Syndicat	1,0	0,3
Lac Tantaré Bassin A	4,4	5,4
Lac Tantaré Bassin B	10,3	7,8

4.6. Retombées atmosphériques des BPC dans l'estuaire du Saint-Laurent

Le fleuve Saint-Laurent apporte à l'océan mondial plus de 1 % de toutes les eaux douces qui y sont déversées (Gobeil, 2006). Bien que peu concentrées en matière en suspension, les eaux du fleuve charrient néanmoins annuellement plus de $6,5 \times 10^6$ t de sédiment à l'estuaire. Or, selon plusieurs auteurs (d'Anglejan, 1990, Silverberg *et al.*, 1979), il n'y a pas de dépôt permanent de sédiment dans la partie supérieure de l'estuaire, soit entre la pointe est de l'île d'Orléans et les environs du fjord du Saguenay. Dans cette portion de l'estuaire, qui s'étire sur environ 150 km et où les courants sont très dynamiques, le fond marin est essentiellement composé de sable et de gravier. Les sédiments livrés à l'estuaire par le fleuve se déposent plutôt dans le chenal laurentien qui lui s'étend sur plus de 1200 km à travers l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Sous l'isobathe de 200 m, ce chenal occupe dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent une superficie de 4780 km² (Lebeuf et Nunes, 2005) (Gobeil, 1999).

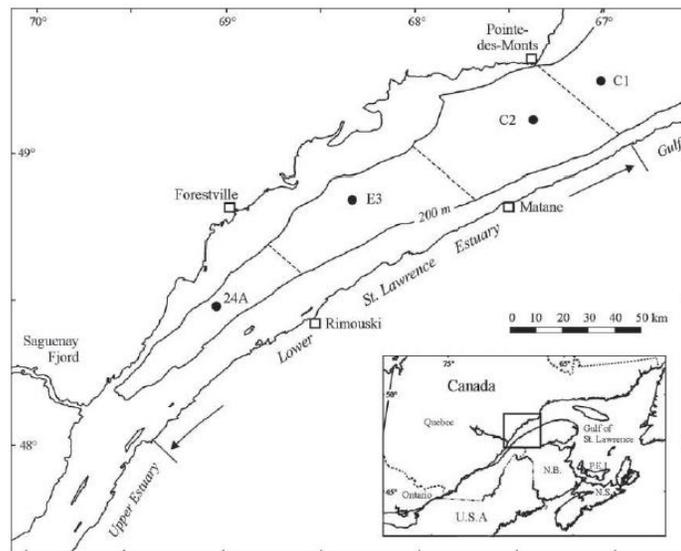


Figure 4.5 : Sites de prélèvement de carottes de sédiments dans le chenal laurentien pour lesquels des données de ^{210}Pb et de BPC sont disponibles (Lebeuf et Nunes, 2005; Smith *et al.*, 1999 ; Gobeil, 1999). Cette portion du chenal laurentien se situe au niveau de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Les résultats obtenus aux stations 24A, E3 et C2 sont présumés être représentatifs des sous-régions définies par l'isobathe de 200 m et les lignes pointillées (Lebeuf et Nunes, 2005).

Des études détaillées de la sédimentation dans le chenal laurentien (Gobeil, 1999, Lebeuf et Nunes, 2005, Smith *et al.*, 1999) ont révélé que le taux de sédimentation qui atteint jusqu'à $0,71 \text{ cm a}^{-1}$ ($\sim 0,42 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) aux environs de la station 24A (Figure 4.5) décroît exponentiellement vers l'aval, devenant de l'ordre de $0,1\text{-}0,2 \text{ cm a}^{-1}$ ($\sim 0,085 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) dans le golfe. Les auteurs de ces études ont aussi montré que l'inventaire cumulatif du ^{210}Pb est respectivement environ 5, 4 et 1,5 fois plus élevés aux stations 24A, E3 et C2 que le dépôt atmosphérique cumulatif du ^{210}Pb dans les sédiments ($0,44 \text{ Bq cm}^{-2}$; Tableau 4.5). De même, selon Lebeuf et Nunes (2005), l'inventaire des BPC dans la colonne de sédiment (I^{BPC}) décroît aussi vers l'aval de façon significative depuis la tête du chenal laurentien dans l'estuaire maritime. Il atteint respectivement 488 ng cm^{-2} à la station 24A mais n'est que de 72 ng cm^{-2} à la station C2 (Tableau 4.5). L'extrapolation de ces données à toute la zone se trouvant sous l'isobathe de 200 m dans l'estuaire maritime a conduit Lebeuf et Nunes (2005) à conclure que les sédiments du chenal dans l'estuaire contiennent au total quelques 8700 kg de BPC (Tableau 4.5). Par comparaison de l'inventaire des BPC dans leurs trois carottes de sédiment du chenal laurentien dans l'estuaire maritime à l'inventaire des BPC dans une carotte prélevée plus en aval dans le

chenal laurentien, ces auteurs ont proposé de surcroît que 17 % de cette quantité sont apportés à l'estuaire par voie atmosphérique.

Tableau 4.5 : Aires présumées pour lesquelles les données sur les sédiments des stations 24A, E3 et C2 peuvent être extrapolées (Lebeuf et Nunes, 2005). Ces données sont les inventaires cumulatifs dans la colonne de sédiments du ^{210}Pb en excès du ^{226}Ra ($I_{\text{sed-E}}^{210\text{Pb}}$), ceux de ΣBPC (I^{BPC}) et ceux des BPC d'origine atmosphérique ($I_{\text{atm-E}}^{\text{BPC}}$) estimés avec l'équation 4.8 en considérant l'inventaire moyen des BPC des bassins A et B du lac Tantaré corrigé pour le *focusing* ($I_{\text{cor-L}}^{\text{BPC}} = 6,6 \text{ ng cm}^{-2}$). Les données de $I_{\text{sed-E}}^{210\text{Pb}}$ et I^{BPC} sont respectivement tirées des études de Gobeil (1999) et de Lebeuf et Nunes (2005). La dernière colonne du tableau affiche l'accumulation totale des BPC d'origine atmosphérique dans chacune des sous-régions considérées.

Station (Lebeuf Nunes, 2005)	Aire représentée par la station (km ²)	$I_{\text{sed-E}}^{210\text{Pb}}$ (Bq cm ⁻²)	I^{BPC} (ng cm ⁻²)	$I_{\text{atm-E}}^{\text{BPC}}$ (ng cm ⁻²)	Accumulation totale des BPC d'origine atmosphérique (kg)
24A	721	2,17	488	33	238
E3	1804	1,6	197	24	433
C2	2255	0,68	72	10	226
Total = 4780					Total = 897 (~ 10 %)

Les résultats de l'inventaire cumulatif des BPC corrigé pour le *focusing* dans les sédiments des lacs Du Syndicat et Tantaré ($I_{\text{cor-L}}^{\text{BPC}}$), dans lesquels les BPC ne proviennent que de l'atmosphère, peuvent servir à évaluer la contribution de l'atmosphère à l'accumulation totale des BPC dans les sédiments du chenal laurentien dans l'estuaire (~ 8700 Kg ; Lebeuf et Nunes, 2005). Si nous présumons que la retombée atmosphérique des BPC dans l'estuaire maritime est uniforme et similaire à celle d'un site lacustre, l'inventaire cumulatif dans les sédiments des BPC provenant de l'atmosphère à un site donné de l'estuaire ($I_{\text{atm-E}}^{\text{BPC}}$) sera alors obtenue à l'aide de l'expression suivante :

$$I_{\text{atm-E}}^{\text{BPC}} = I_{\text{cor-L}}^{\text{BPC}} \cdot \frac{I_{\text{sed-E}}^{210\text{Pb}}}{I_{\text{atm}}^{210\text{Pb}}} \quad \text{Équation 4.8}$$

où $I_{\text{cor-L}}^{\text{BPC}}$ est l'inventaire cumulatif dans les sédiments des BPC corrigé pour le *focusing* au site lacustre, $I_{\text{atm}}^{210\text{Pb}}$ est l'inventaire cumulatif du ^{210}Pb dû à la retombée atmosphérique (0,44 Bq cm⁻²) et $I_{\text{sed-E}}^{210\text{Pb}}$ est l'inventaire cumulatif du ^{210}Pb dans la colonne de sédiment au site considéré de l'estuaire (Tableau 4.5).

Si nous considérons que I_{cor-L}^{BPC} est égal à $6,6 \text{ ng cm}^{-2}$, soit l'inventaire cumulatif corrigé moyen des BPC dans les sédiments des bassins A et B du Lac Tantaré (Tableau 4,4), nous pouvons alors avancer que les inventaires cumulatifs dans les sédiments des BPC déposés de l'atmosphère aux stations 24A, E3 et C2 (I_{sed-E}^{210Pb}) seraient respectivement de 33, 24 et 10 ng cm^{-2} (Tableau 4.5), soit 7, 12 et 14 % des inventaires totaux estimés par Lebeuf et Nunes (2005). En extrapolant à l'ensemble de la zone se trouvant sous l'isobathe de 200 m dans l'estuaire, on pourrait en outre conclure que 897 Kg, soit environ 10 % des 8700 kg de BPC accumulés au total dans tout l'estuaire depuis le début de la contamination environnementale par ces composés, seraient provenus de l'atmosphère. Par contre, si le même calcul était effectué avec un I_{cor-L}^{BPC} égal à $0,3 \text{ ng cm}^{-2}$, soit celui du lac Du Syndicat, nous concluons alors que moins de 1 % des BPC accumulés dans les sédiments de l'estuaire seraient provenus de l'atmosphère.

Les calculs effectués ci-dessus suggèrent donc qu'au moins 90 %, voire plus, des BPC contenus dans les sédiments de l'estuaire y furent apportés, non pas par l'atmosphère, mais par les eaux fluviales où des BPC de sources ponctuelles ont été déversés. Cette estimation est légèrement inférieure à celle de Lebeuf et Nunes (2005) qui sont arrivés à la conclusion que les retombées atmosphériques de BPC dans l'estuaire auraient compté pour au plus 17 % des apports totaux. D'après ces auteurs, il s'agirait de retombées peu importantes, voire négligeables.

CONCLUSION

Ce travail avait pour objectif de contribuer à fournir des connaissances inédites sur la contamination du milieu aquatique par les BPC. Pour ce faire, des échantillons de sédiment provenant du fleuve Saint-Laurent et de deux lacs du Québec méridional ont été analysés. Les principales conclusions qui en découlent sont les suivantes :

1. Les teneurs des BPC dans les sédiments de la partie supérieure du fleuve Saint-Laurent, soit dans son premier tronçon de 40 km, sont significativement plus faibles que celles des sédiments déposés dans le lac Ontario et plus en aval dans le fleuve et dans son estuaire. Cette observation tend à indiquer que le lac Ontario, où le fleuve prend sa source, ne représente pas la source principale de contamination en BPC du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent. Celle-ci dériverait plutôt de sources ponctuelles localisées le long du fleuve dans les régions les plus densément urbanisées et industrialisées, notamment dans la grande région de Montréal.
2. La reconstitution des variations chronologiques du taux d'accumulation des BPC dans les sédiments révèle par ailleurs que ce taux augmentait significativement au cours de la deuxième moitié du XX^e siècle, atteignait un sommet vers la fin des années 1970, puis diminuait fortement dans la décennie qui suivit. Une telle réduction de la déposition des BPC après les années 1970 dans la partie supérieure du fleuve Saint-Laurent est cohérente avec des observations d'autres chercheurs découlant de l'analyse des sédiments du lac Ontario et de ceux du fleuve aux environs de la grande région de Montréal. Cette tendance s'expliquerait par la forte décroissance des ventes et de l'utilisation des BPC en Amérique du Nord suite aux années 1970.
3. Les teneurs en BPC dans les sédiments des lacs Du Syndicat et Tantaré sont parmi les plus faibles valeurs rapportées à ce jour pour des sédiments de sites situés à l'est et au nord de l'Amérique du Nord. Au lac Tantaré, le taux d'accumulation des BPC dans les sédiments suit une tendance temporelle comparable à celle qui se dégage des sédiments du fleuve Saint-Laurent. La valeur maximale atteinte aux bassins A et B du lac Tantaré ($\sim 0,06 \text{ ng cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) est cependant plus faible que la valeur maximale atteinte au site fluvial auquel on s'est intéressé dans ce travail ($\sim 0,2 \text{ ng cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$).
4. Considérant l'accumulation cumulative des BPC dans les sédiments des lacs Tantaré et Du Syndicat, dans lesquels les contaminants ne proviennent que de l'atmosphère, il a pu

être estimé qu'entre 1 et 10 % des 8700 kg de BPC accumulés au total dans tout l'estuaire du Saint-Laurent depuis le début de la contamination environnementale par ces composés, y ont été apportés par voie atmosphérique.

La portée des conclusions de ce travail est bien sûr limitée par le nombre relativement restreint d'échantillons analysés. Cette recherche contribue néanmoins à démontrer la validité de l'approche qui consiste à comparer les résultats de l'analyse de carottes fluviales et de carottes de lacs demeurés à l'abri de l'activité humaine pour dévoiler le cheminement et les tendances temporelles des BPC dans l'environnement.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abrajano Jr T, Hellou J & Metcalf-Smith JL (2003) Molecular and isotopic characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon distribution and sources at the international segment of the St. Lawrence River. *Organic Geochemistry* 34(2):225-237.
- Appleby P, Nolan P, Gifford D, Godfrey M, Oldfield F, Anderson N & Battarbee R (1987) 210Pb dating by low background gamma counting. *Paleolimnology IV*, Springer. p 21-27.
- Avnimelech Y, Ritvo G, Meijer LE & Kochba M (2001) Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering*, 25(1):25-33
- Battershill JM (1994) Review of the safety assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) with particular reference to reproductive toxicity. *Human & experimental toxicology* 13(9):581-597.
- Bazzanti M, Chiavarini S, Cremisini C & Soldati P (1997) Distribution of PCB congeners in aquatic ecosystems: a case study. *Environment international* 23(6):799-813.
- Berner RA (1971) *Principles of chemical sedimentology*. McGraw-Hill.
<http://books.google.ca/books?id=r05RAAAAMAAJ>
- Breivik K, Wania F, Muir DCG, Alaee M, Backus S & Pacepavicius G (2006) Empirical and Modeling Evidence of the Long-Range Atmospheric Transport of Decabromodiphenyl Ether. *Environmental Science & Technology* 40(15):4612-4618.
- Cairns T & Siegmund EG (1981) PCBs. Regulatory history and analytical problems. *Analytical Chemistry* 53(11):1183A-1193A.
- Carignan R, Lorrain S & Lum K (1994) A 50-yr Record of Pollution by Nutrients, Trace Metals, and Organic Chemicals in the St Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(5):1088-1100.
- Catalina Alfaro-De la Torre M & Tessier A (2002) Cadmium deposition and mobility in the sediments of an acidic oligotrophic lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66(20):3549-3562.
- CEAEQ (2009) Détermination des biphényles polychlorés : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse - méthode par congénère et groupe homologue, Rapport MA.400-BPC 1.0, p 41.
- Chappaz A, Gobeil C & Tessier A (2008) Geochemical and anthropogenic enrichments of Mo in sediments from perennially oxic and seasonally anoxic lakes in Eastern Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72(1):170-184.
- Comba ME, Norstrom RJ, Macdonald CR & Kaiser KLE (1993) A Lake Ontario-Gulf of St. Lawrence dynamic mass budget for mirex. *Environmental Science & Technology* 27(10):2198-2206.
- Convention de Stockholm (*The 12 initial POPs under the Stockholm Convention.*),
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>
(Consulté le 2014-10-02)
- Cookson JT (1995) *Bioremediation engineering: design and application*. McGraw-Hill.
<http://books.google.ca/books?id=1AFSAAAAMAAJ>

- Cornett R, Chant L & Link D (1984) Sedimentation of Pb-210 in Laurentian Shield lakes. *Water Pollution Research Journal of Canada* 19(2):97-109.
- Couture R-M, Gobeil C & Tessier A (2008) Chronology of atmospheric deposition of arsenic inferred from reconstructed sedimentary records. *Environmental science & technology* 42(17):6508-6513.
- Couture R-M, Gobeil C & Tessier A (2010) Arsenic, iron and sulfur co-diagenesis in lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74(4):1238-1255.
- Couture R-M (2010) Modélisation de la diagénèse précoce de l'arsenic en milieu lacustre, Thèse de doctorat, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre et Environnement,
- Crane K, Galasso J, Brown C, Cherkashov G, Ivanov G, Petrova V & Vanstayan B (2001) Northern Ocean Inventories of Organochlorine and Heavy Metal Contamination. *Marine Pollution Bulletin* 43(1-6):28-60.
- d'Anglejan B (1990) Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary. *Oceanography of a Large-Scale Estuarine System*, Springer. p 109-129.
- Eisenreich SJ, Hollod GJ & Johnson TC (1979) Accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in surficial Lake Superior sediments. Atmospheric deposition. *Environmental Science & Technology* 13(5):569-573.
- Eisenreich SJ, Looney BB & Thornton JD (1981) Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. *Environmental Science & Technology* 15(1):30-38.
- Environmental Protection Agency (1998) *1990 Emissions Inventory of Section 112 (c)(6) Pollutants: Polycyclic Organic Matter, 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF, PCBs, Hexachlorobenzene, Mercury and Alkylated Lead - Final report*. <http://www.epa.gov/ttn/atw/112c6/final2.pdf>
- Environnement Canada (*Rapport d'étape de 2008 à 2010 relatif au Règlement sur les BPC.*), <http://www.ec.gc.ca/bpc-pcb/default.asp?lang=Fr&n=CB9BB5D5-1> (Consulté le 2014-10-14)
- Environnement Canada (2013) *Biphényle polychlorés (BPC).*, <https://www.ec.gc.ca/bpc-pcb/> (Consulté le 2014-10-14)
- Erickson MD (1997) *Analytical Chemistry of PCBs, Second Edition*. Taylor & Francis. http://books.google.ca/books?id=xudEF_ZYQ3kC
- Erickson MD & Kaley RGII (2011) Applications of polychlorinated biphenyls. *Environ Sci Pollut Res* 18(2):135-151.
- Evenset A, Christensen GN, Skotvold T, Fjeld E, Schlabach M, Wartena E & Gregor D (2004) A comparison of organic contaminants in two high Arctic lake ecosystems, Bjørnøya (Bear Island), Norway. *Science of The Total Environment* 318(1-3):125-141.
- Feyte S, Tessier A, Gobeil C & Cossa D (2010) In situ adsorption of mercury, methylmercury and other elements by iron oxyhydroxides and organic matter in lake sediments. *Applied Geochemistry* 25(7):984-995.
- Fiedler H (2001) Global and local disposition of PCBs. *PCBs: Recent advances in environmental toxicology and health effects*:11-15.
- Focht DD (1995) Strategies for the improvement of aerobic metabolism of polychlorinated biphenyls. *Current Opinion in Biotechnology* 6(3):341-346.

- Frank R, Thomas R, Holdrinet M, Kemp A & Braun H (1979) Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 5(1):18-27.
- Froese KL, Verbrugge DA, Ankley GT, Niemi GJ, Larsen CP & Giesy JP (1998) Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls from sediments to aquatic insects and tree swallow eggs and nestlings in Saginaw Bay, Michigan, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(3):484-492.
- Gallon C, Tessier A, Gobeil C & Alfaro-De La Torre MC (2004) Modeling diagenesis of lead in sediments of a Canadian Shield lake. *Geochimica et cosmochimica acta* 68(17):3531-3545.
- Gallon C, Tessier A, Gobeil C & Beaudin L (2005) Sources and chronology of atmospheric lead deposition to a Canadian Shield lake: Inferences from Pb isotopes and PAH profiles. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 69(13):3199-3210.
- Gobeil C (1999) Silver in Sediments from the St. Lawrence River and Estuary and the Saguenay Fjord. *Environmental Science & Technology* 33(17):2953-2957.
- Gobeil C (2006) Biogeochemistry and chemical contamination in the St. Lawrence estuary. *Estuaries*, Springer. p 121-147.
- Gobeil C, Rondeau B & Beaudin L (2005) Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environmental Science & Technology* 39(2):456-464.
- Gobeil C, Tessier A & Couture R-M (2013) Upper Mississippi Pb as a mid-1800s chronostratigraphic marker in sediments from seasonally anoxic lakes in Eastern Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 113:125-135.
- Golden K, Wong C, Jeremiason J, Eisenreich S, Sanders G, Hallgren J, Swackhamer D, Engstrom D & Long D (1993) Accumulation and preliminary inventory of organochlorines in Great Lakes sediments. *Water Science & Technology* 28(8-9):19-31.
- Helm PA, Gewurtz SB, Whittle DM, Marvin CH, Fisk AT & Tomy GT (2008) Occurrence and biomagnification of polychlorinated naphthalenes and non-and mono-ortho PCBs in Lake Ontario sediment and biota. *Environmental science & technology* 42(4):1024-1031.
- Hites RA (2005) Persistent organic pollutants in the Great Lakes: An overview.
- Hornbuckle KC, Carlson DL, Swackhamer DL, Baker JE & Eisenreich SJ (2006) Polychlorinated biphenyls in the Great Lakes. *Persistent Organic Pollutants in the Great Lakes*, Springer. p 13-70.
- Hwang ST, Falco James W, Nauman Charles H & US Environmental Protection Agency (1986) *Development of advisory levels for polychlorinated biphenyls (PCBS) cleanup*. 200 p
- INERIS (2011) Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Les polychlorobiphenyls (PCB). *DRC-11-118962-11081A*:89p.
- Institut national de santé publique du Québec (2006) *Réévaluation des risques toxicologiques des BPC*.
- Jensen S (1972) The PCB story. *Ambio*:123-131.
- Jones KC & De Voogt P (1999) Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* 100(1):209-221.
- Jones KC, Sweetman A & Mackay D (2004) Editorial. *Environmental Pollution* 128(1-2):1-2.
- Kada J & Heit M (1992) The inventories of anthropogenic Ph, Zn, As, Cd, and the radionuclides ¹³⁷Cs and excess ²¹⁰Pb in lake sediments of the Adirondack region, USA. *Hydrobiologia* 246(3):231-241.

- Kuzyk ZZA, Macdonald RW, Johannessen SC & Stern GA (2010) Biogeochemical controls on PCB deposition in Hudson Bay. *Environmental science & technology* 44(9):3280-3285.
- Laforte L, Tessier A, Gobeil C & Carignan R (2005) Thallium diagenesis in lacustrine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 69(22):5295-5306.
- Lebeuf M & Nunes T (2005) PCBs and OCPs in sediment cores from the lower St. Lawrence Estuary, Canada: Evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. *Environmental Science & Technology* 39(6):1470-1478.
- Li A, Rockne KJ, Sturchio N, Song W, Ford JC & Wei H (2009) PCBs in sediments of the Great Lakes—Distribution and trends, homolog and chlorine patterns, and in situ degradation. *Environmental Pollution* 157(1):141-147.
- Lima ALC, Eglinton TI & Reddy CM (2003) High-resolution record of pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbon deposition during the 20th century. *Environmental science & technology* 37(1):53-61.
- Macdonald C & Metcalfe C (1991) Concentration and distribution of PCB congeners in isolated Ontario lakes contaminated by atmospheric deposition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(3):371-381.
- Madenjian CP, Carpenter SR & Rand PS (1994) Why are the PCB concentrations of salmonine individuals from the same lake so highly variable? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(4):800-807.
- Matthews H, Fries G, Gardner A, Garthoff L, Goldstein J, Ku Y & Moore J (1978) Final Report of the Subcommittee on Health Effects of Pcb's and Pbb's: Metabolism and biochemical toxicity of PCBs and PBBs. *Environmental health perspectives* 24:147.
- McFarland VA & Clarke JU (1989) Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: considerations for a congener-specific analysis. *Environmental Health Perspectives* 81:225.
- Metcalfe CD & Haffner GD (1995) The ecotoxicology of coplanar polychlorinated biphenyls. *Environmental Reviews* 3(2):171-190.
- Miller (2003) *The effects of large scale episodic sediment resuspension on persistent pollutants in southern lake Michigan*. PhD (University of Iowa).
- Morris P, Mohn W, Quensen Jd, Tiedje J & Boyd S (1992) Establishment of polychlorinated biphenyl-degrading enrichment culture with predominantly meta dechlorination. *Applied and environmental microbiology* 58(9):3088-3094.
- Muir DC, Omelchenko A, Grift NP, Savoie DA, Lockhart WL, Wilkinson P & Brunskill GJ (1996) Spatial trends and historical deposition of polychlorinated biphenyls in Canadian midlatitude and Arctic lake sediments. *Environmental science & technology* 30(12):3609-3617.
- Nisbet IC & Sarofim AF (1972) Rates and routes of transport of PCBs in the environment. *Environmental Health Perspectives* 1:21.
- Nriagu JO (1986) Metal pollution in the Great Lakes in relation to their carrying capacity. *The Role of the Oceans as a Waste Disposal Option*, Springer. p 441-468.

- Oliver BG, Charlton MN & Durham RW (1989) Distribution, redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments. *Environmental science & technology* 23(2):200-208.
- Peakall D & Risebrough R (1975) PCB's and their environmental effects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 5(4):469-508.
- Pellet M, Baranger P, Mouvet C & BRGM (1993) *Contamination du milieu naturel par des polychlorobiphényles (PCB) : connaissance du polluant et techniques de dépollution*. Ministère de l'environnement. 102 p
- Pham TT, Rondeau B, Sabik H, Proulx S & Cossa D (2000) Lake Ontario: the predominant source of triazine herbicides in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(S1):78-85.
- Phaneuf D, DesGranges J, Plante N & Rodrigue J (1995) Contamination of local wildlife following a fire at a polychlorinated biphenyls warehouse in St Basile le Grand, Quebec, Canada. *Archives of environmental contamination and toxicology* 28(2):145-153.
- Piérard C, Budzinski H & Garrigues P (1996) Grain-Size Distribution of Polychlorobiphenyls in Coastal Sediments. *Environmental Science & Technology* 30(9):2776-2783.
- Quémerais B, Cossa D, Rondeau B, Pham TT & Gagnon P (1999) Sources and Fluxes of Mercury in the St. Lawrence River. *Environmental Science & Technology* 33(6):840-849.
- Quensen JF, Boyd SA & Tiedje JM (1990) Dechlorination of four commercial polychlorinated biphenyl mixtures (Aroclors) by anaerobic microorganisms from sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 56(8):2360-2369.
- Rondeau B, Cossa D, Gagnon P & Bilodeau L (2000) Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada. *Hydrological Processes* 14(1):21-36.
- Silverberg N & Sundby B (1979) Observations in the turbidity maximum of the St. Lawrence estuary. *Canadian Journal of Earth Sciences* 16(4):939-950.
- Simonetti A, Gariépy C & Carignan J (2000) Pb and Sr isotopic compositions of snowpack from Quebec, Canada: inferences on the sources and deposition budgets of atmospheric heavy metals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64(1):5-20.
- Smith J & Schafer C (1999) Sedimentation, bioturbation, and Hg uptake in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Limnology and Oceanography* 44(1):207-219.
- Swackhamer DL (1996) Studies of Polychlorinated biphenyls in the Great Lakes. *The royal society of chemistry*
- Swackhamer DL & Armstrong DE (1986) Estimation of the atmospheric and nonatmospheric contributions and losses of polychlorinated biphenyls to Lake Michigan on the basis of sediment records of remote lakes. *Environmental science & technology* 20(9):879-883.
- Swackhamer DL, McVeety BD & Hites RA (1988) Deposition and evaporation of polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior. *Environmental science & technology* 22(6):664-672.
- Tanabe S & Tatsukawa R (1983) Vertical transport and residence time of chlorinated hydrocarbons in the open ocean water column. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 39(2):53-62.

- Tessier A, Gobeil C & Laforte L (2014) Reaction rates, depositional history and sources of indium in sediments from Appalachian and Canadian Shield lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 137:48-63.
- Trites RW (1972) Gulf of St-Lawrence from a pollution viewpoint. *Marine Pollution and Sea Life; Fishing news (book) LTD London England*:59-72.
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld A, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R & Kennedy SW (1998) Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental health perspectives* 106(12):775.
- Vanier C, Sylvestre M & Planas D (1996) Persistence and fate of PCBs in sediments of the Saint Lawrence River. *Science of the total environment* 192(3):229-244.
- Veith GD & Lee GF (1971) Chlorobiphenyls (PCBs) in the Milwaukee River. *Water Research* 5(11):1107-1115.
- Wania F & Mackay D (1993) Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio*:10-18.
- Wania F & Mackay D (1995) A global distribution model for persistent organic chemicals. *Science of the Total Environment* 160:211-232.
- Wania F & Mackay D (1996) Peer reviewed: tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 30(9):390A-396A.
- Ylitalo GM, Matkin CO, Buzitis J, Krahn MM, Jones LL, Rowles T & Stein JE (2001) Influence of life-history parameters on organochlorine concentrations in free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) from Prince William Sound, AK. *Science of The Total Environment* 281(1-3):183-203.

Annexe 1 : Numérotation des congénères de BPC selon l'International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC)

Numéro CAS	Numéro IUPAC	Nom chimique	Numéro CAS	Numéro IUPAC	Nom chimique	Numéro CAS	Numéro IUPAC	Nom chimique	Numéro CAS	Numéro IUPAC	Nom chimique
2051-60-7	1	2-Chlorobiphenyl	15968-05-5	54	2,2',6,6'-Tetrachlorobiphenyl	70424-69-0	106	2,3,3',4,5-Pentachlorobiphenyl	74472-42-7	158	2,3,3',4,4',6-Hexachlorobiphenyl
2051-61-8	2	3-Chlorobiphenyl	74338-24-2	55	2,3,3',4-Tetrachlorobiphenyl	70424-68-9	107	2,3,3',4',5-Pentachlorobiphenyl	39635-35-3	159	2,3,3',4,5,5'-Hexachlorobiphenyl
2051-62-9	3	4-Chlorobiphenyl	41464-43-1	56	2,3,3',4'-Tetrachlorobiphenyl	70362-41-3	108	2,3,3',4,5'-Pentachlorobiphenyl	41411-62-5	160	2,3,3',4,5,6-Hexachlorobiphenyl
13029-08-8	4	2,2'-Dichlorobiphenyl	70424-67-8	57	2,3,3',5-Tetrachlorobiphenyl	74472-35-8	109	2,3,3',4,6-Pentachlorobiphenyl	74472-43-8	161	2,3,3',4,5',6-Hexachlorobiphenyl
16605-91-7	5	2,3-Dichlorobiphenyl	41464-49-7	58	2,3,3',5'-Tetrachlorobiphenyl	38380-03-9	110	2,3,3',4',6-Pentachlorobiphenyl	39635-34-2	162	2,3,3',4',5,5'-Hexachlorobiphenyl
25569-80-6	6	2,3'-Dichlorobiphenyl	74472-33-6	59	2,3,3',6-Tetrachlorobiphenyl	39635-32-0	111	2,3,3',5,5'-Pentachlorobiphenyl	74472-44-9	163	2,3,3',4',5,6-Hexachlorobiphenyl
33284-50-3	7	2,4-Dichlorobiphenyl	33025-41-1	60	2,3,4,4'-Tetrachlorobiphenyl	74472-36-9	112	2,3,3',5,6-Pentachlorobiphenyl	74472-45-0	164	2,3,3',4',5',6-Hexachlorobiphenyl
34883-43-7	8	2,4'-Dichlorobiphenyl	33284-53-6	61	2,3,4,5-Tetrachlorobiphenyl	68194-10-5	113	2,3,3',5',6-Pentachlorobiphenyl	74472-46-1	165	2,3,3',5,5',6-Hexachlorobiphenyl
34883-39-1	9	2,5-Dichlorobiphenyl	54230-22-7	62	2,3,4,6-Tetrachlorobiphenyl	74472-37-0	114	2,3,4,4',5-Pentachlorobiphenyl	41411-63-6	166	2,3,4,4',5,6-Hexachlorobiphenyl
33146-45-1	10	2,6-Dichlorobiphenyl	74472-34-7	63	2,3,4',5-Tetrachlorobiphenyl	74472-38-1	115	2,3,4,4',6-Pentachlorobiphenyl	52663-72-6	167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl
2050-67-1	11	3,3'-Dichlorobiphenyl	52663-58-8	64	2,3,4',6-Tetrachlorobiphenyl	18259-05-7	116	2,3,4,5,6-Pentachlorobiphenyl	59291-65-5	168	2,3',4,4',5',6-Hexachlorobiphenyl
2974-92-7	12	3,4-Dichlorobiphenyl	33284-54-7	65	2,3,5,6-Tetrachlorobiphenyl	68194-11-6	117	2,3,4',5,6-Pentachlorobiphenyl	32774-16-6	169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl
2974-90-5	13	3,4'-Dichlorobiphenyl	32598-10-0	66	2,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl	31508-00-6	118	2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl	35065-30-6	170	2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphenyl
34883-41-5	14	3,5-Dichlorobiphenyl	73575-53-8	67	2,3',4,5-Tetrachlorobiphenyl	56558-17-9	119	2,3',4,4',6-Pentachlorobiphenyl	52663-71-5	171	2,2',3,3',4,4',6-Heptachlorobiphenyl
2050-68-2	15	4,4'-Dichlorobiphenyl	73575-52-7	68	2,3',4,5'-Tetrachlorobiphenyl	68194-12-7	120	2,3',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl	52663-74-8	172	2,2',3,3',4,5,5'-Heptachlorobiphenyl
38444-78-9	16	2,2',3-Trichlorobiphenyl	60233-24-1	69	2,3',4,6-Tetrachlorobiphenyl	56558-18-0	121	2,3',4,5',6-Pentachlorobiphenyl	68194-16-1	173	2,2',3,3',4,5,6-Heptachlorobiphenyl
37680-66-3	17	2,2',4-Trichlorobiphenyl	32598-11-1	70	2,3',4',5-Tetrachlorobiphenyl	76842-07-4	122	2,3,3',4',5'-Pentachlorobiphenyl	38411-25-5	174	2,2',3,3',4,5,6'-Heptachlorobiphenyl
37680-65-2	18	2,2',5-Trichlorobiphenyl	41464-46-4	71	2,3',4',6-Tetrachlorobiphenyl	65510-44-3	123	2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl	40186-70-7	175	2,2',3,3',4,5',6-Heptachlorobiphenyl
38444-73-4	19	2,2',6-Trichlorobiphenyl	41464-42-0	72	2,3',5,5'-Tetrachlorobiphenyl	70424-70-3	124	2,3',4',5,5'-Pentachlorobiphenyl	52663-65-7	176	2,2',3,3',4,6,6'-Heptachlorobiphenyl
38444-84-7	20	2,3,3'-Trichlorobiphenyl	74338-23-1	73	2,3',5',6-Tetrachlorobiphenyl	74472-39-2	125	2,3',4',5',6-Pentachlorobiphenyl	52663-70-4	177	2,2',3,3',4,5',6'-Heptachlorobiphenyl
55702-46-0	21	2,3,4-Trichlorobiphenyl	32690-93-0	74	2,4,4',5-Tetrachlorobiphenyl	57465-28-8	126	3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl	52663-67-9	178	2,2',3,3',5,5',6-Heptachlorobiphenyl
38444-85-8	22	2,3,4'-Trichlorobiphenyl	32598-12-2	75	2,4,4',6-Tetrachlorobiphenyl	39635-33-1	127	3,3',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl	52663-64-6	179	2,2',3,3',5,6,6'-Heptachlorobiphenyl
55720-44-0	23	2,3,5-Trichlorobiphenyl	70362-48-0	76	2,3',4',5'-Tetrachlorobiphenyl	38380-07-3	128	2,2',3,3',4,4'-Hexachlorobiphenyl	35065-29-3	180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl
55702-45-9	24	2,3,6-Trichlorobiphenyl	32598-13-3	77	3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl	55215-18-4	129	2,2',3,3',4,5-Hexachlorobiphenyl	74472-47-2	181	2,2',3,4,4',5,6-Heptachlorobiphenyl
55712-37-3	25	2,3',4-Trichlorobiphenyl	70362-49-1	78	3,3',4,5-Tetrachlorobiphenyl	52663-66-8	130	2,2',3,3',4,5'-Hexachlorobiphenyl	60145-23-5	182	2,2',3,4,4',5,6'-Heptachlorobiphenyl
38444-81-4	26	2,3',5-Trichlorobiphenyl	41464-48-6	79	3,3',4,5'-Tetrachlorobiphenyl	61798-70-7	131	2,2',3,3',4,6-Hexachlorobiphenyl	52663-69-1	183	2,2',3,4,4',5',6-Heptachlorobiphenyl
38444-76-7	27	2,3',6-Trichlorobiphenyl	33284-52-5	80	3,3',5,5'-Tetrachlorobiphenyl	38380-05-1	132	2,2',3,3',4,6'-Hexachlorobiphenyl	74472-48-3	184	2,2',3,4,4',6,6'-Heptachlorobiphenyl
7012-37-5	28	2,4,4'-Trichlorobiphenyl	70362-50-4	81	3,4,4',5-Tetrachlorobiphenyl	35694-04-3	133	2,2',3,3',5,5'-Hexachlorobiphenyl	52712-05-7	185	2,2',3,4,5,5',6-Heptachlorobiphenyl
15862-07-4	29	2,4,5-Trichlorobiphenyl	52663-62-4	82	2,2',3,3',4-Pentachlorobiphenyl	52704-70-8	134	2,2',3,3',5,6-Hexachlorobiphenyl	74472-49-4	186	2,2',3,4,5,6,6'-Heptachlorobiphenyl
35693-92-6	30	2,4,6-Trichlorobiphenyl	60145-20-2	83	2,2',3,3',5-Pentachlorobiphenyl	52744-13-5	135	2,2',3,3',5,6'-Hexachlorobiphenyl	52663-68-0	187	2,2',3,4',5,5',6-Heptachlorobiphenyl
16606-02-3	31	2,4',5-Trichlorobiphenyl	52663-60-2	84	2,2',3,3',6-Pentachlorobiphenyl	38411-22-2	136	2,2',3,3',6,6'-Hexachlorobiphenyl	74487-85-7	188	2,2',3,4',5,6,6'-Heptachlorobiphenyl
38444-77-8	32	2,4',6-Trichlorobiphenyl	65510-45-4	85	2,2',3,4,4'-Pentachlorobiphenyl	35694-06-5	137	2,2',3,4,4',5-Hexachlorobiphenyl	39635-31-9	189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl
38444-86-9	33	2,3',4'-Trichlorobiphenyl	55312-69-1	86	2,2',3,4,5-Pentachlorobiphenyl	35065-28-2	138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl	41411-64-7	190	2,3,3',4,4',5,6-Heptachlorobiphenyl
37680-68-5	34	2,3',5'-Trichlorobiphenyl	38380-02-8	87	2,2',3,4,5'-Pentachlorobiphenyl	56030-56-9	139	2,2',3,4,4',6-Hexachlorobiphenyl	74472-50-7	191	2,3,3',4,4',5',6-Heptachlorobiphenyl
37680-69-6	35	3,3',4-Trichlorobiphenyl	55215-17-3	88	2,2',3,4,6-Pentachlorobiphenyl	59291-64-4	140	2,2',3,4,4',6'-Hexachlorobiphenyl	74472-51-8	192	2,3,3',4,5,5',6-Heptachlorobiphenyl
38444-87-0	36	3,3',5-Trichlorobiphenyl	73575-57-2	89	2,2',3,4,6'-Pentachlorobiphenyl	52712-04-6	141	2,2',3,4,5,5'-Hexachlorobiphenyl	69782-91-8	193	2,3,3',4',5,5',6-Heptachlorobiphenyl
38444-90-5	37	3,4,4'-Trichlorobiphenyl	68194-07-0	90	2,2',3,4',5-Pentachlorobiphenyl	41411-61-4	142	2,2',3,4,5,6-Hexachlorobiphenyl	35694-08-7	194	2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl
53555-66-1	38	3,4,5-Trichlorobiphenyl	68194-05-8	91	2,2',3,4',6-Pentachlorobiphenyl	68194-15-0	143	2,2',3,4,5,6'-Hexachlorobiphenyl	52663-78-2	195	2,2',3,3',4,4',5,6-Octachlorobiphenyl

Annexe 2 : Teneurs des congénères de BPC dans les sédiments analysés

Profondeur de ... à ... (cm)	Profondeur Moyenne (cm)	Porosité ϕ (%)	Masse volumique ρ_{sed} (g cm ⁻³)	BPC183 (ng g ⁻¹)	BPC187 (ng g ⁻¹)	BPC191 (ng g ⁻¹)	BPC194 (ng g ⁻¹)	BPC195 (ng g ⁻¹)	BPC199 (ng g ⁻¹)	BPC205 (ng g ⁻¹)	BPC206 (ng g ⁻¹)	BPC208 (ng g ⁻¹)	BPC209 (ng g ⁻¹)
0 5	2,5	0,96	2,12	<LD	1,8								
5 8	6,5	0,94	2,12	<LD	1,1	1,5							
8 12	10	0,93	2,06	<LD	0,7	1,1							
14 17	15,5	0,92	2,08	<LD	0,0	0,0							
25 27	26	0,93	2,09	<LD	0,0	0,0							

