PROGRAMME DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT DE LA RIVIÈRE DES ESCLAVES

RAPPORT SOMMAIRE

Présenté par Juanetta (Peddle) Sanderson[1], Caroline Lafontaine[2] et Kelly Robertson[3]

[1] Division des ressources hydrauliques
Affaires indiennes et du Nord Canada

[2] AquaIctus Consulting
Case postale 2864, Yukon (T.N.-O.)

[3] Ministère des Ressources, de la Faune et du Développement économique
Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest

Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Mai 1998

PROGRAMME DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT DE LA RIVIÈRE DES ESCLAVES
RAPPORT SOMMAIRE

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES ii
LISTE DES TABLEAUX iv
LISTE DES FIGURES v

CONCLUSIONS PRINCIPALES vi
Eau vii
Sédiments vii
Poissons viii

RECOMMANDATIONS ix
Surveillance ultérieure
Eau ix
Sédiments ix
Poissons ix
Autres recommandations générales x

PROGRAMME DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT DE LA RIVIÈRE DES ESCLAVES

INTRODUCTION 1
OBJECTIFS 1
POURQUOI AVOIR MENÉ CETTE ÉTUDE? 2
CE QUI A ÉTÉ ÉTUDIÉ : APPROCHE BASÉE SUR LES ÉCOSYSTÈMES 6
CE QU'ON CHERCHAIT : PARAMÈTRES ANALYTIQUES 6
OÙ A-T-ON CHERCHÉ : MILIEU D'ÉCHANTILLONNAGE 8
Eau 8
Sédiments en suspension 9
Poissons 9

OÙ ET COMMENT ONT ÉTÉ PRÉLEVÉS LES ÉCHANTILLONS : MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE 13
Généralités 13
Eau et sédiments 13
Poissons 14
Sites témoins 14

CE QU'ON A TROUVÉ : RÉSULTATS ET DISCUSSION 25
Eau - résumé 25
Paramètres physiques et métaux 25
Paramètres organiques 32
Aperçu général 32
Sédiments en suspension - résumé 33
Distribution de la taille des particules 33
Métaux 34
Paramètres organiques 35
Chlorophénols 35
Dioxines et furannes 36
HAP 36
Aperçu général 37
Poissons - résumé 38
Biologie 38
Métaux 38
Mercure 39
Paramètres organiques 40
Phénols chlorés 42
Dioxines et furannes - aperçu général 42
Dioxines et furannes - détails 43
Toxaphène 55
HAP 57

ÉVALUATION DES EFFETS SUR LA SANTÉ 57

RÉFÉRENCES 58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Résumé des paramètres analytiques et du milieu d'échantillonnage 5
Tableau 3.1 Dates de prélèvement des échantillons de centrat et de sédiments en suspension . 11
Tableaux 5.1, 5.2, 5.4 Échantillons d'eau prélevés au hasard - Concentrations saisonnières moyennes 24
Tableau 5.5 Comparaison des concentrations (µg/L) dans les échantillons d'eau prélevés au hasard avec les échantillons de centrat 29
Tableau 5.7 Comparaison des concentrations des métaux dans les échantillons de sédiments en suspension (n =18) avec les *Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments* (µg/g) 32
Tableau 5.18 Concentrations de mercure - Moyenne et plage (µg/g) dans les tissus musculaires des poissons (n) 36
Tableau 5.30 Concentrations de toxaphène (µg/g; % de détection) dans les poissons. 50
Tableau 5.31 Concentrations de toxaphène (µg/g) dans le foie des lottes 51

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 Bassin du fleuve Mackenzie - Activité industrielle en amont (Source : EBRN, rapport aux ministres, 1996). 3
Figure 2-7 L'eau prélevée après centrifugation (centrat) ne contenait pas de quantité appréciable de sédiments. 9
Figure 3-30 La bile a été prélevée à l'aide d'une seringue stérile en prenant bien soin de ne pas briser la vésicule biliaire, pour éviter la contamination du foie. 9
Figure 2-3 PSQERE - Fort Smith, points d'échantillonnage dans les T.N.-O. 13
Figure 2-5 Rivière des Esclaves, rapides Drowned à Fort Smith - Hiver : la rivière ne gèle pas complètement en raison de la turbulence causée par les rapides. 15
Figure 3-15 Les sédiments ont été grattés des parois et du fond du carter de la centrifugeuse à l'aide de spatules propres en acier inoxydable revêtues de Teflon; ils ont ensuite été bien mélangés. 15
Figure 2-2 PSQERE - Hydrogrammes annuels moyens avant et après le barrage - rivière des Esclaves à Fitzgerald 17
Figure 3-20 Durant la saison des eaux libres, les poissons ont été attrapés à l'aide de filets à mailles étirées de 89 mm et de 114 mm.. 19
Figure 3-21 Les échantillons de poissons prélevés dans la rivière des Esclaves ont été amenés à l'entrepôt du district de Fort Smith du MAINC, où un laboratoire temporaire avait été établi pour le traitement des échantillons 19
Figure 3-31 Les otolithes ont été prélevés dans les cavités crâniennes des poissons 21
Figure 5-1 PSQERE - Dates de prélèvement des échantillons d'eau au hasard et des échantillons de centrat (Fort Smith) c. débits quotidiens moyens (Fitzgerald) 25
Figure 5-2 Pourcentage moyen de la dist. de la taille des particules en fonction des saisons... 27
Figure 5-3 PSQERE - Concentrations de TCDD dans les dorés jaunes (poissons entiers) - rivière des Esclaves et site témoin 41
Figure 5-4 PSQERE - Concentrations de TCDF dans les dorés jaunes (poissons entiers) - rivière des Esclaves et site témoin 43
Figure 5-5 PSQERE - Concentrations de TCDD dans le foie des lottes - rivière des Esclaves et site témoin... 45
Figure 5-6 PSQERE - Concentrations de TCDF dans le foie des lottes - rivière des Esclaves et site témoin 47

La numérotation des tableaux et des figures ne se suit pas parce qu'il s'agit de copies de tableaux et de figures tirés du rapport complet (Sanderson *et al*., 1997). Le lecteur pourra se référer facilement au rapport complet pour obtenir plus de détails.

Le Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves

Le Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves (PSQERE) était un programme d'échantillonnage multimilieux échelonné sur cinq ans (de 1990 à 1995) qui visait à caractériser les conditions de base de l'écosystème aquatique dans la rivière des Esclaves à Fort Smith, Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), Canada.

Le présent rapport constitue un résumé du Rapport final sur le Programme de surveillance de la qualité de l'environnement dans la rivière des Esclaves échelonné sur cinq ans (Sanderson *et al*., 1997). Des détails sur la conception de l'étude, le prélèvement des échantillons, les méthodes d'analyse et l'interprétation des résultats sont inclus dans le rapport complet, qu'on peut se procurer auprès de la Division des ressources hydrauliques du ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien à Yellowknife.

Le PSQERE s'est révélé un projet fructueux qui a répondu aux objectifs qui consistaient à déterminer les concentrations des contaminants, à établir des données de référence et à fournir de l'information pour les négociations transfrontalières.

Le programme d'échantillonnage exhaustif a permis d'établir un solide jeu de données de référence pour l'écosystème aquatique de la rivière des Esclaves dans les T.N.-O., qui pourra être utilisé pour évaluer les changements futurs. Le jeu de données peut être considéré comme représentatif des conditions actuelles de l'écosystème aquatique. En adoptant une approche basée sur les écosystèmes, on a pu établir l'indicateur le plus approprié pour chaque type de contaminant, ce qui permettra à toute surveillance ultérieure d'être plus ciblée. La vaste base de données compilée sera très précieuse pour l'élaboration d'objectifs relatifs aux écosystèmes visant à protéger cet environnement du Nord et elle est essentielle pour les négociations transfrontalières. Elle permettra aux T.N.-O. de conclure des accords avec ses voisins, accords qui feront en sorte d'assurer que l'utilisation de cette ressource se poursuivra pendant de nombreuses générations.

CONCLUSIONS PRINCIPALES

En général, les résultats de l'étude révèlent que de nombreux paramètres ont été détectés à des concentrations extrêmement faibles ou n'ont pas été détectés, et ce, même à l'aide des techniques

d'analyse de pointe. Des composés qui ont été détectés, les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont plus susceptibles de provenir de sources naturelles, tandis que les pesticides et les biphényles polychlorés (BPC) indiquent un transport atmosphérique. La détection de phénols chlorés, de dioxines et de furannes, bien qu'à de faibles concentrations, pourrait être le résultat de transport en aval. Bien que certaines constatations puissent justifier la tenue d'études ultérieures, dans l'ensemble, les concentrations de contaminants mesurées dans le milieu aquatique à Fort Smith ne sont pas susceptibles d'avoir des répercussions négatives. Tous les résultats font actuellement l'objet d'une évaluation des effets sur la santé humaine à Santé Canada.

Eau

Un examen des dates d'échantillonnage et des taux des débits quotidiens révèle que les échantillons ont été prélevés à des moments et à des débits représentatifs, ce qui, de même que la comparabilité des données obtenues par le passé, indiquent que les données sur l'eau obtenues dans le cadre du PSQERE peuvent être considérées comme représentatives des conditions actuelles. En conséquence, on peut s'attendre à ce que les données sur les sédiments et les poissons soient également représentatives du système aquatique.

Une comparaison des résultats des analyses des échantillons prélevés au hasard et des échantillons de centrat montre que les concentrations de métaux étaient plus faibles après centrifugation, ce qui suppose que les métaux détectés dans la rivière des Esclaves sont principalement associés aux sédiments en suspension.

Sédiments

Les résultats indiquent que les sédiments en suspension constituent un bon moyen de surveillance des contaminants organiques et inorganiques. Puisqu'il n'existe pas de données sur la qualité des sédiments en suspension dans la rivière des Esclaves, les valeurs obtenues dans le cadre du PSQERE constitueront des données de référence pour toute comparaison ultérieure. Les résultats futurs pourront être comparés avec cette base de données pour vérifier l'occurrence du transport en aval ou pour déceler un changement au niveau des concentrations de contaminants.

Les métaux qui ont été trouvés à des concentrations élevées dans les échantillons d'eau prélevés au hasard ont également été détectés à des concentrations élevées dans les échantillons de sédiments en suspension, ce qui appuie la conclusion à l'effet que les métaux sont associés aux particules en suspension.

Les résultats des essais biologiques Microtox et avec *Daphnia magna* ont indiqué que les échantillons de sédiments en suspension prélevés n'étaient pas toxiques de façon aiguë.

Poissons

Le Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves était axé sur l'échantillonnage des poissons les plus susceptibles d'être consommés par la population locale. La comparaison avec les facteurs K (rondeur) des autres poissons des T.N.-O. indique que les dorés jaunes, les grands brochets, les grands corégones et les lottes pêchés dans la rivière des Esclaves et les lacs témoins étaient robustes.

Une surveillance future devrait porter sur le foie des lottes étant donné que cet organe répond à des critères scientifiques et à des critères de la santé publique. En ce qui concerne les échantillons de poissons entiers, le doré jaune présentait les valeurs les plus élevées et une plus grande variété de contaminants que le grand corégone et le grand brochet, ce qui pourrait également, par conséquent, constituer un bon indicateur de la pollution environnementale.

Pour les métaux, les pourcentages de détection et la plage des valeurs étaient généralement comparables entre la rivière des Esclaves et les lacs témoins, ce qui suppose des sources similaires de métaux, qu'elles soient géologiques ou atmosphériques.

La présence de phénols chlorés, de pesticides organochlorés, de BPC, de toxaphène, de dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD) et de dibenzofurannes polychlorés (PCDF) dans les poissons pêchés dans la rivière des Esclaves et dans les lacs témoins suggère que les contaminants sont transportés vers ces sites par le biais de l'atmosphère.

Le jeu de données sur les enzymes hépatiques du MPO a établi que les poissons de la rivière des Esclaves présentaient de faibles niveaux d'induction, ce qui suggère un environnement vierge.

RECOMMANDATIONS

Surveillance ultérieure

Eau

Certaines concentrations de métaux dans les échantillons d'eau ont été supérieures aux limites prescrites dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique*. Ces concentrations se situaient toutefois à l'intérieur de la plage des valeurs obtenues par le passé, ce qui est considéré être le résultat de la météorisation naturelle des roches. Bien qu'il soit peu probable que ces concentrations aient des impacts négatifs sur la vie aquatique, d'autres travaux de recherche peuvent être nécessaires, étant donné que la toxicité des métaux a tendance à augmenter dans les eaux plus douces, comme celles observées au site de Fort Smith.

Sédiments

Des études de suivi sur la toxicité et la variabilité naturelle des métaux dans les sédiments en suspension dans la rivière des Esclaves à Fort Smith pourraient être justifiées.

Étant donné que les concentrations de certains HAP dans les sédiments en suspension ont été supérieures aux lignes directrices relatives aux sédiments de fond, il pourrait être justifié de mener d'autres études pour déterminer si la source est naturelle ou anthropique.

La présence de phénols chlorés et d'isomères de dioxines et de furannes pourrait indiquer le transport en aval de ces contaminants et donc, justifier la tenue d'études ultérieures.

Une comparaison des données obtenues dans le cadre du PSQERE avec les données sur les sédiments de fond recueillies dans les zones de dépôt du delta de la rivière des Esclaves et les résultats des analyses des carottes de sédiments du Grand lac des Esclaves serait utile pour étudier le sort et le transport des contaminants.

Poissons

La présence de concentrations élevées de certains métaux peut justifier des études ultérieures visant à déterminer la source des métaux dans la rivière des Esclaves et l'impact de ces métaux sur le

système aquatique. Puisque l'accumulation de métaux est influencée par des facteurs biologiques comme les espèces et l'âge, des analyses ultérieures des données peuvent également être justifiées afin de mettre en lumière les tendances spécifiques des espèces.

Pour les phénols chlorés et les PCCD/F, les concentrations sont plus élevées dans la rivière des Esclaves que dans les sites témoins, ce qui suggère que ces poissons sont exposés à une source additionnelle de composés organochlorés, plus probablement associée au développement en amont. Une surveillance ultérieure peut être justifiée.

Plusieurs facteurs laissent supposer une source naturelle de HAP dans la rivière des Esclaves. Les concentrations de HAP n'étaient pas similaires aux modèles observés aux sites en aval des déversements d'hydrocarbures. En conséquence, des études ultérieures peuvent être justifiées pour vérifier si la source est naturelle et pour déterminer les impacts.

Autres recommandations générales

Une approche basée sur les écosystèmes devrait être prise en considération lors d'études futures incluant l'élaboration de données de référence. L'utilisation de cette approche fournit une base de données complète et permet de surveiller le milieu le plus approprié pour chaque paramètre. De cette façon, on peut déterminer les bioindicateurs spécifiques. Les résultats importants sont moins susceptibles d'être manqués lorsque le programme de surveillance est détaillé.

Lors de la conception d'un programme d'échantillonnage, la population locale devrait participer à tous les aspects du projet, depuis l'identification des préoccupations jusqu'au choix des points d'échantillonnage et la présentation des résultats.

Dans le cadre d'importants programmes d'échantillonnage multimilieux, on devrait effectuer un examen continu des résultats afin de s'assurer que les objectifs sont atteints.

Dans le cadre de programme de surveillance à long terme, les méthodes d'analyses et les limites de détection peuvent changer avec les années. Ces changements devraient être bien documentés.

Lors de l'élaboration de données de référence pour un environnement relativement vierge, il faudrait, malgré les coûts, utiliser des techniques d'analyse de pointe, incluant de faibles limites de détection.

Lorsque les résultats révèlent des contaminants à l'état de traces, il faudrait porter une attention spéciale à la manipulation des valeurs inférieures aux limites de détection. C'est là un aspect essentiel de l'analyse des résultats et un facteur important à prendre en considération.

Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves

INTRODUCTION

Le Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves (PSQERE) était un programme d'échantillonnage multimilieux échelonné sur cinq ans (de 1990 à 1995) qui visait à caractériser les conditions de référence de l'écosystème aquatique dans la rivière des Esclaves à Fort Smith, Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), Canada. La nature détaillée du programme en a fait le premier de ce genre à être mené dans les Territoires du Nord-Ouest.

Le PSQERE est le fruit d'un effort de coopération entre la Division des ressources hydrauliques du ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien (MAINC), le ministère des Ressources renouvelables du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) et Environnement Canada (EC).

OBJECTIFS

En termes généraux, les objectifs du Programme de surveillance de la qualité de l'environnement de la rivière des Esclaves étaient les suivants :

i) traiter les préoccupations des Nordistes relativement à la contamination possible des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension par les usines de pâte à papier, les hydrocarbures et les développements agricoles en amont; et

ii) fournir des données de référence sur les concentrations des contaminants dans les poissons, l'eau et les sédiments en suspension à la limite des T.N.-O. afin d'appuyer les négociations relatives aux eaux frontalières entre l'Alberta et les T.N.-O.

POURQUOI AVOIR MENÉ CETTE ÉTUDE?

Avec ses débits annuels moyens de 3400 m^3/s, la rivière des Esclaves est le plus important affluent du fleuve Mackenzie (Reid, communications personnelles, 1997; figure 1-1). L'écoulement de la rivière provient d'un bassin versant d'environ 600 000 km^2, dont la presque totalité est située dans les provinces de l'Alberta, de la Colombie-Britannique et de la Saskatchewan (Alberta Environment, 1986). La partie du bassin de la rivière des Esclaves qui se trouve dans les T.N.-O. est située à l'aval de ces trois provinces. Des discussions bilatérales entre les T.N.-O. et l'Alberta ont permis de déterminer que les répercussions potentielles sur les ressources hydriques en aval constituent l'enjeu le plus important des négociations transfrontalières (Letourneau *et al*., 1988).

La rivière des Esclaves est un élément important du style de vie de subsistance des Nordistes. Elle constitue une source directe d'eau potable, fournit un habitat aux poissons et à la faune, représente une source majeure de nourriture traditionnelle en plus d'être importante tant au niveau culturel que spirituel. Plus de 5000 personnes vivent le long de la partie de la rivière située dans les T.N.-O., principalement à Fort Resolution et à Fort Smith.

À la fin des années 1980, l'activité industrielle avait augmenté dans la partie en amont du bassin (figure 1-1). Deux des cinq usines de pâtes et papiers existantes avaient doublé leur capacité et des permis avaient été accordés pour la construction de quatre nouvelles usines. Trois usines d'exploitation de sables bitumineux devaient être agrandies et une nouvelle devait être construite. Le secteur agricole de l'Alberta était également en pleine expansion. Des preuves des impacts de telles expansions loin en aval avaient été démontrées par la fermeture de la pêche en Colombie-Britannique en raison des contaminants provenant des usines de pâte et dans le lac Athabasca en raison d'un déversement de sables bitumineux en Alberta. Étant donné que tous les contaminants déversés par les expansions en amont pouvaient être déposés dans les T.N.-O., on a soulevé des préoccupations sérieuses concernant la possibilité que des problèmes similaires surviennent dans la rivière des Esclaves dans les Territoires du Nord-Ouest, de même que dans le Grand lac des Esclaves et le fleuve Mackenzie, qu'elle alimente. En 1989, les audiences d'évaluation environnementale de l'Alberta Pacific Pulp Mill (ALPAC) ont intensifié ces préoccupations. Les gens voulaient savoir : « Pouvons-nous boire l'eau? » et « Pouvons-nous manger les poissons? »

On ne disposait pas de suffisamment d'information à propos de la partie de la rivière des Esclaves située dans les T.N.-O. pour évaluer les répercussions de cette expansion croissante sur l'écosystème aquatique. Afin de fournir des données de référence précises et de surveiller les changements causés

par l’expansion en amont, il est devenu évident qu’un programme de surveillance exhaustif était nécessaire pour la rivière des Esclaves.

En janvier 1990, le comité consultatif technique de la rivière des Esclaves a été formé; ses membres proviennent de la Division des ressources hydrauliques du MAINC, du ministère des Ressources renouvelables du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, du MPO et d’EC. Ses principales tâches consistaient à planifier, à concevoir et à mettre en oeuvre un programme de surveillance multimilieux dans la rivière des Esclaves, et à atteindre et à maintenir une uniformité et une qualité élevée au niveau des données produites. Un rapport sur l’évaluation du bassin a été préparé afin d’examiner les sources de contamination existantes et potentielles à l’intérieur du bassin supérieur, de donner un aperçu des utilisateurs de la partie de la rivière des Esclaves située dans les T.N.-O. et de résumer toute l’information connue à ce jour sur la qualité de l’environnement du bassin (MacDonald, 1990). En mars 1990, le comité a tenu un atelier visant à élaborer un programme pratique de surveillance de l’environnement pour la rivière des Esclaves avec des experts sur la qualité de l’environnement aquatique provenant d’organismes gouvernementaux et du secteur public (MacDonald et Smith, 1990). C’est à l’aide de ces rapports que le comité a conçu et mis en oeuvre le PSQERE.

Figure 1-1 Bassin du fleuve Mackenzie - Activité industrielle en amont (Source : EBRN, rapport aux ministres, 1996)

CE QUI A ÉTÉ ÉTUDIÉ : APPROCHE BASÉE SUR LES ÉCOSYSTÈMES

Le programme de la rivière des Esclaves a été conçu pour chercher les contaminants les plus susceptibles de se trouver dans le milieu le plus approprié (voir le tableau 2.1). En étudiant différentes composantes de l'environnement aquatique, le PSQERE a intégré à la surveillance une approche basée sur les écosystèmes.

Tableau 2.1. Résumé des paramètres analytiques et du milieu d'échantillonnage.

Paramètre	Échantillon d'eau prélevé au hasard	Échantillon de centrat	Sédiments en suspension	Poisson muscle/bile/foie		
Métaux	X	X	X	X	-	X
Chlore organique extractible	-	X	X	X	X	X
Chlorophénols	-	X	X	X	X	X
Pesticides organochlorés	-	X	X	X	-	X
BPC	-	-	X	X	-	X
HAP	-	X	X	GCMS*	CLHP	GCMS*
Dioxines/furannes	-	-	X	X	-	X
MFO	-	-	-	-	-	X
Paramètres de base	physique, DBO, ions majeurs	-	dimensions des particules, COT, essais de toxicité	âge, sexe, poids, longueur, % de lipides		

* GCMS = chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse

CE QU'ON CHERCHAIT : PARAMÈTRES ANALYTIQUES

Les paramètres ont été choisis d'après les connaissances courantes de la composition chimique, du sort et des effets des effluents découlant des activités d'exploitation en amont dans le bassin, incluant les usines de pâtes et papiers, l'exploitation des ressources pétrolières et gazières et les activités agricoles (MacDonald, 1990).

Les métaux proviennent de sources tant naturelles qu'anthropiques, notamment l'exploitation minière et l'exploitation des ressources pétrolières et gazières. La plupart sont requis en petites quantités par tous les organismes vivants, mais de grandes quantités peuvent être nocives pour le biote.

Les hydrocarbures halogénés (hydrocarbures contenant du chlore, du brome, du fluor ou de l'iode) sont libérés dans l'environnement par une variété de sources anthropiques, notamment l'agriculture, la fabrication de produits chimiques et la production de pâtes et de papiers blanchis. La méthode du chlore organique extractible donne un indice de l'ampleur de la contamination par les composés organochlorés et permet de détecter tous les composés halogénés extractibles au moyen de solvant (Birkholz, 1993).

Les phénols chlorés sont utilisés dans toute une gamme d'applications; ils sont utilisés comme désinfectants, pesticides, teintures et produits de préservation du bois et ils sont libérés dans l'environnement aquatique par les usines de pâtes et papiers, les usines de kraft blanchi, les usines de traitement et de façonnage du bois ainsi que les usines de traitement des eaux usées (Pastershank et Muir, 1996). Ces composés sont toxiques, persistants et reconnus pour être bioaccumulables (Kovacs *et al*., 1984); ils comprennent les gaïacols, les catéchines, les vanillines, les syringaldéhydes et les vératroles chlorés.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont associés aux effluents de l'exploitation d'hydrocarbures, notamment l'exploitation des sables bitumineux et l'exploitation minière. Plusieurs sont hautement toxiques pour les organismes aquatiques (Eisler, 1987) et peuvent être cancérogènes.

Les dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF) sont de grandes familles d'hydrocarbures chlorés comportant des congénères de 75 PCDD et de 135 PCDF (chaque congénère ayant un modèle différent de substitution du chlore). Les congénères les plus toxiques sont ceux qui sont substitués aux positions 2,3,7 et 8 (Safe et Phil, 1990). Les PCDD sont des sous-produits de divers procédés des industries des produits chimiques, des pâtes et papiers, de la métallurgie et du nettoyage à sec et ont été décelées dans les effluents des usines de papiers et de pâte kraft blanchie (Swanson *et al*., 1993). Les PCDD ont tendance à être rapidement sorbés à la plupart des sols et sédiments (Isensee et Jones, 1975), mais peuvent également être transportés dans l'atmosphère sur de grandes distances (Fiedler *et al*., 1990). Ces substances ont été associées à toute une gamme d'effets toxiques chez les animaux. La 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD), l'isomère le plus toxique, est facilement bioaccumulable, elle s'accumule dans bon nombre d'organismes aquatiques (Fletcher et McKay,1993).

Les pesticides organochlorés, notamment le DDT, le toxaphène, la dieldrine, le mirex, le chlordane et le lindane, ont été analysés. Ces composés sont caractérisés par leur persistance, leur toxicité, leur présence répandue et leur tendance à être bioaccumulables (CCMRE, 1987).

Le toxaphène (campméchlore) est un mélange complexe de dérivés du bornane et du camphène chlorés qui ont différentes propriétés physiques et chimiques (CCMRE, 1987) et un large champ d'activité à titre de pesticide. Au Canada, le toxaphène a été utilisé comme pesticide à titre expérimental, mais son utilisation a été interdite en 1982.

Les biphényles polychlorés (BPC) sont des hydrocarbures aromatiques chlorés qui sont hautement lipophiles, qui persistent dans l'environnement et qui s'avèrent être bioaccumulables (CCMRE, 1987). Les sources de BPC qui entrent dans l'environnement incluent la combustion incomplète des déchets de BPC, les eaux usées et la lixiviation des dépotoirs et sites d'enfouissement (Hammond, 1972). L'exposition aux BPC peut entraîner toute une gamme d'effets sur les organismes aquatiques, incluant une toxicité aiguë et chronique, une toxicité pour la reproduction, des troubles de croissance et un ralentissement de la croissance (Moore et Walker, 1991). En 1980, l'utilisation et l'importation de BPC au Canada ont été strictement interdites (Environnement Canada, 1980).

OÙ A-T-ON CHERCHÉ : MILIEU D'ÉCHANTILLONNAGE

Un des principaux objectifs du programme d'échantillonnage était de comparer la qualité de référence avec les lignes directrices connues, dont la plupart concernent l'eau. Toutefois, étant donné que de nombreux contaminants organiques pouvant avoir des répercussions sur l'environnement aquatique ne peuvent être décelés dans la colonne d'eau, il n'était pas suffisant de surveiller uniquement la qualité de l'eau. Les contaminants ont été surveillés dans l'environnement (c.-à-d., eau, sédiments, biote) dans lequel ils sont susceptibles d'être présents, de s'accumuler et d'avoir des répercussions.

Eau

En raison des préoccupations relatives à l'eau potable, on a analysé des échantillons d'eau prélevés au hasard et des échantillons de centrat afin de les comparer avec les lignes directrices sur la qualité de l'eau et d'établir des objectifs pour la qualité de l'eau pour les négociations transfrontalières. Les échantillons d'eau prélevés au hasard sont des échantillons d'eau brute de la rivière qui contiennent des sédiments en suspension et qui peuvent être comparés avec les valeurs antérieures. Les échantillons de centrat sont prélevés à la sortie de la centrifugeuse, c'est-à-dire une fois que les

sédiments en suspension ont été enlevés (figure 2-7), ce qui permet d'étudier séparément chaque composant. La collecte d'importants volumes de centrat a permis d'obtenir de meilleurs taux de récupération, un aspect important puisqu'on s'attendait à ce que les concentrations de contaminants organiques se situent près des limites de détection.

Sédiments en suspension

Des échantillons de sédiments en suspension ont été recueillis parce que les métaux et les contaminants organiques ont tendance à adsorber les sédiments et les particules qui sont en suspension dans la colonne d'eau. Dans des eaux qui s'écoulent rapidement comme la rivière des Esclaves, ces particules demeurent en suspension pendant une longue période dans la colonne d'eau et peuvent être transportées sur de grandes distances en aval (MacDonald et Smith, 1990; Swanson *et al.*, 1993). De nombreux produits chimiques toxiques ont été étroitement associés aux particules en suspension, même lorsque les concentrations étaient inférieures aux limites de détection dans les échantillons d'eau (Ongley *et al*., 1988). C'est pourquoi on a cru que la surveillance des sédiments en suspension permettrait de déceler rapidement tout signe de dégradation environnementale. Étant donné qu'il n'existe aucune donnée de référence sur la qualité des sédiments pour la rivière des Esclaves, cette surveillance permettrait également d'atteindre un des objectifs du programme qui consiste à établir des conditions environnementales de référence.

Poissons

Les poissons ont fait l'objet d'échantillonnage parce qu'ils constituent un bon moyen de pré-alerte à la contamination dans un environnement aquatique en raison de leur capacité à bioaccumuler les polluants environnementaux. Les poissons peuvent constituer une partie importante de l'alimentation des habitants des T.N.-O., c'est pourquoi il s'agit d'une situation préoccupante immédiate pour la santé publique. Les résultats pourraient être comparés aux conditions énoncées dans les lignes directrices existantes de Santé Canada et permettraient d'établir des conditions de référence.

Les espèces de poissons ont été choisies en fonction de leur présence et de leur temps de séjour, de leur importance au niveau de la consommation par les humains, de la capacité des poissons à accumuler des contaminants, de leur niveau trophique de la chaîne alimentaire aquatique et du degré d'exposition aux sédiments (MacDonald et Smith, 1990). On a choisi la lotte (*Lota lota*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et le grand brochet (*Esox lucius*) car ils constituent les espèces les plus représentatives pour ce programme de surveillance.

Des échantillons de tissu musculaire, de bile, de foie et/ou de poissons entiers ont été obtenus pour chaque espèce. L'analyse des contaminants en présence dans les poissons entiers a fourni une

indication du niveau de disponibilité des contaminants dans l'écosystème (Whittle, 1989), tandis que des échantillons de tissu musculaire des poissons ont été analysés parce qu'ils sont consommés par les humains et les chiens.

On a analysé le foie des lottes étant donné que le foie est également absorbé dans le cadre d'une alimentation de subsistance (Lutra Associates Ltd., 1989). À titre d'organe de détoxification et de filtre, le foie est l'un des principaux sites de dépôt des composés toxiques dans le poisson. De plus, le foie de la lotte a un taux élevé de lipides (gras), ce qui le rend attrayant pour les contaminants organiques chlorés lipophiles (Voss et Yunker, 1983). L'activité de l'enzyme OFM dans le foie peut également indiquer une exposition à des contaminants précis.

La bile est produite par le foie et joue un rôle important au niveau de l'excrétion de substances étrangères (figure 3-30). Ces composés sont rapidement métabolisés par le poisson, par conséquent, ils peuvent se trouver en concentrations beaucoup plus élevées dans la bile que dans tout autre tissu du poisson (Swanson *et al*., 1993).

Figure 2-7 L’eau prélevée après centrifugation (centrat) ne contenait pas de quantité appréciable de sédiments.

Figure 3-30 La bile a été prélevée à l’aide d’une seringue stérile en prenant bien soin de ne pas briser la vésicule biliaire pour éviter la contamination du foie.

OÙ ET COMMENT ONT ÉTÉ PRÉLEVÉS LES ÉCHANTILLONS : MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Généralités

Les échantillons ont été prélevés dans la rivière des Esclaves à Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest) en aval des rapides Drowned (figures 2-3 et 2-5). Puisque ce point d'échantillonnage se situe en aval de la frontière entre l'Alberta et les T.N.-O. et en amont des principaux affluents des T.N.-O., il est représentatif des eaux qui s'écoulent dans les T.N.-O. Le prélèvement d'échantillons d'eau au hasard et de centrat, de sédiments en suspension et d'échantillons de poissons à peu près au même endroit sur la rivière des Esclaves a permis d'intégrer les composantes de l'étude et de comparer les données biologiques et chimiques.

Eau et sédiments

Afin de choisir un site représentatif de la qualité de l'eau, on a échantillonné un transect transversal de la rivière. Les résultats de l'évaluation du site n'ont montré aucune différence décelable entre les sites ou les profondeurs, ce qui indique que l'eau de la rivière est bien mélangée. Des échantillons d'eau prélevés au hasard ont été prélevés à tous les mois tout juste en-dessous de la surface. Les échantillons de centrat et de sédiments en suspension ont été prélevés en pompant l'eau de la rivière à une profondeur de un mètre à l'aide d'une centrifugeuse à débit continu Sedi-Samp II (figure 2-7; Puznicki, 1993). La centrifugeuse retire et stocke les sédiments en suspension (figure 3-15) et l'échantillon d'eau restante est appelé centrat. L'échantillonnage a été effectué quatre fois par année, de manière à coïncider avec les stades du cycle hydrologique - crue printanière, basses eaux estivales, post-englacement et pré-débâcle - (figure 2-2), afin de déterminer la variabilité saisonnière (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Dates de prélèvement des échantillons de centrat et de sédiments en suspension

Année	1990-1991	1991-1992	1992-1993	1993-1994	1994-1995
Dates	- 17 octobre 17 décembre 18 février	8 août 18 septembre 17 décembre 20 février	11 juin 17 septembre 13 janvier -	11 juin 23 août 13 janvier 8 mars	15 juin 22 septembre 10 janvier 7 mars

Poissons

Les sites d'échantillonnage des poissons ont été déterminés avec l'aide de pêcheurs locaux. Les quatre rapides situés en amont du site agissent comme une barrière naturelle au mouvement des poissons, ce qui permet de s'assurer que les échantillons des poissons choisis résident dans les T.N.-O. (figure 2-3). Le cycle évolutif des espèces choisies et les périodes de pêche dans la rivière des Esclaves ont dicté deux séances d'échantillonnage par année. Le doré jaune, le grand brochet et le grand corégone ont été pêchés au filet maillant dans la rivière des Esclaves, tout juste en aval des rapides Drowned, et dans le lac Leland au cours de la saison des eaux libres en septembre. Les dimensions des filets utilisés pour le PSQERE étaient similaires à ceux utilisés par les pêcheurs locaux (maillages de 89 et de 114 mm et longueurs de 23 ou de 46 m), afin de fournir une bonne indication des concentrations de contaminants dans les poissons qui sont susceptibles d'être consommés (figure 3-20). Suivant les conseils de pêcheurs locaux, les lottes ont été attrapées avec des hameçons appâtés sous la glace en décembre à Bell Rock sur la rivière des Esclaves et dans le lac Alexie en mars. Des données biologiques (poids, longueur à la fourche, sexe, gonades-maturité et gonades-poids) ont été consignées et les structures vieillissantes ont été enlevées (figures 3-21 et 3-31). Les tissus des poissons ont été échantillonnés conformément aux exigences de chaque laboratoire analytique.

Sites témoins

Les sites témoins pour le programme d'échantillonnage des poissons (lacs Leland et Chitty/Alexie : figure 1-1) ont été choisis pour rendre compte de la variabilité naturelle et pour faire la différence entre les changements causés par les sources en amont et les processus naturels (incluant le transport atmosphérique sur de grandes distances et d'autres sources non ponctuelles régionales). Il n'existe aucune rivière comparable à la rivière des Esclaves en termes de débits et de régime de sédiments dans la partie ouest des T.N.-O., c'est pourquoi on a choisi deux lacs situés à l'extérieur de l'influence du développement en cours et qui renferment les espèces de poissons appropriées, dont la taille et le nombre sont suffisants. Bien que ces sites soient représentatifs en ce qui a trait aux poissons, leur variabilité géographique est trop grande pour permettre une comparaison directe des données sur l'eau et les sédiments. C'est pourquoi il n'y a pas eu de sites témoins pour les échantillons d'eau et de sédiments. Les données sur la qualité de l'eau ont plutôt été comparées aux valeurs obtenues par le passé dans la rivière des Esclaves à Fitzgerald, entre 1960 et 1992 (WER Agra Ltd., 1993). Des blancs, des échantillons artificiellement traités et des matériaux de référence étalon ont également permis d'établir un programme d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) pour ces échantillons.

Figure 2-3 PSQERE - Fort Smith, points d’échantillonnage dans les T.N.-O.

Figure 2-5 Rivière des Esclaves, rapides Drowned à Fort Smith - Hiver : la rivière ne gèle pas complètement en raison de la turbulence causée par les rapides.

Figure 3-15 Les sédiments ont été grattés des parois et du fond du carter de la centrifugeuse à l'aide de spatules propres en acier inoxydable revêtues de Teflon; ils ont ensuite été bien mélangés.

Figure 2-2 PSQERE - Hydrogrammes annuels moyens avant et après le barrage - rivière des Esclaves à Fitzgerald

Figure 3-20 Durant la saison des eaux libres, les poissons ont été attrapés à l'aide de filets à mailles étirées de 89 mm et de 114 mm.

Figure 3-21 Les échantillons de poissons prélevés dans la rivière des Esclaves ont été amenés à l'entrepôt du district de Fort Smith du MAINC, où un laboratoire temporaire avait été établi pour le traitement des échantillons.

Figure 3-31 Les otolithes ont été prélevés dans les cavités crâniennes des poissons.

CE QU'ON A TROUVÉ : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Une grande partie des résultats ont été inférieurs à la limite de détection, ce qui a limité l'étendue de l'analyse statistique possible. De plus, les limites de détection des paramètres individuels ont varié tout au long du programme en raison de l'amélioration des méthodes analytiques et des différences au niveau des techniques de laboratoire. En raison de ces facteurs, les moyennes n'ont pas été calculées pour la plupart des paramètres étant donné qu'elles ne refléteraient pas avec exactitude les données. On a plutôt inclus les valeurs maximales et minimales dans les tableaux sommaires, ainsi que le nombre total d'échantillons et le nombre dont les valeurs étaient inférieures à la limite de détection. Les séries de valeurs présentées sont conservatrices puisqu'on a utilisé les concentrations les plus élevées. Par exemple, dans le cas des échantillons subdivisés, on a conservé la valeur la plus élevée. Si le résultat était inférieur à la limite de détection, on consignait la valeur de la limite de détection.

Toutes les données sur les sédiments ont été exprimées en fonction du poids sec, tandis que les résultats pour les poissons ont été exprimés en fonction du poids humide. En ce qui concerne les sédiments, les résultats n'ont pas été corrigés en tenant compte de la récupération des substituts, à l'exception des analyses de la dioxine et du furanne. Pour les échantillons de poissons, les résultats des analyses pour les pesticides organochlorés, les BPC, la dioxine et le furanne ont été corrigés en tenant compte de la récupération des substituts.

EAU - RÉSUMÉ

Les deux types d'échantillons d'eau (échantillons prélevés au hasard et échantillons de centrat) ont été analysés séparément. Pour les échantillons prélevés au hasard, on a fait des analyses pour 37 paramètres physiques, biologiques et chimiques (ions majeurs, nutriants et métaux), alors que pour les échantillons de centrat, on a fait des analyses pour 29 paramètres physiques et chimiques ainsi que pour des composés organiques (EOCl, 44 phénols chlorés, 13 pesticides, BPC totaux et 17 HAP).

Eau : paramètres physiques et métaux

À Fort Smith, l'eau de la rivière des Esclaves est douce à modérément douce, avec un pH médian de 7.9. Les lectures de la DBO sont caractéristiques d'un site non pollué (McNeely *et al*., 1979) et le dénombrement de coliformes fécaux est faible (< 3 à 12 colonies/100 ml). Les rapides font en sorte que l'eau est bien oxygénée et ils peuvent être responsables de la remise en suspension des particules au cours de l'hiver.

Les données sur les échantillons d'eau prélevés pour le PSQERE ont été comparées avec les résultats obtenus par le passé pour des échantillons prélevés entre 1960 et 1992, dans la rivière des Esclaves à Fitzgerald (Alberta) (WER Agra Ltd., 1993). Les analyses de régression de la turbidité et les données sur les sédiments en suspension totaux à Fort Smith n'ont indiqué aucune dépendance entre les débits et les paramètres (McCarthy *et al*., 1997a). Par conséquent, les données ont été résumées avec les statistiques descriptives (moyenne et écart-type) en fonction des saisons; printemps (mai et juin), été (juillet et août), automne (septembre et octobre) et hiver (novembre à avril) (figure 5-1). Cette méthode a permis d'identifier des modèles saisonniers et de les comparer visuellement. On n'a pas effectué de comparaisons statistiques des moyennes en raison du petit nombre d'échantillons et des écarts-types élevés. Pour les données sur la qualité de l'eau à Fitzgerald, WER Agra (1993) a évalué la dépendance entre les paramètres et les débits à l'aide d'analyses de régression, tandis que les tendances saisonnières ont été évaluées statistiquement à l'aide de l'essai Kruskal-Wallis.

Les tendances observées pour les paramètres physiques et chimiques dans les échantillons d'eau prélevés au hasard au site de Fort Smith sont généralement similaires aux tendances observées à Fitzgerald. Il y avait cependant une exception : les sédiments en suspension totaux (SST), qui étaient plus élevés en hiver à Fort Smith. Ce résultat est probablement dû à la présence de slush de frasil sous la glace à l'ancien site, produite par l'eau surfondue des rapides en amont (Ashton, 1986), qui a affouillé le lit de la rivière et remis en suspension les sédiments, particulièrement le sable (figure 5-2). Cet effet local pourrait expliquer pourquoi les concentrations des métaux en hiver se situaient entre les valeurs élevées obtenues au printemps et les valeurs faibles obtenues à l'automne, et également pourquoi les SST ne montraient pas de dépendance aux débits à Fort Smith. À Fitzgerald, les concentrations de métaux et de SST étaient toutes deux plus élevées au printemps, diminuaient à l'été et à l'automne, et étaient au plus bas pendant l'hiver. Quelques paramètres comme la turbidité, la couleur, le sulfate et le phosphore affichaient cette tendance à la fois à Fort Smith et à Fitzgerald (tableaux 5.1, 5.2, 5.4).

Tableaux 5.1, 5.2, 5.4 Échantillons d'eau prélevés au hasard - Concentrations saisonnières moyennes

Paramètre	Printemps	Été	Automne	Hiver
SST (mg/L) (ÉT; n)	215,1 (148,5; 10)	72,8 (48,1; 5)	74,6 (54,8; 7)	132,3 (155,7; 22)
Couleur (unités) (ÉT; n)	190,4 (348,7; 12)	74,2 (39,9; 5)	38,9 (15,4; 9)	18,0 (12,5; 24)

Chlorure (ÉT; n)	4,5 (1,5; 12)	4,7 (1,2; 5)	6,3 (1,1; 9)	6,0 (2,7; 24)
Cuivre (ÉT; n)	9,1 (6,2; 8)	5,3 (2,1; 3)	2,6 (2,1; 5)	3,7 (3,8; 12)
Fer (ÉT; n)	7001,3 (4368,8; 8)	4583,3 (2270,5; 3)	1385,6 (621,7; 5)	3372,8 (3709,2; 12)
Nickel (ÉT; n)	10,9 (8,5; 7)	6,3 (2,1; 3)	2,2 (1,1; 5)	5,6 (4,5; 13)
Zinc (ÉT; n)	31,8 (24,9; 8)	17,0 (7,6; 3)	6,6 (3,2; 5)	22,6 (25,1; 12)

Figure 5-1 PSQERE - Dates de prélèvement des échantillons d'eau au hasard et des échantillons de centrat (Fort Smith) c. débits quotidiens moyens (Fitzgerald)

Figure 5-2 Pourcentage moyen de la distribution de la taille des particules en fonction des saisons

D'autres paramètres, comme le chlorure, étaient plus bas au printemps et à l'été et plus élevés à l'automne et à l'hiver, et ce, aux deux sites (tableaux 5.1, 5.2, 5.4). Cette situation peut s'expliquer par des débits plus élevés au printemps et à l'été qui diluent les concentrations de ces composés, en plus de l'apport des eaux souterraines (WER Agra Ltd., 1993).

Un certain nombre de paramètres n'ont montré que de légers changements tout au long de l'année. Une comparaison des données de la rivière des Esclaves avec celles de la rivière Hay (WER Agra Ltd., 1993) a révélé une dépendance beaucoup plus faible aux débits pour les paramètres sur la qualité de l'eau de la rivière des Esclaves, ce qui peut être le résultat des effets de mélange du lac Athabasca et de l'influence de la régularisation des débits par le barrage Bennett sur la qualité de l'eau dans la rivière de la Paix (Shaw *et al*., 1990; figure 2-2).

Les constatations suggèrent que les métaux décelés dans la rivière des Esclaves sont associés aux sédiments en suspension. Une comparaison entre les résultats des analyses des échantillons prélevés au hasard et ceux des échantillons de centrat a révélé que les concentrations des paramètres dissous, comme la conductivité et les ions majeurs, étaient similaires pour les deux types d'échantillons (tableau 5.5). Toutefois, des caractéristiques comme la turbidité, la couleur et les métaux étaient plus faibles après centrifugation, ce qui indique qu'ils sont associés aux sédiments en suspension.

Tableau 5.5 Comparaison des concentrations (µg/L) dans les échantillons d'eau prélevés au hasard avec les échantillons de centrat

	22 septembre 1994		7 mars 1995	
Paramètre	**Échantillon prélevé au hasard**	**Échantillon de centrat**	**Échantillon prélevé au hasard**	**Échantillon de centrat**
Conductivité	218	218	246	243
Calcium	31,5	25,5	27,1	25,1
Magnésium	6,1	6,1	6,48	6,02
Sodium	6,53	6,47	7,22	6,93
Chlorure	6,95	6,93	7,37	7,21
Turbidité	24	3	19	6,2
SST	39	<3	108	4
Arsenic	0,7	0,4	0,8	<0,3
Cobalt	0,3	<0,1	0,5	<0,1
Cuivre	1,8	1,2	5,8	0,7

Fer	1200	167	1720	163
Plomb	1,3	0,3	4,3	0,4
Manganèse	32,5	5,2	27,8	7
Nickel	2,6	1,2	3,7	1,2
Zinc	<5	<5	13,4	<0,5

Eau : paramètres organiques

On a seulement décelé un nombre limité de paramètres organiques dans les échantillons d'eau de centrat prélevés dans la rivière des Esclaves, et à des concentrations très faibles. Leur présence indique quand même la possibilité qu'il y ait transport en aval. Les phénols chlorés décelés à Fort Smith ont été détectés en aval de l'usine de pâte kraft blanchie de Grande Prairie, et s'avèrent être transportés sur de longues distances (Swanson *et al.*, 1993). Des HAP de faible poids moléculaire (naphtalène et méthylnaphtalène) étaient présents dans un petit nombre d'échantillons de centrat. On n'a pas décelé d'EOCl ni de pesticides, mais cela pourrait être dû aux limites de détection élevées.

Eau : aperçu général

Les données obtenues dans le cadre du PSQERE ont été comparées avec les valeurs établies dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (RQEPC) et dans les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : protection de la vie aquatique*. Les concentrations de tous les paramètres organiques et inorganiques mesurées dans l'eau au cours du PSQERE ont été inférieures aux lignes directrices existantes, à l'exception du chrome, du cuivre, du fer, du plomb, du manganèse et du zinc, dans des échantillons d'eau prélevés au hasard. Ces concentrations se situaient toutefois à l'intérieur de la plage des valeurs obtenues par le passé, ce que WER Agra Ltd. (1993) a considéré être le résultat de la météorisation naturelle des roches. Bien qu'il soit peu probable que ces concentrations aient des impacts négatifs sur la vie aquatique, d'autres travaux de recherche peuvent être nécessaires, étant donné que la toxicité des métaux a tendance à augmenter dans les eaux plus douces, comme celles observées au site de Fort Smith.

Un examen des dates d'échantillonnage et des taux des débits quotidiens (figure 5-1) révèle que les échantillons ont été prélevés à des moments et à des taux représentatifs. Ce fait, de même que la comparabilité avec les données historiques, indique que les données sur l'eau obtenues dans le cadre du PSQERE peuvent être jugées représentatives des conditions courantes. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les données sur les sédiments et sur les poissons soient également représentatives du système aquatique. Ce jeu de données pourra aussi servir de données de référence pour mesurer les changements futurs.

SÉDIMENTS EN SUSPENSION - RÉSUMÉ

Au cours du PSQERE, des échantillons de sédiments en suspension ont été analysés pour connaître leur teneur en carbone organique total (COT), en métaux, en EOCl, en phénols chlorés, en dioxines et furannes, en pesticides et en HAP. On ne disposait d'aucune donnée obtenue par le passé sur la qualité des sédiments en suspension dans la rivière des Esclaves. En conséquence, l'information fournie dans la présente étude constitue la première base de données sur les sédiments en suspension; ces données pourront être utilisées comme données de référence aux fins de comparaison pour toute surveillance ultérieure.

Les résultats obtenus pour les sédiments en suspension ont été comparés aux valeurs établies dans les *Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments* (Environnement Canada, 1995). Deux valeurs d'évaluation ont été établies pour chaque élément : la concentration seuil produisant un effet (CSE) et la concentration produisant un effet probable (CEP). La CSE correspond à la concentration en-deçà de laquelle des effets néfastes sont rarement observés tandis que la CEP correspond à la concentration au-delà de laquelle des effets néfastes sont fréquemment observés. Les valeurs qui se situent entre ces deux concentrations sont occasionnellement associées aux effets biologiques néfastes.

Les résultats ont également été comparés aux valeurs établies dans les normes provinciales de qualité des sédiments de l'Ontario (OSQG, 1992) lorsque des lignes directrices nationales n'étaient pas disponibles. D'après les normes, des sédiments dont les concentrations sont au-dessus des concentrations minimales produisant un effet (CME) ont le potentiel d'influer de façon négative sur le biote aquatique. Les échantillons de sédiments dont les concentrations sont supérieures aux concentrations avec effet grave (CEG) doivent être évalués pour connaître l'impact biologique et il faut mettre en oeuvre des mesures correctives.

Il est à noter toutefois que les lignes directrices susmentionnées ont été élaborées pour les sédiments de fond et non pour les sédiments en suspension. Par conséquent, elles sont incluses seulement à titre de référence aux fins de comparaison.

Sédiments en suspension : distribution de la taille des particules

Les échantillons de sédiments en suspension prélevés dans la rivière des Esclaves en aval des rapides Drowned sont composés de particules de sable, de limon et d'argile, dont les proportions varient avec les saisons (figure 5-2). La teneur en sable s'avère la plus élevée en hiver, ce qui est probablement dû à la présence de slush de frasil sous la glace, qui affouille le lit de la rivière et remet en suspension les sédiments.

Les sédiments en suspension sont reconnus pour être d'importants transporteurs de contaminants. Puisque les contaminants adsorbent fortement les particules plus fines, leurs concentrations devraient être plus élevées lorsque les concentrations de limon et d'argile sont à leur maximum (CCMRE, 1987). Cette tendance a été observée au cours du PSQERE : des corrélations ont été notées entre les concentrations de métaux et l'argile, les valeurs de r^2 allant de 0,26 à 0,71. Toutefois, les corrélations les plus fortes ont été observées entre les concentrations de métaux et la teneur organique, alors que les valeurs de r^2 se situaient entre 0,5 et 0,9 (McCarthy *et al.*, 1997a). Ces résultats sont appuyés par des études qui indiquent que l'arsenic, le plomb, le nickel et le zinc peuvent être éliminés d'une solution par la présence de particules solides en suspension, de matières organiques et d'argiles (CCMRE, 1987).

Sédiments en suspension : métaux

Les échantillons de sédiments en suspension ont été analysés pour déceler la présence de 29 éléments inorganiques. Voici les éléments qui ont été détectés dans tous les échantillons : aluminium, baryum, bore, calcium, chrome, cobalt, cuivre, fer, plomb, magnésium, manganèse, mercure, nickel, phosphore, strontium, titane, vanadium et zinc. Ces résultats suggèrent que des métaux sont associés aux sédiments en suspension, une observation qui est appuyée par la comparaison des résultats des échantillons d'eau prélevés au hasard et des échantillons de centrat (tableau 5.5). Les métaux présents à des concentrations élevées dans les échantillons d'eau prélevés au hasard ont également été détectés à des concentrations élevées dans les échantillons de sédiments en suspension.

Quelques échantillons présentaient des concentrations d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de manganèse, de nickel et de zinc supérieures aux concentrations seuils produisant un effet (CSE) ou aux concentrations minimales produisant un effet (CME). Toutefois, l'arsenic et le nickel ont été les seuls métaux décelés à des concentrations supérieures aux concentrations produisant un effet probable (CEP), dans un et dans quatre échantillons (n=18), respectivement. Toutes les concentrations de métaux, sauf un résultat concernant le manganèse, étaient considérablement inférieures à la concentration avec effet grave (CEG). Puisque la source des métaux décelés dans les échantillons d'eau prélevés au hasard est probablement naturelle, cela s'avérerait également vrai pour les sédiments en suspension. En conséquence, il est peu probable que les concentrations de métaux aient un impact négatif sur le biote aquatique à Fort Smith. Toutefois, la toxicité des mélanges de métaux s'est avérée être plus qu'additive (Reeder *et al.*, 1979), et peut être modifiée par la présence de matières organiques (US EPA, 1979). En conséquence, des études de suivi sur la toxicité et la variabilité naturelle des métaux dans les sédiments en suspension dans la rivière des Esclaves à Fort Smith pourraient être justifiées.

Tableau 5.7 Comparaison des concentrations des métaux dans les échantillons de sédiments en suspension (n =18) avec les Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (µg/g)					
Métal	**# d'échantillons au-dessus de la limite de détection**	**CSE ***	**# d'échantillons au-dessus de la CSE**	**CEP ****	**# d'échantillons au-dessus de la CEP**
Arsenic	12	5,9	9	17,0	1
Cadmium	15	0,596	7	3,53	0
Chrome	18	37,3	3	90,0	0
Cuivre	18	35,7	2	197	0
Plomb	18	35	0	91,3	0
Mercure	18	0,174	0	0,486	0
Nickel	18	18,0	16	35,9	4
Zinc	18	123	1	315	0

* CSE = Concentrations seuils produisant un effet (Environnement Canada, 1995)

** CEP = Concentrations produisant un effet probable (Environnement Canada, 1995)

Sédiments en suspension : paramètres organiques

Les concentrations des contaminants organiques mesurées dans les échantillons de sédiments en suspension étaient généralement faibles. Les concentrations d'EOCl, de pesticides organochlorés et de BPC étaient inférieures aux limites de détection dans tous les échantillons de sédiments analysés au cours du PSQERE, et par conséquent, inférieures aux lignes directrices. Les résultats des essais biologiques Microtox et avec *Daphnia magna* ont indiqué que les échantillons de sédiments en suspension prélevés dans le cadre du PSQERE n'étaient pas toxiques de façon aiguë.

Sédiments en suspension : chlorophénols

Des 44 composés phénoliques chlorés analysés dans les échantillons de sédiments en suspension, seulement 21 ont été détectés; cinq types de chlorophénols, sept types de chlorocatéchols, quatre de chloroguaïacols, trois de chlorovératroles et un de chlorovanilline. Bien qu'il n'existe aucune ligne directrice aux fins de comparaison, les faibles concentrations et la fréquence de détection suggèrent qu'il est peu probable que ces composés aient des répercussions négatives sur l'environnement. Toutefois, il pourrait être justifié d'effectuer une surveillance ultérieure étant donné que les sédiments en suspension dans le système Wapiti/Smoky se sont avérés être d'importants transporteurs de phénols chlorés, et ont été transportés sur de grandes distances (Swanson *et al.*,

1993). Des composés similaires à ceux détectés en aval de l'usine de Grande Prairie ont également été décelés à Fort Smith, ce qui pourrait indiquer un transport en aval de ces contaminants.

Sédiments en suspension : dioxines et furannes

Cinq des 17 isomères de dioxines et de furannes évalués (2,3,4,7,8-P_5CDF; OCDF; 2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,4,6,7,8H_7-CDD et OCDD) ont été détectés dans les échantillons de sédiments en suspension. De plus, six des huit homologues étaient présents dans les échantillons analysés. Bien que la concentration de l'isomère le plus toxique, 2,3,7,8-TCDD, était inférieure à la limite de détection dans tous les échantillons, les isomères de dioxines et de furannes substitués 2,3,7,8 ont le potentiel de se dégrader en ce composé (McCubbin *et al*., 1992). Les sédiments en suspension se sont avérés être d'importants transporteurs de dioxines et de furannes dans le système de la rivière Smoky/lac Wapiti et sont transportés sur de grandes distances (Swanson *et al*., 1993). La présence de composés similaires dans les sédiments en suspension de la rivière des Esclaves (à des concentrations plus faibles et à une fréquence de détection moindre), peut également indiquer le transport en aval de ces contaminants et donc, justifier la tenue d'études ultérieures. Il n'existe actuellement aucune ligne directrice pour les dioxines et les furannes dans les sédiments en suspension ou les sédiments de fond, mais leur détection dans seulement un petit nombre d'échantillons et à de faibles concentrations laisse supposer que les chances sont faibles qu'ils aient des effets négatifs sur l'environnement.

Sédiments en suspension : HAP

Les 17 HAP pour lesquels on a effectué des analyses étaient présents dans au moins un des échantillons de sédiments en suspension, à l'exception de l'acénaphthylène. Ce résultat était prévisible étant donné que les concentrations de HAP dans les écosystèmes aquatiques sont généralement les plus élevées dans les sédiments (CNRC, 1983). La fréquence de détection des composés de poids moléculaire élevé est appuyée par des études qui ont révélé que la sorption est le principal mécanisme d'élimination des HAP (Knap et Williams, 1982) et que ces composés sont sorbés rapidement par les matières organiques et inorganiques (Meyers et Quinn, 1973). La plupart des composés hydrophobes sont associés aux particules d'argile et de limon plus fines des sédiments en suspension (Forstner, 1991). C'est ce qui a été observé dans le cadre du PSQERE, les concentrations de HAP semblaient en effet être plus élevées durant la saison d'échantillonnage estivale, alors que les teneurs en limon et en argile étaient les plus élevées (figure 5-2).

Même si les HAP comptant moins de trois anneaux ne sont généralement pas sorbés aussi largement que les HAP de poids moléculaire élevé (Karickhoff *et al*., 1979), des HAP de faible poids moléculaire ont été détectés dans de nombreux échantillons de sédiments en suspension prélevés

dans la rivière des Esclaves, souvent à des concentrations maximales plus élevées. Cette constatation pourrait justifier la tenue d'études ultérieures sur la source et le mécanisme de transport des HAP de faible poids moléculaire dans ce système.

Même si certaines des concentrations de HAP étaient supérieures à la CSE et/ou à la CME, tous les résultats étaient bien inférieurs à la CEP et à la CEG. Des essais biologiques chroniques effectués sur des sédiments du lac Érié, présentant des concentrations similaires de HAP, ont conclu que ces concentrations n'étaient pas suffisantes pour entraîner des effets négatifs. Par conséquent, il est peu probable que les concentrations de HAP détectées dans les sédiments de la rivière des Esclaves aient des impacts négatifs sur le biote aquatique (McCarthy *et al*., 1997a). Toutefois, étant donné que les concentrations et la fréquence de détection des HAP dans les sédiments en suspension sont élevées, il peut être justifié de mener une surveillance ultérieure de ces composés.

Sédiments en suspension : aperçu général

Les résultats susmentionnés indiquent que les sédiments en suspension sont un bon moyen de surveiller les contaminants organiques et inorganiques. Bien que les concentrations des contaminants étaient faibles dans l'ensemble, on a noté d'intéressants résultats qui pourraient justifier des études ultérieures, comme l'identification de la source de métaux et de HAP. Les résultats ultérieurs pourraient être comparés à cette base de données pour vérifier s'il y a transport en aval ou pour détecter une hausse des concentrations de contaminants. Une comparaison des données obtenues dans le cadre du PSQERE avec les données sur les sédiments de fond recueillies dans les zones de dépôt du delta de la rivière des Esclaves et les résultats des analyses des carottes de sédiments du Grand lac des Esclaves serait utile pour étudier le sort et le transport des contaminants.

POISSONS - RÉSUMÉ

Poissons : biologie

La comparaison avec les facteurs K (rondeur) des autres poissons des T.N.-O. indique que les dorés jaunes, les grands brochets, les grands corégones et les lottes pêchés dans la rivière des Esclaves, le lac Leland et le lac Alexie peuvent être considérés comme robustes.

Poissons : métaux

Des analyses visant à déceler 29 paramètres inorganiques ont été effectuées sur les tissus musculaires du grand corégone, du grand brochet et du doré jaune, ainsi que sur les tissus musculaires et le foie de la lotte. De nombreux éléments (calcium, cuivre, fer, magnésium, manganèse, mercure, potassium, phosphore, sodium, strontium et zinc) ont été détectés dans la plupart des échantillons de tissus musculaires et de foies (86 à 100 %) des poissons pêchés à la fois dans la rivière des Esclaves et dans les lacs témoins. Des autres métaux, l'aluminium, le baryum, le bore, le chrome, le plomb et le nickel étaient présents dans un plus grand pourcentage d'échantillons de tissus musculaires de poissons, tandis que l'étain et le cadmium ont été trouvés dans un plus grand pourcentage d'échantillons de foies. Ces résultats sous-entendent que certains métaux ont tendance à s'accumuler de façon préférentielle. Certains métaux (béryllium, cobalt et vanadium) ont été détectés dans moins de 6 % des échantillons, tandis que d'autres métaux étaient tous présents à une concentration inférieure à la limite de détection (antimoine, bismuth, molybdène et argent).

Les pourcentages de détection et la plage des valeurs étaient généralement comparables entre la rivière des Esclaves et les lacs témoins, ce qui suppose des sources similaires de métaux, qu'elles soient géologiques ou atmosphériques. Toutefois, les échantillons de poissons de la rivière des Esclaves présentaient généralement des concentrations de métaux maximales supérieures à celles des sites témoins, particulièrement pour l'arsenic, dont la plage des valeurs était toujours plus élevée dans les échantillons de poissons de la rivière des Esclaves. La principale exception à ces constatations a été le grand brochet du lac Leland, qui avait les concentrations maximales les plus élevées de fer, de mercure et de zinc. Ces variations peuvent refléter des différences au niveau des caractéristiques biologiques des échantillons de poissons, comme l'âge, ou au niveau des conditions environnementales (lac par opposition à rivière) entre les sites d'échantillonnage.

Dans le cadre du PSQERE, la comparaison des concentrations de métaux dans les tissus musculaires des poissons avec les données sur d'autres sites situés dans les T.N.-O. a révélé des concentrations maximales plus élevées d'arsenic, de chrome, de mercure, de nickel et de zinc dans les poissons utilisés pour cette étude. Toutefois, il faudrait mener d'autres études, comme la comparaison de l'âge, pour déterminer si ces différences étaient importantes. La source de nickel, de fer et de zinc

est probablement naturelle, puisque les valeurs détectées dans les échantillons d'eau prélevés au hasard étaient antérieurement élevées. Même si la concentration d'arsenic était plus élevée dans la rivière des Esclaves, les valeurs sont quand même faibles. La concentration de chrome était élevée dans les échantillons d'eau et de sédiments, mais il n'existe aucune donnée antérieure qui permettrait de déterminer si les sources sont naturelles.

Poissons : mercure

On a détecté du mercure dans chacun des 492 échantillons de tissus musculaires analysés au cours du PSQERE, les valeurs allant de 0,02 à 1,09 µg/g, et dans 56 des 58 tissus de foies analysés, dont les valeurs se situent entre 0,01 et 0,09 µg/g (tableau 5.18). Ces résultats sont comparables aux données qui avaient été obtenues en 1988 et en 1989 dans la rivière des Esclaves, alors que les concentrations se situaient entre 0,13 et 0,80 µg/g dans les tissus musculaires du doré jaune et entre 0,17 et 0,54 µg/g dans les tissus musculaires du grand brochet (Grey *et al.*, 1995).

Tableau 5.18 Concentrations de mercure - Moyenne et plage (µg/g) dans les tissus musculaires des poissons (n)

	Tissus musculaires			Foie	
Espèces	**rivière des Esclaves**	**lac Leland**	**lac Alexie**	**rivière des Esclaves**	**lac Alexie**
Doré jaune	0,28 0,05 - 0,97 (72)	0,34 0,11 - 0,80 (38)	-	-	-
Grand brochet	0,25 0,06 - 0,52 (66)	0,30 0,11 - 1,09 (32)	-	-	-
Grand corégone	0,04 0,02 - 0,12 (76)	0,09 0,03 - 0,30 (40)	-	-	-
Lotte	0,12 0,02 - 0,21 (36)	-	0,13 0,07 - 0,24 (22)	0,02 <0,0025 - 0,07 (36)	0,03 0,01 - 0,09 (22)

Les poissons absorbent la forme méthylée du mercure présent dans l'environnement et la stockent dans leur organisme (Sorensen, 1991). En conséquence, le mercure subit le processus de bioamplification dans la chaîne alimentaire, ce qui fait en sorte que les espèces piscivores présentent

les concentrations les plus élevées de ce métal (Lafontaine, 1994). C'est ce qu'on remarque dans les échantillons des tissus musculaires des poissons de la rivière des Esclaves, où le doré jaune, le grand brochet et la lotte présentaient des concentrations de mercure supérieures à celles du grand corégone (tableau 5.18).

Dans la partie sud des Territoires du Nord-Ouest, on trouve plusieurs zones géologiques dans lesquelles la teneur en mercure est relativement élevée, c'est notamment le cas de la région entourant le Grand lac des Esclaves. L'occurrence de concentrations comparables de mercure dans la rivière des Esclaves, les lacs témoins et d'autres sites des T.N.-O., peut indiquer qu'il s'agit de sources géologiques ou de dépôt atmosphérique plutôt que de sources ponctuelles anthropiques (Grey *et al*., 1995).

Au Canada, la concentration maximale de mercure permise dans la portion comestible des espèces commerciales est de 0,5 µg/g, tandis qu'une concentration tolérée de 0,2 µg/g a été établie pour une consommation fréquente (Santé et Bien-être social Canada, 1969 et 1984). Bien que certains échantillons de tissus musculaires prélevés dans le cadre du PSQERE présentaient des concentrations de mercure supérieures à ces limites, les valeurs moyennes étaient inférieures à la limite prescrite de 0,5 µg/g pour les espèces commerciales (tableau 5.18). Les valeurs moyennes pour le grand brochet et le doré jaune étaient supérieures à la limite de 0,2 µg/g établie pour une consommation de subsistance. Ces résultats font l'objet d'une évaluation des effets sur la santé humaine par Santé Canada. Une surveillance ultérieure des concentrations de mercure dans les poissons peut être justifiée, surtout parce que les poissons de la rivière des Esclaves constituent une composante importante de l'alimentation de subsistance.

La présence de concentrations élevées de certains métaux peut justifier des études ultérieures visant à déterminer la source des métaux dans la rivière des Esclaves et l'impact de ces métaux sur le système aquatique. Puisque l'accumulation de métaux est influencée par des facteurs biologiques comme les espèces et l'âge, des analyses ultérieures des données peuvent également être justifiées afin de mettre en lumière les tendances spécifiques des espèces.

Poissons : paramètres organiques

Durant le PSQERE, les tissus musculaires du grand corégone, du grand brochet, du doré jaune et de la lotte, de même que le foie de la lotte, ont été analysés en vue de déterminer leur teneur en phénols chlorés, en pesticides organochlorés, en BPC, en PCDD et PCDF, ainsi qu'en HAP. De plus, des échantillons de bile ont été analysés pour connaître la contamination générale des poissons par l'EOCl et les HAP.

Les concentrations de phénols chlorés, de pesticides organochlorés, de BPC, de toxaphène et de PCCD/F étaient généralement plus élevées dans le foie de la lotte. La forte teneur en lipides (gras) (12 à 48 %) des foies les rend attirants pour les contaminants organiques chlorés lipophiles (Voss et Yunker, 1983). En tant qu'organe de détoxification et de filtre, le foie est un important site de dépôt pour de nombreux composés toxiques dans le poisson. L'utilité du foie de la lotte comme bioindicateur a été révélée dans la présente étude en raison de son importance dans une alimentation de subsistance et à titre de lieu d'accumulation de contaminants. Une surveillance future devrait porter sur cet organe étant donné qu'il répond à des critères scientifiques et à des critères de la santé publique.

Dans les échantillons de poissons entiers, le doré jaune présentait les valeurs les plus élevées et une plus grande variété de contaminants que le grand corégone et le grand brochet, ce qui pourrait par conséquent constituer un bon indicateur de la pollution environnementale. Comparativement aux analyses des échantillons de tissus musculaires composites, les analyses des foies et des poissons entiers individuels ont révélé la présence d'une plus grande variété d'isomères, de même qu'une plus grande plage de concentrations.

La présence d'EOCl, de phénols chlorés, de pesticides organochlorés, de BPC, de toxaphène et de PCCD/F à la fois dans la rivière des Esclaves et dans les sites témoins suggère que les contaminants sont transportés dans l'atmosphère, ce qui n'est pas inhabituel étant donné la volatilité de ces composés et leur persistance dans l'environnement. Le transport atmosphérique s'est avéré un facteur important du déplacement planétaire des composés chlorés (Hoff *et al*, 1992). Plusieurs études ont également documenté le dépôt de ces contaminants et leur transport atmosphérique vers des régions éloignées du Nord (Muir *et al*., 1996).

La contribution du dépôt atmosphérique à la concentration totale semble varier selon le type de composé organochloré. Par exemple, il n'y a pas de différence importante en ce qui concerne les concentrations d'isomères de HCH entre la rivière des Esclaves et les lacs témoins (McCarthy *et al*., 1997b), tandis que pour de nombreux composés, les concentrations sont plus élevées dans la rivière des Esclaves que dans les sites témoins, ce qui suggère que ces poissons sont exposés à une source additionnelle de composés organochlorés, plus probablement associée au développement en amont. Une autre explication possible serait les différences au niveau de la longueur de la chaîne alimentaire entre la rivière des Esclaves et les sites témoins. Ces explications sont discutées davantage en utilisant les phénols chlorés, les dioxines et furannes et le toxaphène respectivement, à titre d'exemples.

Poissons : phénols chlorés

Les concentrations de phénols chlorés et de PCDD/F plus élevées dans la rivière des Esclaves que dans les lacs témoins pourraient raisonnablement être liées au transport en aval des effluents d'usines de pâte kraft blanchie. Par exemple, les chlorophénols et les chloroguaïacols, trouvés dans les échantillons de bile des poissons de la rivière des Esclaves, ont également été détectés dans les échantillons de bile des poissons captés en aval de l'usine de pâte de Grande Prairie (Swanson *et al*., 1993). Le chlorophénol le plus fréquemment trouvé près des usines de pâte kraft blanchie, le 3,4,5-trichloroguaïacol (Kirkegaard et Renberg, 1988), a seulement été détecté dans les échantillons de bile du doré jaune et du grand corégone de la rivière des Esclaves. En conséquence, une surveillance ultérieure de ces phénols chlorés peut être justifiée.

Poissons : dioxines et furannes - aperçu général

Les PCDD étaient présentes dans les échantillons de foies des lottes et dans les échantillons de poissons entiers de toutes les espèces de la rivière des Esclaves et des lacs témoins, les hexa-, hepta-, et octa-isomères ayant été les plus souvent détectés. Les concentrations les plus élevées étaient généralement celles des octa-congénères. On a trouvé de la 2,3,7,8-TCDD dans toutes les espèces, sauf le grand brochet. Les congénères ayant la plus forte teneur en chlore avaient également été détectés par Muir et Pastershank (1997) dans des poissons pêchés dans les bassins des rivières Athabasca, de la Paix et des Esclaves, particulièrement dans le foie des lottes. Toutefois, cette étude a révélé que dans les tissus musculaires des poissons attrapés en aval d'Hinton, et dans le foie des lottes pêchées dans tous les bassins, les principaux congénères des PCDD/F étaient 2,3,7,8-TCDD et -TCDF.

En ce qui concerne les PCDF, on a trouvé du 2,3,7,8-TCDF et de l'OCDF dans le foie des lottes et dans les échantillons de poissons entiers de toutes les espèces de la rivière des Esclaves et des lacs témoins, à l'exception du grand corégone du lac Leland. Des PCDF possédant 6 et 7 atomes de chlore ont également été détectés dans quelques spécimens de chaque espèce étudiée. La présence d'isomères de poids moléculaire élevé pourrait suggérer des sources de pentachlorophénol et de tétrachlorophénol utilisés comme fongicide (Hagenmaier et Brunner, 1987). Le congénère 2,3,7,8-TCDF a été le plus fréquemment détecté dans les tissus musculaires des espèces commerciales de poissons de Fort Chipewyan, dans les carpes soldats et dans le foie des grands brochets des rivières de la Paix et Wapiti/Smoky, dans les tissus musculaires des poissons pêchés en aval d'Hinton, ainsi que dans le foie des lottes du nord de l'Alberta (Muir et Pastershank, 1997).

Poissons : dioxines et furannes - détails

Les résultats des analyses des poissons entiers de dorés jaunes et des foies des lottes sont discutés plus en détail étant donné qu'on a détecté des concentrations plus élevées et une plus grande variété de congénères de PCDD/F dans ces échantillons. Ce fait a également été observé dans le foie des lottes du nord de l'Alberta (Muir et Pastershank, 1997).

Les résultats des analyses visant à détecter la 2,3,7,8-TCDD, le 2,3,7,8-TCDF et les TCDD/F totaux dans les poissons entiers de dorés jaunes et dans les foies des lottes de la rivière des Esclaves et des sites témoins sont présentés aux figures 5-3 à 5-6. Les données constituent principalement un grand nombre de valeurs de non-détection, ce qui, tout comme les multiples limites de détection (le résultat de méthodes analytiques améliorées et de différences au niveau des techniques en laboratoire) ont limité les analyses statistiques. C'est pourquoi on a utilisé des diagrammes de dispersion temporels pour analyser les données.

Chez le doré jaune, la 2,3,7,8-TCDD et le 2,3,7,8-TCDF représentaient jusqu'à 100 % du total des TCDD et TCDF détectés, dans tous les cas sauf un (figures 5-3 et 5-4), ce qui était généralement vrai pour le TCDF dans le foie des lottes aux deux sites (figure 5-6), mais pas pour la TCDD (figure 5-5). Les congénères autres que ceux de la 2,3,7,8-TCDD ont contribué à la valeur totale de TCDD dans le foie des lottes, particulièrement au cours des premières années de l'étude. Cette diminution des congénères autres que ceux de la 2,3,7,8-TCDD est le reflet des changements au niveau du processus de blanchiment des usines de pâte (Swanson *et al*., 1993; Pastershank et Muir, 1995).

Chez le doré jaune pêché dans la rivière des Esclaves, la 2,3,7,8-TCDD a été trouvée en concentration supérieure à la limite de détection dans 8 échantillons prélevés en 1991-1992, dans deux échantillons prélevés en 1993-1994 et dans un échantillon prélevé en 1994-1995 (figure 5-3). Seulement un des échantillons prélevés dans le lac Leland a révélé la présence de ce congénère. La figure 5-4 montre que le 2,3,7,8-TCDF était supérieur à la limite de détection au cours des deux premières années, aux deux sites. En 1993 et 1994, seuls quelques échantillons prélevés dans la rivière des Esclaves étaient supérieurs à la limite de détection.

On a détecté la 2,3,7,8-TCDD dans la plupart des échantillons de foies de lottes prélevés dans la rivière des Esclaves, mais seulement dans les échantillons prélevés en 1990-1991 dans le lac Alexie (figure 5-5). On a détecté du 2,3,7,8-TCDF dans presque tous les échantillons de foies de lottes des deux sites (figure 5-6). Ce composé a été trouvé dans 86 % de tous les échantillons de foies de lottes examinés par Muir et Pastershank (1997) depuis les bassins des rivières Athabasca, de la Paix et des Esclaves. Les valeurs des échantillons prélevés dans la rivière des Esclaves semblent diminuer après

1991, une tendance qui a également été observée par Swanson *et al*. (1993) ainsi que par Muir et Pastershank (1997).

Toutefois, il faut noter qu'en 1991, il y a eu une amélioration des méthodes d'analyse utilisées dans le cadre du PSQERE. Les analyses et la quantification effectuées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse à basse résolution ont été remplacées par la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie à haute résolution, qui avaient une sélectivité et une sensibilité plus grandes (c.-à-d., des limites de détection plus basses). Ce changement a fait en sorte que les limites de détection ont diminué et potentiellement entraîné plus de pics qui ont été identifiés comme des PCDD et des PCDF. Toutefois, en raison de la plus grande sélectivité de cette méthode, il y avait également la possibilité que des pics qui seraient rejetés par la méthode à haute résolution aient été inclus dans les résultats obtenus à l'aide des méthodes à basse résolution utilisées auparavant. Cette possibilité pourrait expliquer les valeurs plus élevées obtenues avant 1991 et qui semblent diminuer dans les années qui suivent. De plus, au cours des premières années, le laboratoire ne surveillait pas les éthers diphényles chlorés. Ces composés se sont avérés causer de l'interférence dans l'identification des PCDD/F (c.-à-d., des résultats faux positifs; Huestis et Sergeant, 1992). Par conséquent, il est possible que cette diminution des valeurs avec les années s'explique en partie par les changements apportés au niveau des méthodes d'analyse.

Les concentrations totales de TCDD ont été plus élevées dans les échantillons de foies de lottes (maximum 17 pg/g) que dans les échantillons de poissons entiers de dorés jaunes (maximum 2,56 pg/g). On a remarqué la même chose pour les valeurs totales de TCDF (maximum de 45 pg/g pour la lotte et maximum de 2,34 pg/g pour le doré jaune), ce qui est probablement dû à la teneur en lipides qui est plus élevée dans le foie des lottes que dans les poissons entiers de dorés jaunes.

Pour le doré jaune, les valeurs de TCDD et de TCDF étaient seulement légèrement supérieures dans la rivière des Esclaves qu'au site témoin, ce qui laisse supposer des sources atmosphériques. Dans le foie des lottes, les concentrations étaient plus élevées pour les lottes pêchées dans la rivière des Esclaves que pour celles pêchées dans le lac témoin, particulièrement pour le TCDF, ce qui indique des sources riveraines, fort probablement les usines de pâte en amont. La présence de PCDD et de PCDF dans les poissons et les sédiments en aval des usines de pâte qui utilisent le blanchiment au chlore, comme celles qui se trouvent dans le nord de l'Alberta, a été bien documentée et est résumée dans le rapport de Muir et Pastershank (1997). Les TCDD/F prédominants identifiés dans les effluents des usines de pâte kraft blanchie étaient 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF et 1,2,7,8-TCDF (Muller et Halliburton, 1990).

Les valeurs totales de TCDF étaient de deux à cinq fois plus élevées que les concentrations totales de TCDD dans les échantillons de foies de lottes de la rivière des Esclaves. À chaque fois, les concentrations des isomères de tétra-furannes étaient de deux à dix fois plus élevées que celles des tétra-dioxines aux sites où la principale source de contamination est susceptible de provenir des rejets des usines de pâte kraft blanchie (Whittle, 1989; Pastershank et Muir, 1995; Muir et Pastershank, 1997).

Figure 5-3 PSQERE - Concentrations de TCDD dans les dorés jaunes (poissons entiers) - rivière des Esclaves et site témoin

Figure 5-4 PSQERE - Concentrations de TCDF dans les dorés jaunes (poissons entiers) - rivière des Esclaves et site témoin

Figure 5-5 PSQERE - Concentrations de TCDD dans le foie des lottes - rivière des Esclaves et site témoin

Figure 5-6 PSQERE - Concentrations de TCDF dans le foie des lottes - rivière des Esclaves et site témoin

La détection de TCDD et de TCDF dans les échantillons de poissons pêchés dans la rivière des Esclaves, bien qu'à des concentrations plus faibles que ceux détectés dans les sites du nord de l'Alberta, indique que ces composés sont présents dans l'environnement, et ce, même à des milliers de kilomètres en aval de l'usine de pâte la plus proche. Il semble y avoir une diminution des concentrations totales de TCDD/F dans le foie des lottes après 1990, ce qui correspond aux constatations de Muir et Pastershank (1997) ainsi qu'à celles de Swanson *et al*., (1993) et pourrait être une indication des changements de procédés utilisés dans les usines de pâte, pour lesquels on a remplacé le chlore moléculaire par du dioxyde de chlore. Toutefois, cette diminution pourrait aussi être le résultat des changements au niveau de la méthode d'analyse.

Santé Canada a établi une limite réglementaire de 20 pg/g de 2,3,7,8-TCDD dans la partie comestible des poissons pour l'exportation et la vente de poissons de pêche commerciale (ministère de la Santé, 1996). Toutes les concentrations de 2,3,7,8-TCDD mesurées au cours du PSQERE étaient considérablement inférieures à cette valeur. Les résultats des analyses pour la dioxine et le furanne dans les échantillons de poissons obtenus de 1988 à 1991-1992 ont été évalués par Santé Canada pour savoir s'ils étaient contre-indiqués pour la consommation humaine; on n'a rien noté d'inquiétant. Les résultats pour les poissons pêchés après 1992 sont encore en cours d'évaluation.

Pour les composés comme le DDT et les pesticides connexes, les concentrations plus élevées dans les foies des lottes de la rivière des Esclaves que dans ceux du lac Alexie peuvent être le résultat d'une utilisation antérieure de produits pour la maîtrise de mouches piqueuses dans le système de la rivière Athabasca (Somers *et al*., 1987).

Un autre facteur susceptible de contribuer aux concentrations plus élevées notées dans les poissons de la rivière des Esclaves peut être lié à la longueur de la chaîne alimentaire. Les lottes de la rivière des Esclaves peuvent avoir été nourries à un niveau trophique plus élevé que celles du lac Alexie (Pastershank et Muir, 1996), ce qui a été confirmé par l'information sur les isotopes stables et l'analyse du contenu de l'estomac des poissons pêchés dans le Grand lac des Esclaves et la rivière des Esclaves, qui avaient des teneurs en BPC et en toxaphène similaires à celles des échantillons prélevés pour le PSQERE (Evans, 1994; Pastershank et Muir, 1996; Tallman *et al*., 1996).

Poissons : toxaphène

Les plages des concentrations de toxaphène mesurées chez les poissons sont présentées au tableau 5.30. Les échantillons de poissons entiers de doré jaune, de grand brochet et de grand corégone de la rivière des Esclaves présentaient des concentrations allant de <0,002 à 0,137 µg/g, les concentrations les plus élevées ayant été détectées dans le doré jaune. Pour les échantillons du lac Leland, seul le doré jaune présentait des concentrations détectables. Le toxaphène a été détecté dans le foie des lottes des deux sites, dans tous les échantillons sauf un, à une concentration maximale de 1,97 µg/g. Pour toutes les espèces, les concentrations dans les lacs témoins étaient toujours plus faibles que celles dans la rivière des Esclaves.

Tableau 5.30 Concentrations de toxaphène (µg/g; % de détection) dans les poissons

Espèces	Site	Toxaphène
Doré jaune (poisson entier)	rivière des Esclaves	<0,002 - 0,137 (44)
	lac Leland	<0,002 - 0,090 (27)
Grand brochet (poisson entier)	rivière des Esclaves	<0,03 - 0,035 (30)
Grand corégone (poisson entier)	rivière des Esclaves	<0,03 - 0,063 (20)
Lotte (foie)	rivière des Esclaves	0,061 - 1,97 (100)
	lac Alexie	0,015 - 0,112 (96)

Santé Canada (Kirkpatrick, 1992) a jugé que les concentrations de toxaphène mesurées dans les poissons pêchés en 1990-1991 ne présentaient pas de risques pour la santé. Toutefois, dans les dix échantillons de lottes prélevés dans la rivière des Esclaves en 1991-1992, les concentrations de toxaphène étaient supérieures à celles de l'année précédente.

Afin d'établir la limite réglementaire pour les contaminants qui peuvent se trouver dans les aliments, Santé Canada utilise la dose journalière admissible (DJA). La DJA désigne la quantité d'une substance ou d'un contaminant chimique qu'une personne peut ingérer, en fonction de son poids,

à chaque jour de sa vie, sans courir de risques pour sa santé. Pour le toxaphène, la DJA a été établie à 0,2 µg/kg du poids corporel par jour (Huston, 1992). À partir de la concentration moyenne de toxaphène détectée dans le foie des lottes de la rivière des Esclaves pêchées en 1991-1992 (0,897 µg/g), Santé Canada a indiqué qu'une personne pesant 60 kg pouvait ingérer, sans risques pour sa santé, 13,4 grammes par jour ou 93,8 grammes par semaine (Huston, 1992), ce qui représente environ un foie de lotte par semaine. Puisque Santé Canada supposait que les habitants des T.N.-O. mangeaient 20 grammes de foie de lotte par jour (Huston, 1992), une limite de consommation a été émise. Cette limite stipule que les personnes qui mangent du foie de lotte ne devraient pas en manger plus d'un par semaine (gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 1992).

Les résultats obtenus depuis 1992 sont actuellement en cours d'évaluation pour déterminer les risques pour la santé des humains. Il est à noter toutefois, qu'au cours des années subséquentes, la moyenne et les valeurs maximales de toxaphène dans le foie des lottes ont semblé diminuer et sont similaires ou inférieures à celles détectées en 1990 (tableau 5.31), pour lesquelles Santé Canada n'avait pas imposé de limites pour la consommation. Cette diminution des concentrations sera peut-être reflétée dans l'évaluation finale de Santé Canada, qui n'a pas encore été reçue.

Tableau 5.31 Concentrations de toxaphène (µg/g) dans le foie des lottes

Année	1990-1991	1991-1992	1992-1993	1993-1994	1994-1995
Moyenne	0,362	0,897	0,226	0,451	0,405
Plage	0,090 - 1,057	0,137 - 1,887	0,061 - 0,374	0,283 - 0,783	0,153 - 0,961
n	11	10	10	10	10

Les progrès réalisés au niveau des analyses effectuées pour déceler la présence de toxaphène, survenus en 1992, peuvent avoir contribué à cette diminution apparente des valeurs. Avant cela, l'analyse chimique quantitative du toxaphène était fondée sur 12 pics sur le chromatographe, dont certains pouvaient avoir eu des interférences avec les composés organochlorés, ce qui avait pour conséquence de donner des valeurs plus élevées (Sergeant, communications personnelles, 1997). Après 1992, l'analyse chimique quantitative était basée sur un ensemble différent de 20 pics. Bien que la limite de détection ait augmenté de 2 à 30 ng/g, la nouvelle méthodologie a permis d'obtenir des résultats plus précis (Huestis *et al.*, 1995). Cette limite de détection était toujours considérée comme une limite acceptable pour l'évaluation des risques pour la santé (Andrews, 1993).

Aucun dossier ne mentionne d'utilisation spécifique du toxaphène dans les Territoires du Nord-Ouest (gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 1992), mais il a été détecté au cours

d'autres études menées sur des poissons du Nord (Kidd *et al.*, 1995; Muir *et al.*, 1996) à des concentrations similaires ou supérieures à celle détectées dans le cadre du PSQERE. Les concentrations de toxaphène dans les échantillons de foies de lottes pêchées dans le Grand lac des Esclaves et le delta de la rivière des Esclaves sont comparables aux concentrations observées à Fort Smith (Evans, 1994; Pastershank et Muir, 1996).

Les résultats de cette étude (tableaux 5.30 et 5.31) révèlent la présence de toxaphène et indiquent qu'il est biodisponible dans l'environnement de la rivière des Esclaves et dans les lacs témoins, ce qui indique une source atmosphérique. Le toxaphène s'est accumulé dans les tissus musculaires des poissons, mais des concentrations plus élevées ont été trouvées dans le foie des lottes, ce qui est probablement dû à la nature lipophile du contaminant. Une surveillance ultérieure du toxaphène dans la rivière des Esclaves peut être justifiée.

Poissons : HAP

Plusieurs facteurs laissent supposer une source naturelle de HAP dans la rivière des Esclaves. Les résultats de la CLHP/détection par fluorescence aux longueurs d'ondes du benzo(a)pyrène et du phénanthrène ont révélé que les deux types de composés aromatiques fluorescents (CAF) ont été détectés dans la plupart des échantillons de bile analysés, ce qui indique une exposition générale aux matériaux aromatiques polycycliques. Les sites témoins présentaient des valeurs plus faibles et des profils différents de ceux de la rivière des Esclaves, ce qui suggère la présence de sources de HAP dans la rivière des Esclaves qui n'étaient pas présentes dans les lacs témoins. Bien que les concentrations des deux groupes de CAF présents dans les échantillons de bile des poissons de la rivière des Esclaves aient été conformes à celles observées pour les sites contaminés (Birkholz, 1994), les chromatogrammes n'étaient pas similaires à ceux de la bile des poissons associés aux déversements accidentels d'hydrocarbures ou aux produits pétroliers (Krahn *et al.*, 1987; 1992). Seuls des composés mères de HAP de faible poids moléculaire ont été détectés dans les échantillons de foies et de tissus musculaires des poissons pêchés dans la rivière des Esclaves, ce qui suppose des sources naturelles ou atmosphériques.

ÉVALUATION DES EFFETS SUR LA SANTÉ

Toutes les données recueillies dans le cadre de la présente étude ont été expédiées à Santé Canada, mais l'évaluation des effets sur la santé humaine n'a pas encore été complétée. En conséquence, des lignes directrices existantes de Santé Canada relatives à la consommation de poissons ont été incluses, aux fins de comparaison seulement. Toutes les concentrations de contaminants organiques étaient inférieures aux lignes directrices existantes de Santé Canada.

RÉFÉRENCES

Alberta Environment, 1986. Draft Slave River Basin Overview. Document préparé pour le comité technique de l'Alberta/T.N.-O. 87 p.

Andrews, P. 1993. Lettre du Bureau d'innocuité des produits chimiques, Santé Canada, datée du 18 août 1993 envoyée à Juanetta Peddle, Division des ressources hydrauliques, MAINC, Yellowknife, T.N.-O., 1 p.

Ashton, G. (Ed.) 1986. River and Lake Ice Engineering. Water Resources Publications, Littleton, Colorado. 485 p.

Birkholz, D.A. 1993. In-house evaluation of the Martinsen method for extracting chlorinated catechols, vanillans, guaiacols and phenols from fortified water. ETL In-house assessment.

Birkholz, D.A. 1994. Lettre du directeur de l'Environmental Services Pulp and Paper Division, Research and Development Division, EnviroTest Laboratories, datée du 19 août 1994 envoyée à Juanetta Peddle, Division des ressources hydrauliques, MAINC, Yellowknife, T.N.-O., 6 p.

CCMRE. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Ministère de la Santé, 1996. Codification ministérielle de la *Loi sur les aliments et drogues* et du *Règlement sur les aliments et drogues*, avec les modifications du 19 décembre 1996. Ottawa.

Eisler, R. 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. Contaminant Hazard Reviews Report No. 11. US Dept of the Interior. Fish and Wildlife Service. Patuxent Wildlife Research Centre. Laurel, Maryland.

Environnement Canada, 1980. *Loi sur les contaminants de l'environnement. Règlement sur les biphényles chlorés* (n° 1) - modifications. La Gazette du Canada, Partie II, Vol. 114.(13): 2272-2274. Imprimeur de la Reine pour le Canada, Ottawa.

Environnement Canada, 1995. *Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments*. Soil and Sediment Quality Section, Division des recommandations. Direction de la conservation des écosystèmes, Division de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa (Ontario).

Evans, M., 1994. Biomagnification of persistent organic contaminants in Great Slave Lake. In: J.L. Murray and R.G. Shearer (eds.). Synopsis of Research Conducted under the 1994/95 Northern Contaminant Program, Environmental Studies No. 72. Ottawa. Affaires indiennes et du Nord Canada, pp. 295-300.

Fiedler, H., O. Hutzinger et C.W. Timms. 1990. Dioxins: Sources of environmental load and human exposure. Environ. Toxic. Chem. 29: 157-234.

Fletcher, C.L. et W.A. McKay. 1993. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the aquatic environment - A literature review. Chemosphere 26: 1041-1069.

Forstner, U. 1991. Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In: Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. R. Baudo, J. Giesy and H. Muntau (eds.). Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan. pp. 61-106.

Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 1992. Epinorth - The Northwest Territories Epidemiology newsletter. Vol. 4. No. 10. November 1992. Medical Directorate, ministère de la Santé des Territoires du Nord-Ouest. 5 p.

Grey, B.J., S.M. Harbicht et G.R. Stephens. 1995. Mercury in fish from rivers and lakes in southwestern NWT. Northern Water Resources Study. 61 p.

Hagenmaier, H. et H. Brunner. 1987. Isomer specific analysis of pentachlorophenyl and sodium pentachlorophenate for 2,3,7,8 substituted PCDD and PCDF at sub-ppb levels. Chemosphere 16: 1759-1764.

Hammond, A.L. 1972. Chemical pollution: polychlorinated biphenyls. Science 175: 155-156.

Santé et Bien-être social Canada, 1969. Direction générale de la protection de la santé, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada, 1984. Direction générale des services médicaux, Ottawa.

Hoff, R.M., D.C.G. Muir et N.P. Grift. 1992. The annual cycle of PCBs and organohalogen pesticides in southern Ontario. 1. Air concentration data. Environ. Sci. Technol. 26: 266-275.

Huestis, S.Y. et D.B. Sergeant. 1992. Removal of chlorinated diphenyl ether interferences for analyses of PCDDs and PCDFs in fish. Chemosphere, Vol. 24, No. 5: 537-545.

Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.B. Sergeant, M. Legett et D.G. Dixon. 1995. Methods for determination of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyl congeners and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fish. Cdn. Tech. Rep. of Fish. and Aquatic Sci. #2044.

Huston, B.L.(PhD.). 1992. Lettre du chef, Division de l'évaluation chimique, Santé Canada, datée du 12 novembre 1992 envoyée à Vicki Jerome, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, ministère de la Santé, 2 p.

Isensee, A.R. et G.E. Jones. 1975. Distribution of 2,3,7,8, tetrachloro-dibenzo-p-dioxin (TCDD) in an aquatic model ecosystem. Environ. Sci. Technol. 9:668-672. (Cited in U.S. EPA 1979).

Karickhoff, S.W., D.J. Brown et T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13: 241-248.

Kidd, K.A., D.W. Schindler, D.C.G. Muir W.L. Lockhart et R.H.Hesslein. 1995. High concentrations of toxaphene in fishes from a subarctic lake. Science 269:240-242.

Kirkegaard, A. et L. Renberg. 1988. Chemical characterization of organochlorine compounds originating from pulp mill effluents in fish. Water Sci. Technol. 20: 165.

Kirkpatrick, D.C. 1992. Lettre du directeur, Bureau d'innocuité des produits chimiques, Santé Canada, datée du 3 février 1992 envoyée à Ian Gilchrist (Ph. D.), gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, ministère de la Santé, 3 p.

Knap, A.H. et P.J. Le B. Williams. 1982. Experimental Studies to determine the fate of petroleum hydrocarbons from refinery effluent in an estuarine system. Environ. Sci. Technol. 16: 1-4.

Kovacs, T.G., R.H. Voss, et A. Wong. 1984. Chlorinated phenolics of bleached kraft mill origin. Water Res. 18(7): 911-916.

Krahn, M.M., D.G. Burrows, G.M. Ylitalo, D.W. Brown, C.A. Wigren, T.K. Collier, S-L. Chan et U. Varanasi . 1992. Mass Spectrometric analysis for aromatic compounds in bile of fish sampled after the Exxon Valdez Oil Spill. Environ. Sci. Technol., 26: 116-126.

Krahn, M.M., D.G. Burrows, W.D. MacLeod, Jr., et D.C. Malins. 1987. Determination of individual metabolites of aromatic compounds in hydrolyzed bile of English sole (*Parophrys vetulus*) from polluted sites in Puget Sound. Washington. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16: 511-522.

Lafontaine, C. 1994. An evaluation of the metal concentrations in the tissues of five fish species under the influence of metal contaminated tailings of Discovery Mine, Giauque Lake, N.W.T., 1992. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O.

Letourneau, J., J. Jasper, et S. Lewis. 1988. NWT Interests and Needs. Document préparé par la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O. et le ministère des Ressources renouvelables, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. TBW/0016.

Lutra Associates Ltd. 1989. The survey of fish users in Dene and Metis communities in and near the Mackenzie River watershed: Vol. 1. préparé pour le ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien, Yellowknife. xi+61pp+appendices.

MacDonald, D.D. 1990. An assessment of ambient water quality conditions in the Slave River Basin, Northwest Territories. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O. 65 p.

MacDonald, D.D. et S.L. Smith, 1990. An approach to monitoring ambient environmental quality in the Slave River Basin, Northwest Territories: Towards a Consensus. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O., 65 p.

McCarthy, L.H., T.G. Williams, G.R. Stephens, J. Peddle, K. Robertson, et D.J. Gregor. 1997a. Baseline Studies in the Slave River, NWT, 1990-1994: Part I. Evaluation of the chemical quality of water and suspended sediment from the Slave River, NWT. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O., Sci. Tot. Env. 197:21-53.

McCarthy, L.H., G.R. Stephens, D.M. Whittle, J. Peddle, S. Harbicht, C. LaFontaine et D.J. Gregor. 1997b. Baseline Studies in the Slave River, NWT, 1990-1994: Part II. Body burden contaminants in whole fish tissue and livers. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O., Sci. Tot. Env. 197:55-86.

McCubbin, N., H. Edde, E. Barnes, J. Folke, E. Bergman et D. Owen. 1992. Best available technology for the Ontario pulp and paper industry. Rapport préparé pour la Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario. Février 1992.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1979. *Références sur la qualité des eaux : Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 55 p.

Meyers, P.A. et J.G. Quinn. 1973. Association of hydrocarbons and mineral particles in saline solutions. Nature (London) 244: 23-24.

Moore D.R.J. et S.L.Walker 1991. Canadian water quality guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters. Étude n° 186. Série scientifique. Environnement Canada, Ottawa (Ontario). 61 p.

Muir, D.C.G., B. Braune, B. Demarch, R. Norstrom, R. Wagemann, M. Gamberg, K. Poole, R. Addison, D. Bright, M. Dodd, W. Duschenco, J. Eamer, M. Evans, B. Elkin, S. Grundy, B. Hargrave, C. Hebert, R. Johnstone, K. Kidd, B. Koenig, L. Lockhart, J. Payne, J. Peddle, et K. Reimer. 1996. Chapter 3. Ecosystem Uptake and Effects. Dans : Shearer, R. (Ed), Canadian Arctic Contaminants Assessment Report, Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa, 1996.

Muir, D.C.G. et G.M. Pastershank. 1997. Environmental contaminants in fish: Spatial and temporal trends of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, Peace, Athabasca and Slave River basins, 1992 to 1994. EBRN, rapport n° 129, 80 p.

Muller, E.F. et D. Halliburton. 1990. Canada's proposed regulation to control chlorinated dibenzo-para-dioxins and furans in effluents from pulp and paper mills. Environnement Canada, Ottawa. Document présenté à la 10th International Dioxin Conference, Bayreuth, F.R.G.

CNRC. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Formation, sources, fate and effects on aquatic biota. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa. CNRC n° 18981. 209 p.

Ongley, E.D., D.A. Birkholz, J.H. Carey et M.R. Samoiloff. 1988. Is water a relevant sampling media for toxic chemicals? An alternative environmental sensing strategy. Journal of Environmental Quality 17 (3): 391 - 401.

OSQG. 1992. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. 23 p.

Pastershank, G.M. et D.C.G. Muir. 1995. Contaminants in environmental samples: PCDDs and PCDFs downstream of bleached kraft mills - Peace and Athabasca Rivers, 1992. EBRN, rapport de projet n° 44. 80 p.

Pastershank, G.M. et D.C.G. Muir. 1996. Environmental contaminants in fish: Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and chlorinated phenols, Peace, Athabasca and Slave River Basins, 1992 to 1994. EBRN, rapport de projet n° 101. 143 p.

Puznicki, W. 1993. Field manual: Sedisamp II, field portable continuous flow centrifuge. Rapport interne. Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O., 51 p.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1979. Cadmium. In: Guidelines for Surface Water Quality. Vol.1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Safe, S., et D. Phil. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). Crit. Rev. Toxicol. 21: 51-88.

Sanderson (Peddle), J., C. Lafontaine, et K. Robertson, 1997. Slave River Environmental Quality Monitoring Program, 1990-95, Final Five Year Study Report. Affaires indiennes et du Nord Canada, Division des ressources hydrauliques, Yellowknife, T.N.-O., 3 volumes.

Shaw, R.D., L.R. Noton, A.M. Anderson et G.W. Guenther, 1990. Water quality of the Peace River in Alberta. Alberta Environment. 247 p.

Somers, J.D., B.C. Gosky et M.W. Barrett. 1987. Organochlorine residues in northeastern Alberta otters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39:783-790.

Sorensen, Elsa M. B. 1991. Metal poisoning in fish. CRC Press. Boca Raton, Fl. 374 pp.

Swanson, S., R. Schryer, B. Shelast, K. Holley, I. Berbekar, P. Kloepper-Sams, JW. Owens, L. Steeves, D. Birkholz, et T. Marchant. 1993. Wapiti/Smokey River Ecosystem Study. Document soumis à Weyerhaeuser Canada.176 p.

Tallman, R.F., W.M. Tonn et A. Little. 1996. Diet, food web and structure of the fish community, Lower Slave River , June to December 1994 and May to August, 1995. EBRN, rapport n° 119. 91 p.

U.S. EPA. 1979. Cadmium. In Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. 1. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 9-1 to 9-20.

Voss, R.H. et M.B. Yunker, 1983. A study of chlorinated phenolic discharge into kraft mill receiving waters. Contract Report to the Technical Advisory Committee, Council of Forest Industries.

WER Agra Ltd. 1993. Data review of water quality monitoring at the Alberta/NWT boundary. Document préparé pour : Alberta Environmental Protection. 42 p.

Whittle, D.M. 1989. Baseline contaminant levels in selected Slave River fish species. Document préparé pour la Division des ressources hydrauliques, Affaires indiennes et du Nord Canada, Yellowknife, T.N.-O. 15 p.

Communications personnelles

Reid, Bob. 1997. Affaires indiennes et du Nord Canada, Division des ressources hydrauliques, Yellowknife, T.N.-O.

Sergeant, Dave. 1997. Ministère des Pêches et des Océans, Burlington (Ontario).