

University of Windsor

## Scholarship at UWindor

---

International Joint Commission (IJC) Digital  
Archive

International Joint Commission

---

1993-08-01

### Strategie Pour L'Elimination Virtuelle des Substances Toxiques Remanentes. Volume 2. Annexes: Sept Rapports au Groupe de Travail sur L'Elimination Virtuelle

Jeffery A. Foran

G. N. Werezak

D. K. Phenicie

Follow this and additional works at: <https://scholar.uwindsor.ca/ijcarchive>

---

#### Recommended Citation

Foran, J. A., Werezak, G. N., & Phenicie, D. K. (1993). Strategie Pour L'Elimination Virtuelle des Substances Toxiques Remanentes. Volume 2. Annexes: Sept Rapports au Groupe de Travail sur L'Elimination Virtuelle. *International Joint Commission (IJC) Digital Archive*. <https://scholar.uwindsor.ca/ijcarchive/485>

This Report is brought to you for free and open access by the International Joint Commission at Scholarship at UWindor. It has been accepted for inclusion in International Joint Commission (IJC) Digital Archive by an authorized administrator of Scholarship at UWindor. For more information, please contact [scholarship@uwindsor.ca](mailto:scholarship@uwindsor.ca).

00485

*[Handwritten signature]*

# UNE STRATÉGIE POUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE DES SUBSTANCES TOXIQUES RÉMANENTES

Volume 2

*ø Keep*



Commission mixte internationale  
International Joint Commission

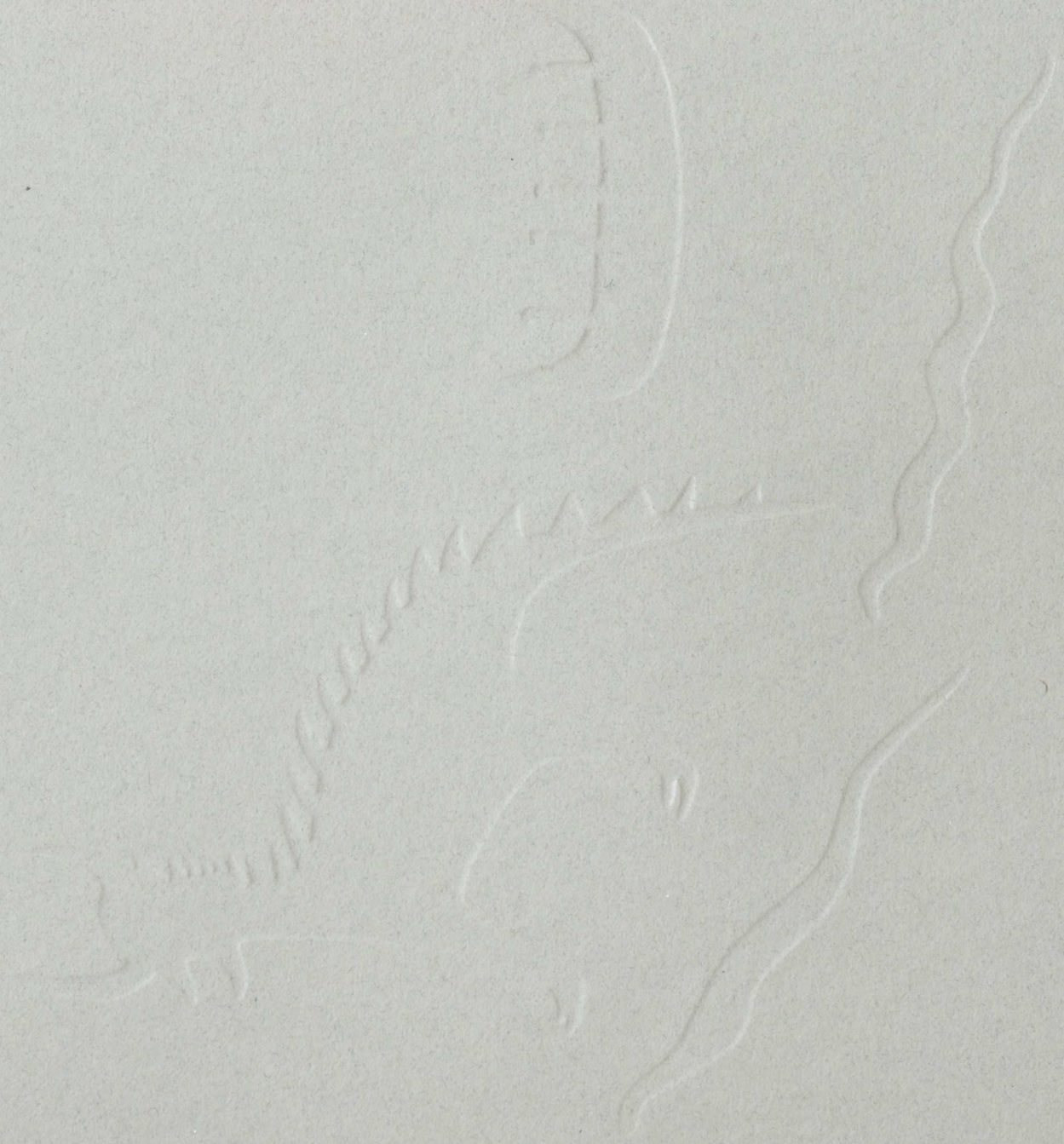




PHOTO COULEUR  
ET ESTAMPAGE EN COUVERTURE

La photo représente une petite partie des peintures sur rocher du site Agawa, sur la rive nord du lac Supérieur. Ces peintures ont été reproduites sur de l'écorce au cours de la première moitié du dix-neuvième siècle par un Saulteux du nom de Chingwauk. Selon son explication à propos des dessins, la créature mythique à cornes est Misshipeshu, la Grande Panthère ou le Lynx, qui était le Grand Roi des Poissons ; les serpents sont des représentations de Mishikenahbik, le manitou des Serpents ; à gauche figure un canoë dans lequel se trouvent cinq hommes. Les dessins font partie d'une histoire dont le héros est un shaman du nom de Myeengun (Loup) qui, inspiré fort vraisemblablement par une vision, a entrepris un voyage périlleux.

Musée canadien des civilisations  
Négatif # S88-133

# UNE STRATÉGIE POUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE DES SUBSTANCES TOXIQUES RÉMANENTES

ANNEXES

## Volume 2

ANNEXES

SEPT RAPPORTS AU GROUPE DE TRAVAIL  
SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

Windsor, Ontario

Août 1993

ISBN 1-895085-68-3



Imprimé au Canada sur du papier recyclé



Commission mixte internationale  
International Joint Commission

THE STRATEGIC POLICE INVESTIGATION UNIT  
DES SUBSTANCES TOXICOLOGIQUES

Volume 2

ANNEXE

THE STRATEGIC POLICE INVESTIGATION UNIT  
DES SUBSTANCES TOXICOLOGIQUES

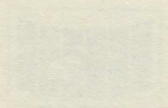
Wolfgang Kasper

1992

1992



Copyright © 1992 by the author



Copyright © 1992 by the author

VOLUME 2

---

ANNEXES

---

A.	APPLICATION D'UNE STRATÉGIE D'ÉLIMINATION VIRTUELLE AUX BPC ET AU MERCURE Jeffery A. Foran	1
B.	LE CHLORE : ÉLABORATION D'UNE STRATÉGIE À LONG TERME POUR LES SUBSTANCES UTILISÉES COMME MATIÈRES PREMIÈRES	29
	• <i>Un rapport sur le chlore, présenté au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle.</i> G.N. Werezak	33
	• <i>L'élimination virtuelle dans l'industrie des pâtes et du papier.</i> D.K. Phenicie	41
	• <i>Étude de cas. Le chlore : application d'une stratégie d'élimination virtuelle à une charge d'alimentation chimique industrielle.</i> T. Muir, T. Eder, P. Muldoon, et S. Lerner	47
C.	INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES ET ÉLIMINATION VIRTUELLE	71
D.	LES DOMMAGES	87
E.	PROGRÈS RÉALISÉES	105

---



ANNEXES

A

APPLICATION DU SYSTÈME  
D'ÉVALUATION VERTICALE À LA BIEN-ÊTRE  
Sociale et Économique

B

LE CHÔME - LA RECHERCHE DUNE STRATÉGIE À LONG TERME  
POUR LES SYSTÈMES D'ÉVALUATION VERTICALE  
• Les travaux ont été réalisés par un groupe de chercheurs  
en Économie au Québec, L'Économiste  
• L'évaluation verticale a été réalisée par les auteurs  
D.R. Théberge  
• Fiches de base de données, analyse de la situation de référence  
• Le chapitre d'implémentation est en cours de rédaction  
T. Marc T. Robert, Directeur de la recherche

C

INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES ET FINANCIERS VERTICAUX

D

LES DOMAINES

E

PROCES REALISÉS

# APPLICATION D'UNE STRATÉGIE D'ÉLIMINATION VIRTUELLE AUX BPC ET AU MERCURE

---

**Élaboration d'une stratégie d'assainissement pour  
une substance «interdite» et pour une substance dont  
les sources sont naturelles et anthropiques**

**Un rapport à l'intention du Groupe de travail  
sur l'élimination virtuelle**

Rapport présenté au

Groupe de travail sur l'élimination virtuelle

par Jeffery A. Foran

17 juin 1993

## REMERCIEMENTS

Nous remercions Ylang Nguyen pour son aide au cours des travaux de recherche et de préparation de ce rapport, ainsi que David Dolan et les membres du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, qui ont fourni les informations nécessaires à la rédaction du rapport. Enfin, nous tenons à remercier M. Marty Bratzel, pour son aide et ses conseils pendant toute la durée du projet.

## AVERTISSEMENT

Les vues et opinions exprimées dans ces annexes sont celles des auteurs et ne représentent pas nécessairement celles du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle ou de la Commission mixte internationale. Les données quantitatives relatives aux sources et aux charges qui sont présentées dans ces annexes peuvent ne pas refléter les données les plus récentes disponibles pour les BPC et les sources et charges de mercure pénétrant dans les Grands Lacs. Nous recevons et nous raffinons continuellement de telles données. Toutefois, les données concernant les sources et les charges présentées dans ces annexes sont suffisantes pour mettre en évidence les principales sources et voies de transformation des BPC et du mercure pénétrant dans les Grands Lacs et nous permettent donc de déterminer quelles mesures sont nécessaires (même si elles ne sont peut-être pas suffisantes) pour l'élimination virtuelle de ces substances du bassin des Grands Lacs.

# APPLICATION D'UNE STRATEGIE D'ELIMINATION VIRTUELLE AUX BPC ET AU MARCHÉ

Il s'agit d'une stratégie d'élimination virtuelle  
qui vise à éliminer les concurrents potentiels  
avant qu'ils ne puissent entrer sur le marché.

Le rapport d'information du Groupe de travail  
sur l'élimination virtuelle

Page 1

Page 2

Page 3

Page 4

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes collègues du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle pour leur soutien et leur collaboration. Je tiens également à remercier les membres du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle pour leur soutien et leur collaboration. Je tiens également à remercier les membres du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle pour leur soutien et leur collaboration.

## AVERTISSEMENT

Ce rapport est un document de travail et ne doit pas être considéré comme une recommandation officielle. Les conclusions et les recommandations contenues dans ce rapport sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de l'Organisation mondiale du Commerce. Les conclusions et les recommandations contenues dans ce rapport sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de l'Organisation mondiale du Commerce.

## ANNEXE A - TABLE DES MATIÈRES

---

INTRODUCTION	5
SOURCES ET VOIES D'ENTRÉE DES BPC ET DU MERCURE	6
BPC	7
Le monde, les États-Unis et le Canada	7
Les Grands Lacs	8
Le mercure	9
Le monde, les États-Unis et le Canada	9
Les Grands Lacs	10
LOCALISATION, FIXATION, ET POINTS D'INTERVENTION	11
Localisation et fixation	11
Points d'intervention	13
Moyens d'intervention	14
MESURES À PRENDRE (ET ÉCHÉANCIER)	17
BPC	17
Mercure	21
EFFETS ENVIRONNEMENTAUX ATTENDUS	24
MISE EN OEUVRE : INTERVENTION	24
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	26
RÉFÉRENCES	27

ANNEXE A - TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION
2	CHAPITRE I - LE CADRE DE LA RECHERCHE
3	1.1. Le contexte de la recherche
4	1.2. Les objectifs de la recherche
5	1.3. La méthodologie de la recherche
6	1.4. Les limites de la recherche
7	2. L'ÉVALUATION DE LA RECHERCHE
8	2.1. Les critères d'évaluation
9	2.2. Les méthodes d'évaluation
10	2.3. Les résultats de l'évaluation
11	2.4. Les conclusions de l'évaluation
12	3. LES RECOMMANDATIONS
13	3.1. Les recommandations générales
14	3.2. Les recommandations spécifiques
15	3.3. Les recommandations de suivi
16	3.4. Les recommandations de financement
17	3.5. Les recommandations de communication
18	3.6. Les recommandations de formation
19	3.7. Les recommandations de coopération
20	3.8. Les recommandations de recherche
21	3.9. Les recommandations de mise en œuvre
22	3.10. Les recommandations de suivi-évaluation
23	3.11. Les recommandations de transparence
24	3.12. Les recommandations de responsabilité
25	3.13. Les recommandations de durabilité
26	3.14. Les recommandations de participation
27	3.15. Les recommandations de gouvernance
28	3.16. Les recommandations de gestion des risques
29	3.17. Les recommandations de gestion des ressources humaines
30	3.18. Les recommandations de gestion des finances
31	3.19. Les recommandations de gestion des infrastructures
32	3.20. Les recommandations de gestion des technologies
33	3.21. Les recommandations de gestion des données
34	3.22. Les recommandations de gestion des relations publiques
35	3.23. Les recommandations de gestion des partenariats
36	3.24. Les recommandations de gestion des conflits
37	3.25. Les recommandations de gestion des plaintes
38	3.26. Les recommandations de gestion des plaintes
39	3.27. Les recommandations de gestion des plaintes
40	3.28. Les recommandations de gestion des plaintes
41	3.29. Les recommandations de gestion des plaintes
42	3.30. Les recommandations de gestion des plaintes
43	3.31. Les recommandations de gestion des plaintes
44	3.32. Les recommandations de gestion des plaintes
45	3.33. Les recommandations de gestion des plaintes
46	3.34. Les recommandations de gestion des plaintes
47	3.35. Les recommandations de gestion des plaintes
48	3.36. Les recommandations de gestion des plaintes
49	3.37. Les recommandations de gestion des plaintes
50	3.38. Les recommandations de gestion des plaintes
51	3.39. Les recommandations de gestion des plaintes
52	3.40. Les recommandations de gestion des plaintes
53	3.41. Les recommandations de gestion des plaintes
54	3.42. Les recommandations de gestion des plaintes
55	3.43. Les recommandations de gestion des plaintes
56	3.44. Les recommandations de gestion des plaintes
57	3.45. Les recommandations de gestion des plaintes
58	3.46. Les recommandations de gestion des plaintes
59	3.47. Les recommandations de gestion des plaintes
60	3.48. Les recommandations de gestion des plaintes
61	3.49. Les recommandations de gestion des plaintes
62	3.50. Les recommandations de gestion des plaintes
63	3.51. Les recommandations de gestion des plaintes
64	3.52. Les recommandations de gestion des plaintes
65	3.53. Les recommandations de gestion des plaintes
66	3.54. Les recommandations de gestion des plaintes
67	3.55. Les recommandations de gestion des plaintes
68	3.56. Les recommandations de gestion des plaintes
69	3.57. Les recommandations de gestion des plaintes
70	3.58. Les recommandations de gestion des plaintes
71	3.59. Les recommandations de gestion des plaintes
72	3.60. Les recommandations de gestion des plaintes
73	3.61. Les recommandations de gestion des plaintes
74	3.62. Les recommandations de gestion des plaintes
75	3.63. Les recommandations de gestion des plaintes
76	3.64. Les recommandations de gestion des plaintes
77	3.65. Les recommandations de gestion des plaintes
78	3.66. Les recommandations de gestion des plaintes
79	3.67. Les recommandations de gestion des plaintes
80	3.68. Les recommandations de gestion des plaintes
81	3.69. Les recommandations de gestion des plaintes
82	3.70. Les recommandations de gestion des plaintes
83	3.71. Les recommandations de gestion des plaintes
84	3.72. Les recommandations de gestion des plaintes
85	3.73. Les recommandations de gestion des plaintes
86	3.74. Les recommandations de gestion des plaintes
87	3.75. Les recommandations de gestion des plaintes
88	3.76. Les recommandations de gestion des plaintes
89	3.77. Les recommandations de gestion des plaintes
90	3.78. Les recommandations de gestion des plaintes
91	3.79. Les recommandations de gestion des plaintes
92	3.80. Les recommandations de gestion des plaintes
93	3.81. Les recommandations de gestion des plaintes
94	3.82. Les recommandations de gestion des plaintes
95	3.83. Les recommandations de gestion des plaintes
96	3.84. Les recommandations de gestion des plaintes
97	3.85. Les recommandations de gestion des plaintes
98	3.86. Les recommandations de gestion des plaintes
99	3.87. Les recommandations de gestion des plaintes
100	3.88. Les recommandations de gestion des plaintes
101	3.89. Les recommandations de gestion des plaintes
102	3.90. Les recommandations de gestion des plaintes
103	3.91. Les recommandations de gestion des plaintes
104	3.92. Les recommandations de gestion des plaintes
105	3.93. Les recommandations de gestion des plaintes
106	3.94. Les recommandations de gestion des plaintes
107	3.95. Les recommandations de gestion des plaintes
108	3.96. Les recommandations de gestion des plaintes
109	3.97. Les recommandations de gestion des plaintes
110	3.98. Les recommandations de gestion des plaintes
111	3.99. Les recommandations de gestion des plaintes
112	3.100. Les recommandations de gestion des plaintes



## APPLICATION D'UNE STRATÉGIE D'ÉLIMINATION VIRTUELLE AUX BPC ET AU MERCURE

### INTRODUCTION

Le but des études de cas des BPC et du mercure est d'explorer comment la stratégie présentée dans ce rapport peut atteindre l'objectif de l'élimination virtuelle. Cette annexe décrit plus précisément les mesures spécifiques qui peuvent être prises, ainsi que les améliorations de l'écosystème qui devraient être possibles, en plus de ce qui a pu être réalisé au cours des deux dernières décennies.

L'approche générale choisie pour ce chapitre cherche à préciser où et en quelle quantité on trouve les BPC et le mercure. Pour cela, il faut identifier et quantifier les sources et les voies par lesquelles ils entrent dans l'écosystème, et il faut étudier leurs utilisations et leur destination après utilisation, pour, en bout de ligne, identifier les points d'intervention.

Il nous faut bien reconnaître qu'il est facile de recommander une mesure en particulier, mais qu'il est difficile de s'assurer que ces mesures sont prises dans le cadre des instruments et des occasions juridiques, techniques, économiques et sociaux, avec toutes leurs limites inhérentes, et qu'il est encore plus difficile d'atteindre nos objectifs environnementaux grâce aux mesures recommandées. Ainsi, les exemples des BPC et du mercure nous donnent l'occasion d'orienter les efforts en fonction de la stratégie d'élimination virtuelle présentée dans ce rapport.

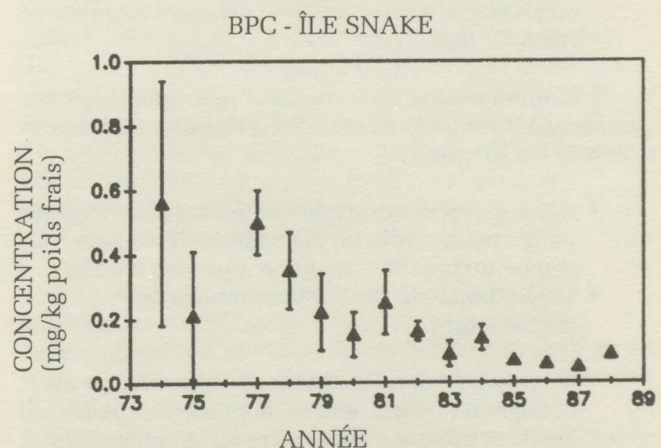
L'étude présentée dans cette annexe ne se veut pas exhaustive, mais plutôt représentative de la façon dont nous pouvons aborder la question de l'élimination virtuelle. À partir des exemples des BPC et du mercure, nous pouvons dégager des principes généraux qui devraient être applicables à d'autres substances toxiques rémanentes (la persistance), et donc nous permettre de cheminer vers l'objectif de l'élimination virtuelle.

Les BPC sont des substances organiques synthétiques qui ont été fabriquées en grande quantité et largement utilisées à cause d'un certain nombre de propriétés avantageuses. Le mercure est un métal d'origine naturelle dont la biodisponibilité est accrue par l'utilisation humaine. Nous avons choisi ces deux substances toxiques rémanentes pour les études de cas parce que nous savons depuis longtemps qu'elles sont responsables de nombreuses formes de dommages aux biotes aquatiques, aux oiseaux, à la faune terrestre et aux humains. Les effets sublétaux chroniques, ainsi que les propriétés toxiques aiguës, sont bien documentés dans la littérature scientifique, et ont été traités dans l'annexe D. C'est à la fin des années 1960 et au début des années 1970 que cette situation était à son pire niveau.

La qualité de l'écosystème dans les Grands Lacs est aujourd'hui bien meilleure, par rapport aux conditions d'il y a deux décennies. Comme les BPC, le mercure, et d'autres substances toxiques rémanentes s'accumulent dans les tissus des organismes vivants, les améliorations ont été notées particulièrement chez les poissons et les oiseaux qui sont au sommet ou près du sommet de la chaîne alimentaire. La figure A-1, par exemple, illustre la diminution des niveaux de BPC dans les oeufs d'une colonie de goélands argentés du lac Ontario (1).

Cette amélioration est le résultat des initiatives juridiques, des actions techniques, et d'autres mesures qui ont été prises surtout dans les années 1970. Certaines de ces mesures visaient directement les BPC, le mercure et d'autres substances toxiques rémanentes, tandis que d'autres n'y touchaient qu'indirectement. Par exemple, les États-Unis et le Canada ont tous deux interdit la fabrication ou l'importation des BPC, et ont limité sévèrement leur utilisation. Dans le cas du mercure, la technologie au chlore-alcali a été largement dépassée, et son utilisation dans de nombreux produits a été réduite ou éliminée.

À peu près en même temps, on entreprenait d'importants projets pour construire des systèmes d'épuration municipaux et industriels, et pour éliminer les contaminants se trouvant déjà dans l'écosystème. Ces programmes de construction et de nettoyage portaient avant tout sur les polluants «traditionnels» tels que le phosphore, les substances à l'origine de la demande biologique en oxygène (DBO) et les solides en suspension. Le traitement



**FIGURE A-1**  
CONCENTRATION DES BPC DANS LES OEUF S  
DU GOÉLAND ARGENTÉ DE L'ÎLE SNAKE,  
LAC ONTARIO Source : Référence (1)

s'appliquait aux effluents et aux émissions de sources ponctuelles contrôlées de façon concomitante, mais n'éliminait pas les rejets de BPC, de mercure et d'autres substances toxiques rémanentes dans l'écosystème, particulièrement celles liées aux matières particulaires.

Cependant, les diminutions des concentrations dans l'écosystème qu'on a pu observer dans les années 1970 ont cessé. Les figures A-2 et A-3, par exemple, montrent les niveaux de BPC et de mercure dans les éperlans arc-en-ciel et les touladis du lac Ontario. Bien que les tendances des données subséquentes pour les années 1980 sont plus difficiles à interpréter, les niveaux de certaines substances toxiques rémanentes semblent augmenter.

Les niveaux actuels, ainsi que les augmentations qui pourraient se produire, demeurent préoccupants, car malgré les améliorations récentes, des dommages sont toujours causés aux organismes vivants. Ainsi, le pygargue à tête blanche est revenu sur les rivages des Grands Lacs, mais son taux de reproduction demeure faible. Le touladi d'élevage se développe très bien quand il est relâché dans les Grands Lacs, mais ne se reproduit pas. C'est pourquoi nombreux sont ceux qui, comme le groupe de travail et la Commission, sont venus à la conclusion que l'écosystème du bassin des Grands Lacs n'est pas en mesure de recevoir et d'assimiler des substances toxiques rémanentes (3,4).

Il faut se poser trois questions concernant les concentrations de BPC et de mercure dans l'écosystème des Grands Lacs :

- Pourquoi les concentrations de contaminants ont-elles atteint un palier et, dans certains cas, ont-elles augmenté?
- Comment pouvons-nous réduire davantage les niveaux de contaminants dans l'écosystème?
- Quelles sont les conséquences pour ce qui est de l'élimination des dommages associés aux BPC, au mercure, et aux autres substances toxiques rémanentes?

Plusieurs facteurs interviennent pour maintenir ou pour augmenter les concentrations de contaminants, y compris les suivants :

- des apports continus de contaminants, en partie parce que le cycle de vie complet de la substance toxique rémanente n'a pas été étudié;
- la résistance de ces contaminants à la dégradation;
- le recyclage dans la chaîne alimentaire, ou un changement dans la base de prédation pour certains poissons prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire;
- une rupture d'équilibre, conduisant à une désorption des contaminants dans les sédiments, suite à des niveaux réduits de

contaminants dans la colonne d'eau.

- le transport différé de vieux matériaux à partir de la surface du sol ou de secteurs d'entreposage temporaire jusque dans des affluents.

Actuellement, il n'est pas possible de préciser tous les facteurs causaux des niveaux de contamination observés et des tendances, ou d'établir leur importance relative. On peut conclure néanmoins que des BPC et du mercure continuent à pénétrer dans l'écosystème, et qu'ils continuent à être disponibles. Il faut donc mettre au point, puis mettre en oeuvre, une stratégie d'élimination virtuelle, en se fondant sur les données dont on dispose actuellement. À mesure que d'autres données deviendront disponibles, les mesures prises dans le cadre de la stratégie pourront être ajustées.

La suite de cette annexe explore l'application de la stratégie d'élimination virtuelle aux BPC et au mercure. Il faut reconnaître que l'approche par réglementation, fondée sur la technologie et motivée par la recherche de la qualité de l'eau, telle qu'utilisée dans le passé, qui était nécessaire et qui est directement à la source des importantes améliorations réalisées jusqu'ici, peut ne pas être l'instrument qui nous permettra de réaliser les réductions supplémentaires requises pour arriver à une élimination virtuelle et à une absence de dommages. De plus, il existe un certain nombre d'obstacles juridiques, technologiques, économiques, politiques et philosophiques qui bloquent le progrès dans ce sens. Pour appliquer une stratégie d'élimination virtuelle, il faut donc des changements fondamentaux dans notre philosophie, dans notre façon d'aborder le problème, et dans la façon dont nous menons nos affaires. La stratégie s'appuie sur le passé, et elle est élargie pour englober de nouvelles perspectives et pour surmonter les limites actuelles.

Il s'agit d'une stratégie d'ensemble, qui tient compte du cycle de vie complet des BPC et du mercure. Cette stratégie est également axée sur les effets, s'attachant à la prévention des dommages en plus de la gestion des apports. Elle comprend aussi des facteurs moins structurés, économiques et sociaux, qui ne sont pas basés sur la réglementation.

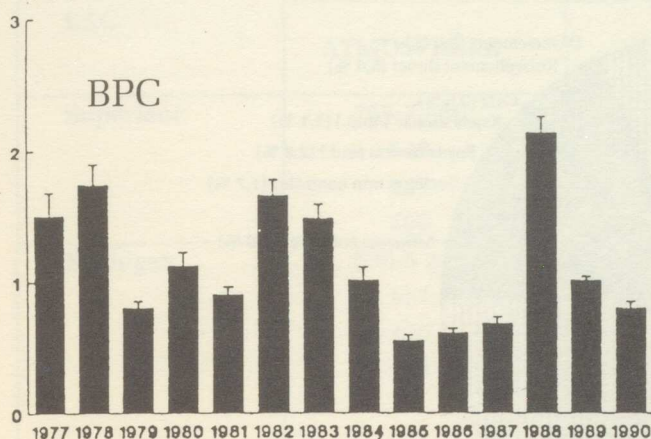
## LES SOURCES ET LES VOIES D'ENTRÉE DES BPC ET DU MERCURE

Les sources originales des BPC sont la fabrication, l'utilisation et le rejet par les humains, alors que les rejets de mercure proviennent en partie de ces sources mais également de sources naturelles. Les voies d'entrée dans l'écosystème des Grands Lacs comprennent les retombées atmosphériques, la libération par les sédiments contaminés, et les rejets ponctuels et diffus non atmosphériques. Les diverses sources de BPC et de mercure comprennent les sites d'enfouissement des déchets dangereux, les rejets

FIGURE A-2

ÉPERLAN ARC-EN-CIEL DU LAC ONTARIO NIVEAUX DE CONTAMINATION DU POISSON ENTIER

ug/g poids frais +/- erreur-type



ug/g poids frais +/- erreur-type

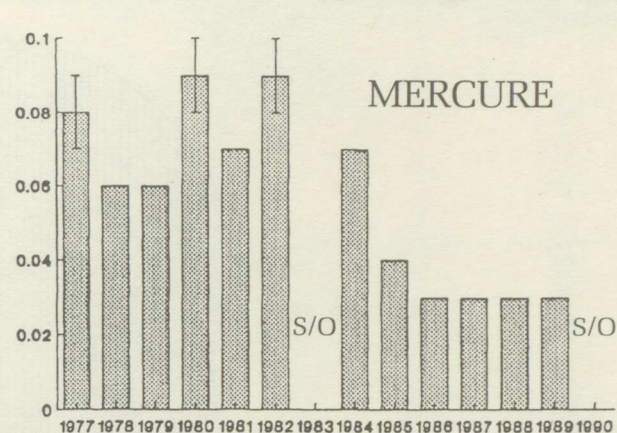
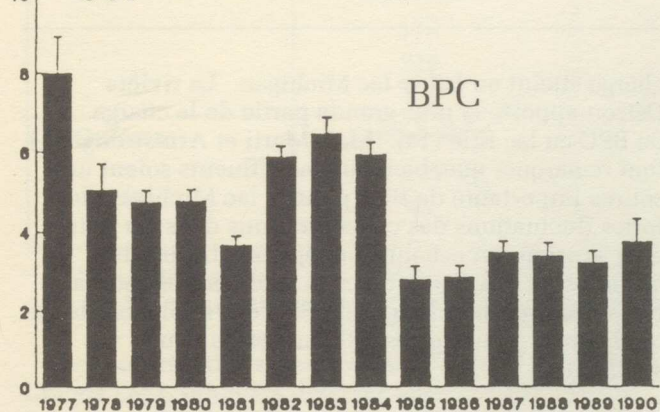


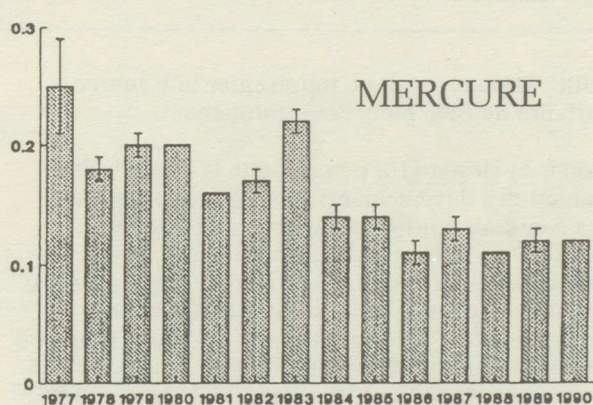
FIGURE A-3

TOULADI DU LAC ONTARIO (4 ANS ET +) NIVEAUX DE CONTAMINATION DU POISSON ENTIER

ug/g poids frais +/- erreur-type



ug/g poids frais +/- erreur-type



Source : Référence (2)

industriels directs, les eaux de ruissellement, les rejets des décharges, les déversements et les rejets accidentels, la combustion des combustibles fossiles, la ré-évaporation à partir des terres et des eaux contaminées, les rejets des activités minières et des activités d'extraction, les rejets des utilisations domestiques et commerciales, les rejets des installations municipales d'épuration et d'incinération, et les pesticides.

## LES BPC

### Le monde, les États-Unis et le Canada

On estime à 370 000 tonnes les BPC qu'on retrouve dans l'environnement mondial, ce qui représente 30 % de la production mondiale de BPC (5). Bien qu'on ait cessé de fabriquer des BPC à la fin des années 1970, 65 % (783 000 tonnes) de la production mondiale de 1 200 000 tonnes de BPC est toujours utilisée dans l'équipement électrique et d'autres produits ou est présent dans des décharges et

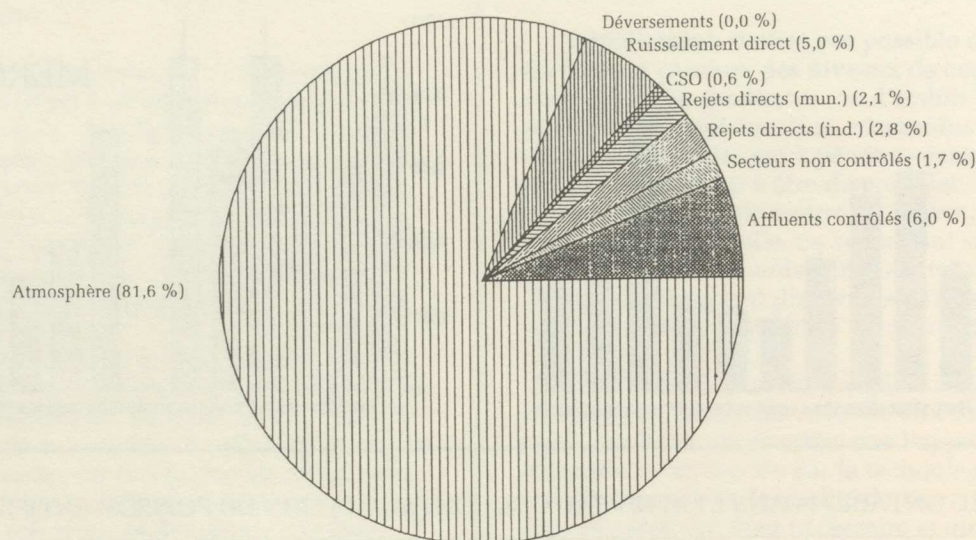
des dépotoirs, alors que seulement 4 % de la production mondiale a été incinérée ou s'est dégradée. En 1982, seulement 3 % des 640 000 tonnes de BPC fabriquées aux États-Unis avait été détruit, alors que 140 000 tonnes étaient enfouies dans des décharges, et 70 000 tonnes, selon les estimations, étaient en circulation dans l'environnement (6). En 1988, plus de 280 000 tonnes de BPC étaient utilisées aux États-Unis (7), tandis que plus de 16 000 tonnes de BPC étaient utilisées au Canada, et plus de 12 000 tonnes étaient entreposées (8).

Il existe de nombreuses sources anthropiques potentielles de BPC pour l'environnement. On a beaucoup utilisé les BPC comme fluide caloporteur en système fermé (60 % des utilisations totales), dans les plastifiants, les fluides hydrauliques, les produits ignifuges, les encres et le papier autocopiant, ainsi que dans les produits domestiques et commerciaux comme les condensateurs des fluorescents, les appareils électroniques de consommation, les réfrigérateurs, et les climatiseurs (9). Presque tous les gros condensateurs fabriqués avant 1977 contiennent



**FIGURE A-4**  
CHARGES DE BPC POUR LE LAC SUPÉRIEUR

Charge totale = 358,7 kg/an



Source : référence (17).

des BPC, et peuvent donc représenter une source importante de BPC pour l'environnement.

Travis et Hester (10) pensent que la volatilisation provenant des déversements, des décharges, et des huiles étendues sur les routes sont une source importante de BPC pour l'environnement, et que les émissions annuelles de BPC provenant des décharges contrôlées, aux États-Unis, se situent entre 10 et 100 kg/année. Voldner et Smith (6) ont estimé que l'incinération des déchets municipaux a ajouté cinq tonnes/année de BPC à l'atmosphère en 1987. D'autres sources de BPC pour l'environnement comprennent la volatilisation à la surface des lacs, les rejets industriels dans l'atmosphère, et la production d'électricité.

#### Les Grands Lacs

Les estimations d'apports en BPC aux Grands Lacs, selon les sources et les voies d'entrée, apparaissent au tableau A-1. La plupart des estimations indiquent que c'est l'atmosphère qui est la voie d'entrée principale des BPC pour le lac Supérieur (Figure A-4). Pour les autres lacs, on dispose de moins de données sur les apports comparatifs des voies d'entrée. Cependant, l'atmosphère et les affluents semblent être les voies d'entrée principales des BPC pour les lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario, et il est probable que les affluents représentent des apports plus importants de BPC pour les lacs Érié et Michigan que ne le fait l'atmosphère (Tableau A-1).

Dans certains cas, on a pu identifier des affluents précis comme sources importantes de BPC pour les Grands Lacs. La rivière Fox, au Wisconsin, apporte la plus grande partie de la charge de BPC de Green Bay (12), bien qu'il n'est pas clair quelle partie de cette

charge atteint en fait le lac Michigan. La rivière Détroit apporte la plus grande partie de la charge de BPC au lac Érié (13). Mais Marti et Armstrong (11) font remarquer que, bien que les affluents soient une source importante de BPC pour le lac Michigan, les fortes fluctuations des concentrations dans les affluents, ainsi qu'un échantillonnage insuffisant des affluents, ne permettent pas de calculer des estimations précises des charges de BPC qui atteignent le lac Michigan à partir de ces affluents et de leurs sédiments.

Les sources de BPC pour les affluents (ainsi que directement pour les Grands Lacs) comprennent les sédiments contaminés, les décharges municipales et les décharges de déchets dangereux, les rejets ponctuels de sources municipales et industrielles (usines d'épuration municipales, opérations de fonderie, opérations de désencrage, et moulins à papier traitant des fibres recyclées), les eaux de pluie et les eaux de ruissellement contaminées, et les déversements. Les apports de BPC à partir des sédiments contaminés, qui sont le résultat de rejets historiques de sources ponctuelles et diffuses, pourraient être la principale source de BPC pour les affluents, bien que les fuites et les déversements de BPC à partir des utilisations existantes pourraient être la source d'un apport de près de 50 tonnes par année dans la région des Grands Lacs (6).

Dolan et al. (17) estiment que la charge totale de BPC rejetée directement dans le lac Supérieur à partir de sources municipales et industrielles est d'environ 17 kg/an. La charge estimée de BPC provenant du ruissellement, pour le lac Supérieur est de 18 kg/an. On estime que 6 kg/an proviennent de régions non contrôlées.

**TABEAU A-1**  
CHARGES PAR SOURCE ET PAR VOIE D'ENTRÉE (KG/AN) DE BPC POUR LES GRANDS LACS

LAC	SOURCE/VOIE D'ENTRÉE			RÉFÉRENCES
	ATMOSPHERE	AFFLUENT	SOURCES DIRECTES MUNI/IND	
Supérieur	755-7 550	603-1 890	5-60	14
	548	-	-	15
	157	-	-	16
	293	22	18	17*
Michigan	530-5 310	460-1 380	70-700	14
	394	-	-	15
	430	-	-	18
	114	-	-	16
	-	1 902	-	12
	-	650	-	11
Huron	340-3 410	680-2 040	10-130	14
	399	-	-	15
	114	-	-	16
Érié	230-2 290	230-690	220-2 180	14
	182	-	-	15
	246	741	-	13
	53	-	-	16
Ontario	180-1 830	330-990	130-1 260	14
	143	-	-	15
	42	-	-	16

\* Autres sources : Ruissellement direct - 18 kg/an; non contrôlé - 6 kg/an.  
Ne comprend pas les contributions des sédiments en place dans les lacs.

Les contributions relatives de BPC pour chacun des Grands Lacs, selon les diverses voies d'entrée, et les sources associées à chacune des voies d'entrée, apparaissent au tableau A-2. On trouvera plus loin dans le présent chapitre un examen des interventions associées à ces voies d'entrée et à ces sources.

## LE MERCURE

### Le monde, les États-Unis et le Canada

La production minière mondiale de mercure en 1989 se situait entre 5 800 et 7 000 tonnes métriques, et les estimations des émissions mondiales annuelles de mercure à partir de sources anthropiques (vers tous les milieux) se situent entre 11 000 et 20 000 tonnes (19,20). Environ 4 500 tonnes de mercure sont rejetées dans l'atmosphère annuellement (19). Les émissions anthropiques totales de mercure (vers tous les milieux) aux États-Unis sont estimées entre 240 et 650 tonnes par année. Dolan et al. (17) ont signalé un taux d'émission naturel global de mercure de 3 500 tonnes par année, et le taux d'émission estimé à partir de sources naturelles de mercure aux États-Unis (1976) était de 1 018 tonnes (6).

Les sources anthropiques de mercure pour l'environnement sont nombreuses. Des émissions de

mercure sont produites par la combustion des combustibles fossiles, l'extraction du mercure à partir du cinabre, les usines de chlore-alcali à cathode de mercure, la volatilisation à partir des peintures et des fongicides, l'incinération des déchets municipaux et médicaux, l'incinération des boues, la mise au rebut de produits contenant du mercure tels que les accumulateurs, les fonderies de métaux non ferreux, et les pesticides (presque totalement interdits maintenant). Le mercure est également présent dans l'environnement en provenance d'émissions naturelles à partir des sols, des roches, de la végétation, des incendies de forêt et des plans d'eau.

Aux États-Unis, la plupart du mercure est relâchée dans l'atmosphère. Les émissions les plus importantes proviennent de la combustion de combustibles fossiles (environ 140 tonnes par année), l'utilisation de peintures au latex (62 tonnes par année, mais cette source devrait diminuer de façon appréciable suite à l'interdiction du mercure dans les peintures), l'incinération des déchets et des boues (entre 50 et 100 tonnes par année), et les fonderies de métaux non ferreux (52 tonnes par année aux États-Unis, 16,4 tonnes par année au Canada) (6,8,19,21).

Cole et al. (19) signalent que 1 200 tonnes de déchets de mercure sont produits chaque année aux

États-Unis à partir des déchets industriels et de la mise au rebut de divers produits. De cette quantité, 63 tonnes sont rejetées dans l'atmosphère (ce qui ne comprend pas les émissions des peintures au latex ou de la combustion des combustibles fossiles); une tonne est rejetée directement dans l'eau à partir de sources industrielles; deux tonnes sont rejetées par les usines d'épuration municipales; et 570 tonnes sont rejetées par les décharges.

### Les Grands Lacs

Les estimations des apports de mercure dans les Grands Lacs, selon les sources et les voies d'entrée, apparaissent au tableau A-3. L'atmosphère est une voie d'entrée importante de mercure, bien que ce ne soit pas la seule, dans le lac Supérieur (figure A-5). L'atmosphère est également une voie d'entrée importante pour les autres Grands Lacs, mais, à l'exception du lac Érié, des estimations comparatives des voies d'entrée n'ont pas été faites. Dans le cas du lac Érié, ce sont les affluents qui sont les voies d'entrée de mercure les plus importantes, apportant plus de trois fois la charge de mercure que celle apportée par l'atmosphère. La rivière Détroit est la source la plus importante de mercure dans le cas du lac Érié.

Près de 100 tonnes par année de mercure sont rejetées dans l'environnement par des sources anthropiques dans les huit États des Grands Lacs (6,19), et environ 31 tonnes par année sont rejetées au Canada (6,8,19-21).

Les émissions atmosphériques de mercure dans le bassin des Grands Lacs proviennent de l'extraction du métal commun, des fonderies de métaux non ferreux, de l'incinération des déchets municipaux et des boues, et de la combustion des combustibles fossiles, qui peut constituer près du tiers des émissions atmosphériques de mercure totales à partir de sources anthropiques dans le bassin des Grands Lacs (17). Dolan et al. (17) estiment que le taux d'émission de mercure de l'incinérateur des boues pour le district sanitaire de l'ouest du lac Supérieur se situe entre 26 et 46 kilos par année, et que la fonderie de Capper Range, à White Pine, au Michigan, rejette 640 kilos par année de mercure, ce qui en fait la source ponctuelle d'émissions atmosphériques de mercure la plus importante dans le bassin hydrographique du lac Supérieur.

La répartition proportionnelle de plusieurs sources d'émissions atmosphériques de mercure a été décrite de façon plus complète pour le Michigan (17, figure A-6). La combustion de carburant est la source anthropique de mercure la plus importante dans l'atmosphère (4,8 tonnes/an), suivie par l'utilisation des peintures au latex (4,7 tonnes/an), l'incinération (3,7 tonnes/an), et les procédés industriels (1,1 tonne/an). Le taux total de rejets anthropiques de mercure était de 17 tonnes/an, comparé à un taux de rejet naturel d'environ 11 tonnes/an.

Les sources de mercure dans les affluents n'ont été encore que mal quantifiées. Les sédiments contaminés

sont peut-être une source moins importante de mercure que de BPC dans les affluents et donc dans les Grands Lacs. Cependant, les rejets d'eaux usées industrielles et municipales, l'utilisation de pesticides à base de mercure, et les décharges municipales (en particulier, à cause de la mise au rebut de accumulateurs usagées et d'autres produits contenant du mercure) (21) sont des sources importantes de mercure dans les affluents.

Les rejets directs ponctuels et non ponctuels sont également des sources importantes de mercure dans le lac Supérieur. La charge totale de mercure, provenant des industries et des usines d'épuration municipales se vidant directement dans le lac Supérieur est d'environ 73 kg/an, tandis que la charge totale provenant du ruissellement direct est de 40 kg/an. De plus, 5 kg/an proviennent des CSO et des déversements (17).

Les sources naturelles de mercure peuvent être à l'origine du quart, et peut-être même de la moitié de la charge totale de mercure dans les Grands Lacs. Les voies d'entrée principales de ces sources naturelles sont l'atmosphère, les apports directs, et les apports par l'intermédiaire des affluents. Il est bien possible que la plupart des sources naturelles de mercure dans les Grands Lacs ne soient pas sensibles à une intervention.

Il est possible que les émissions de mercure augmentent considérablement d'ici le milieu des années 1990, parallèlement à la croissance du secteur de l'incinération des déchets municipaux et des boues résiduelles (6), bien que ces augmentations puissent être tempérées par les réductions dans la quantité des matières contenant du mercure et déversées dans les déchets, et par des règlements plus sévères concernant les émissions des incinérateurs. Actuellement, on brûle 31 millions de tonnes de déchets dans 176 incinérateurs aux États-Unis. D'ici l'an 2000, on brûlera 53 millions de tonnes de déchets municipaux, si tous les incinérateurs en construction et ceux dont la construction est prévue entrent en service (19). Une augmentation de la combustion de charbon peut également faire augmenter les émissions de mercure, mais des contrôles plus sévères de ces émissions peuvent en limiter l'importance. Il est probable que les émissions des centrales thermiques au charbon du Midwest sont une source importante de mercure pour les Grands Lacs. La consommation la plus élevée de charbon aux États-Unis a lieu dans la vallée de la rivière Ohio, et ce sont les États de l'Indiana et de l'Ohio qui se retrouvent parmi les États qui émettent les quantités les plus élevées de mercure à partir de centrales thermiques au charbon aux États-Unis (19).

On trouvera au tableau A-4 les apports relatifs de mercure pour le lac Supérieur selon les diverses voies d'entrée et selon les sources associées à chacune des voies d'entrée. Pour les autres Grands Lacs, on ne dispose pas de données sur les voies d'entrée et les sources des apports de mercure. Les interventions associées avec ces voies d'entrée et ces sources sont traitées plus loin dans cette annexe.

TABLEAU A-2

VOIES D'ENTRÉE, PAR ORDRE D'IMPORTANCE, ET SOURCES  
(ASSOCIÉES À CHACUNE DES VOIES D'ENTRÉE) DES BPC DANS LES GRANDS LACS.

VOIE D'ENTRÉE	SOURCE	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Atmosphère	M - Volatilisation Mi - Incinérateurs municipaux/ déchets dangereux Mi - Décharges municipales/ déchets dangereux Mi - Rejets industriels	1	2	1	2	1
Affluents	M - Sédiments contaminés I - Décharges municipales/ déchets dangereux Mi - Rejets industriels/municipaux	2	1	2	1 <sup>^</sup>	2
Source ponctuelle directe	I - Rejets industriels/ municipaux	4	3	3	3	3
Source diffuse directe	M - Sédiments contaminés Mi - Décharges municipales/ déchets dangereux	3	DND	DND	DND	DND
Autres	I - Déversements	5	DND	DND	DND	DND

Contribution des sources : M - Majeure, I - Intermédiaire, Mi - Mineure  
# Sources diffuses autres que les dépôts atmosphériques

<sup>^</sup> Principalement la rivière Détroit  
DND - Données non disponibles

TABLEAU A-3

CHARGES DE MERCURE (EN KG/AN) PAR SOURCE ET PAR VOIE D'ENTRÉE DANS LES GRANDS LACS

LAC	SOURCE/VOIE D'ENTRÉE			RÉFÉRENCES
	ATMOSPHÈRE	AFFLUENT SOURCES DIRECTES	MUNI/IND	
Supérieur	657	86	73	17*
	2 181	-	-	16
Michigan	1 568	-	-	16
Huron	1 584	-	-	16
Érié	782	2 584	-	13
	723	-	-	16
Ontario	568	-	-	16

\* Autres sources : Ruissellement direct - 40 kg/an; zones non contrôlées - 38 kg/an; égouts évacuateurs unitaires (CSO) et déversements - 5 kg/an.

## LA LOCALISATION ET LA FIXATION DES BPC ET DU MERCURE DANS L'ÉCOSYSTÈME DES GRANDS LACS, ET LES POINTS D'INTERVENTION

### Localisation et fixation

Les BPC et le mercure sont présents en solution dans les eaux de surface, mais à cause de leur caractère relativement hydrophobe, des concentrations substantielles sont également présentes dans les sédiments et dans les biotes. Comme ces substances, ou une forme quelconque de ces substances, s'adsorbent facilement aux particules sédimentaires, on peut trouver des concentrations importantes de BPC et de mercure inorganique dans les sédiments

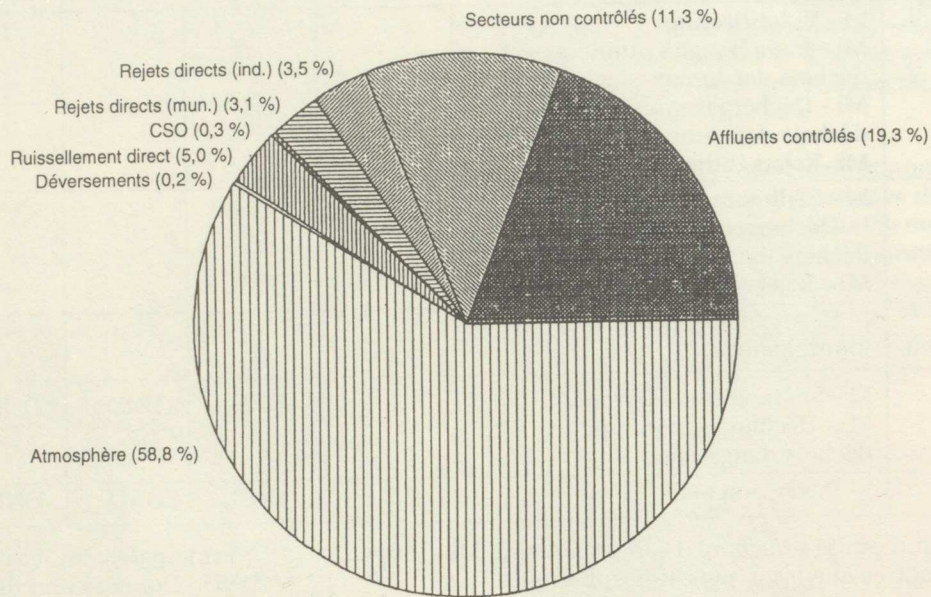
dans des régions où ils ont été déversés en grande quantité ou dans celles où le mercure est présent naturellement. Les polluants en place peuvent être libérés dans la colonne d'eau soit par des processus naturels (p. ex. la méthylation du mercure), soit par des perturbations (voir référence 25).

Des quantités importantes de BPC et de mercure (sous forme organique) sont également présentes dans les tissus des organismes qui forment les biotes aquatiques, par suite de la bioconcentration et de la bioamplification. Dans bien des cas, les organismes situés plus haut dans la chaîne alimentaire présenteront des concentrations plus fortes de ces substances que les organismes placés plus bas dans la chaîne.

On n'a pas établi d'estimation des quantités relatives de BPC et de mercure dans l'eau, dans les sédiments, et dans les biotes du bassin des Grands Lacs. Cependant, Tanabe (5) suggère qu'environ

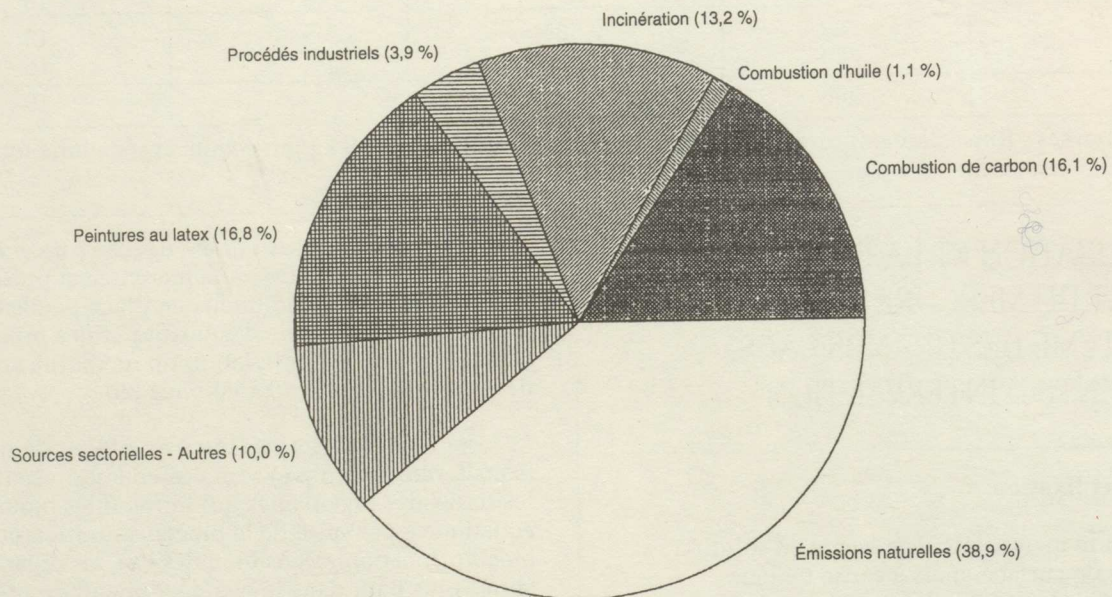
**FIGURE A-5**  
CHARGES DE MERCURE DANS LE LAC SUPÉRIEUR.

Charge totale = 1 117,8 kg/an



**FIGURE A-6**  
ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE MERCURE AU MICHIGAN

27,9 tonnes/an



Source : référence (17)

TABLEAU A-4

VOIES D'ENTRÉE, PAR ORDRE D'IMPORTANCE, ET SOURCES (ASSOCIÉES À CHACUNE DES VOIES D'ENTRÉE) DU MERCURE DANS LE LAC SUPÉRIEUR.

VOIE D'ENTRÉE	SOURCE	RANG
Atmosphère	M - Sources naturelles M - Combustion des combustibles fossiles M - Incinérateurs municipaux/DD <sup>b</sup> M - Peintures au latex <sup>c</sup> M - Fonderies de métaux non ferreux Mi - Volatilisation des usines d'épuration d'eaux usées Mi - Décharges municipales/DD	1
Affluents	I - Sources naturelles I - Rejets industriels/municipaux I - Fonderies de métaux non ferreux I - Pesticides Mi - Sédiments contaminés Mi - Décharges municipales/déchets dangereux	2
Source ponctuelle directe	I - Rejets industriels/municipaux	3
Source diffuse directe #	I - Sources naturelles I - Décharges municipales/déchets dangereux Mi - Sédiments contaminés	4
Autres	Mi - Déversements	5

Contribution des sources : M - Majeure, I - Intermédiaire, Mi - Mineure

# Sources diffuses autres que les dépôts atmosphériques

<sup>b</sup> DD = déchets dangereux

<sup>c</sup> L'utilisation du mercure comme fongicide dans les peintures au latex a été interdite; les apports provenant de cette source seront donc réduits avec le temps.

60 % des 370 000 tonnes de BPC dans l'environnement se retrouvent dans les eaux océaniques, et 35 % sont présents dans les sédiments. Aucune estimation de la quantité présente dans les biotes n'a été faite. Soixante-cinq pour cent de la production mondiale de BPC est encore en usage, ou alors se retrouve dans les équipements électriques enfouis dans les décharges. Il suggère également que la mise au rebut des BPC utilisés dans les vieux transformateurs et les vieux condensateurs atteindra un sommet au cours des années 1990. On peut supposer raisonnablement que des rapports similaires existent en ce qui concerne les BPC dans le bassin des Grands Lacs.

L'atmosphère est un réservoir important, bien que temporaire, de BPC. Travis et Hester (10) estiment que 900 000 kilos (900 tonnes) de BPC passent par l'atmosphère des États-Unis chaque année. Ils suggèrent

également que les sols et les sédiments des lacs et des océans sont les réservoirs ultimes pour plus de 99 % de la masse totale des BPC dans l'environnement.

À la différence des BPC, l'atmosphère semble être un réservoir relativement moins important de mercure, contenant environ 1 000 tonnes. Le processus dominant contrôlant la distribution des composés de mercure dans l'environnement est la sorption des formes non volatiles dans les particules du sol et des sédiments (20), où on retrouve la plus grande partie de la masse globale de mercure.

#### Points d'intervention

Les apports relatifs de BPC et de mercure par les diverses voies d'entrée et sources apparaissent dans les tableaux A-2 et A-4, respectivement. C'est

l'atmosphère qui est la voie d'entrée la plus importante pour les charges de BPC dans les lacs Supérieur, Huron et Ontario. Pour le lac Supérieur, c'est également l'atmosphère qui est la voie d'entrée la plus importante pour les charges de mercure; pour les autres Grands Lacs, les données sur les voies d'entrée ne sont pas suffisantes pour qu'on puisse les évaluer. Les affluents sont également une voie d'entrée importante pour les charges de BPC et de mercure dans les Grands Lacs, et ils sont la voie d'entrée la plus importante pour les lacs Michigan et Érié, représentant au moins 75 % de la charge totale de BPC et de mercure du lac Érié. Les rejets directs des municipalités et des industries, et les sources diffuses directes (non atmosphériques) représentent une proportion moindre des charges totales de BPC et de mercure pour le lac Supérieur, et probablement pour les autres Grands Lacs.

L'examen des voies d'entrée et des sources de BPC et de mercure pour les Grands Lacs permet d'identifier les points d'intervention où il est possible de prendre des mesures qui visent à l'élimination virtuelle de ces substances dans l'écosystème des Grands Lacs. Comme les dépôts atmosphériques et les affluents sont les voies d'entrée pour les charges les plus importantes de BPC et de mercure, on peut identifier comme points d'intervention certaines des sources pour ces affluents et pour l'atmosphère.

#### Moyens d'intervention

Il est irréaliste de penser à intervenir dans les rejets naturels de mercure dans l'environnement; dans le texte qui suit, il s'agit donc des sources, et dans certains cas des voies d'entrée, anthropiques de BPC et de mercure.

Il existe des solutions techniques d'épuration permettant de réduire une bonne partie des rejets directs de BPC et de mercure dans les Grands Lacs et dans leurs affluents à partir des sources ponctuelles municipales et industrielles. Des solutions d'épuration comparables permettent de réduire les rejets ponctuels dans l'atmosphère, par exemple par les processus d'incinération ou par la combustion des combustibles fossiles. Cependant, un bon nombre des techniques d'épuration existantes, comme les laveurs venturés ou les dépoussiéreurs électrostatiques pour l'extraction du mercure des fumées industrielles, sont relativement inefficaces. Pour les BPC présents dans les eaux usées et les autres rejets, il existe des techniques d'épuration plus récentes et plus efficaces, comme l'adsorption sur charbon actif, l'ozonation par rayonnement ultraviolet, et l'osmose inverse (22). Pour le mercure, il existe également des techniques plus efficaces, comme l'injection de charbon actif, l'injection de charbon/chaux vive, l'injection de sulfure de sodium, et les dépoussiéreurs humides, techniques qui peuvent atteindre une efficacité d'épuration de 95 % (19).

Même si certaines techniques d'épuration sont relativement efficaces pour réduire les concentrations de BPC et de mercure des sources au point de rejet,

elles ne permettent pas de réaliser l'élimination virtuelle; elles permettent plutôt de réduire les BPC et le mercure à des niveaux qui sont limités soit par l'efficacité d'épuration de la technique, soit par le seuil de déductibilité. L'élimination virtuelle ne peut se faire que par des approches qui **éliminent** en bout de ligne les contaminants dans les voies d'entrée et les sources **en amont** du point d'application du traitement et du contrôle, empêchant ainsi le dégagement et le rejet de la quantité même la plus minime.

L'élimination des rejets par les sources de BPC et de mercure peut se faire grâce à la prévention de la pollution. À la base de la prévention de la pollution, ou encore de la réduction à la source, se trouve une réduction nette (aux fins du présent rapport, l'élimination) des polluants toxiques rejetés dans les eaux de surface et les autres milieux par la diminution et l'élimination de l'utilisation du produit chimique en cause. Les diminutions dans l'utilisation et l'élimination peuvent être réalisées grâce à des interdictions ou à l'élimination graduelle des produits chimiques, des modifications apportées aux produits ou des interdictions, et des changements de comportement qui touchent la consommation ou l'utilisation des produits. On peut également poursuivre le même but par des modifications dans les procédés industriels, comme une utilisation plus efficace des produits chimiques, des substitutions chimiques, et le recyclage, bien que l'EPA des États-Unis ne reconnaisse pas le recyclage à lui seul comme un élément de la prévention de la pollution.

L'un des éléments fondamentaux de la prévention de la pollution pour l'élimination virtuelle des rejets de BPC et de mercure est la fin de l'utilisation des BPC et du mercure dans les procédés de production et de fabrication. Dans le cas des BPC, on a cessé de les fabriquer, bien qu'il reste des stocks importants de BPC qui sont encore utilisés dans le matériel électrique et autre. L'extraction et l'utilisation du mercure se poursuit également pour de nombreux produits et procédés. Cependant, l'élimination des BPC et du mercure dans les procédés de production et de fabrication ne conduira pas à l'élimination des rejets dans toutes les voies d'entrée, à cause de la contamination existante de l'eau, des sédiments et des sols. Il faut donc combiner les mesures de correction et d'épuration avec la prévention de la pollution pour arriver à l'élimination virtuelle des rejets de BPC et de mercure dans les Grands Lacs.

Les mesures qui suivent comprennent des combinaisons de mesures d'épuration, de correction et de prévention pour s'attaquer aux sources et aux voies d'entrée des BPC et du mercure dans les Grands Lacs. Joint à plusieurs de ces mesures proposées, on trouvera un rapide examen des mécanismes réglementaires et autres permettant de mettre en oeuvre la mesure, ainsi qu'un bref survol des obstacles à la mise en application de la mesure proposée. Les mesures proposées s'appliquent aux activités tant aux États-Unis qu'au Canada, mais les mécanismes juridiques ou réglementaires pour les mettre en oeuvre sont tirés surtout du contexte des États-Unis. Cela

**TABEAU A-5**  
**MESURES POUR RÉDUIRE LES CHARGES DE BPC DANS LES GRANDS LACS.**  
 (Les chiffres entre parenthèses renvoient aux mesures dans le texte).

SOURCE	CORRECTION	ÉPURATION	PRÉVENTION	OBSTACLES
<b>MAJEURE</b> Sédiments contaminés (1)  Volatilisation (2)	Enlèvement et enfouissement dans des décharges contrôlées pour les régions qui sont des sources importantes (p. ex. la rivière Fox)	Traitement/destruction des BPC requises. La technologie n'est pas encore disponible, mais elle est en développement. Recherche et développement nécessaires.	Éliminer les rejets existants et nouveaux (rejets directs industriels/municipaux, décharges municipales, déchets dangereux, etc.)  Prévention par le contrôle des sources, p. ex. les sédiments contaminés, les rejets atmosphériques, etc.	Coûts. Étendue de la contamination. Existence de la technologie. Opposition du public.  Identification et élimination des sources.
<b>INTERMÉDIAIRE</b> Décharges municipales/déchets dangereux (3)  15 Rejets municipaux/industriels (4)	Enlèvement des BPC dans les décharges	Destruction des BPC au moyen de la technologie existante  Application des meilleures techniques d'épuration pour tous les rejets existants	Interdiction de déposer d'autres matériaux contenant des BPC dans les décharges  Exiger la destruction de tous les BPC dans les équipements existants Identifier les sources de BPC dans les rejets municipaux/industriels Interdire les rejets industriels vers les usines d'épuration grâce à des programmes de prétraitement dans les industries Éliminer les rejets industriels grâce à la prévention de la pollution Mettre en oeuvre des pratiques visant à éliminer les fuites et les déversements provenant de l'équipement électrique Cesser l'utilisation des BPC dans l'équipement existant, et détruire les BPC	Coûts Législation/application Opposition du public Résistance des parties concernées  Législation/application Opposition des municipalités/des industries Coûts  Législation/application Coûts
<b>MINEURE</b> Incinérateurs de déchets dangereux (6)		Meilleure technologie d'épuration disponible appliquée à tous les rejets existants		Coûts Législation/application Résistance des parties concernées



**TABLEAU A-6**  
**MESURES POUR RÉDUIRE LES CHARGES DE MERCURE DANS LES GRANDS LACS.**  
 (Les chiffres entre parenthèses renvoient aux mesures dans le texte).

SOURCE	CORRECTION	ÉPURATION	PRÉVENTION	OBSTACLES
<b>MAJEURE</b>				
Combustibles fossiles (1)		Meilleure technologie d'épuration disponible pour les fumées industrielles	Réduire la consommation d'énergie Passer au gaz naturel	Législation/application Coûts
Incinérateurs (2)		Meilleure technologie d'épuration disponible pour tous les rejets existants	Éliminer graduellement et interdire l'utilisation du mercure dans des produits comme les accumulateurs Exiger la récupération/le recyclage des produits contenant du mercure comme les tubes fluorescents et les thermostats	Législation/application Coûts Logistique Résistance des parties concernées
Peintures au latex (3)			Interdire l'utilisation du mercure comme fongicide dans les peintures	Aucun
Fonderies de métaux non ferreux (4)		Meilleure technologie d'épuration		Législation/application tion disponible
<b>INTERMÉDIAIRE</b>				
Pesticides (5)			Interdire la fabrication et l'utilisation	Résistance des utilisateurs et des fabricants
Rejets municipaux/industriels (6)		Meilleure technologie d'épuration disponible pour tous les rejets existants	Interdire les rejets industriels vers les usines d'épuration par l'intermédiaire des programmes de prétraitement dans les industries	Législation/application Opposition des municipalités/des industries
Décharges municipales/déchets dangereux (7)			Remplacer les cellules de mercure dans les usines de chlore-alcali par des méthodes qui n'utilisent pas de mercure Interdire le dépôt de matériaux contenant du mercure dans les décharges Exiger la récupération de tous les produits existants qui contiennent du mercure	Coûts  Coûts Législation/application Logistique
<b>MINEURE</b>				
Déversements (8)			Mettre en oeuvre des pratiques pour contrôler et éliminer les fuites	Coûts Législation/application
Sédiments contaminés (9)	Déterminer si les sédiments contaminés apportent des quantités importantes de mercure aux eaux des Grands Lacs. Enlever au besoin.	Traiter/récupérer le mercure dans les sédiments contaminés	Éliminer les rejets existants et nouveaux (rejets directs industriels/municipaux, décharges municipales/déchets dangereux, etc.)	Coûts Étendue de la contamination Existence de la technologie

vient du fait que l'auteur n'a qu'une connaissance relativement limitée des dispositions législatives et réglementaires canadiennes qui permettraient de mettre en oeuvre chacune des mesures.

Les mesures ci-dessous correspondent à celles qui apparaissent au tableau A-5 (BPC) et au tableau A-6 (mercure).

## MESURES À PRENDRE (ET ÉCHÉANCIER)

- I - Mesures immédiates/à court terme (moins de cinq ans)
- M - Mesures à moyen terme (5-20 ans)
- L - Mesures à long terme (plus de 20 ans)
  
- E - Épuration (généralement au point de rejet)
- C - Correction
- P - Prévention de la pollution

### BPC

#### 1. Virtuellement éliminer les rejets de BPC en provenance des sédiments contaminés.

#### C Enlever d'abord les sédiments dans les régions fortement contaminées, et finalement dans les régions moins contaminées, et commencer les activités de destruction. (I, M, L)

Là où les sédiments contaminés sont une source majeure de polluants dans les Grands Lacs, l'enlèvement (et la destruction finale) ou la destruction sur place est le seul moyen pour éliminer cette source. Cette mesure devrait donc être prise en premier lieu dans les régions fortement contaminées qui constituent des sources importantes de BPC pour les Grands Lacs (p. ex. la rivière Fox et d'autres affluents).

Actuellement, le seul moyen utilisé pour enlever les sédiments est le dragage (23). Il existe plusieurs techniques de dragage, mais aucune n'enlève 100 % des sédiments contaminés. Lorsque les sédiments contaminés sont dragués, il faut les entreposer, les traiter, ou les détruire. Actuellement, on place les sédiments contaminés du bassin des Grands Lacs surtout dans des décharges confinées (à terre ou dans l'eau). Ces décharges confinées sont conçues pour retenir plus de 99,9 % des particules sédimentaires qu'on y place. L'eau des sédiments est drainée, et si elle contient des contaminants résiduels, il faut la traiter avant qu'elle ne soit rejetée dans l'environnement (23). Les décharges confinées ne représentent pas une technique d'épuration pour les sédiments contaminés par les BPC ou le mercure, mais elles constituent plutôt des sites d'entreposage jusqu'à ce que les techniques d'épuration appropriées soient trouvées. On a recommandé l'enlèvement et l'entreposage des sédiments contaminés aux BPC dans des décharges confinées dans le bassin des Grands Lacs en attendant que les techniques de destruction appropriées soient mises au point (22).

Les techniques qui peuvent être utiles pour l'assainissement des sédiments contaminés comprennent le traitement biologique, l'extraction, divers procédés thermiques, le traitement chimique, l'incinération traditionnelle, la fixation et la stabilisation. Toutes ces techniques peuvent être utilisées après un traitement préliminaire qui vise à réduire le volume des sédiments et à concentrer les polluants.

Le traitement biologique est considéré comme une technique prometteuse pour le traitement sur place des sédiments contaminés. La technique devrait se révéler assez peu coûteuse, et devrait laisser les sédiments dans un état plus naturel après le traitement. Cependant, le traitement biologique n'est pas encore disponible commercialement (23), et la technique nécessite d'autres recherches.

Les techniques d'épuration qui ont été utilisées à grande échelle comprennent le processus Lurgi de bouletage sur lit roulant et le processus de désorption thermique à chaleur indirecte. Les deux sont considérées comme très efficaces (destruction à plus de 99,9 %), et les coûts sont faibles ou modérés. D'autres techniques à grande échelle dont on dispose comprennent les incinérateurs à four rotatif et ceux à grille tournante, qui sont tous les deux très efficaces (destruction à plus de 99,9 %), mais dont les coûts sont élevés. Le processus de pré-traitement Acres/Derrick, l'incinérateur écologique de déchets (inefficace pour les métaux lourds), et le processus Aostra Taciuk (inefficace pour les métaux lourds) ont été utilisés dans des démonstrations à petite échelle, et pourraient se révéler utiles dans des applications à grande échelle. L'incinérateur écologique de déchets a montré une efficacité de destruction des contaminants organiques de plus de 99 %, bien que son coût soit relativement élevé.

Une technique de destruction définitive des sédiments contaminés au BPC n'a pas encore été identifiée. Il faudrait poursuivre les recherches pour trouver la méthode la plus économique de détruire les BPC dans les sédiments.

Il faudra probablement une combinaison de mécanismes classiques et innovateurs pour mettre en oeuvre cette mesure. Aux États-Unis, la Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA-Superfund) offre un outil juridique facilement accessible (classique) pour poursuivre le nettoyage des sédiments contaminés, là où les sédiments ont été inclus dans un site qui apparaît sur la liste nationale des priorités. Ainsi, la rivière Kalamazoo a été reconnue depuis plusieurs années comme une source importante de BPC pour le lac Michigan. Les BPC proviennent de sédiments fortement contaminés en amont de l'embouchure de la rivière, et la contamination des sédiments se poursuit également par les BPC qui se trouvent dans des décharges près de la rivière. La rivière, ainsi que les décharges qui la longent, ont été identifiées sur la liste nationale des priorités, en vertu du Superfund, les responsables ont été identifiés, et il semble qu'un

certain financement pour les opérations de nettoyage existe. Il est donc possible d'enlever et de détruire les sédiments contaminés au BPC, et de s'occuper des BPC dans les décharges (soit pour les enlever et les détruire, soit pour sceller les décharges) dans le cadre de la loi sur le Superfund.

Il faudra également recourir à des approches d'incitation pour régler le problème des sédiments contaminés, particulièrement dans les cas où le nettoyage des sédiments n'entre pas dans le cadre du Superfund. Par exemple, des mécanismes comme l'échange des sources ponctuelles/diffuses, où les responsables de rejets ponctuels de quantités minimales de BPC peuvent retarder le moment des rejets nuls en nettoyant les polluants sur place, peuvent conduire à un enlèvement plus rapide des BPC que des mécanismes classiques qui reposent sur des mesures juridiques ou statutaires (voir (24) pour une description de cette approche).

Il y a plusieurs obstacles à la mise en oeuvre de cette option. L'un des obstacles les plus considérables est l'énorme quantité de sédiments contaminés aux BPC dans le bassin des Grands Lacs, et les coûts très élevés de l'enlèvement et de la destruction des BPC dans les sédiments, particulièrement là où les responsables de la contamination originale ne sont plus en affaires ou ne sont pas en mesure de payer pour le nettoyage. Il faut donc trouver des mécanismes de financement, comme des obligations municipales ou d'État, ou des taxes sur la consommation d'eau, pour payer les coûts de l'enlèvement des sédiments et de la destruction des BPC.

Parmi les autres obstacles, il faut mentionner l'opposition locale à l'entreposage des sédiments fortement contaminés dans des décharges confinées ou dans des installations d'entreposage des déchets; l'opposition locale à l'incinération des déchets dangereux lorsque l'incinération peut représenter un risque pour la santé, ou du moins lorsqu'elle est perçue comme telle, dans les communautés avoisinantes; et les manoeuvres juridiques et politiques qui accompagnent communément les efforts pour nettoyer les sites placés sur la liste nationale des priorités.

Pour surmonter chacun de ces obstacles, il faut mettre au point des activités d'éducation pour faire mieux connaître les risques et les avantages des techniques d'enlèvement et de destruction. En même temps, il faut faire des efforts pour s'assurer que les communautés touchées participeront pleinement au nettoyage et à la destruction, et particulièrement, qu'elles participeront à l'identification des techniques à utiliser pour le nettoyage, et à l'identification de l'endroit des activités et des techniques qui seront utilisées pour l'entreposage et la destruction. Ces efforts doivent viser à s'assurer que c'est la meilleure technologie disponible qui sera utilisée afin d'empêcher toute exposition des communautés avoisinantes au cours de l'enlèvement, de l'entreposage et de la destruction des contaminants.

Enfin, les activités éducationnelles doivent comprendre des renseignements sur les mécanismes possibles pour le financement du nettoyage des sédiments; il faut ensuite déterminer lequel de ces mécanismes de financement est le plus acceptable pour les communautés touchées.

**2. Réduire et éliminer virtuellement la volatilisation des BPC à partir de la surface des lacs (et d'autres sources) vers l'atmosphère. (L)**

Les émissions atmosphériques à partir des surfaces des lacs ne sont généralement pas susceptibles de techniques de contrôle ou de traitement. Pour réduire ou éliminer la volatilisation des BPC à la surface des lacs, il faut éliminer les BPC dans les eaux de surface, ce qui n'est possible que par le contrôle des sources (sédiments, décharges, sources ponctuelles, etc.), par le biais des mesures de correction, d'épuration et de prévention.

**3. Éliminer virtuellement les apports de BPC en provenance des décharges.**

**C/P S'assurer que les BPC dans les décharges ne peuvent pas migrer hors site (par le biais de l'atmosphère, des eaux souterraines, des eaux de ruissellement, etc.). (I)**

**P Interdire la mise au rebut dans les décharges de matériaux contenant des BPC, comme les ballasts des lampes, les condensateurs, et les autres équipements qui contiennent des BPC. (I)**

**E Détruire les BPC dans les équipements existants. (L)**

**C/E Enlever et détruire les BPC dans les décharges municipales et les décharges de déchets dangereux. (L)**

Tant les décharges municipales que les décharges de déchets dangereux contiennent de grandes quantités de BPC, dont une partie peut pénétrer dans les Grands Lacs soit par ruissellement, soit par volatilisation. Ces sites sont des sources importantes de «nouveaux» BPC pour les Grands Lacs, et comme telles, devraient recevoir une priorité élevée en vue de leur contrôle. Plusieurs mesures seront nécessaires pour contrôler les apports de BPC à partir des lieux d'enfouissement. D'abord, il faut gérer les sites existants qui déversent des BPC dans les Grands Lacs et dans leurs affluents (par ex. les sites près des rivières Kalamazoo et Saginaw) de façon à empêcher la migration hors site des BPC (par l'intermédiaire de toutes les voies de transport, y compris le ruissellement, la volatilisation, etc.). Cette mesure peut être mise en oeuvre de plusieurs façons, y compris le scellement temporaire des décharges, et finalement l'enlèvement et la destruction des BPC confinés. Des techniques comme celles mentionnées à la mesure n° 1 existent pour la mettre en oeuvre.

Il faut également recourir à une approche fondée sur la prévention pour s'attaquer à cette source. La mise au rebut de BPC (provenant de divers appareils, d'huiles, de ballasts des lampes, de condensateurs, etc.) dans les décharges doit être interdite. Cette mesure proposée est actuellement mise en vigueur jusqu'à un certain point en vertu de la Toxic Substances Control Act (TSCA) même s'il ne s'agit d'aucune façon d'une interdiction de la mise au rebut des BPC. Cette loi précise plutôt que les appareils contenant des BPC à des concentrations de plus de 500 mg/l doivent être vidangés et rincés avec un solvant avant leur mise au rebut dans une décharge de déchets chimiques (les BPC vidangés doivent être incinérés). Cependant, la vidange et le rinçage ne retirent pas tous les BPC des appareils; en fait, des quantités importantes peuvent demeurer dans les appareils après la vidange et le rinçage, et se retrouveront dans les décharges (7). Les appareils qui contiennent des BPC dans des concentrations entre 50 et 499 mg/l doivent simplement être vidangés (et non rincés), et ces appareils peuvent alors être mis au rebut dans des décharges non réglementées (municipales). Enfin, les appareils contenant moins de 50 mg/l de BPC peuvent être mis au rebut dans les décharges non réglementées sans avoir été vidangés.

Une interdiction complète de la mise au rebut des BPC ou des appareils contenant des BPC dans les décharges exigerait une modification de la TSCA, ou de son interprétation dans 40 CFR 761.60, ou la modification d'autres lois telles que la RCRA. Des mécanismes innovateurs, comme des incitatifs économiques qui encouragent le rassemblement des appareils contenant des BPC dans des points de collecte approuvés (solution utilisée actuellement en Suède, (21), et leur destruction subséquente, ou encore une surtaxe substantielle sur les produits ou les processus qui conduisent à la mise au rebut de BPC, pourraient être des mesures mieux faites pour réduire, et finalement éliminer, la mise au rebut d'appareils contenant des BPC dans des décharges que des changements dans la législation existante.

La destruction des BPC provenant des appareils et d'autres sources peut se faire en recourant à des techniques de traitement fixes et mobiles, en supposant qu'un «environnement de réglementation» approprié est en place. Tant aux États-Unis qu'au Canada, on dispose d'une large expérience et de la technologie nécessaire pour la destruction des BPC. Ces techniques de destruction sont associées avant tout à l'incinération (22). L'efficacité et les coûts de l'incinération des BPC n'ont pas été présentés en détail, mais on a pu constater une efficacité d'élimination des BPC de plus de 95 % dans les procédés d'épuration (incinération) utilisés dans les installations industrielles.

On peut prévenir la migration des BPC hors des dépôts existants par une combinaison de mécanismes classiques et innovateurs qui comprennent l'application volontaire par les responsables, le recours aux lois existantes (Superfund), ou encore les

actions en justice. La CERCLA fournit un outil juridique (classique) commode pour faire faire le nettoyage des sites contaminés. Des mécanismes innovateurs comme ceux présentés à la mesure proposée n° 1 peuvent également être utiles. Quel que soit le mécanisme, cependant, les mesures destinées à prévenir la migration des BPC hors site comme le scellement ou d'autres techniques semblables devraient être considérées comme temporaires, en attendant, à plus long terme, l'enlèvement et la destruction des BPC confinés.

Les obstacles à la mise en oeuvre comprennent l'identification des responsables pour les mesures à prendre (particulièrement dans le cas des sites qui ne sont pas visés par le Superfund), les coûts élevés liés à la mise en oeuvre des actions correctives, et l'opposition locale aux mesures d'enlèvement et de destruction, comme celles identifiées à la mesure proposée n° 1 (sédiments contaminés). Un règlement interdisant la mise au rebut des appareils contenant des BPC rencontrerait probablement une vive résistance de la part des parties visées. Cette résistance pourrait être motivée par les coûts accrus liés à la destruction plutôt qu'à la mise au rebut des BPC dans les appareils. Dans ce cas, des approches autres que par règlement (par ex. une surtaxe, des incitatifs économiques, etc.) peuvent se révéler plus acceptables. Enfin, la résistance à l'application des techniques de destruction peut venir des communautés locales où ces techniques sont perçues comme dangereuses pour la santé. Les solutions d'au moins certains de ces problèmes sont semblables à celles présentées dans la mesure proposée n° 1 ci-dessus.

#### **4. Réduire, et finalement éliminer, les rejets de BPC par des sources ponctuelles municipales et industrielles. (I,M)**

Cette mesure proposée exigera la mise en oeuvre d'une combinaison d'approches basées sur l'épuration (É) et d'approches basées sur la prévention (P).

#### **P Élaborer et mettre en oeuvre des activités et des plans de prévention de la pollution pour les sources industrielles directes et indirectes de BPC. (I)**

Cette mesure proposée peut être mise en oeuvre par des mécanismes réglementaires ou volontaires. La mise en oeuvre par des mécanismes réglementaires peut nécessiter la mise au point d'une nouvelle législation, ou la modification de la législation existante, pour exiger la planification de la prévention de la pollution. Certains États se sont dotés de lois de ce genre, et elles font l'objet d'un examen au niveau national. La résistance aux plans de prévention de la pollution exigés en vertu d'une loi viendra de l'industrie qui pourra ne pas accueillir favorablement une approche de commandement et de contrôle à la planification de la prévention de la pollution. Il se peut donc que des mécanismes incitatifs pour assurer la prévention de la pollution (planification et mise en

oeuvre) soient plus appropriés. De tels mécanismes peuvent comprendre des engagements publics de la part de l'industrie de mener des activités de prévention de la pollution, comme cela s'est produit dans le cadre du programme EPA 33/50 des États-Unis. Des incitatifs économiques peuvent également être utiles pour motiver les activités industrielles de prévention de la pollution.

Les obstacles à la mise en oeuvre d'activités de prévention de la pollution comprennent les problèmes liés à l'approche existante de commandement et de contrôle. Cette approche, qui vise généralement un médium en particulier, peut «nuire aux efforts de mettre en oeuvre des stratégies de prévention efficaces, parce qu'elle encourage les auteurs des règlements à s'attacher à un médium en particulier, décourageant ainsi une approche multimilieu dans la mise en oeuvre de la prévention» (26).

Dans certaines entreprises, surtout les petites, il se peut également que l'on manque des connaissances nécessaires pour mettre au point et appliquer les changements nécessaires dans les procédés pour prévenir et éliminer la pollution. Des limites dans les ressources peuvent également retarder les efforts de changer les procédés de fabrication en faveur de ceux qui préviennent la pollution. Enfin, la résistance des diverses compétences à encourager ou à exiger l'adoption de stratégies de prévention de la pollution peut également constituer un obstacle important. Cette résistance peut venir de la perception que certaines mesures pourraient inciter les industries à déménager vers des régions où les exigences du contrôle et de la prévention de la pollution sont moins sévères (26).

**P Exiger des sources municipales qui reçoivent des déchets industriels d'élaborer et de mettre en oeuvre des programmes industriels de pré-traitement exécutoires qui comprennent des plans de prévention de la pollution pour chaque source industrielle de BPC. (I)**

Cette mesure proposée devrait être mise en oeuvre dans le cadre des programmes du Clean Water Act qui visent les programmes industriels de pré-traitement. Actuellement, il n'est pas nécessaire d'inclure des programmes de prévention de la pollution dans les programmes industriels de pré-traitement, et il se peut qu'il faille apporter quelques modifications à la loi ou aux règlements. Les obstacles à cette mesure proposée sont semblables à ceux qui ont été examinés ailleurs dans cette section.

**É Exiger de toutes les sources industrielles et municipales existantes qui rejettent des BPC dans les eaux de surface d'appliquer les meilleures techniques d'épuration et d'enlèvement disponibles. (I)**

Les techniques disponibles, et d'autres techniques démontrées dans des expériences pilotes, permettent de réaliser des rendements d'épuration de plus de 99 % pour les rejets d'eaux usées. Ces techniques

comprennent l'adsorption sur charbon actif, l'ozonation par rayonnement ultraviolet, et l'osmose inverse. Aucune de ces techniques n'enlève les BPC au complet; après traitement, les concentrations se situent dans l'échelle des parties par milliard (ug/l). Cependant, l'utilisation de ces techniques permettrait de réduire substantiellement les charges de BPC qui sont rejetées par des sources ponctuelles.

Cette mesure proposée pourrait être mise en oeuvre dans le cadre des programmes du Clean Water Act (NPDES) qui sont fondés sur la technologie. Il se peut cependant que l'installation de la technologie d'épuration la plus récente soit freinée par les règlements existants qui concernent les quantités limites d'effluents, fondés sur la technologie, pour les sources de rejet par catégorie. Ces quantités limites, particulièrement dans le cas des sources de rejet existantes, n'obligent pas généralement l'installation de la technologie d'épuration la plus efficace. Un rapport de 1991 (26) conclut que l'EPA des États-Unis a été lent à mettre au point et à réviser des lignes directrices nationales sur les effluents (y compris les quantités limites de rejets), et que bon nombre de lignes directrices datent des années 1970.

Les coûts de l'installation de la meilleure technologie existante peuvent constituer un obstacle important à la mise en oeuvre de cette mesure proposée, particulièrement là où les gains réalisés dans l'enlèvement des BPC dans les rejets sont relativement petits. À cause de la possibilité d'importants obstacles constitués par les prix, cette approche peut être remplacée par une approche de prévention de la pollution visant les rejets de BPC de sources ponctuelles (examinée ci-dessus).

**É Exiger de toutes les sources directes de rejet de BPC industrielles et municipales le respect des critères et des normes de qualité de l'eau telles que définies par l'Initiative des Grands Lacs. (I)**

Cette mesure proposée sera probablement mise en oeuvre dans le cadre de la Great Lakes Critical Programs Act. Cependant, la mise en oeuvre ne conduira pas à l'élimination virtuelle des rejets de BPC par des sources ponctuelles; il faudrait donc considérer qu'il s'agit seulement d'une mesure à court terme pour réduire les rejets par les sources ponctuelles et qu'il faudrait l'appliquer en combinaison avec des mécanismes de prévention de la pollution et de contrôle des sources.

**5. Empêcher les déversements de BPC par le recours à des programmes de la meilleure gestion possible (bonnes pratiques d'entretien). (I)**

Le retrait des BPC et la destruction des BPC dans les appareils et dans les entrepôts éliminera la possibilité de déversements. Parallèlement à ces activités d'enlèvement et de destruction, il faudrait recourir aux meilleures pratiques de gestion possibles pour empêcher les déversements au cours de l'entreposage, de l'utilisation et du transport. (I)

**6. Réduire le plus possible les émissions des incinérateurs de déchets dangereux au cours des activités de destruction des BPC. (I)**

L'incinération constituera sans doute un moyen important pour la destruction des stocks existants de BPC. Là où on a recours à l'incinération ou à d'autres techniques pour détruire les BPC, on devra également utiliser les meilleures techniques existantes d'épuration pour réduire au minimum les émissions des incinérateurs et d'autres sources utilisées pour la destruction. Certaines activités pour mettre en oeuvre cette mesure proposée se déroulent déjà en vertu de la Clean Air Act des États-Unis.

**Mercure**

**1. Réduire (et éliminer là où c'est possible) les émissions de mercure provenant de la combustion des combustibles fossiles.**

**É Exiger l'utilisation des meilleures techniques d'épuration existantes pour les émissions gazeuses des centrales thermiques alimentées au charbon. (I)**

**P Élaborer et mettre en oeuvre des programmes visant à accroître l'efficacité énergétique et à réduire l'utilisation du charbon (cette mesure comprend le remplacement du charbon par le gaz naturel). (I/M/L)**

**P Exiger l'utilisation de charbon épuré dans toutes les centrales alimentées au charbon dans le bassin des Grands Lacs (peut-être dans tout le Midwest des États-Unis). (M)**

Ces mesures proposées sont d'une importance particulière pour le Midwest et le bassin des Grands Lacs, où se produit la plus grande partie de la combustion du charbon au pays. L'épuration du charbon peut réduire les concentrations et les émissions de mercure. Actuellement, de 40 à 50 % du charbon brûlé aux États-Unis est épuré, permettant d'enlever en moyenne 30 % du mercure (mais ce pourcentage peut atteindre 68 %). Cependant, ce procédé ne fait que déplacer le mercure vers un autre médium. Une méthode plus efficace pour arriver à l'élimination virtuelle pour cette source est le remplacement du charbon et du mazout par le gaz naturel, qui contient beaucoup moins de mercure. L'élimination virtuelle pour cette source peut également être poursuivie par des activités qui résultent en une diminution de la consommation d'énergie. Le programme Green Lights de l'EPA des États-Unis fournit un exemple de ces activités.

McCorquodale et al. (21) suggèrent que «les réductions les plus importantes des émissions de mercure peuvent être réalisées en diminuant la consommation d'énergie grâce à la conservation, ou en utilisant un combustible à faible teneur de mercure, comme le gaz naturel.» Il faut cependant être prudent

lorsqu'on choisit de réduire la consommation d'énergie par l'utilisation de lampes fluorescentes. Bien que cette mesure permette de réduire la consommation d'énergie, et ainsi la combustion des combustibles fossiles, les fluorescents contiennent du mercure; il faut donc recycler les fluorescents et récupérer le mercure. Les activités de récupération ont été efficaces en Europe, bien que d'autres recherches soient nécessaires pour mieux capturer le mercure sous une forme utilisable. Le Minnesota interdit maintenant aux entreprises de se débarrasser des fluorescents dans les flux de déchets; les entreprises doivent entreposer les fluorescents usagés jusqu'à ce qu'on dispose d'installations de récupération au Minnesota, ou les expédier à des installations de récupération existantes. Ces approches peuvent se révéler utiles à travers tout le bassin des Grands Lacs dans le cadre des activités de réduction de la consommation d'énergie.

La mise en oeuvre de cette mesure proposée requiert une combinaison d'approches réglementaires et incitatives. Le recours aux meilleures techniques d'épuration existantes pour les émissions gazeuses, et l'utilisation de charbon épuré ou de charbon moins polluant pourraient être exigés en vertu de la Clean Air Act (CAA). Les modifications de 1990 de la CAA nécessitaient certaines améliorations des techniques utilisées pour contrôler les émissions gazeuses de mercure, bien que l'installation de ces techniques (qui pourrait bien ne pas se produire avant l'an 2000) n'éliminera pas les rejets de mercure dans les émissions gazeuses. Pour réaliser d'autres réductions des émissions atmosphériques de mercure, il faudra d'autres modifications de la CAA, ainsi que des réductions dans la demande d'énergie et l'utilisation de combustibles moins polluants tels que le gaz naturel. Certains programmes qui accroissent l'efficacité énergétique (ou le recours au gaz naturel) ont été jusqu'ici mis en oeuvre sur une base volontaire. D'autres programmes pourraient inclure la méthode du coût complet, dans laquelle le coût des dommages environnementaux et des dommages à la santé reliés au rejet de mercure provenant de la combustion de combustibles fossiles est imposé aux consommateurs. Des augmentations importantes dans le coût des combustibles «sales» entraîneraient probablement le recours à des combustibles plus «propres» et moins coûteux, ainsi qu'une réduction dans l'utilisation des combustibles.

Les obstacles à l'élimination des émissions de mercure par la combustion de combustibles fossiles comprennent l'élaboration et la mise en oeuvre, dans le cadre des modifications de 1990 de la Clean Air Act, de règlements qui exigent des améliorations dans les techniques d'épuration, mais qui ne réalisent pas l'élimination virtuelle et qui n'exigent pas de prévention de la pollution. Lorsque l'élimination virtuelle n'est pas posée comme au moins un objectif, assorti d'approches fondées sur la prévention, des réductions au-delà de celles réalisées par de meilleures techniques peuvent se révéler impossibles.

## 2. Éliminer les rejets de mercure des incinérateurs. (I/M)

Cette mesure proposée peut être mise en oeuvre grâce aux méthodes suivantes de prévention de la pollution :

- P **Élaborer et mettre en oeuvre des programmes visant à récupérer le mercure épuisé dans les accumulateurs, les thermostats, les bidons de peinture, les cellules au chlore-alcali, les lampes fluorescentes, etc. (I)**
- P **Exiger des réductions dans la quantité de mercure utilisée dans les accumulateurs alcalines et dans d'autres produits commerciaux (I), et en bout de ligne éliminer ces utilisations. (M)**
- P **Interdire l'utilisation d'appareils contenant du mercure dans les nouveaux édifices ou lors de la restauration. (I) Récupérer les interrupteurs et les thermostats contenant du mercure à l'occasion de la rénovation des édifices. (I)**

On peut réduire les rejets de mercure des incinérateurs en ayant recours aux techniques d'épuration. Cependant, les approches fondées sur l'épuration peuvent être coûteuses, et n'élimineront pas les rejets de mercure par les incinérateurs. Un large éventail d'activités de prévention de la pollution et de contrôle des sources, qui peuvent être mises en oeuvre à court terme pour cette source, se révélera plus efficace pour réduire (et en fin de compte éliminer) les rejets de mercure de cette source.

Les approches de prévention de la pollution et de contrôle des sources devraient se concentrer sur les produits, comme les accumulateurs et les thermostats, qui utilisent du mercure, et qui sont jetés après utilisation commerciale, pour aboutir dans les déchets municipaux qui sont en partie incinérés. Par exemple, 70 % de la quantité totale de mercure jetée dans toutes les accumulateurs en 1989 provenait de accumulateurs alcalines (19). Certains fabricants réduisent ou éliminent maintenant le mercure dans les accumulateurs alcalines. Il faut également éliminer le mercure provenant des accumulateurs à l'oxyde mercurique en leur substituant des accumulateurs au zinc-air. Les efforts visant à réduire le mercure provenant des accumulateurs peuvent être copiés sur la loi du Minnesota sur le mercure dans les accumulateurs, qui limite à 0,025 % le mercure dans les accumulateurs alcalines à partir de janvier 1992, qui interdit tout mercure dans les accumulateurs alcalines à partir de 1996, qui interdit la vente d'éléments boutons à l'oxyde mercurique et qui limite la quantité de mercure utilisée dans d'autres éléments boutons, et qui exige des fabricants qu'ils prennent des dispositions pour la collecte et le traitement des accumulateurs épuisés ou qu'ils les récupèrent eux-mêmes.

Des mécanismes d'incitation ne découlant pas d'une réglementation peuvent également aider à

réduire, et en fin de compte à éliminer, l'utilisation du mercure dans des produits commerciaux tels que les accumulateurs. Par exemple, la méthode du coût complet pourrait conduire à des augmentations substantielles du prix des produits qui contiennent du mercure comparé à des produits similaires qui n'en contiennent pas. Les augmentations de prix devraient inciter à acheter des produits qui ne contiennent pas de mercure. Une autre solution serait d'exiger des dépôts de consigne élevés pour les accumulateurs et les autres produits commerciaux qui contiennent du mercure pour garantir qu'ils sont retournés pour recyclage lorsqu'ils sont épuisés.

Il devrait y avoir relativement peu d'obstacles à ces mesures proposées. Des réductions importantes de la quantité de mercure contenu dans les accumulateurs ont déjà été réalisées. On constate également des réductions dans l'utilisation du mercure dans les interrupteurs et les thermostats, qu'on remplace par des appareils programmables (29). Les obstacles à la collecte des vieux appareils contenant du mercure peuvent comprendre la résistance à la mise en oeuvre de programmes de collecte à cause des coûts, et à cause d'un manque d'information sur les programmes de collecte, là où ils existent, conduisant ainsi à la mise au rebut des vieux appareils dans les déchets municipaux.

## 3. Interdire l'utilisation du mercure comme fongicide dans les peintures au latex. (I) (Remarque : cette mesure proposée est actuellement mise en oeuvre aux États-Unis.)

## 4. Installer les meilleures techniques d'épuration existantes dans les fonderies de métaux non ferreux dans le bassin des Grands Lacs. (I/M)

Les fonderies de métaux non ferreux qui contiennent du mercure à l'état de trace sont une source importante de mercure dans le bassin des Grands Lacs (21). L'utilisation de dépoussiéreurs par voie humide pourrait réduire jusqu'à 70 % la quantité de mercure s'échappant de cette source dans l'atmosphère. Des techniques d'épuration plus efficaces peuvent également être disponibles et appropriées. Les modifications à la Clean Air Act (comme on l'a dit ci-dessus) peuvent fournir un mécanisme réglementaire exigeant l'amélioration des techniques d'épuration. Cependant, comme on l'a dit, des dispositions exigeant l'amélioration des techniques d'épuration peuvent ne pas conduire à l'élimination virtuelle du mercure provenant de cette source.

## 5. Interdire l'utilisation et la fabrication de pesticides à base de mercure dans le bassin des Grands Lacs. (I)

En 1989, 6 000 livres de fongicides à base de mercure ont été épandues directement sur les terrains de golf pour contrôler la moisissure des neiges. La

Minnesota Pollution Control Agency estime que l'État utilise jusqu'à 2 500 livres de produits pour gazon à base de mercure par année. Des solutions de rechange efficaces sont disponibles. L'interdiction peut être mise en vigueur en vertu des statuts fédéraux, ou par des mesures législatives ou réglementaires des États ou de la province. (New York par exemple a interdit l'utilisation de fongicides à base de mercure en 1971).

Il faudrait déterminer si des pesticides à base de mercure sont encore utilisés dans le bassin des Grands Lacs. Là où c'est le cas, les États devraient prendre des mesures immédiates pour interdire leur utilisation. Les lois fédérales et les lois des États fournissent des précédents à cet égard. Une certaine résistance peut cependant venir des fabricants des pesticides à cause de la baisse des ventes. Il devrait y avoir relativement peu d'autres obstacles à cette mesure.

**6. Réduire et éliminer les rejets industriels et municipaux de sources ponctuelles dans les eaux de surface.**

**P Élaborer et mettre en oeuvre des plans de prévention de la pollution pour les rejets industriels. (I)**

Cette mesure proposée peut être mise en oeuvre grâce à des mécanismes réglementaires et volontaires. (Voir la mesure proposée n° 4 pour les BPC.)

**P S'assurer que les auteurs de rejets municipaux se sont dotés de programmes industriels de pré-traitement efficaces et contraignants qui comprennent des plans de prévention de la pollution pour chacun des rejets industriels. (I)**

Cette mesure proposée devrait être mise en vigueur en vertu des programmes du Clean Water Act qui visent les programmes industriels de pré-traitement. (Voir la mesure proposée n° 4 pour les BPC.)

**P Remplacer (retirer) les cellules de mercure dans les usines de chlore- alcali par des procédés qui ne contiennent pas de mercure. (I) Récupérer, plutôt que de mettre au rebut, le mercure dans les cellules dans le cadre de la cessation des activités de fabrication du chlore- alcali à l'aide de mercure. (I)**

Les émissions de mercure au Canada ont été réduites de 24 tonnes par année à une tonne par année de 1970 à 1982 (dans l'industrie du chlore- alcali), suite au remplacement des cellules de mercure dans les usines de chlore- alcali par des procédés sans mercure (conséquence d'une réglementation plus sévère sur le contrôle de la pollution atmosphérique au Canada). Les mesures pour réduire le recours aux cellules de mercure dans les usines de chlore- alcali se poursuivent.

**É Exiger de tous les auteurs de rejets directs de mercure, industriels et municipaux, de respecter les critères et les normes de qualité de l'eau établis par l'Initiative des Grands Lacs. (I)**

**É Exiger de tous les auteurs de rejets directs industriels et municipaux d'installer les meilleures techniques d'épuration existantes. (I)**

Voir la mesure proposée n° 4 concernant les BPC pour une discussion de ces mesures proposées.

**7. Éliminer les apports de mercure provenant des décharges municipales et des dépôts de déchets dangereux.**

**P Faire cesser/interdire la mise au rebut de matériaux contenant du mercure dans les décharges (p. ex. les ballasts dans les luminaires, les accumulateurs contenant du mercure, etc.). (I/M)**

**P Élaborer et mettre en oeuvre des programmes visant à récupérer le mercure épuisé dans les accumulateurs, les thermostats, les bidons de peinture, les cellules au chlore- alcali, etc. (I)**

**P Exiger des réductions dans la quantité de mercure utilisée dans les accumulateurs alcalines (I) et retirer graduellement les accumulateurs au mercure. (M)**

**P Interdire l'utilisation d'appareils contenant du mercure dans les nouveaux édifices ou lors des rénovations. (I) Récupérer les interrupteurs et les thermostats contenant du mercure lors des rénovations. (I)**

La mise en oeuvre de ces mesures, et les obstacles à leur mise en oeuvre sont examinées à la mesure proposée n° 3 (BPC) et la mesure proposée n° 2 (mercure).

**8. Prévenir les déversements de mercure par la mise en place de la meilleure gestion possible (I), et en définitive, par l'élimination de l'utilisation de mercure dans les produits et les procédés. (M)**

**9. Déterminer l'étendue de la contamination des sédiments par le mercure, enlever et récupérer les sédiments au besoin, et éliminer les sources existantes et les nouvelles sources grâce aux mesures de prévention décrites ci-dessus.**

Là où les sédiments contaminés sont à la source de quantités importantes de mercure dans les Grands Lacs, il peut être nécessaire de les enlever pour en récupérer le mercure. De plus, il faut éliminer les rejets existants et les nouveaux rejets de mercure à partir de sources ponctuelles et diffuses, tel que décrit à la mesure proposée n° 6, pour empêcher que les sédiments ne soient contaminés davantage.



## EFFETS ENVIRONNEMENTAUX ATTENDUS

Le modèle de bilan de masse décrit au chapitre 5 permet d'estimer les changements environnementaux attendus par suite de la réduction des apports en BPC et en mercure dans l'écosystème. Les changements sont projetés en termes de diminution avec le temps des concentrations dans l'eau, les sédiments et les biotes. La figure 6 montre les changements attendus de la concentration en BPC dans l'eau et les sédiments du lac Supérieur en fonction de la diminution prévue des apports. Le modèle calcule les projections à partir des charges réduites auxquelles conduiraient les mesures proposées ici. Le degré comme le délai de récupération de l'écosystème sont fonction de l'intensité des efforts pour réduire les apports.

## MISE EN OEUVRE : INTERVENTION

L'autorité pour contrôler ou pour prévenir les rejets et la mise au rebut des BPC et du mercure dérive, aux États-Unis, de plusieurs lois, comprenant la Clean Air Act, la Clean Water Act, la Resource Conservation and Recovery Act, la Toxic Substances Control Act, et au Canada, la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, la Loi canadienne sur les pêches, la Loi sur la protection de l'environnement de l'Ontario, et la Loi sur les ressources en eau de l'Ontario (27). Cependant, aucune de ces lois ne comprend une interdiction complète de l'utilisation, de l'entreposage, des rejets et de la mise au rebut des BPC et du mercure.

Le pouvoir législatif le plus clair pour «éliminer virtuellement» des produits chimiques par leur interdiction ou leur retrait dérive de la Toxic Substances Control Act des États-Unis (TSCA - produits chimiques industriels), de la Federal Insecticide Fungicide and Rodenticide Act des États-Unis (FIFRA - pesticides), et de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'article 6 de la TSCA et de la FIFRA et l'article 18(1) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement donnent à l'administrateur ou au ministre des organismes responsables le pouvoir d'interdire ou de limiter l'importation, la fabrication, le traitement, la vente, l'utilisation, ou le rejet d'une substance, lorsque cette substance représente un risque déraisonnable ou un danger évident pour les humains ou pour l'environnement (28). L'article 40 de la LCPE donne également au ministre le pouvoir d'exiger le remplacement de produits qui suscitent des inquiétudes par d'autres qui ne posent pas de danger pour l'environnement, ou de prendre toute autre mesure pour la protection de l'environnement ou de la santé humaine (27). La TSCA et la LCPE sont donc les instruments juridiques les plus efficaces pour arriver à l'élimination virtuelle des BPC et du mercure dans le bassin des Grands Lacs. En fait, la fabrication des BPC est interdite en vertu de la TSCA, et la fabrication et le rejet des BPC avaient été interdites en vertu de la Loi sur les con-

taminants de l'environnement (maintenant la LCPE), bien que les deux lois permettent encore l'utilisation des BPC dans les appareils.

Il y a relativement peu de doute que les BPC et le mercure sont des contaminants dangereux de l'environnement. Pourtant, ni aux États-Unis, ni au Canada, on n'a imposé une interdiction complète de ces substances (utilisation, entreposage, rejet). On peut attribuer le fait qu'on n'ait pas utilisé les lois existantes pour interdire ou pour retirer les BPC et le mercure, dans le but d'arriver à leur élimination virtuelle, aux facteurs suivants :

- Le manque de volonté politique.
- Une identification insuffisante des dommages et des agents causaux.
- L'absence d'une argumentation scientifique valable.
- La crainte d'une remise en cause par des actions en justice.
- L'hésitation à utiliser une approche multimilieu réunissant les divers organismes responsables.
- L'absence de la technologie de destruction des déchets et des ressources économiques nécessaires.
- Des questions sur ce qui constitue une quantité ou une concentration de minimis (28).

Évidemment, même si l'on appliquait des interdictions complètes des BPC et du mercure (y compris pour l'utilisation) en vertu de la TSCA ou de la LCPE, ces interdictions ne règleraient pas le problème des quantités énormes de BPC et de mercure qui se trouvent déjà dans les sols, les sédiments, et dans d'autres niches de l'environnement, ou dans les équipements existants (transformateurs, lumières, accumulateurs, etc.) ainsi que dans les décharges municipales et industrielles.

Pour régler le problème des réservoirs existants de BPC et de mercure par voie législative, il faudra probablement une application vigoureuse et peut-être une modification des lois autres que la TSCA et la LCPE. Ces lois comprennent, pour les États-Unis, la Clean Water Act (CWA), la Clean Air Act (CAA), la Resource Conservation and Recovery Act (RCRA), la Hazardous Materials Transportation Act (HMTA), et la Comprehensive Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA - Superfund), et pour le Canada, la Loi sur la protection de l'environnement de l'Ontario et la Loi sur les ressources en eau de l'Ontario. Mais quelle que soit la base réglementaire pour le contrôle des rejets de BPC et de mercure dans les Grands Lacs, il faudra d'autres efforts pour modifier ces lois et d'autres, de façon à ce qu'elles puissent être appliquées de façon efficace pour traiter, pour corriger, et surtout pour prévenir la pollution par les BPC et le mercure.

La mise en oeuvre des mesures proposées présentées dans cette annexe par l'intermédiaire de la multitude de lois fédérales, provinciales ou des États applicables conduira probablement à des efforts fragmentaires et désordonnés pour contrôler la pollution de l'environnement par les BPC et le mercure. Ces efforts fragmentaires, qui résultent du fait que les lois applicables qui visent les contaminants de l'environnement sont rédigées en fonction d'un médium particulier et parfois même d'une activité particulière, seront encore embarrassés par les priorités contradictoires en matière de protection de l'environnement des divers niveaux de gouvernement.

Ainsi, les efforts pour mettre en place les protocoles de prévention de la pollution pour les sources ponctuelles industrielles et municipales, soit directement, soit par le biais de programmes tels que le programme industriel de pré-traitement, seraient poursuivis en vertu de la Clean Water Act des États-Unis ou des lois sur la protection de l'environnement et sur les ressources en eau de l'Ontario. Cependant, l'intensité avec laquelle les programmes de prévention de la pollution sont poursuivis peut dépendre des priorités de chacun des États ou des provinces, comme ce sont ces instances qui jouent le premier rôle dans la mise en oeuvre de programmes tels que le programme industriel de pré-traitement. De plus, les mesures proposées d'épuration fondées sur les critères ou les objectifs de la qualité de l'eau seraient poursuivies en vertu des mêmes lois, mais en vertu d'articles différents, ainsi que par des organismes et des parties différentes des lois habilitantes.

Les activités pour nettoyer les sédiments contaminés seraient également menées en vertu de ces mêmes lois, mais encore une fois en vertu d'articles différents, et par des organismes et en vertu d'articles différents des lois habilitantes. Le nettoyage des sédiments contaminés, cependant, devra être poursuivi en vertu de lois autres que celles qui concernent la pollution de l'eau. Par exemple, le transport des sédiments contaminés aux États-Unis sera réglementé et peut-être empêché par la HMTA et par d'autres lois fédérales, et sera sujet à des priorités locales ou d'État, tandis que la destruction de ces sédiments contaminés sera réglementée en vertu d'autres lois encore (p. ex., aux États-Unis, en vertu de la RCRA ou de la CAA), et avec l'intervention des instances locales ou des États.

La réglementation et l'interdiction de la mise au rebut des appareils contenant des BPC dans les décharges se feraient également en vertu de la RCRA (avec probablement des changements ou des modifications nécessaires tant au niveau des États qu'au niveau fédéral), alors que les mesures pour la destruction de ces matériaux exigent le recours à la CWA, la CAA, la TSCA, et d'autres lois, et peut-être leur modification. L'interdiction de l'utilisation du mercure comme pesticide se ferait en vertu de la FIFRA ou de la Loi (canadienne) sur les produits antiparasitaires, bien que la mise en oeuvre de cette interdiction puisse devoir se faire au niveau des États ou au niveau provincial, comme la volonté politique nécessaire semble faire

défaut au niveau fédéral. L'obligation de récupérer des produits contenant des BPC ou du mercure, ou d'éliminer le mercure dans des produits tels que les accumulateurs, devra probablement être imposée au niveau des États ou au niveau provincial, puisque les lois fédérales se sont révélées inefficaces.

Il faudra un effort immense, et peut-être irréaliste, pour modifier et ensuite mettre en oeuvre la multitude de lois fédérales, provinciales et des États pour arriver à l'élimination virtuelle des BPC et du mercure. D'autres efforts sont nécessaires pour coordonner les activités d'élimination virtuelle menées en vertu des lois. En conséquence, il apparaît nécessaire de trouver une nouvelle approche pour arriver à l'élimination virtuelle des BPC et du mercure, en mettant en oeuvre les mesures proposées présentées dans cette annexe. Cette nouvelle approche est nécessaire en considération de l'effort immense qu'il faudrait faire pour arriver à l'élimination virtuelle des BPC et du mercure dans le cadre des lois existantes, et en considération de la faible probabilité de succès de cette approche.

Toute nouvelle approche doit comprendre des changements dans les attitudes politiques et philosophiques à l'égard de la gestion des produits chimiques dangereux. L'un des premiers changements doit viser le rejet des critères régissant la quantité de **minimis** et la capacité d'assimilation, et leur remplacement par un nouveau critère sur les occurrences environnementales des BPC et du mercure, et sur leur occurrence dans les produits et les procédés. Ce nouveau critère doit être fondé sur la reconnaissance que toute concentration d'origine anthropique dans l'environnement ou dans les produits ou les procédés est inacceptable. Les changements philosophiques et politiques doivent également comprendre la reconnaissance de la nécessité d'une planification de prévention de la pollution et sa mise en oeuvre dans toutes les installations qui fabriquent, utilisent, entreposent, rejettent ou détruisent du mercure ou des BPC. Il faut également introduire des concepts comme le contrôle des installations au complet (c.-à-d. incluant aussi bien les procédés que les produits), l'élimination des rejets dans tous les milieux (atmosphère, eau, sol, etc.), les modifications ou les interdictions des produits, et les modifications ou les interdictions des procédés dans les réflexions du public, du secteur privé, des entreprises, des universités et du gouvernement, afin d'arriver à l'élimination virtuelle par la prévention de la pollution et le contrôle des sources.

En général, les mesures proposées dans cette annexe sont conçues pour être mises en oeuvre sur une base régionale (bassin des Grands Lacs). Pour les mettre en oeuvre, la proposition présentée ne recourt donc pas à une approche législative ou réglementaire par le gouvernement fédéral. Il s'agit plutôt d'une approche régionale, binationale, sous la forme d'une entente ou d'une convention régionale, qui serait plus fructueuse pour réaliser l'élimination virtuelle des BPC et du mercure dans le bassin des Grands Lacs. Un mécanisme régional peut offrir l'approche

globale et coordonnée, et en même temps précise, permettant de mettre en oeuvre les mesures proposées qui visent l'élimination virtuelle. La force de l'argument en faveur de l'élimination virtuelle vient de la base scientifique solide pour rechercher l'élimination virtuelle des BPC et du mercure : les nombreuses preuves recueillies dans les Grands Lacs que les BPC et le mercure ont causé des dommages étendus, et représentent des risques injustifiables pour la santé humaine et environnementale. La volonté politique de mettre en oeuvre tout ce mécanisme d'élimination virtuelle existe dans le bassin des Grands Lacs, au niveau des instances locales, provinciales et des États. Le développement de ce mécanisme peut se faire par une modification de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, ou par la création d'un accord séparé, semblable au Great Lakes Toxic Substances Control Agreement. Quelle que soit l'approche choisie, l'autorité pourrait être dévolue à un organisme binational ayant les pouvoirs nécessaires pour appliquer un accord sur l'élimination virtuelle.

Cet accord devra également inclure des mesures spécifiques visant l'élimination virtuelle, y compris celles présentées dans cette annexe. La mise en oeuvre des mesures proposées pourrait se faire par un large éventail de mécanismes, certains réglementaires, d'autres économiques, et d'autres encore volontaires, dont certains sont examinés dans la section traitant des mesures recommandées, et qui seraient tous coordonnés en vertu de l'accord ou du protocole.

L'élaboration d'un accord régional, ou la modification d'un accord existant, en vue d'y incorporer les mesures proposées spécifiques visant l'élimination virtuelle, et d'attribuer à un organisme binational les pouvoirs de réglementation et de mise en oeuvre appropriés, exigera sans doute plusieurs années. Par contre, l'élimination virtuelle des BPC et du mercure par l'intermédiaire de la multitude des lois existantes prendrait probablement beaucoup plus de temps, si même il était possible d'y arriver. Malgré tout, les efforts pour mettre en oeuvre certaines des mesures proposées visant l'élimination virtuelle, telles que présentées dans cette annexe, et particulièrement celles qui sont identifiées comme immédiates ou à court terme (I), pourraient être poursuivis parallèlement aux efforts visant la mise sur pied d'un accord régional ayant pour but l'élimination virtuelle. Les efforts pour mettre en oeuvre les mesures proposées à court terme pourraient se faire dans le cadre de la législation fédérale existante, dans le cadre de la phase deux de l'Initiative des Grands Lacs, par l'intermédiaire de mesures provinciales ou de mesures d'État, et par des actions en justice, le cas échéant.

Pour terminer, et bien que la présente annexe traite de l'élimination virtuelle des BPC et du mercure, nous rappelons qu'un accord régional sur des programmes destinés à arriver à l'élimination virtuelle doit comprendre également d'autres produits chimiques inquiétants, en plus des BPC et du mercure. Le choix des produits chimiques visés par l'accord devrait être fondé sur des critères objectifs et quantitatifs. Au fur et à mesure de l'élaboration de cette

liste, on devrait inclure dans l'accord des mesures spécifiques visant l'élimination virtuelle, semblables à celles qui sont proposées dans le présent rapport.

## CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ces conclusions et recommandations ont été préparées par le Groupe de travail pour l'élimination virtuelle, qui s'est fondé sur la présente annexe.

L'annexe A décrit une vaste série de mesures qui sont nécessaires (mais non suffisantes) pour éliminer virtuellement les BPC et le mercure de l'écosystème. L'élimination virtuelle de ces substances toxiques persistantes qui sont confirmées, et d'autres, ne pourra pas être obtenue uniquement au moyen du traitement et du contrôle exercés au point de rejet. On doit aussi adopter et appliquer rigoureusement des mesures de prévention pour s'assurer qu'il n'y a pas de nouvelles quantités de BPC et de mercure (autres que celles déjà en circulation dans l'écosystème) créées, utilisées ou mises en circulation dans l'écosystème. De la façon qu'elles sont mises en oeuvre par les gouvernements, les méthodes actuelles de prévention de la pollution vont permettre de réduire, mais non d'éliminer les rejets dans l'écosystème. Il faut procéder en même temps à la remise en valeur des sédiments contaminés, des sites d'élimination des déchets et d'autres sources existantes de substances toxiques persistantes.

Afin d'éliminer virtuellement les BPC, une substance interdite, le Groupe de travail recommande :

20. **que les gouvernements et le secteur industriel récupèrent et détruisent tous les stocks existants de BPC dans les équipements, qu'ils mettent un terme à l'élimination par enfouissement, et qu'ils récupèrent et détruisent les BPC dans les sédiments et les décharges.**

Afin d'éliminer virtuellement le mercure, une substance d'origine naturelle comme anthropique, le Groupe de travail recommande :

21. **que les gouvernements et le secteur industriel diminuent la consommation de combustibles fossiles à teneur élevée en mercure, qu'ils mettent simultanément en oeuvre des mesures d'économie d'énergie pour réduire la demande d'électricité et de combustible, pour éliminer progressivement l'utilisation du mercure servant à la fabrication de biens de consommation ainsi que dans les procédés industriels où il est employé, pour réduire les émissions de mercure par les fonderies et pour récupérer (plutôt qu'éliminer) le mercure contenu dans les produits médicaux et de consommation.**

Le processus de prise de décision décrit au chapitre 3 devrait servir tant pour les BPC que le mercure.

## RÉFÉRENCES

1. Rapport de 1989 du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs. Rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la Commission mixte internationale, Windsor, Ontario, octobre 1989, 128 p.
2. Ministère des Pêches et Océans du Canada, Burlington, Ontario. Non publié.
3. Les substances toxiques rémanentes; élimination virtuelle des apports dans les Grands Lacs : rapport provisoire du Groupe de travail de la Commission mixte internationale sur l'élimination virtuelle. Windsor, Ontario, juillet 1991. 42 p.
4. Sixième rapport biennal sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Commission mixte internationale. Ottawa et Washington, D.C. 1992. 60 p.
5. Tanabe, S. 1988. «PCB problems in the future : Foresight from current knowledge.» *Environ. Poll.* 50:5-28.
6. Voldner, E.C. et L. Smith. 1990. Production, usage, and atmospheric emissions of 14 priority toxic chemicals. Annexe 2 des minutes du Workshop on Great Lakes Atmospheric Deposition. Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs - Conseil consultatif scientifique - Conseil consultatif international sur la qualité de l'atmosphère, Commission mixte internationale. 94 p.
7. Dodohara, D. U.S. Environmental Protection Agency. Communication personnelle.
8. VHB-Hickling, Barakat et Chamberlin, AER\*X, and RCG Hagler-Bailly. 1992. A program of economic instruments for the virtual elimination of persistent toxic substances in the Great Lakes basin. Version provisoire du document présenté à la Commission mixte internationale. 121 p.
9. Murphy, T.J., L.J. Formanski, B. Brownawell et J.A. Meyer. 1985. «PCB emissions to the atmosphere in the Great Lakes region. Municipal landfills and incinerators.» *Environ. Sci. Technol.* 19:941-946.
10. Travis, C.C. et S.T. Hester. 1991. «Global chemical pollution.» *Environ. Sci. Technol.* 25:814-819.
11. Marti, E.A. et D.E. Armstrong. 1990. «PCBs in Lake Michigan tributaries.» *J. Great Lakes Res.* 16:396-405.
12. Lamey, L. 1992. Sources of PCB loadings to Lake Michigan. Rapport soumis à la National Wildlife Federation, Ann Arbor, MI.
13. Kelly, T.J., J.M. Czuczwa, P.R. Stickse, G.M. Sverdrup, P.J. Koval et R.F. Hodanbosi. 1991. «Atmospheric and tributary inputs of toxic substances to Lake Erie.» *J. Great Lakes Res.* 17:504-516.
14. Thomann, R.V. et D.M. DiToro. 1983. «Physico-chemical model of toxic substances in the Great Lakes.» *J. Great Lake Res.* 9:474-496.
15. Strachan, W.M.J. et S.J. Eisenreich. 1988. Mass balancing of toxic chemicals in the Great Lakes : The role of atmospheric deposition. Annexe I du Workshop on the Estimation of Atmospheric Loadings of Toxic Chemicals to the Great Lakes Basin. Windsor, Ontario.
16. Eisenreich, S.J. et W.M.J. Strachan. 1992. «Estimating Atmospheric Deposition of Toxic Substances to the Great Lakes - An Update.» Atelier tenu au Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario, du 31 janvier au 2 février 1992. Atelier parrainé par le Great Lakes Protection Fund et Environnement Canada.
17. Dolan, D., et al. 1992. Source Investigation for Lake Superior (Draft). Rapport remis au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, Commission mixte internationale, Windsor, Ontario. 73 p.
18. Swackhamer, D.L. et D.E. Armstrong. 1986. «Estimation of the atmospheric and nonatmospheric contributions and losses of PCBs for Lake Michigan on the basis of sediment records of remote lakes.» *Environ. Sci. Technol.* 20:879-883.
19. Cole, H.S., A.L. Hitchcock et R. Collins. 1992. Mercury warning : The fish you catch may be unsafe to eat. A study of mercury contamination in the U.S. Clean Water Fund/Clean Water Action Report. Washington, D.C. 61 p.
20. ATSDR, 1992. Toxicological Profile for Mercury (Draft). U.S. Dept. of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 218 p.
21. Mc Corquodale, J.A., J.K. Bewtra, N. Biswas, M. Siddique, A. McCorquodale et A. Spicer. 1992. The contribution of technology to prevent the generation of persistent toxic substances - Mercury. Rapport à la Commission mixte internationale, Windsor, Ontario. 108 p.
22. XCG Consultants Ltd. 1991. Technological considerations contributing to development of a strategy to virtually eliminate the input of persistent toxic substances to the Great Lakes basin ecosystem. Rapport au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, Commission mixte internationale. XCG Consultants Ltd., Kitchener, Ontario, Canada. 31 p.

23. Bewtra, J.K., J.A. McCorquodale, N. Biswas, M. Siddique et A. McCorquodale. 1992. Virtual elimination of persistent toxic substances from contaminated sediment. Rapport préparé pour la Commission mixte internationale. Windsor, Ontario, Canada. 77 p.
24. Foran, J.A., J. Bulkley, P. Butler et L. Cleckner. 1992. «Reply to Discussion - Regulating nonpoint source pollution in surface waters : A proposal.» Water Res. Bull. 28(2):1-2.
25. Rice, C.P. et D.S. White. 1987. «PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish.» Environ. Toxicol. Chem. 6:259-274.
26. U.S. General Accounting Office. 1991. Stronger Efforts Needed by EPA to control Toxic Water Pollution. GAO/RCED-91-154. 53 p.
27. Heathcote, I.W. 1991. Policy and regulatory opportunities for the implementation of virtual elimination in the Great Lakes basin. Rapport présenté au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, Commission mixte internationale. 48 p.
28. Great Lakes Water Quality Board. 1992. Legislative and regulatory considerations for virtual elimination of persistent toxic substances. Ébauche. Rapport présenté au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, Commission mixte internationale. 24 p.
29. Mayer, A.R. Edison Electric Institute. Communication personnelle.

ANNEXE B

---

LE CHLORE : ÉLABORATION D'UNE STRATÉGIE À LONG TERME  
POUR LES SUBSTANCES UTILISÉES COMME MATIÈRES PREMIÈRES

---

TROIS RAPPORTS  
PRÉSENTÉS AU  
GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

1875

THE CLERK OF THE SUPREME COURT

FOR THE SUBSTITUTION OF THE PATENT

IN THE MATTER OF THE PATENT

FOR THE PATENT

FOR THE PATENT

FOR THE PATENT

FOR THE PATENT

FOR THE PATENT

FOR THE PATENT

## LE CHLORE : ÉLABORATION D'UNE STRATÉGIE À LONG TERME POUR LES SUBSTANCES UTILISÉES COMME MATIÈRES PREMIÈRES

Trois rapports d'information ont été présentés au Groupe de travail :

- Un rapport sur le chlore, présenté au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle, par G.N. Werezak.
- L'élimination virtuelle dans l'industrie des pâtes et du papier, par D.K. Phenicie.
- Étude de cas. Le chlore : application d'une stratégie d'élimination virtuelle à une charge d'alimentation chimique industrielle. par T. Muir, T. Eder, P. Muldoon, et S. Lerner.

Les points de vue exprimés dans ces trois rapports sont ceux des auteurs et ne représentent pas nécessairement ceux du Groupe de travail. Le Groupe de travail a eu beaucoup de difficulté à obtenir un consensus à ce sujet. Il s'agit de questions complexes et controversées qui comportent un grand nombre de défis, qu'il faut examiner pour s'occuper de la question des matières premières, dont dépendent des éléments essentiels à notre mode de vie actuel depuis un certain nombre d'années.

Au centre de la controverse, on trouve le point de vue soutenu par certains, selon lequel un si grand nombre de produits chimiques d'intérêt prioritaire contiennent du chlore que l'élimination du chlore et des composés chlorés des matières premières industrielles peut être justifiée et que, de façon générale, la société devrait éviter la fabrication de tout produit chimique organochloré. D'autres soutenaient avec autant de conviction qu'un grand nombre de produits chimiques organochlorés sont utiles et que, avec des soins appropriés, ils peuvent être utilisés sans danger ou effets néfastes par la société. Ces points de vue opposés ont, de toute évidence, d'importantes implications au niveau de l'économie et du commerce international.

La question fondamentale, pour ce qui est du chlore, et bien entendu d'autres matières premières, est la sélection du point où il faut faire porter les efforts dans la poursuite de l'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes. Les possibilités sont les suivantes :

- les produits particuliers ou leurs utilisations, par exemple les BPC, ou
- des utilisations ou des procédés de production particuliers qui peuvent entraîner la formation de substances toxiques rémanentes, comme par exemple les 2,3,7,8-TCDD, ou

- la production ou l'utilisation d'une matière première, comme le chlore, ou
- une combinaison d'un ou de plusieurs des éléments ci-dessus.

Certains membres du Groupe de travail croient qu'il faut prendre des mesures maintenant, basées sur les informations disponibles. D'autres membres croient qu'avant d'élaborer une stratégie à long terme pour les matières de base comme le chlore ou le benzène, les Parties devraient commander une étude exhaustive explorant tous les facteurs et implications en rapport avec l'élimination progressive proposée du chlore. Une telle étude devrait être effectuée avec l'apport et la participation de tous les intervenants, y compris de l'industrie, des experts en environnement et en santé, des consommateurs et du milieu du travail, des groupes d'intérêt et du grand public. Cette étude devrait examiner au moins les questions suivantes, qui sont mises en évidence dans les rapports ci-dessus présentés au Groupe de travail :

- 1) **«L'arborescence des utilisations» du chlore.** Quels sont les divers produits et utilisations du chlore, des composés contenant du chlore et dérivés de celui-ci? Est-ce que ces utilisations et composés doivent faire l'objet d'une étude effectuée selon l'approche de l'arborescence des utilisations, décrite dans le chapitre 3?
- 2) **Considérations socio-économiques.** Quelles sont les implications sociales, économiques et environnementales (y compris sur la santé humaine) de l'élimination progressive des utilisations du chlore? Dans quelle mesure une utilisation ou un produit donné est-il essentiel ou important? Dans quelle mesure une utilisation ou un produit donné est-il harmonisé avec les objectifs du développement durable? Comment les répercussions négatives du changement peuvent-elles être atténuées?
- 3) **Solutions de remplacement.** Quelles sont les solutions praticables pour remplacer l'utilisation du chlore ou des substances contenant du chlore, ou des dérivés de celui-ci? Est-il nécessaire de soumettre les solutions de remplacement aux mêmes critères utilisés pour le chlore? Quels calendriers sont possibles pour l'élaboration ou la sélection de solutions de remplacement, ainsi que pour l'intégration réussie de ces solutions de remplacement au niveau des matières premières?
- 4) **Priorités.** Comment devrions-nous établir les priorités pour restreindre ou éliminer des utilisations particulières du chlore, c'est-à-dire



comment faut-il considérer des facteurs comme la toxicité, l'exposition, les volumes libérés et les risques, quelles utilisations du chlore dans les processus industriels devraient être visés en priorité par l'élimination progressive, et selon quel calendrier? Quelles utilisations du chlore ont la plus haute priorité sur la base de critères comme la rémanence et la bioaccumulation?

Le Groupe d'étude croit que ce n'est que par le financement d'un programme de consultation à large base incluant tous les intervenants qu'une stratégie praticable à long terme peut être élaborée pour l'élimination graduelle possible d'un produit chimique comme le chlore, qui constitue une matière première de base. Par conséquent, le Groupe de travail sur l'élimination virtuelle recommande que :

22. **Les Parties commandent une étude approfondie portant sur tous les facteurs et implications en rapport avec l'élimination progressive proposée d'une matière première de base, en l'occurrence le chlore.**

# RAPPORT SUR LE CHLORE PRÉSENTÉ AU GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

PAR GEORGE WEREZAK

29 JUILLET 1993

## AVIS

Les points de vue exprimés dans le présent rapport sont ceux de l'auteur et ne représentent pas nécessairement ceux du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle de la Commission mixte internationale.

## AVANT-PROPOS

Le but du présent rapport est de présenter à la Commission mixte internationale des informations de base lui permettant de décider si elle doit appuyer une enquête approfondie sur les utilisations du chlore comme première étape nécessaire pour déterminer si l'une ou l'autre de celles-ci devrait faire l'objet d'une recommandation d'élimination progressive. Cette enquête devrait porter sur la vaste gamme d'utilisations et d'avantages du chlore, sur ses risques possibles pour la santé et l'environnement, sur les répercussions sociales et économiques de l'élimination progressive des utilisations du chlore, ainsi que sur les risques associés aux solutions de remplacement. L'enquête devrait être basée sur des analyses scientifiques et techniques bien fondées et pouvant être justifiées, portant sur chacune des questions mentionnées ci-dessus.

Mon opinion est fondée sur l'examen continu des facettes économiques, environnementales, sanitaires, légales, scientifiques, sociales et techniques de l'utilisation et de l'élimination par la société du chlore et des composés chlorés, ainsi que sur des discussions portant sur la chimie du chlore avec des experts scientifiques et techniques. En outre, je crois que la structure actuelle des lois et des règlements des É.-U. et du Canada assure un cadre légal approprié pour la limitation de l'utilisation et l'élimination du chlore et des composés chlorés, et plus particulièrement de ceux qui, après enquête scientifique, sont classés parmi les substances toxiques rémanentes bioaccumulatives. De plus, afin d'apporter des réponses à la question des risques posés par certaines applications du chlore et de la chimie du chlore, ainsi que les risques que présentent les solutions de remplacement possibles, un dialogue scientifique permanent, basé sur la coopération, reste nécessaire.

## L'ÉLÉMENT CHLORE

Le chlore, un non-métal qu'on retrouve dans la nature, est un membre de la famille des halogènes. La famille des halogènes comporte cinq éléments : le fluor, le chlore, le brome, l'iode et l'astate. Le nombre atomique du chlore est 17 et sa masse atomique, 35,45.

Le chlore liquide (élémentaire) est un liquide limpide de couleur ambrée qui se vaporise facilement

aux conditions ambiantes pour produire un gaz vert-jaunâtre environ 2,5 fois plus lourd que l'air. Parce qu'il est très réactif, le chlore se combine facilement à d'autres substances inorganiques et organiques dès qu'il est produit (à moins qu'il ne soit empêché de réagir), ce qui explique qu'il soit rarement trouvé à l'état élémentaire. Le chlore, sous forme de composés stables (habituellement des chlorures), compte pour environ 0,03 % de l'écorce terrestre, 2,0 % de toutes les eaux des océans et 0,17 % du poids total du corps humain (1,2).

## LE CHLORE ET LES COMPOSÉS CHLORÉS DANS LA NATURE

Le chlore et les composés chlorés ne sont pas seulement artificiels : ils sont également communs dans la nature. Ils font partie de la vie elle-même et ils sont essentiels au fonctionnement d'un grand nombre d'organismes, y compris les humains. Le chlore et les composés chlorés ne présentent pas d'autres caractéristiques toxiques ou nocives uniques par rapport à celles du reste des éléments (3,4).

Jusqu'à tout récemment, on croyait que presque tous les composés contenant du chlore étaient artificiels. Des améliorations de notre aptitude à déceler et à mesurer des quantités minuscules des produits chimiques ont démontré que des centaines de composés contenant du chlore existent naturellement dans un grand nombre de milieux (3,5).

Les sources naturelles des composés contenant du chlore comprennent les océans (chlorure), les éruptions volcaniques (acide chlorhydrique), les feux de forêts et d'herbes (composés organiques chlorés), ainsi que la biosynthèse par une vaste gamme d'organismes vivants complexes, soit les champignons, les bactéries, les plantes supérieures, les organismes marins et les humains, en quantités parfois immensément supérieures à celles des sources anthropiques.

La structure de ces composés va des simples gaz carbonés comme le chlorure de méthylène et le chloroforme aux lipides insaturés et aux molécules complexes à anneaux aromatiques multiples. Cette vaste gamme de composés différents est produite par des catalyseurs naturels (enzymes) de cellules de plantes et d'animaux. Le but de ces enzymes semblent

être de produire des produits chlorés pouvant être utilisés directement par l'organisme, utilisés pour former des composés intermédiaires qui réagissent eux-mêmes de façon à synthétiser des produits finals nécessaires à l'organisme, ainsi que pour défendre la cellule ou le corps en altérant des molécules bactériennes par réaction entre elles et un composé chloré (3).

## PROCÉDÉS DE LA CHIMIE DU CHLORE ET DES PRODUITS CHLORÉS

La fabrication de chlore et de soude est l'un des procédés chimiques les plus fondamentaux. On utilise de l'électricité pour décomposer la saumure en chlore et en produits de celui-ci, ainsi qu'en hydroxyde de sodium ou de potassium et en hydrogène (6). Produite par une réaction relativement simple, la molécule de chlore joue un rôle, estime-t-on, dans plus de la moitié des procédés chimiques commerciaux. Les coproduits du chlore, l'hydroxyde de sodium ou potassium, sont communément utilisés dans toutes les branches de l'industrie, y compris les mines, la production de textiles, la transformation des aliments, la production de savon et de nettoyants, ainsi que la purification de l'eau et l'épuration des eaux usées. Par conséquent, les produits de la chimie du chlore, soit le chlore, les produits contenant du chlore et les produits dérivés du chlore, procurent directement ou indirectement d'importants avantages sociaux et économiques.

Selon une analyse récente plutôt conservatrice des principales utilisations (90 % de la consommation) du chlore et de ses principaux produits de remplacement, il semble que les consommateurs des États-Unis et du Canada bénéficient d'économies annuelles de plus de 100 millions de dollars (avantages) dus à l'utilisation du chlore et des produits basés sur la chimie du chlore, par rapport à ce qu'ils devraient payer s'ils utilisaient des produits de remplacement. Dans la région des Grands Lacs, ces économies dépassent les 20 milliards de dollars par année (7).

Le chlore a acquis une grande importance dans des milliers d'applications à cause de ses propriétés chimiques et physiques particulières. Il existe un nombre limité de cas dans lesquels d'autres substances peuvent remplacer le chlore moyennant une modeste augmentation des coûts ou une légère diminution des performances, mais dans la plupart des cas, il serait difficile d'obtenir le rendement souhaité de façon efficace sans le chlore. L'utilisation de procédés ou de matières de remplacement (si tant est qu'ils existent) entraînerait d'importantes pertes économiques et sociales et des augmentations des coûts, en plus d'entraîner des risques pour la santé humaine et l'environnement causés par ces mêmes substances.

Même si le chlore est utilisé dans la plupart des secteurs de notre économie, la plupart des consommateurs ne se rendent pas compte de l'ampleur des effets de cet élément dans leur vie quotidienne parce que la plupart des gens n'ont entendu parlé que de ses effets directs. Dans de nombreux cas, le chlore

n'est pas présent dans le produit final, mais il est utilisé comme matière intermédiaire, comme catalyseur ou intégré dans une séquence de fabrication plus importante dont les produits finals peuvent contenir ou ne pas contenir de chlore. Les propriétés qui rendent ces produits utiles aux consommateurs dépendent de la contribution du chlore.

La consommation **directe** est l'une des trois façons distinctes de la société d'utiliser et de tirer parti du chlore. Le chlore est également incorporé dans d'autres produits de **consommation**, leur procurant des caractéristiques spécifiques souhaitables, et il est utilisé comme **intermédiaire** dans la fabrication de milliers d'autres produits.

De façon générale, les consommateurs associent le rôle du chlore à des applications directes, comme la désinfection des approvisionnements en eau et des piscines publiques, ainsi qu'à son rôle d'élément clé d'agents de blanchiment pour la buanderie. Il est également utilisé pour détruire des organismes pathogènes présents dans les effluents des usines d'épuration d'eaux usées. Une autre utilisation directe du chlore est propre à l'industrie des pâtes et du papier, où il est appliqué au cycle de blanchiment pour produire de la pâte à papier fin.

La fabrication du chlorure de polyvinyle (PVC) constitue la plus importante utilisation du chlore. Ce plastique aux applications multiples se retrouve dans une vaste gamme de produits de consommation comme des articles de voyage, des imperméables, des meubles et des emballages. Le PVC est aussi communément utilisé dans les applications de l'industrie automobile pour la fabrication de couvre-sièges, de tapis et de tableaux de bord, dans la construction et dans des produits connexes comme des canalisations d'égouts et de drainage, des parements de vinyle, des gouttières, des cadres de fenêtres et de portes, des revêtements de plancher et des gaines isolantes de fils électriques, qui sont aussi à base de PVC. Dans toutes ces applications (et dans un grand nombre d'autres), les produits de PVC bénéficient d'excellentes caractéristiques de durabilité, de résistance, d'ignifugation, de légèreté, d'économie d'énergie, de facilité de fabrication, ainsi que d'autres propriétés souhaitables.

Dans de nombreux cas, les produits contenant du chlore sont utilisés de façon telle qu'il est peu probable que le consommateur sache que le chlore est essentiel aux produits ou aux services finals. On utilise le chloropène pour la fabrication de ventilateurs et de convoyeurs, et pour celle d'autres produits résistants à la chaleur et aux hydrocarbures dans des applications industrielles et dans l'industrie de l'automobile. Les solvants chlorés sont utilisés pour le nettoyage à sec, ainsi que pour nettoyer le métal et d'autres pièces au cours de leur transformation en biens de consommation allant des automobiles à des composantes électroniques et des pellicules photographiques. De même, des produits chimiques de protection des récoltes reformulés contenant du chlore, par exemple des herbicides, des fongicides et

des insecticides, sont utilisés pour augmenter les rendements et réduire les pertes causées par les ravageurs. En outre, les produits chimiques de protection des récoltes d'aujourd'hui sont beaucoup moins persistants dans l'environnement que ceux qu'ils ont remplacés.

Le chlore est également utilisé dans des milliers d'autres applications dont le produit de consommation final est exempt de chlore, à cause de son rôle d'intermédiaire. Les multiples applications des produits intermédiaires contenant du chlore expliquent leur importance clé, parce que la production des produits finals serait beaucoup plus coûteuse sans la chimie du chlore.

L'exemple le plus remarquable du rôle du chlore comme intermédiaire est son utilisation dans la fabrication des produits pharmaceutiques. Moins de 1 % de tout le chlore est utilisé pour la fabrication de produits pharmaceutiques, mais la production de près de 85 % de ces produits est basée sur la chimie du chlore. Seulement 25 % de ces médicaments contiennent du chlore comme ingrédient actif dans le produit final. La plupart du temps, l'atome de chlore est remplacé par un autre élément au cours d'une étape intermédiaire du traitement. Les structures chimiques complexes nécessaires pour les fonctions thérapeutiques de ces médicaments sont très difficiles à reproduire sans la chimie du chlore.

Les catalyseurs à base de chlore représentent une autre importante catégorie d'intermédiaires chimiques. Le chlore constitue le moyen le plus efficace de promouvoir des réactions chimiques à haute performance. Certaines des utilisations importantes des catalyseurs à base de chlore se retrouvent dans la fabrication des résines de polyéthylène et de polypropylène, qui sont utilisées en grandes quantités pour la fabrication des tapis, des câbles, des pellicules, des emballages, des accessoires et des véhicules automobiles. Des catalyseurs contenant du chlore sont utilisés pour la fabrication de l'éthylbenzène, qui constitue la matière première pour la fabrication du polystyrène, d'autres polymères styréniques, et de résines de polyester insaturé qui servent à la fabrication d'une vaste gamme de produits de consommation.

La chimie du chlore sert également à la fabrication d'autres produits de plastique communément utilisés, y compris des résines de polycarbonate et des fluoropolymères. Des résines de polycarbonate sont utilisées dans des produits comme les disques compacts, les phares d'automobiles résistants aux chocs et des vitrages à l'épreuve des balles destinés aux autobus, aux trains et aux avions. Les fluoropolymères sont utilisés pour produire des articles de cuisine anti-adhésifs et des revêtements industriels conçus pour résister à des milieux corrosifs et à des conditions extrêmes.

D'autres exemples de la polyvalence du chlore sont, par exemple, ses utilisations pour la fabrication d'oxydes de propylène, utilisés pour la fabrication d'additifs alimentaires et de polyuréthane, dont on fait des coussins de mousse de plastique, des pare-choc

d'automobiles, des revêtements et des adhésifs. La fabrication de tous les produits de silicone, qui comprend des revêtements et des agents de scellement à base de silicone, des fluides utilisés dans l'industrie automobile, des résines pour les dispositifs médicaux et chirurgiques et des composantes pour les puces de silicone, qui est à la base de tous les produits électroniques modernes industriels et de consommation, dépend de la chimie du chlore.

Les utilisations des produits et des procédés mentionnées ci-dessus représentent des secteurs des économies des États-Unis et du Canada dont les ventes vont de plusieurs centaines de millions à des dizaines de milliards de dollars. Ces ventes constituent l'une des mesures de la valeur que les consommateurs attribuent aux produits et aux utilisations qui dépendent du chlore et de la chimie du chlore, et elles montrent que des millions d'emplois sont reliés directement ou indirectement aux produits de la chimie du chlore (7).

### DANGERS ET RISQUES ASSOCIÉS AUX PRODUITS ET AUX SOUS-PRODUITS DU CHLORE

La possibilité qu'un produit chimique produise des effets néfastes chez les humains ou dans l'environnement devrait être déterminée en se référant systématiquement aux risques évalués selon l'exposition. Étant donné que l'exposition est une exigence nécessaire pour qu'un effet survienne, l'exposition à une substance est plus importante que sa toxicité. Voici certains éléments clés de l'exposition : les charges environnementales, la concentration, l'absorption quotidienne et des processus d'évolution dans l'environnement comme la biodégradation, les transformations, la séparation et le transport. Comme tous ces paramètres (et d'autres) varient pour chaque substance, on ne peut justifier scientifiquement l'opinion selon laquelle tous les composés contenant du chlore présentent des risques comparables pour la santé humaine et l'environnement (8).

L'évaluation de la possibilité des répercussions négatives de produits chimiques sur l'environnement ou la santé humaine doit être basée sur des méthodes reconnues d'évaluation des risques. Le principe fondamental de ces évaluations est que l'importance de la réponse d'un organisme à un produit chimique augmente proportionnellement aux doses d'application de ce produit chimique à un organisme.

La toxicité d'un produit chimique est régie par ses propriétés physiques et chimiques, qui déterminent le comportement de ce produit dans l'environnement et dans les systèmes biologiques. L'addition elle-même de chlore à une molécule n'augmente pas nécessairement la toxicité d'un produit chimique. Les résultats scientifiques disponibles indiquent que tous les risques potentiels associés aux composés chlorés doivent être évalués à la lumière du potentiel actuel de toxicité et d'exposition des composés chlorés présentement utilisés.

Par exemple, pratiquement tous les alcanes ou chlorés, et la plupart des composés monoaromatiques chlorés à chaîne courte présentement utilisés, ont des demi-vies relativement courtes dans l'eau, l'air, les sédiments et les tissus biologiques et par conséquent, ils ne s'accumulent pas dans ces milieux. Des exemples de ces composés sont le chloroforme, le chlorure de méthylène, le dichloroéthane, le trichloroéthylène, le chlorobenzène, le dichlorobenzène, le dichlorophénol et un grand nombre d'autres composés organiques chlorés. Ceux-ci sont d'une importance capitale pour la fabrication d'un grand nombre de produits finals importants. Les charges corporelles de ces produits organiques chlorés ne s'accumulent pas en concentrations toxiques parce qu'elles sont rapidement métabolisées et excrétées par les organismes dans l'environnement. Par conséquent, ces produits ne sont pas accumulés de façon importante dans l'environnement ou dans les tissus biologiques.

Les études sur les composés chlorés présentement utilisés indiquent qu'aux concentrations décelées dans l'environnement, l'exposition de la faune et des humains est bien inférieure aux valeurs d'exposition produisant des effets toxiques dans des études sur des animaux. Par exemple, un certain nombre d'études de toxicité bien menées, portant sur des mammifères et des organismes aquatiques, ont été effectuées pour des alcanes (p. ex. le chloroforme), des alcènes (p. ex. le trichloroéthylène) et des composés monoaromatiques faiblement chlorés (p. ex. les dichlorophénols et les dichlorobenzènes), et selon ces études, les concentrations environnementales de ces produits chimiques organiques chlorés présentement en utilisation sont très inférieures aux valeurs produisant des effets nocifs (8).

Tous les effets nocifs notés dans la faune de la région des Grands Lacs ont été associés à un sous-ensemble limité de composés chlorés, comme par exemple les BPC, le DDT et plusieurs autres pesticides interdits. La distribution de ces produits chimiques dans l'environnement était due à leur utilisation historique ou à leur production non prévue. Aucun effet nocif de ce type n'a été signalé pour les alcanes ou les alcènes chlorés, ou pour des composés monoaromatiques peu chlorés, et aucun effet ne pourrait vraisemblablement être basé sur leurs caractéristiques inhérentes de toxicité, d'évolution ou de séparation dans l'environnement. Les effets toxicologiques observés chez certaines espèces fauniques sont reliés à des épisodes antérieurs d'exposition à des composés chlorés déterminés. Cette situation ne reflète ni les profils d'utilisation ni les valeurs des charges environnementales des composés chlorés utilisés présentement dans la région des Grands Lacs (8).

L'opinion selon laquelle certains composés chlorés sont à l'origine d'effets néfastes pour les humains dans la région des Grands Lacs n'est pas fondée sur les informations scientifiques disponibles. Les études épidémiologiques ayant porté sur les taux de mortalité, les malformations congénitales, le succès de la reproduction, la mortalité et d'autres paramètres

déterminés, n'ont, de façon générale, jamais observé de différences significatives par rapport à des populations témoins (voir, par exemple, les références (9,10)).

Une étude suggérait des effets possibles chez les enfants dont les mères consommaient (régulièrement), du poisson contenant de faibles teneurs en BPC, provenant vraisemblablement du lac Michigan (11-13). Les constatations de ce rapport n'ont pas été corroborées par des études de suivi et l'étude n'a pas vérifié l'existence de facteurs pouvant nuire à la précision des données, comme le fait de fumer ou de boire de l'alcool (11,15). Présentement, il n'existe pas de résultats scientifiques validés démontrant que les composés organiques chlorés ont des répercussions sur la santé humaine dans la région des Grands Lacs. Des études supplémentaires portant sur les effets possibles des expositions de l'environnement aux BPC peuvent être nécessaires, et plus particulièrement dans les secteurs qui ont été désignés comme «points chauds de toxicité».

En somme, une évaluation attentive de la toxicologie, de l'évolution environnementale et des caractéristiques de séparation des composés chlorés doit être entreprise pour remettre dans leur juste perspective les connaissances concernant les risques possibles pour l'environnement et la santé humaine associés aux concentrations de ces composés dans l'environnement. Il faut éviter de faire des généralisations concernant les conséquences environnementales néfastes potentielles des composés chlorés en ne se basant que sur les effets néfastes observés avec quelques substances choisies.

#### RÉPERCUSSIONS ET TENDANCES DU CHLORE ET DES COMPOSÉS CHLORÉS POUR LES GRANDS LACS

Les résultats scientifiques disponibles indiquent que l'écosystème des Grands Lacs présente une capacité mesurable de récupération par suite des mesures prises pour réduire les rejets et pour limiter des utilisations particulières du chlore et des composés chlorés. Un certain nombre d'études récentes ont démontré que depuis qu'on observe des concentrations décroissantes de composés chlorés suscitant des préoccupations, des espèces d'oiseaux auparavant en déclin dans l'écosystème des Grands Lacs ont connu des croissances significatives (voir, par exemple, les références (16-18)).

Des effets néfastes historiques subis par la faune autour des Grands Lacs ont été associés à un sous-ensemble limité de composés chlorés, comme les BPC, le DDT et d'autres pesticides interdits. De tels effets n'ont pas été signalés pour la majorité des composés chlorés, qui sont sensiblement différents des premiers en termes de toxicité, d'évolution et de séparation dans l'environnement, et ils ne reflètent pas les conditions d'aujourd'hui.

D'autres indications d'améliorations de la qualité de l'eau et d'une meilleure santé environnementale

des Grands Lacs sont présentées dans les Rapports de 1988 et de 1990 au Congrès (National Water Quality Inventory (19,20)) de l'Environmental Protection Agency (EPA). Au sujet du lac Supérieur, le plus grand et le plus propre des Grands Lacs, le Rapport de 1990 au Congrès affirme que la qualité de l'eau reste généralement très bonne, sauf pour ce qui est de quelques secteurs préoccupants associés à des centres urbains concentrés le long de la côte. En 1986, on a émis un avis pour l'ensemble du lac Supérieur recommandant de ne pas consommer la truite de plus de 30 pouces. Cet avis était basé sur de nouvelles données, et non sur la dégradation de la qualité de l'eau. L'EPA conclut que la qualité de l'eau du lac Supérieur continue à s'améliorer et que «la qualité de l'eau de ce lac dépasse les objectifs, normes et critères établis pour tous les contaminants, sauf pour les BPC».

Le lac Michigan, où l'on a observé les plus graves cas de contamination de poisson par les composés chlorés, est en voie de rétablissement, selon les Rapports au Congrès de 1988 et de 1990 (19,20). Le Rapport de 1988 indique que les concentrations de composés chlorés sont en voie de diminution dans les tissus des poissons du lac Michigan. Les données du Wisconsin montrent que les communautés de plantes aquatiques et les populations de poissons se rétablissent à cause d'une variété de facteurs, y compris une meilleure qualité de l'eau.

Des BPC et des pesticides comme la dieldrine, l'endrine, le chlordane, le DDE et l'endosulfan ont été décelés en très faibles concentrations dans des échantillons d'eau du large dans le lac Huron, selon les Rapports de 1988 et de 1990 au Congrès. On indique que les BPC ont eu très peu d'effets sur les pêches du lac Huron. Les concentrations de DDT dans les tissus de la truite grise continuent à diminuer et sont inférieures aux valeurs signalées au cours des années 1970.

Le Rapport au Congrès de 1990 (20) indique que la qualité de l'eau du lac Érié s'est améliorée substantiellement au cours des deux dernières décennies. À cause de l'amélioration continue de la qualité des eaux du lac Érié, on trouve maintenant sur ce lac la plus importante pêche sportive au doré des Grands Lacs. En outre, les teneurs en contaminants résiduels dans les tissus du doré n'ont pas augmenté dans l'ensemble du lac. De plus, on a observé des diminutions dans les concentrations de divers composés dans les tissus des poissons, et plus particulièrement celles de DDT et de mercure.

La contamination des tissus de poisson et des sédiments du lac Érié était jadis largement étendue. Selon le Rapport au Congrès de 1990 (20), toutefois, sur 17 pesticides, BPC et benzènes chlorés, seulement les BPC et l'hexachlorobenzène présentaient des concentrations significatives dans l'ensemble des eaux du large du lac. En outre, les concentrations de BPC, de DDT et d'autres composés organiques n'ont pas augmenté dans le lac depuis le début des activités de surveillance, en 1977.

Pour ce qui est du lac Ontario, les données publiées dans les Rapports au Congrès de 1988 et 1990 concernant les sédiments et les poissons de pêche sportive accusaient des déclinés pour ce qui est de l'absorption des BPC, du DDT, du mirex et des benzènes chlorés pour la période comprise entre le début et le milieu des années 1970, et 1980. D'autres données appuient ces résultats en indiquant d'importants déclinés, depuis 1975, des résidus de BPC dans les queues à tache noire capturées à l'embouchure de la rivière Niagara.

### STRATÉGIES D'ÉLIMINATION VIRTUELLE POUR LE CHLORE ET LES COMPOSÉS CHLORÉS

Grâce aux lois et règlements actuels des gouvernements fédéral et des États des États-Unis, d'importantes mesures ont été prises et continuent à être prises pour réduire les apports des composés chlorés potentiellement rémanents et toxiques dans les Grands Lacs. Ces lois fournissent aussi un cadre approprié pour d'autres mesures destinées à obtenir des réductions supplémentaires, quand il existe suffisamment de données scientifiques pour démontrer qu'une utilisation particulière ou un rejet d'une substance constitue un risque inacceptable pour la santé humaine ou pour l'environnement.

Les rejets de composés chlorés dans l'environnement sont régis par divers règlements et lois, par exemple le Clean Water Act (CWA) (21), le Clean Air Act (CAA) et le Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) (22). L'article 307 du CWA comprend une liste de 32 composés chlorés sur une liste de 66 polluants toxiques d'intérêt prioritaire qui sont visés par la loi et les règlements. Les récents amendements de 1990 apportés au CAA comprennent au total 186 polluants atmosphériques dangereux, dont 58 composés chlorés.

De plus, les utilisations de certains produits chlorés particuliers ont été restreintes ou interdites en vertu du Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act (FIFRA) (23) et du Toxic Substances Control Act (TSCA) (24). Ces composés, qui comprennent les BPC, le DDT, le dieldrine, le chlordane et le toxaphène, ont été mis sur une liste prioritaire pour les restrictions à cause de leur rémanence connue dans l'environnement, ainsi que de leurs répercussions néfastes sur la vie aquatique et la faune.

Des initiatives non réglementaires, par exemple le programme 33/50 de l'EPA, permettent également de réduire les rejets de certains composés chlorés dans l'environnement. L'administration des produits est une pratique qui se généralise dans l'industrie pour la gestion des produits à toutes les étapes de leur cycle de vie, d'une façon qui assure une protection permanente de la santé humaine et de l'environnement. Ensemble, ces programmes réglementaires et ces initiatives volontaires sont à l'origine d'importantes diminutions des apports de composés chlorés dans les Grands Lacs, et continueront à accroître ces réductions.

Des résultats de la réglementation des émissions et des déchets, jointe aux efforts d'administration des produits de l'industrie, ont contribué à garantir que les expositions aux substances toxiques seront réduites, et continueront de le faire. Quand il existe suffisamment de données pour démontrer des effets néfastes probables, le gouvernement dispose des pouvoirs nécessaires, dans le cadre du TSCA et du FIFRA, pour réglementer les utilisations de ces produits chimiques. Ces mécanismes assurent un examen adéquat des effets sur la santé et l'environnement, de l'importance de l'exposition, des avantages sociaux et des conséquences économiques associées aux utilisations des produits chimiques. Les interdictions ou les restrictions touchant les substances chimiques ou leurs produits qui ne prennent pas en compte ces considérations sont arbitraires et ne peuvent être approuvées.

Pour les nouvelles décisions touchant les interdictions, il est essentiel que le gouvernement utilise des évaluations des risques et des avantages pour les utilisations particulières. En fait, il est impossible de déterminer le risque d'un produit sans examiner son utilisation. Les évaluations des risques nécessitent une bonne connaissance des voies d'exposition et de la durée, ainsi que de la probabilité de l'exposition. L'utilisation du produit permet de définir les voies d'exposition ainsi que la possibilité d'exposition. L'utilisation de la seule analyse des dangers ne tient pas compte de l'importance des expositions.

Les listes de produits cibles élaborées à partir d'une évaluation des dangers d'un produit chimique sont trop simplistes et peuvent conduire le public à faire pression pour interdire un produit sous le coup de l'émotion, sans avoir pris en considération les avantages et les risques, et sans examiner les avantages et les risques des produits de remplacement. Les critères de préparation des listes qui sont élaborés devraient être étroitement liés à une évaluation complète des risques et des avantages, basée sur des principes scientifiques éprouvés. En outre, des études devraient indiquer que les concentrations ambiantes actuelles d'un produit chimique peuvent être à l'origine d'effets néfastes sur l'environnement avant que ce produit ne soit mis sur la liste.

On résume ci-dessous une description du cadre réglementaire déjà en place aux États-Unis pour la réglementation des rejets et des utilisations des substances rémanentes et (ou) toxiques. Le Canada utilise un cadre légal semblable pour la régulation des matières toxiques, qui n'est pas présenté dans ces pages. Toutefois, on explique la responsabilité de l'industrie pour ce qui est de la gestion adéquate de ces matières par l'administration des produits.

## REJETS DE CHLORE ET DE COMPOSÉS CHLORÉS

Dans le cadre et programme actuel de réglementation (CWA, CAA et RCRA) et d'initiatives volontaires, on a obtenu d'importantes réductions des rejets de composés chlorés dans l'eau, dans l'air et

dans d'autres milieux, et on continue d'améliorer ces résultats. Des règlements supplémentaires sont en cours d'élaboration, alors que la mise en oeuvre d'autres est déjà commencée. Donc, on devrait observer des réductions supplémentaires des charges de composés chlorés dans les Grands Lacs au cours des années à venir.

Par exemple, depuis 1972, année de la promulgation du CWA, l'EPA a déterminé les exigences relatives à la meilleure technologie applicable (MTA) pour plus de 50 catégories d'industries. Ces exigences précisent les normes basées sur la technologie pour les rejets d'effluents dans des eaux superficielles, y compris les Grands Lacs et leurs tributaires. Selon l'information mentionnée dans le récent plan proposé Lakewide Management Plan (LaMP) (Plan d'aménagement panlacustre) pour le lac Michigan, des réductions de plus de 70 % ont été obtenues pour la plupart des substances dans ces importants secteurs industriels des Grands Lacs visés par les lignes directrices de MTA. D'autres lignes directrices de MTA sont encore en cours d'élaboration pour d'autres catégories d'industries. Des limites supplémentaires visant les déversements d'effluents et basées sur des critères de qualité de l'eau sont en voie d'incorporation dans un grand nombre de permis de rejets industriels, afin de réduire encore davantage la quantité de substances toxiques rejetées dans les Grands Lacs. Des règlements récents portant sur les eaux pluviales des municipalités et des industries permettront de réduire encore plus ces apports.

On est en train d'élaborer des lignes directrices spécifiques pour l'établissement de critères et de procédures uniformes et sévères pour la qualité des eaux des Grands Lacs (25). Les États devront adopter des normes cohérentes avec ces lignes directrices au cours des deux ou trois années qui suivront. Ces nouvelles normes et procédures de la qualité des eaux seront elles-mêmes incorporées dans les permis de rejet sous forme de limites plus sévères pour les rejets de substances rémanentes et toxiques. L'impact sur la qualité des eaux des Grands Lacs de ces activités réglementaires en cours apparaîtra dans quelques années.

On croit que le transport et le dépôt atmosphériques, ainsi que la remise en suspension des sédiments contaminés, constituent les principaux mécanismes de transport d'une bonne partie des polluants faisant l'objet de préoccupations dans les Grands Lacs. Les données compilées dans le cadre du CAA de 1990 indiquent que les charges atmosphériques déposées dans les Grands Lacs diminuent. Des mesures récentes des charges atmosphériques de BPC, de DDT et d'autres composés chlorés indiquent une diminution par rapport aux décennies antérieures. Ces charges diminueront encore à cause des nouveaux programmes réglementaires prévus par le CAA. Par exemple, l'EPA est présentement en train d'élaborer les exigences pour les technologies de limitation maximale (TLMP) pour les polluants atmosphériques dangereux. Le règlement concernant les TLMP pour l'industrie de la fabrication des produits organiques chimiques synthétiques fut l'un des premiers

règlements proposés pour limiter les rejets de ces polluants atmosphériques dangereux. Quand les règlements finals entreront en vigueur, en 1993, les rejets de polluants atmosphériques dangereux de cette industrie seront réduits de 80 % aux É.-U selon l'estimation de l'EPA.

L'EPA travaille également à l'élaboration de critères et d'une stratégie pour la gestion des sédiments contaminés. Cette stratégie comprend des éléments pour la prévention de la contamination ultérieure des sédiments, ainsi que la restauration d'emplacements actuels contenant des sédiments contaminés. On est en train d'élaborer des critères pour déterminer quels sédiments contaminés peuvent être à l'origine de répercussions néfastes sur la santé humaine et l'environnement. Les données actuelles de l'EPA indiquent que la contamination des sédiments est surtout confinée à un nombre limité d'emplacements des Grands Lacs, plus particulièrement en aval de zones urbaines, industrielles et agricoles, et que ces cas de contamination sont surtout dus à d'anciennes pratiques. L'assainissement de ces sédiments peut être nécessaire pour réduire les charges des substances toxiques rémanentes libérées par cette source, là où elles sont à l'origine de répercussions néfastes sur la santé humaine ou l'environnement. Dans un grand nombre de cas, l'approche préférée d'assainissement est basée sur des processus d'épuration naturelle, comme la biodégradation ou la mise en place d'un revêtement sédimentaire naturel, afin d'éviter la remise en suspension des contaminants dans la colonne d'eau.

### INTERDICTIONS OU RESTRICTIONS ACTUELLES DES UTILISATIONS

Les restrictions et les annulations d'homologations en vertu du FIFRA et du TSCA ont réduit de façon significative les charges de substances toxiques rémanentes dans les Grands Lacs. Par exemple, les BPC et les DDT, qui sont responsables de la majorité des avis aux médias déconseillant la consommation de poissons des Grands Lacs, ont été limités ou interdits, à cause de leur rémanence connue dans l'environnement et de leur association à des répercussions néfastes sur la vie aquatique et la faune.

Les BPC, qui ont été fabriqués commercialement de 1929 à 1976, sont interdits, bien que certaines quantités de ces produits se trouvent encore dans des transformateurs, dans les sites d'enfouissement et dans des sédiments. Les DDT/DDE sont l'un des quatre pesticides dont l'utilisation a été interdite à cause de leurs effets toxiques rémanents. (Les autres sont la dieldrine, le chlordane et le toxaphène.) Bien que l'on continue de déceler la présence de ces substances interdites dans les eaux et le poisson des Grands Lacs, les apports de celles-ci ont diminué de façon significative par rapport aux concentrations des années passées.

Les données sur les sources des charges rémanentes de ces composés à usage restreint sont limitées, mais certaines informations suggèrent que le transport

atmosphérique et les sédiments contaminés sont présentement les principales sources d'apports dans les Grands Lacs. Des activités supplémentaires en cours, y compris des programmes de nettoyage à fond), destinées à recueillir et à détruire les substances interdites présentement entreposées, seront utiles pour réduire encore plus les concentrations de ces substances dans l'environnement. L'assainissement des sédiments contaminés peut aussi être nécessaire pour obtenir dans un délai raisonnable d'autres réductions significatives des teneurs de ces substances rémanentes dans l'écosystème des Grands Lacs.

### ADMINISTRATION ET INTENDANCE RESPONSABLES DES PRODUITS

Beaucoup de segments de l'industrie, et plus particulièrement l'industrie du chlore, se sont engagés à limiter les dangers et à gérer les risques associés ou le chlore et aux produits chlorés en utilisant un processus appelé «administration des produits». L'administration des produits est un système pour l'utilisation et la gestion des produits dans toutes les étapes de leur cycle de vie d'une façon qui améliore continuellement la protection de la santé humaine et de l'environnement. Ce processus s'applique aux produits existants et aux nouveaux produits. Il commence avec la recherche et le développement et se poursuit au cours de la commercialisation, jusqu'à l'élimination, et il tient compte des transformations du produit dans l'environnement.

L'administration des produits est une responsabilité partagée qui couvre toutes les étapes de la vie d'un produit. Cela inclut un examen approfondi des méthodes visant à accroître la protection de la santé humaine et de l'environnement pour ce qui est de l'utilisation, du stockage et du transport des matières brutes, des procédés de fabrication, de la production d'un milieu de travail sain et sans danger, de l'emballage, de l'utilisation ou du transport des produits, ainsi que de l'éducation des utilisateurs pour leur faire connaître des façons efficaces et sans danger d'utiliser et d'éliminer ces produits.

Les programmes d'administration et de gestion responsables des produits sont mis sur pied par l'industrie, principalement au niveau de l'administration centrale, conjointement avec la planification commerciale. La caractérisation des risques, le dépistage et la gestion sont des éléments clés de l'administration des produits.

### CONCLUSIONS

L'utilisation du chlore et des produits dérivés du chlore est une partie intégrante du bien-être social et économique des États-Unis et du Canada. Chaque année, ces matières fournissent plus de 100 milliards de dollars d'avantages (sous forme d'économies) aux peuples des États-Unis et du Canada, dont plus de 20 milliards de dollars pour la population de la région des Grands Lacs.



Toute décision de politique concernant une interdiction de l'utilisation du chlore qui n'examine ni n'évalue les conséquences de cette mesure serait bien mal venue et aurait vraisemblablement des effets très néfastes sur le bien-être économique et social des États-Unis et du Canada.

## RÉFÉRENCES

1. Encyclopedia Americana. 1978. Chlorine. Volume 6:615-616.
2. Chlorine : Its Manufacture, Properties and Uses. 1972. Robert E. Krieger Publishing Company, Inc., Huntington, New York.
3. Gribble, G. 1992. «Naturally occurring organohalogen compounds : A survey.» J. Natural Prod. 55(10):1353-1395.
4. Mackay, D. 1992. «Is chlorine really the evil element?» Environ. Sci. Engr. 49-55.
5. NCASI. 1992. Naturally Occurring Organohalogen Compounds - A Survey, National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, New York, New York. Technical Bulletin No. 629, mars 1992.
6. Hardie, D.W.F. 1975. Electrolytic Manufacture of Chemicals From Salt. Oxford University Press.
7. CRA, Inc. 1993. Assessment of the Economic Benefits of Chlor-Alkali Chemicals to the United States and Canadian Economies. Préparé pour le Chlorine Institute, Inc., Washington, D.C., par Charles River Associates, Inc., Boston, Massachusetts.
8. CanTox, Inc. 1993. Scientific Principles for Evaluating the Potential for Adverse Effects from Chlorinated Organics Chemicals in the Environment. CanTox, Inc., Mississauga, Ontario.
9. CanTox, Inc., décembre 1992. Scientific Analysis Indicates That The Available Data Do Not Support A Causal Relationship Between Chlorinated Organic Compounds And Human Breast Cancer. Préparé par CanTox, Inc., Mississauga, Ontario pour le Chlorine Institute.
10. Robinson, P.E., G.A. Mack, J. Remmers, R. Levy et L. Mohadjer. 1990. «Trends of PCBs, hexachlorobenzene, and beta-benzene hexachloride levels in the adipose tissue of the U.S. population.» Environ. Res. 53(2):175-192.
11. Fein, G.G., J.L. Jacobson, S.W. Jacobson, P.W. Schwartz et J.K. Dowler. 1984. «Prenatal exposure to polychlorinated biphenyls : Effects on birth size and gestational age.» J. Pediatr. 105:315-320.
12. Jacobson, J.L., S.W. Jacobson et H.E.B. Humphrey. 1990. «Effects of *in utero* exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children.» J. Pediatr. 116:38-45.
13. Jacobson, J.L., S.W. Jacobson et H.E.B. Humphrey. 1990. «Effects of exposure to PCBs and related compounds on growth and activity in children.» Neurotoxicol. Teratol. 12:319-326.
14. Gladen, B. and W. Rogan. 1991. «Effects of perinatal polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyl dichoroethene on later development.» Journal of Pediatrics. 119(1):58-63.
15. Matanoski, G. 1991. Review of Michigan Studies of Children with Polychlorinated Biphenyl Exposure and Comparison with Similar North Carolina Studies. Présenté à Sixième réunion biennale de la Commission mixte internationale, Traverse City, Michigan, septembre 1991.
16. Price, I.M. et D.V. Weseloh. 1986. «Increased number and productivity of double-crested commorant, *Phalacrocorax auritus* on Lake Ontario.» Can. Field Natur. 100(4):474-482.
17. Environnement Canada, 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Volume I - Contaminant Levels and Trends. Environnement Canada, Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario.
18. Environment Canada. 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Volume II - Effects. Environnement Canada, Government of Canada, Ottawa, Ontario.
19. Environmental Protection Agency (É.-U.), avril 1990. National Water Quality Inventory : 1988 Report to Congress. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C.
20. Environmental Protection Agency (É.-U.), avril 1992. National Water Quality Inventory : 1990 Report to Congress. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C.
21. Clean Water Act, tel que modifié. 42 U.S.C. Section 7401 *et seq.*
22. Resource Conservation and Recovery Act, tel que modifié. 42 U.S.C. Section 6901 *et seq.*
23. Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act, tel que modifié. 7 U.S.C. Section 135 *et seq.*
24. Toxic Substances Control Act, tel que modifié. 15 U.S.C. Section 2601 *et seq.*
25. Environmental Protection Agency (É.-U.), avril 1993. Proposed Water Quality Guidance for the Great Lakes System. 58 Federal Register 20802.

# ÉLIMINATION VIRTUELLE DANS LE SECTEUR DES PÂTES ET PAPIERS

## RAPPORT PRÉSENTÉ AU GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

PAR D.K. PHENICIE

7 JANVIER 1993

### AVERTISSEMENT

Les avis exprimés dans cette annexe ne sont pas nécessairement ceux du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle ou de la Commission mixte internationale.

### ÉLIMINATION VIRTUELLE DANS LE SECTEUR DES PÂTES ET PAPIERS

Dans son rapport provisoire, le Groupe de travail sur l'élimination virtuelle s'est dit particulièrement soucieux de l'utilisation du chlore dans le secteur des pâtes et papiers. Il est maintenant évident qu'à la suite des modifications apportées aux procédés au cours des six dernières années, ce secteur industriel a considérablement réduit ses rejets de composés chlorés rémanents, notamment les dioxines.

Le blanchiment de la pâte ne compte plus que pour 1 % des sources connues de dioxines et de furanes rejetés dans l'environnement. En outre, ce secteur a considérablement réduit ses rejets d'autres composés organochlorés. Par conséquent, **il n'y a pas de raison de considérer le cas du secteur des pâtes et papiers de manière spéciale dans le rapport final.**

Des études établissent que les rejets de fabriques de pâtes bien contrôlées ne sont pas à l'origine d'effets toxiques sur le milieu. Par exemple, des études sur des cours d'eau expérimentaux qui ont été faites aux États-Unis, ainsi qu'une étude récente faite dans une fabrique canadienne (dont les résultats ont paru au cours des deux dernières années) ont montré qu'il n'y a pas d'effet important sur la santé du poisson ou d'autres organismes aquatiques. La mesure de la toxicité de l'effluent complet ainsi que la réglementation sur la qualité de l'eau, fondée sur la technologie garantissent que les effluents de blanchiment n'ont aucun effet nocif sur l'environnement.

Par surcroît, **le secteur des pâtes et papiers peut atteindre l'objectif de l'élimination virtuelle des composés toxiques rémanents dans ces rejets sans avoir à éliminer totalement l'utilisation du chlore.** L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs prévoit l'élimination virtuelle des «substances toxiques rémanentes», et non pas de tout l'ensemble des composés chlorés. Ce secteur industriel a fait la preuve qu'il est parvenu à l'élimination virtuelle de la tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD), du tétrachlorodibenzofurane (TCDF) ainsi que d'autres composés rémanents préoccupants, en apportant des modifications à ces procédés qui réduisent, mais ne suppriment pas totalement, toutes les formes de chlore dans le procédé de blanchiment de la pâte.

C'est pourquoi le Groupe de travail peut revenir sur ses recommandations (déposées dans un rapport provisoire) de manière à ne plus désigner de façon particulière le secteur des pâtes et papiers et de manière à ne plus demander l'élimination progressive de l'usage du chlore dans ce secteur industriel. Le rapport final devrait plutôt mettre l'accent sur les sources importantes d'apports de certains composés toxiques rémanents et préoccupants.

### DÉCOUVERTE DE LA DIOXINE DANS LES EFFLUENTS DES FABRIQUES DE PÂTES ET PAPIERS

Même si le secteur des pâtes et papiers utilise le chlore pour blanchir la pâte depuis les années trente, il y a peu de temps qu'on a découvert que les dioxines et furanes comptent dans les sous-produits indésirables des procédés de blanchiment au chlore. Lorsqu'on a pu mesurer la dioxine en concentration de l'ordre des p.p.10<sup>12</sup> et des p.p.10<sup>15</sup> au moyen de nouvelles techniques d'analyse, ce secteur industriel n'a pas hésité à déterminer les sources du rejet des dioxines et à réduire considérablement ce rejet.

Du moment que des dioxines ont été découvertes dans des effluents des fabriques de pâtes et papiers, ce secteur industriel, aux États-Unis, a commencé une collaboration avec la U.S. Environmental Protection Agency (EPA) et d'autres organismes. En 1986-1987, la U.S. EPA et le secteur industriel ont fait une étude pilote dans cinq fabriques. Les résultats indiquaient une association entre la formation de dioxines et le procédé de blanchiment.

Le secteur industriel et l'EPA ont ensuite élargi leur étude de manière à la faire porter sur les 104 usines de blanchiment de la pâte aux États-Unis. Les résultats de cette étude, parus en 1989 et 1990, ont confirmé les observations initiales. Au moment de l'étude, la quantité totale d'équivalents de TCDD rejetés chaque année par les 104 fabriques, se chiffrait à 41 onces.

### APPORTS ACTUELS DE DIOXINES

Les efforts intenses et librement consentis de l'industrie ont conduit, en très peu de temps, à ne rejeter que 8 onces de dioxines (équivalents toxiques)

chaque année sur l'ensemble du territoire des États-Unis; cela correspond à environ 1 % de toutes les sources connues de dioxines dans ce pays. Même si elles sont à l'origine de beaucoup d'inquiétude, les fabriques de pâtes et papiers ne sont, en définitive, que des sources minimes du rejet de dioxines dans le milieu, et ces rejets diminuent très rapidement. **Les TCDD et les TCDF ne sont plus mesurables dans les effluents de plus des trois quarts des fabriques américaines.** De nouvelles réductions sont obtenues à mesure que les procédés sont modifiés.

Plus de 90 % des sources connues des dioxines rejetées dans le milieu sont associées à la combustion. Les incinérateurs municipaux, les incinérateurs d'hôpitaux, les fonderies d'affinage du cuivre, les installations de combustion du charbon et les véhicules produisent tous des quantités significativement plus importantes de dioxines que les fabriques de pâtes et papiers. (Voir à la figure B-1). Le dépôt atmosphérique de ces émissions contribue largement à la charge totale de dioxines dans les Grands Lacs. Et pourtant le Groupe de travail n'a porté d'attention spéciale à aucune de ces sources.

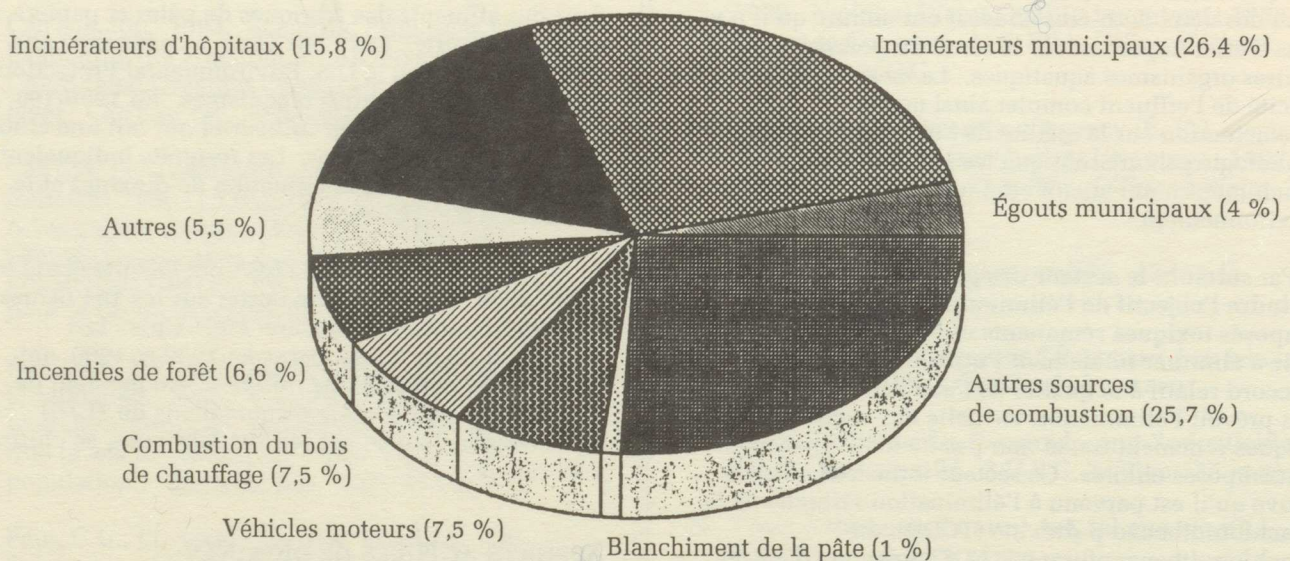
#### EFFET SUR LE MILIEU DES EFFLUENTS DES FABRIQUES

Les travaux scientifiques ne font pas ressortir d'association entre la classe des composés organochlorés émis par les fabriques de pâtes et papiers qui sont bien contrôlées et des effets nocifs sur le milieu (voir la référence (1)).

Des études faites dans des cours d'eau expérimentaux depuis 15 ans n'ont montré aucun effet négatif sur la croissance, la survie, la production ou la reproduction de poissons et d'autres organismes aquatiques exposés à des effluents traités et à différentes concentrations; ces études étaient représentatives des conditions observées dans des cours d'eau récepteurs. En outre, elles n'ont permis de relever aucune indication de tumeurs ou de lésions chez des poissons exposés à l'effluent. (Voir références (2,3)).

Une étude récente, faite dans un écosystème lotique dans l'ouest du Canada, a montré que l'exposition à un effluent d'une usine de blanchiment de la pâte n'a eu d'effet observable ni sur des populations de poissons ni sur la santé de poissons étudiés (voir référence (4)). Il n'y a pas eu de différences significatives constantes sur le plan histopathologique ou hématologique, ou encore sur celui de la chimie du sérum dans le cas des espèces cibles de poisson, à comparer à la situation dans un réseau hydrographique de référence. Aux concentrations étudiées, il n'y a pas eu, en somme, dans cette étude, d'effets qui se soient manifestés aux niveaux inférieurs et potentiellement sensibles de l'organisation biologique (soit sur les plans morphologique, physiologique et biochimique). L'étude portait sur un cours d'eau dans lequel a été déversé pendant 16 ans un effluent qui avait reçu un traitement biologique. Les auteurs sont parvenus à la conclusion que ce sont «d'autres facteurs qui n'ont rien à voir avec le système de blanchiment comme, par exemple, la stabilité opérationnelle et le traitement biologique des eaux

**FIGURE B-1**  
ÉVALUATION DES REJETS DE DIOXINE AUX ÉTATS-UNIS (1991)



Source : National Council for Air and Stream Improvement (NCASI)  
Résultats calculés en équivalents de 2,3,7,8-TCDD (TEQ).

usées, qui peuvent avoir des impacts environnementaux égaux ou même supérieurs à ceux de la charge corporelle de composés organochlorés.» Résultats calculés en équivalents de 2,3,7,8-TCDD (TEQ).

### AUTRES COMPOSÉS CHLORÉS DANS LES EFFLUENTS DES USINES DE BLANCHIMENT DE LA PÂTE

Le Groupe de travail a porté une attention spéciale à la présence des TCDD et des TCDF présents dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers. Toutefois, ces composés ne sont plus trouvés en concentration mesurable dans ceux de la majorité des fabriques. Les autres composés toxiques rémanents que le Conseil sur la qualité de l'eau a spécialement considérés (p. ex., les pesticides et les BPC) ne sont pas associés au blanchiment de la pâte.

Bien sûr, il y a d'autres composés chlorés dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers, mais seulement une fraction d'un point de pourcentage peut avoir de l'importance pour le milieu. Seulement certains composés rémanents, et non pas tous les composés organochlorés, sont sources de préoccupations.

La mesure des «AOX» (composés halogénés adsorbables) est une mesure de tous les composés organochlorés trouvés dans les effluents des fabriques. Les AOX ne donnent pas la mesure de la toxicité et ne la représentent pas. C'est ainsi que, du total des AOX :

- environ 90 % du chlore utilisé pour le blanchiment de la pâte est fixé sous forme de sels communs.
- Moins de 10 % du chlore se lie à des matières organiques dans la pâte pour former des composés organochlorés.
- Seulement 1 % environ du chlore forme des composés qui risquent d'être bioaccumulables.
- Et seulement 0,1 % du chlore entre dans des composés fortement lipophiles (solubles dans les lipides) et bioaccumulables.

Étant donné que la très grande partie des composés organochlorés (99,1 %) associés au blanchiment de la pâte n'est pas absorbée facilement par le corps humain ou par des organismes aquatiques, il y aurait peu ou pas d'avantages sur le plan environnemental à éliminer totalement tous les composés chlorés.

La U.S. EPA proposera cette année une réglementation qui traitera des composés qui peuvent avoir une importance environnementale. Cette agence mettra en vigueur des lignes directrices sur les effluents, mises à jour et fondées sur la technologie, ainsi que de nouvelles limites sur les émissions atmosphériques fondées sur le maximum atteignable par les technologies de contrôle (MACT) pour le secteur des pâtes et papiers; ces lignes directrices et

limites concerneront les composés chlorés spécifiques que l'U.S. EPA aura trouvés importants. La Great Lakes Initiative, qu'on est en train de mettre sur pied aux États-Unis, imposera sans doute d'autres restrictions. Toutes les fabriques des États-Unis appliquent déjà un traitement secondaire (biologique) efficace à leurs eaux usées.

Les normes canadiennes exigent l'application d'un traitement secondaire. En outre, les normes relatives aux effluents du secteur des pâtes et papiers que rédigent les provinces, dans le cadre de l'Inventaire national des rejets polluants et du programme de réduction et d'élimination accélérées des substances toxiques, offriront une protection similaire dans le cas des substances toxiques.

Ces restrictions, avec la réglementation existante et les modifications qu'ont volontairement apportées les fabriques à leurs procédés, font que les rejets de composés rémanents qui sont source de préoccupations, seront virtuellement éliminés.

En outre, les fabriques américaines procèdent régulièrement à des tests de toxicité chronique et aiguë de leur effluent total afin d'en évaluer la toxicité potentielle. De la même manière, les fabriques canadiennes procèdent à des évaluations de la toxicité aiguë et ont commencé à faire des études de toxicité chronique. Ainsi, l'effet de tous les composés chlorés qui sont contenus dans les effluents de blanchiment des fabriques de pâte sont contrôlés au moyen de tests biologiques directs sur des effluents réels.

### RÉDUCTION DE LA FORMATION DE DIOXINES

On est parvenu à éliminer virtuellement les dioxines, les furanes et d'autres composés organochlorés préoccupants au moyen d'une intense recherche et de la modification des procédés depuis qu'on a découvert, il y a six ans, que le secteur des pâtes et papiers produisait des dioxines.

Les chercheurs ont trouvé un certain nombre de modifications des procédés qui permettent de réduire la concentration en dioxines. Ces mesures permettent aussi de réduire le rejet d'autres composés organochlorés (voir à la référence (5)).

Ces modifications ont été adoptées **sur une base volontaire** au cours des dernières années (beaucoup de ces mesures ont été mises en oeuvre depuis la parution du rapport provisoire). Bien que de nombreux aspects de la formation des dioxines dépendent des conditions dans chacune des fabriques, certaines modifications importantes des procédés se sont généralisées; en voici une courte liste :

- La substitution par du dioxyde de chlore, qui contient moins de chlore disponible, pour une partie ou pour l'ensemble du chlore moléculaire utilisé dans le procédé de blanchiment; dans beaucoup de cas, cette mesure a permis à elle seule de réduire les décharges de dioxines

jusqu'à une concentration non mesurable.

- Il y a eu des changements dans la séquence de blanchiment ou dans les méthodes d'addition de produits chimiques pendant le blanchiment.
- On a éliminé l'utilisation de certains produits antimousse et d'autres produits qui contiennent des précurseurs de dioxines.
- On utilise de l'oxygène et (ou) du peroxyde d'hydrogène pour compléter le traitement au chlore.
- On a procédé à des changements chimiques ou de procédés (tels que la délignification à l'oxygène, une cuisson prolongée, un lavage plus complet) ou d'autres étapes pour extraire la lignine de la pâte de manière à ce qu'il faille moins de blanchiment.

Grâce à ces méthodes, **les fabriques sont parvenues à éliminer virtuellement les dioxines sans qu'elles aient à éliminer progressivement l'usage du chlore.** Aujourd'hui, les dioxines sont en concentration non mesurable dans les effluents de plus des trois quarts des fabriques américaines. D'autres fabriques auront bientôt fini d'apporter leurs propres modifications.

#### IMPACT ÉCONOMIQUE DES MODIFICATIONS DES PROCÉDÉS

Ces changements ont coûté très cher. Aux États-Unis, l'industrie évalue à plus de **1 milliard \$** ce qu'elle a dépensé pour mettre en oeuvre les changements dans le très court délai qui s'est écoulé depuis que les dioxines ont été associées aux procédés de fabrication de la pâte.

D'autres travaux sont en cours. Il est maintenant évident que le secteur des pâtes et papiers parvient à l'élimination virtuelle du chlore sans avoir à l'éliminer sous toutes ses formes. L'élimination totale du chlore sous toutes ses formes serait hors de prix et n'apporterait pas d'autres avantages que ceux déjà obtenus par d'autres modifications apportées aux procédés.

Dans un document présenté lors d'une récente conférence de la U.S. EPA sur la prévention de la pollution, Phillips, Renard et Lancaster ont avancé des évaluations des coûts qui seraient nécessités par de nouvelles réductions dans l'utilisation du chlore (6). Pour leur analyse des coûts, ils ont choisi un niveau de référence dans lequel il est tenu compte du fait que les fabriques utilisent déjà une séquence de blanchiment avec utilisation réduite du chlore (substitution à 50 % du dioxyde de chlore au chlore au cours de la première étape de blanchiment, et substitution à 100 % dans les étapes finales).

Le cas de base conduit à des concentrations de TCDD et de TCDF qui ne sont pas détectables dans les effluents des fabriques (la limite de détection est de

1 p.p.10<sup>15</sup>). Le cas de base conduit aussi à une réduction de 36 % des AOX; nous l'avons mentionné plus tôt, le terme «AOX» s'applique à tous les composés organochlorés, non pas seulement aux composés rémanents qui sont source de préoccupations.

Phillips *et al.* ont évalué les coûts de quatre scénarios additionnels :

- Le premier scénario est celui d'une substitution à 100 % du chlore par le dioxyde de chlore. Aux États-Unis, le secteur privé aurait à déboursier 1,2 milliard \$ à titre d'investissements en plus du coût nécessité pour parvenir à une substitution à 50 %; il faudrait aussi déboursier 203 millions \$ par an en frais additionnels d'exploitation. Ce scénario ferait passer la réduction totale des AOX, par rapport aux niveaux à l'origine, de 36 % dans le cas de base, à 79 %.
- Le deuxième scénario comprend l'addition d'une étape de délignification à l'oxygène avant le blanchiment, et la substitution à 100 % du dioxyde de chlore au chlore. Ce scénario fait grimper considérablement les coûts : 6,9 milliards \$ en investissements par le secteur privé et une hausse des frais d'exploitation de 83 millions \$ par rapport au cas de base. Cet investissement additionnel permettrait de réduire les AOX de 88 % au total par rapport aux niveaux à l'origine; cela ne marquerait qu'un petit progrès par rapport au scénario précédent, beaucoup moins coûteux, qui permettait de parvenir à une réduction de 79 %.
- Un troisième scénario se ramène à l'incorporation d'une étape de délignification à l'oxygène et d'une ozonation, toujours avec l'usage de dioxyde de chlore. (On commence à peine à tester commercialement le blanchiment à l'ozone.) Les coûts d'investissement deviennent faramineux : il faut compter 9,6 milliards \$ en plus des investissements prévus dans le cas de base. Le surcroît d'avantages obtenus à ce prix est de faire passer la réduction des AOX à 97 % des niveaux de AOX à l'origine. (Ces investissements additionnels sont environ 3 milliards \$ supérieurs à ceux du second scénario, qui conduit à une réduction de 88 %.)
- Il existe un quatrième scénario, celui de l'élimination hypothétique de tous les composés chlorés ainsi que du chlore moléculaire, et plutôt procéder par délignification à l'oxygène, à l'ozone et au peroxyde. Personne n'a encore fait la démonstration commerciale de cette technique. Les coûts d'investissements prévus sont égaux à ceux du troisième scénario, soit environ 9,6 milliards \$, mais les frais annuels d'exploitation s'élevaient à 421 millions \$ de plus que les frais d'exploitation prévus dans le cas de base avec substitution à 50 %.

TABLEAU B-1

COÛT DE MODIFICATIONS DU PROCÉDÉ QUI S'AJOUTENT AUX INVESTISSEMENTS PRÉVUS DANS LE CAS DE BASE

On trouvera ci-dessous l'évaluation des coûts de mise en oeuvre de nouvelles modifications apportées aux procédés, afin de réduire la consommation du chlore, dans toutes les fabriques de pâtes et papiers des États-Unis. Ces évaluations sont tirées de la référence (6).

L'analyse des coûts prend comme niveau de référence celui qui tient compte du fait que les fabriques utilisent déjà une séquence de blanchiment avec réduction du chlore. On a déjà investi plus de 1 milliard \$ en coût d'investissements pour modifier les procédés et pour parvenir au cas de base.

Le tableau donne aussi les «avantages», exprimés en pourcentage de réduction des AOX. Le cas de base conduit à l'obtention de concentrations de TCDD et de TCDF, dans les effluents des fabriques, qui ne sont pas détectables (à 1 pp 10<sup>15</sup>); cela correspond à une réduction de 36 % des AOX. À noter que les AOX font référence à tous les composés organochlorés qui sont trouvés dans les effluents, et non seulement aux composés toxiques rémanents. Il y a donc moins d'avantages en réalité qu'il n'y paraît dans ces résultats.

	COÛTS ADDITIONNELS DE CAPITAL	FRAIS ANNUELS ADDITIONNELS D'EXPLOITATION	RÉDUCTION TOTALE DES AOX
Cas de base (à ce jour)	\$>1 000 000 000		36%
1) Substitution à 100 % par du ClO <sub>2</sub>	1 248 900 000	203 100 000	79
2) Délignification à l'oxygène	6 915 200 000	83 900 000	88
3) Délignification à l'ozone	9 585 600 000	(114 500 000)	97
4) Aucun chlore, peu importe la forme; conc. de fond	9 585 600 000	421 200 000	

Cas de base : substitution à 50 % du dioxyde de chlore au chlore lors de la première étape de blanchiment, suivie par une extraction à l'oxygène et au peroxyde et deux étapes à substitution à 100 % par du dioxyde de chlore.

- 1) Substitution à 100 % par du dioxyde de chlore à la première étape, extraction au peroxyde et à l'oxygène, et autres étapes de traitement au dioxyde de chlore
- 2) Addition d'une étape de délignification à l'oxygène avant le blanchiment, substitution à 100 % du chlore par du dioxyde de chlore à l'étape du blanchiment, extraction à l'oxygène et au peroxyde, et autres étapes de traitement au dioxyde de chlore.
- 3) Addition d'une délignification à l'oxygène avant le blanchiment, blanchiment à l'ozone, extraction à l'oxygène et au peroxyde et stades avec substitution à 100 % par le dioxyde de chlore.
- 4) Aucun chlore ou dioxyde de chlore, délignification à l'oxygène, à l'ozone et au peroxyde (procédé dont la démonstration commerciale n'a pas été faite).

Voir au tableau B-1 pour d'autres renseignements.

Ce sont des coûts vertigineux, qui apportent peu ou pas d'avantages supplémentaires sur le plan de l'environnement. (Comme nous l'avons dit, des réductions des AOX ne sont pas des mesures significatives de la toxicité. Le Groupe de travail se préoccupe de la présence de composés toxiques rémanents, et non pas de tous les composés chlorés. Ainsi, toute réduction de AOX se trouve à gonfler artificiellement les avantages sur le plan de l'environnement.)

Par surcroît, ces coûts n'ont été déterminés que pour le secteur des pâtes et papiers des États-Unis. Or ce secteur ne contribue qu'à 1 % aux sources connues de dioxines mises en circulation dans le milieu aux États-Unis. Il faut aussi tenir compte des coûts qu'encourraient les fabriques canadiennes; à noter qu'au cas par cas, ces coûts risquent d'être aussi élevés, sinon plus, qu'ils ne le sont aux États-Unis. Une évaluation calculée pour les fabriques de l'Ontario seulement conduit à un chiffre de 1,2 milliard \$.

Le secteur des pâtes et papiers des États-Unis est un important employeur : plus de 700 000 employés dans ce pays, où il est le quatorzième plus important employeur. En 1989, les produits du papier correspondaient à environ 1 % du produit national brut des États-Unis. Au Canada, ce secteur industriel occupe une part même plus large dans l'économie. Ainsi, *l'impact économique* des dépenses liées à l'élimination progressive du chlore dans le procédé de préparation de la pâte dépasse les coûts d'investissement et les frais d'exploitation qui sont indiqués ici.

Bref, l'élimination totale du chlore sous toutes ses formes serait prohibitive et apporterait peu ou pas d'avantages sur le plan de l'environnement.

#### IMPORTANCE DU CHLORE DANS LE PROCÉDÉ DE RÉDUCTION DE LA PÂTE

Les bienfaits du chlore sur le plan sanitaire sont bien connus. Le sont toutefois moins les applications

du chlore dans la préparation des aliments, des médicaments, des peintures, et des parfums, dans la fabrication des véhicules moteurs, dans l'habillement et dans l'électronique.

Pour différentes raisons qui n'ont rien à voir avec le coût, le chlore, sous une forme ou sous une autre, est un intrant important de la préparation de pâte blanchie :

- il produit un papier blanc, résistant et brillant, qui assure un contraste optimum avec les encres employées sur le papier écriture et le papier impression.
- Il empêche le papier de se décolorer au stockage et de jaunir à l'exposition à la lumière du soleil; ce sont des facteurs importants de la tenue de livres et de l'archivage de livres et de documents.
- Il permet l'extraction de l'écorce, des résidus ligneux et d'autres impuretés qui tachent le papier.
- Il élimine les acides gras, les résines et d'autres substances qui peuvent être à l'origine de mauvaises odeurs et d'un mauvais goût du lait et d'autres denrées alimentaires enveloppées dans des produits de carton.
- Il améliore l'absorption, la résistance et la douceur : ce sont d'importantes caractéristiques de produits tels que le papier-linge, les serviettes de table, les serviettes et les couches de bébé.

Bref, le chlore permet à l'industrie de fabriquer des produits de papier qui ont ces importantes caractéristiques. Les procédés qui n'utilisent aucun chlore et qui ont été étudiés jusqu'ici n'ont pas permis de produire toute la gamme des produits avec ces caractéristiques. (En outre, il n'y a pas eu d'évaluation énergétique et des impacts sur l'environnement des procédés qui excluent totalement l'usage du chlore.)

#### **LE SECTEUR DES PÂTES ET PAPIERS NE DOIT PAS ÊTRE UNE CIBLE PARTICULIÈRE**

Le secteur des pâtes et papiers a fait la preuve qu'il parvient à l'élimination virtuelle, sur une base volontaire, à grands frais et sans qu'il soit nécessaire d'éliminer toutes les utilisations des composés chlorés.

**Ainsi, il n'y a aucune justification rationnelle pour prendre spécialement le secteur des pâtes et papiers comme cible, ou pour interdire l'utilisation de toutes les formes de chlore dans le procédé de réduction de la pâte alors que l'élimination virtuelle est obtenue par l'adoption d'autres modifications apportées aux procédés.**

## RÉFÉRENCES

1. Rapport à la Commission scientifique sur «les effluents produits par la réduction de la pâte dans l'environnement aquatique.» 1989.
2. Hall *et al.* 1992. *J. can. p. sc. aqu.* 49:939.
3. Environmental Toxicology and Chemistry. 10:1051 (1991).
4. Swanson *et al.* TAPPI Journal, décembre 1992. p. 141.
5. Berry *et al.* The Effects of Recent Changes in Bleached Softwood Kraft Mill Technology on Organochlorine Emissions - An International Perspective.
6. Phillips *et al.* 1992. The Economic Impact of Implementing Chlorine-Free and Chlorine Compound-Free Bleaching Processes.

ÉTUDE DE CAS. LE CHLORE : APPLICATION D'UNE STRATÉGIE D'ÉLIMINATION VIRTUELLE  
À UNE CHARGE D'ALIMENTATION CHIMIQUE INDUSTRIELLE  
RAPPORT AU GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

PAR T. MUIR, T. EDER, P. MULDOON ET S. LERNER

30 MARS 1993

AVERTISSEMENT

Les opinions exprimées dans le présent rapport sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement la position du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle de la Commission mixte internationale.

INTRODUCTION :  
LA POSITION DE LA COMMISSION

Le Groupe de travail sur l'élimination virtuelle a été chargé par la Commission d'étudier les moyens pour appliquer la clause de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, exigeant l'élimination quasi totale des apports de substances toxiques rémanentes (ou persistantes) dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs. L'objet du présent rapport remis au Groupe de travail est de recommander une stratégie visant l'élimination quasi totale des substances organiques chlorées persistantes, une classe de produits chimiques qui figurent en bonne place à la fois dans la liste des 11 Polluants critiques et dans la liste de travail de produits chimiques du bassin des Grands Lacs, de 1986, du Conseil de la qualité de l'eau (CQE) des Grands Lacs (1).

Cette classe de composés dits organochlorés, comprend les substances organiques dans lesquelles le chlore est lié au carbone. Les produits renfermant du carbone et du chlore ou l'un des autres halogènes (fluor ou brome), sont parfois appelés composés organiques halogénés. L'industrie fabrique des milliers de produits chimiques qui sont des composés organiques chlorés (p. ex. pesticides, matières plastiques et solvants), et il y a des milliers de produits secondaires non voulus qui se forment dans les procédés industriels utilisant du chlore ou d'autres organochlorés (p. ex. lors du blanchiment des pâtes, de l'incinération des résidus ou de la production de composés chimiques).

Le poids de la preuve, résumé dans la section «Le dommage» du Sixième rapport biennal de la Commission (2), établit clairement un lien entre les substances toxiques rémanentes, particulièrement les organochlorés, présentes dans les Grands Lacs, et des lésions, maladies et cas de létalité chez diverses formes de vie, y compris l'homme. Cette information est également résumée à l'annexe D. Sur les 11 polluants critiques pour lesquels les preuves d'effets à grande échelle sont les plus probantes, huit sont des organochlorés. Parmi les 362 produits de la liste du CQE, la moitié de ceux qui ont été décelés dans les Grands Lacs étaient des organochlorés.

L'Accord exige que l'élimination virtuelle s'applique à ces composés, si on peut établir qu'il s'agit de substances toxiques rémanentes.

D'après le Rapport provisoire de 1991 du Groupe de travail (3), un grand nombre des composés organiques chlorés figurant sur la Liste de travail de produits chimiques dans le bassin des Grands Lacs du CQE «seront finalement inscrits sur la liste des substances à éliminer graduellement, en raison de leur persistance». Étant donné que ces substances sont produites dans divers procédés industriels, dans lesquels intervient toujours le chlore ou l'un de ses produits secondaires, le Groupe de travail recommande que toutes les utilisations de chlore fassent l'objet d'une enquête.

Le Conseil consultatif scientifique (CCS) de la Commission en est arrivé à des conclusions analogues dans ses rapports de 1989 et de 1991 (4,5). Le CCS a constaté, d'après les manifestations observées, que les substances toxiques rémanentes, particulièrement les composés organiques halogénés, représentent un danger pour la santé de l'homme et l'intégrité de l'écosystème dans les Grands Lacs. Toujours d'après le CCS, la catégorie des composés organiques chlorés tend à être persistante et toxique, ce qui rend leur évaluation et leur réglementation, substance par substance, peu pratiques et non scientifiques. Le CCS en a donc conclu que les composés organochlorés devraient être traités comme un ensemble de substances à éliminer graduellement, excepté les cas individuels pour lesquels on a pu démontrer qu'un produit chimique ne menace ni la santé de l'homme ni l'intégrité des écosystèmes.

D'après ces recommandations et ses propres discussions, la Commission, dans son Sixième rapport biennal (2), déclare ce qui suit :

«il s'avère donc prudent, sensé et même nécessaire de regrouper ces substances en une seule classe plutôt que de les considérer comme des composés distincts.»

Étant donné que le chlore est le précurseur commun dans l'ensemble diversifié de procédés industriels qui



produisent cette classe de substances, la Commission conclut :

«qu'il faut éviter l'utilisation du chlore et des composés chlorés dans les procédés industriels.»

Plus précisément, la Commission recommande ce qui suit :

«les Parties, en consultation avec l'industrie et les autres intérêts concernés, établissent des échéanciers pour bannir l'utilisation du chlore et des composés à base de chlore dans les procédés industriels et étudient les moyens d'en réduire ou d'en éliminer les autres utilisations.»

La Commission reconnaît qu'une recommandation de ce type concerne de nombreux procédés industriels (et même des procédés non industriels) et qu'il faut tenir compte dans l'échéancier des conséquences socio-économiques d'un programme d'élimination graduelle. L'objet du présent rapport présenté au Groupe de travail est de proposer les éléments d'un cadre pour la mise en oeuvre du programme d'élimination du chlore, qui soit pratique et qui réponde aux recommandations de la Commission.

#### CADRE POUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

Un cadre d'élimination virtuelle doit être fondé sur les éléments suivants :

- Le principe de rejet nul lors d'activités anthropogènes.
- Une démarche intégrée multi-milieux.
- Prise en compte du cycle de vie complet des produits et des procédés.
- La preuve probante.
- Le principe du fardeau inversé de la preuve.

Chacun de ces éléments a déjà été retenu dans l'Accord et par la Commission, ainsi que par ses Conseils ou Groupes de travail, comme politiques appropriées et nécessaires pour faire face au problème des substances toxiques rémanentes dans les Grands Lacs. Cependant, ce cadre s'écarte sensiblement des politiques actuellement pratiquées par les Parties en matière de réglementation.

REJET NUL signifie l'élimination de tous les apports de substances toxiques rémanentes dans l'environnement lors d'activités anthropogènes. Ce principe s'appuie sur le fait que des rejets «acceptables» de substances toxiques rémanentes risquent de s'accumuler pour finir par donner des concentrations qui peuvent avoir des effets nocifs. «Rejet nul» signifie également qu'il n'est pas acceptable de transférer des rejets de substances toxiques d'un milieu à un autre (c.-à-d. remplacer des émissions dans l'air par des rejets dans l'eau), à l'aide de dispositifs de décontamination ou d'autres méthodes. Le principe de rejet nul suppose donc une démarche intégrée multi-milieux.

Rejet nul signifie finalement l'élimination des produits et des procédés qui entraînent la pollution par des substances toxiques. Comme le dit le Groupe de travail dans son rapport de 1991 (3), «rejet zéro ne signifie pas "inférieur à décelable", ni "meilleure technologie existante", ni d'autres moyens de traitement ou de dépollution qui, une fois mis en oeuvre, continuent à laisser passer une certaine quantité résiduelle». Comme il n'existe aucune méthode absolue de décontamination ou d'élimination, le seul moyen d'avoir un rejet zéro de substances toxiques rémanentes est de ne pas en produire ni d'en utiliser.

Le principe du rejet nul doit s'appliquer au CYCLE DE VIE complet des produits et des procédés. Par exemple, beaucoup de substances toxiques rémanentes se forment de façon non délibérée, comme produits secondaires lors du procédé de fabrication, de leur utilisation ou de l'élimination d'autres produits qui ne sont pas eux-mêmes des substances toxiques rémanentes. De plus, beaucoup de composés chimiques sont transformés dans l'environnement en formes qui sont plus persistantes et (ou) plus toxiques que le composé initial. L'élimination virtuelle ne doit donc pas uniquement porter sur les propriétés des substances chimiques prises isolément, mais plutôt sur la durée de vie complète des substances et des procédés industriels, à partir de la fabrication des substances jusqu'à leur transformation dans l'environnement.

Dans son Sixième rapport biennal (2), la Commission recommande que les Parties abordent la question de la pollution par des toxiques persistants via le principe de la PREUVE PROBANTE. Les effets des substances chimiques sur la santé et l'intégrité de l'écosystème sont extrêmement complexes; les outils dont disposent actuellement les toxicologues, les épidémiologistes et d'autres scientifiques ne permettent pas, à quelques exceptions près, de démêler l'écheveau complexe des causes et des effets. La preuve incontestable de relations causales entre des substances chimiques prises individuellement et tels ou tels effets ne constitue pas un critère raisonnable, en effet les substances présentes dans l'environnement agissent ensemble, sous forme de mélanges complexes, qui produisent une série complexe d'effets.

Le FARDEAU INVERSÉ DE LA PREUVE déplace la charge de la preuve, transformant ainsi une politique répressive en une démarche marquée par la prudence. Le cadre actuel de la réglementation exige que l'on possède des preuves d'effets nocifs avant d'imposer des restrictions dans le cas d'un produit chimique industriel. Comme l'a souligné le Conseil consultatif scientifique dans son rapport de 1989 (4), la démarche répressive est non scientifique et dysfonctionnelle pour un certain nombre de raisons. Premièrement, la grande majorité des produits chimiques industriels actuellement utilisés n'ont pas fait l'objet d'essais permettant de déterminer leurs effets sur la santé, et de nouveaux produits arrivent régulièrement et rapidement sur le marché. Deuxièmement, l'introduction de produits chimiques d'origine

anthropogène dans les systèmes naturels représente toujours un risque élevé d'effets nocifs. Troisièmement, la science ne procède pas selon des preuves, mais en établissant des hypothèses puis en démontrant leur nullité. Le Conseil recommande donc que le fardeau de la preuve soit inversé, autrement dit que ceux qui veulent introduire une substance chimique prouvent, avant l'autorisation permettant l'utilisation ou le rejet de ladite substance, qu'il n'y a aucune raison de penser que cette substance constitue une menace pour l'homme et l'écosystème.

### APPLICATION DU CADRE DE TRAVAIL AUX ORGANOCHLORÉS

Cette étude de cas avec les organochlorés montre comment le cadre ci-dessus peut s'appliquer à une classe de substances toxiques rémanentes.

Dans le cadre de la réglementation actuelle, les Parties ont mis en oeuvre des programmes d'élimination pour certains organochlorés ou de petits groupes d'organochlorés, incluant les biphényles polychlorés (BPC), les chlorofluorocarbures (CFC) et les pesticides DDT et diéldrine. Ces éliminations graduelles ont été efficaces et ont permis de réduire les quantités de ces substances introduites dans l'environnement. L'insuffisance du cadre actuel est illustrée par le fait que ces éliminations graduelles n'ont été mises en oeuvre qu'après qu'on eut prouvé de façon irréfutable, la preuve s'étalant sur plusieurs années ou décennies, que la substance visée avait déjà causé des dommages irréversibles chez l'homme et (ou) dans l'environnement. Enfin, le cadre actuel est insuffisant parce que la contamination causée par les quantités de substances rejetées antérieurement continue, et parce que de nombreux pesticides organochlorés, interdits ou à utilisation restreinte pour la consommation domestique, sont encore produits en grandes quantités pour l'exportation.

Le cadre d'élimination virtuelle s'éloigne de cette démarche répressive, substance par substance, pour adopter une politique de prudence, proactive, qui inverse le fardeau de la preuve pour les organochlorés en tant que classe de composés, en invoquant les raisons précisées ci-dessous.

#### Rejet nul et démarche multi-milieux

Rejet nul signifie qu'il ne peut y avoir aucun rejet «acceptable» de substances toxiques rémanentes dans l'environnement, et la démarche multi-milieux est nécessaire pour s'assurer que le processus de dépollution ne déplace pas simplement le rejet d'un milieu environnemental à un autre. En vertu de ces deux principes, les procédés ou produits qui sont à l'origine de substances toxiques rémanentes doivent être éliminés, et pas simplement décontaminés ou réduits.

L'utilisation de chlore et de composés chlorés dans l'industrie des pâtes et papier représente un bon exemple. L'emploi de ces substances chimiques

comme agents de blanchiment entraîne inévitablement la production de centaines de produits secondaires organochlorés, dont beaucoup ont été caractérisés comme étant des substances persistantes et toxiques, beaucoup plus encore n'ayant jamais été analysés ni étudiés. Les réglementations existantes ou proposées voulaient que les concentrations de quelques composés individuels, comme la 2,3,7,8-TCDD (dioxine) ou les rejets totaux d'organochlorés (mesurés, par exemple, sous forme d'AOX), dans les effluents, soient ramenés à des valeurs «acceptables» données, grâce à des systèmes de traitement améliorés pour les effluents et à une utilisation moindre de chlore.

Le critère de rejet nul doit s'appliquer à l'évacuation des organochlorés par les effluents d'eaux usées, par les émissions atmosphériques, par les boues, et à l'évacuation des produits comme tels. Étant donné que l'emploi d'agents de blanchiment à base de chlore et de composés chlorés donne naissance à une multitude de substances, les unes connues, les autres inconnues, qui sont persistantes et toxiques (ou dont les produits de décomposition sont ou peuvent être persistants et toxiques), il faut mettre fin à l'utilisation de ces agents comme charge d'alimentation. Il faut viser le procédé qui est à l'origine de la formation des substances toxiques rémanentes (phase du blanchiment), et non l'analyse et la décontamination des rejets une fois les substances formées.

#### Le cycle de vie

La démarche cycle de vie ne se limite pas aux propriétés d'un composé donné, comme la plupart des processus d'élimination l'ont fait jusqu'ici; elle tient également compte de la formation de substances toxiques rémanentes comme produits secondaires, produits de décomposition ou produits de transformation pendant la fabrication, l'utilisation et la mise au rebut d'un produit et de ses résidus.

Dans le cas des organochlorés, il est particulièrement important de considérer le cycle de vie complet, car beaucoup des organochlorés les plus persistants et les plus toxiques ne sont pas du tout produits délibérément, et on les rencontre uniquement comme produits secondaires dans de nombreux procédés où intervient le chlore. Étant donné que le chlore est très instable, il tend à réagir rapidement avec les substances organiques, en donnant des centaines, voire des milliers de produits secondaires. Les organochlorés ne sont donc pas produits individuellement, mais sous forme de mélanges complexes, et ce phénomène se produit tout au long du cycle de vie du chlore et de ses produits. Des produits secondaires complexes se forment, par exemple, dans les applications suivantes : électrolyse de la saumure; utilisation du chlore comme agent de blanchiment ou de désinfection; utilisations en métallurgie; production d'organochlorés; élimination de produits chlorés par combustion.

Étant donné que les organochlorés sont produits sous forme de mélanges, et non comme composés chimiques individuels, une stratégie d'élimination

progressive qui évaluerait et ciblerait chaque produit individuellement selon ses caractéristiques chimiques propres ne serait pas efficace. Il faut plutôt se concentrer sur les procédés et les secteurs industriels, qui doivent faire l'objet d'une évaluation basée sur la production de substances toxiques rémanentes tout au long de leur cycle de vie. Comme on sait que les procédés utilisant le chlore donnent une vaste gamme de substances toxiques rémanentes, il serait prudent de cibler ces procédés et les polluants qui en résultent, en les considérant comme une catégorie ou une classe.

Par exemple, trois des 11 polluants critiques, visés pour leur élimination immédiate sont des produits secondaires de nombreux procédés utilisant le chlore (2,3,7,8-TCDD [dioxine], 2,3,7,8-TCDF [furane] et hexachlorobenzène). La 2,3,7,8-TCDD et le 2,3,7,8-TCDF ne sont en fait jamais produits délibérément, mais apparaissent comme produits secondaires dans le cycle industriel du chlore et comme produits de combustion incomplète lors de l'incinération (37,46,66,78,85). La formation de ces produits secondaires tout au long du cycle de vie du chlore n'est pas surprenante du point de vue chimique ou thermodynamique, vu l'extrême réactivité du chlore et la stabilité de ces produits secondaires une fois qu'ils sont formés.

En raison de leur persistance et de leur toxicité élevées ainsi que de leur omniprésence, la Commission a recommandé dans son Sixième rapport biennal (2) que «les Parties, en consultation avec l'industrie et les autres intérêts concernés, modifient les procédés de fabrication et les charges d'alimentation en produits chimiques, afin de mettre un terme à la production secondaire de dioxines, de furanes et d'hexachlorobenzène».

Mais l'élimination des substances qui apparaissent sous forme de produits secondaires ne signifie pas l'interdiction de ces produits pris individuellement, mais plutôt l'élimination des nombreux procédés où ils se forment comme produits secondaires. L'élimination quasi totale de ces produits secondaires nécessite l'abandon de nombreuses applications industrielles du chlore.

### La preuve probante

La démarche de la preuve probante suppose l'évaluation de l'information disponible provenant de nombreuses disciplines, la détection des lacunes dans les données, et une démarche prudente qui n'exige pas de preuves absolues de liens de causes à effets avant de donner le signal d'envoi d'une intervention.

Le principe de la preuve probante montre que les organochlorés - en tant que classe de composés - menacent l'écosystème des Grands Lacs (42-44,103; voir aussi l'annexe D). Plus de 150 organochlorés ont été décelés dans l'écosystème des Grands Lacs et sont considérés comme des polluants à risque, selon la liste de travail du CQE (1). On estime qu'il existe des milliers de composés organochlorés sur le marché, auxquels il faut ajouter des milliers de produits

secondaires formés accidentellement. La majeure partie des composés provenant des usines de pâtes et papier et d'incinérateurs n'ont pas encore été caractérisés. De plus, les composés connus ne constituent qu'une petite fraction des organochlorés et des autres polluants présents dans les échantillons biologiques (tissus humains ou d'animaux en liberté) provenant des Grands Lacs et d'autres endroits (6,7,9,66).

Il faudrait des générations pour réunir l'information nécessaire sur la nature, les sources, ainsi que le comportement et les effets environnementaux de ces centaines ou milliers de composés, pour pouvoir élaborer une réglementation pour chacun d'entre eux. Une démarche de ce type n'est pas réaliste. De plus, étant donné que la Commission a constaté que les substances toxiques persistantes, présentes dans les Grands Lacs, représentent déjà une menace pour la santé et l'environnement, il faut rejeter d'emblée un programme qui nécessiterait des décennies de collecte de données avant de pouvoir être mis en oeuvre.

Enfin, les organochlorés n'exercent pas individuellement leurs effets sur l'environnement. Ils sont souvent transformés en de nombreux produits de décomposition, dont beaucoup sont plus persistants et toxiques que les composés initiaux. Par dessus tout cela, les organochlorés exercent leurs effets sous forme de mélanges complexes, qui additionnent ou multiplient les effets des composés pris individuellement. Si nous attendons d'avoir la preuve de l'effet nocif d'un composé donné, nous ne pourrions agir à temps pour empêcher d'autres dommages inacceptables pour la santé de l'écosystème, de sa faune, et de l'homme qui l'habite.

Dans le cadre de l'élimination virtuelle, il faut donc aborder les organochlorés comme une classe de composés. La preuve probante montre que les membres de cette classe de composés sont généralement des substances toxiques rémanentes ou sont associés à de telles substances pendant leur cycle de vie. Bien que chaque composé organochloré possède des propriétés chimiques et biologiques propres, les organochlorés ont généralement tendance à être persistants et toxiques dans certains milieux; en fait, aucune autre classe de substances chimiques industrielles ou naturelles ne présente autant de propriétés nocives.

Les propriétés chimiques des organochlorés vont dans le sens de cette preuve probante. En fait, les caractéristiques qui rendent le chlore et les organochlorés utiles dans les applications industrielles sont les mêmes que celles qui les rendent problématiques du point de vue environnemental. Par exemple (8) :

- Réactivité. L'utilité du chlore en blanchiment, désinfection et dans la fabrication de produits chimiques découle de sa réactivité. C'est pour la même raison, cependant, que tous les procédés utilisant du chlore donnent de nombreux produits secondaires (9,66,85,100).

- Rémanence (ou persistance). L'addition de chlore à une chaîne d'hydrocarbure forme un «écran plus ou moins impénétrable», qui protège la molécule contre la décomposition chimique, physique et biologique. Plus il y a d'atomes d'halogènes sur un hydrocarbure, plus longtemps il demeurera intact (9). C'est la raison pour laquelle, les organochlorés sont intéressants pour leur utilisation comme pesticides, matières plastiques, solvants et fluides diélectriques. C'est aussi la raison pour laquelle ils sont très persistants une fois libérés dans l'environnement (46,74,78,85).
- Les organochlorés ont également tendance à résister au feu, ce qui en fait d'excellents produits ignifuges et extincteurs, mais aussi des composés qu'il est presque impossible d'incinérer sans formation d'importantes quantités de «produits de combustion incomplète», toxiques (37,46,78,85).
- Solubilité dans les corps gras. Beaucoup d'organochlorés sont beaucoup plus solubles dans les corps gras que dans l'eau, et l'addition de chlore à une chaîne d'hydrocarbure tend à augmenter le caractère lipophile du composé. Ces substances connaissent donc un vaste champ d'application comme solvants de dégraissage ou autres solvants, etc. Cependant, cette même propriété les rend aptes à s'accumuler dans la chaîne alimentaire, où ils s'accumulent en concentrations croissantes dans les tissus gras, le lait maternel, les organes reproducteurs et les membranes des nerfs à très haute teneur en corps gras.
- Toxicité. Les organochlorés sont utiles comme pesticides et comme antibiotiques, précisément parce qu'ils sont toxiques (42-92; voir également annexe D). Cependant, une fois libérée dans l'environnement, cette toxicité frappera tous les organismes exposés, et pas seulement le «parasite» visé. L'addition d'atomes de chlore sur un squelette de carbone augmente la solubilité dans les lipides, et augmente la toxicité de chaque molécule (9,11,12).

La preuve probante est renforcée par le fait que les organochlorés sont largement nocifs ou toxiques par nature. On sait qu'un nombre important d'organochlorés sont produits naturellement, principalement par les champignons et les algues, mais les quantités ainsi produites sont en général relativement faibles et peuvent être décelées à l'intérieur ou près des cellules productrices (45,101). Le seul organochloré produit naturellement en grandes quantités (5 millions de tonnes par année selon les estimations) est le plus simple d'entre eux, à savoir le chlorométhane, pratiquement non persistant, qui jouerait un certain rôle dans le contrôle naturel de la couche d'ozone (13). Cela peut se comparer à la production d'hydrocarbures chlorés des États-Unis en 1886, soit presque 13 millions de tonnes (41).

Fait très important, pratiquement tous les organochlorés naturels sont précisément fabriqués pour leur toxicité; ils sont utilisés par les organismes vivant qui les produisent comme agents de défense chimiques, antibiotiques, pesticides naturels, etc. (14,37). Ce fait vient encore confirmer la toxicité inhérente qui caractérise cette classe de composés et la nécessité d'en restreindre la production industrielle par l'homme.

Pour toutes ces raisons, la preuve probante amène à conclure que les organochlorés sont, en tant que classe de composés, généralement associés à la persistance et à la toxicité. Cela laisse supposer que les organochlorés qui n'ont pas encore été évalués possèdent très probablement eux aussi les mêmes caractéristiques.

### Le fardeau inversé de la preuve

La classe des organochlorés devrait donc faire l'objet du fardeau inversé de la preuve - autrement dit, admettre la présomption de culpabilité, et donc l'élimination de ces composés à moins qu'il soit démontré qu'un produit ou un procédé donné n'entraîne pas la formation de substances toxiques rémanentes.

Un programme d'élimination virtuelle serait donc mis en oeuvre à partir de la présomption voulant que les procédés formant des organochlorés - soit l'utilisation de chlore et la production, l'utilisation et le rejet des organochlorés - soient supprimés. Le fardeau de la preuve serait renvoyé à l'industrie ou à d'autres défenseurs qui devront démontrer qu'un produit ou un procédé n'entraîne pas la formation de substances toxiques rémanentes pendant son cycle de vie. Une fois cette démonstration faite, un produit ou un procédé pourra être retiré de la liste des produits ou procédés à éliminer.

### ÉLÉMENTS D'UNE STRATÉGIE D'ÉLIMINATION POUR LE CHLORE

Le cadre d'élimination virtuelle nécessite donc «l'inversion du fardeau de la preuve» pour les organochlorés et l'élimination des procédés utilisant le chlore, qui produisent ces substances. La mise en oeuvre d'un programme d'élimination de ce type représente une tâche complexe, car on est confronté à un nombre considérable de produits et de procédés.

Le programme d'élimination devrait commencer par l'établissement d'une stratégie de priorités afin de localiser les secteurs responsables des rejets les plus importants de substances toxiques rémanentes et où un programme d'élimination pourrait être appliqué le plus efficacement. L'information suivante est requise :

- Caractérisation systématique et efficace des activités qui constituent «la chimie du chlore» (l'ensemble des activités industrielles et autres, qui produisent ou utilisent des organochlorés).

- Arborescence des utilisations du chlore.
- Cycle de vie procédé/utilisation.
- Critères supplémentaires de nature socio-économique.

Grâce à cette information, on devrait pouvoir répondre aux questions suivantes :

- Quels produits ou procédés, au cours de leurs cycle de vie, contribuent le plus aux rejets de substances toxiques rémanentes?
- Quelles sont les solutions de rechange pour chaque secteur? Quelles sont les caractéristiques environnementales, sanitaires et le niveau de sécurité des solutions de rechange? Quelles seraient les conséquences socio-économiques de leur application?
- Si, actuellement, il n'y a pas de solution de rechange, quel est le degré de difficulté pour en trouver une?

Cette information peut ensuite être utilisée pour le choix des secteurs devant faire prioritairement l'objet d'une élimination graduelle, pour l'établissement d'un échéancier d'élimination et enfin pour la mise en oeuvre des mesures permettant de mener à bien cette élimination.

Le programme d'élimination graduelle peut être mis en oeuvre avec une série de « permis d'élimination » pour chaque procédé qui produit ou utilise des organochlorés, y compris une date d'élimination, après laquelle le permis expire et le processus n'est plus autorisé. Le permis comporterait un échéancier pour la mise en oeuvre des modifications nécessaires au procédé et il peut inclure des limites quantitatives provisoires pour l'utilisation et la production de chlore ou d'organochlorés. Il n'est pas nécessaire que ces permis imposent l'utilisation d'un procédé de remplacement particulier - il suffit qu'on mette fin à l'utilisation des procédés qui donnent des substances toxiques rémanentes et que l'on fasse appel à de nouveaux procédés qui n'en produisent pas. Lorsqu'on ne dispose pas de solutions de rechange, il faut en trouver grâce aux programmes de recherche, qui doivent être axés sur la mise au point de procédés sans chlore et ne présentant aucun danger pour l'environnement.

#### VUE D'ENSEMBLE DES UTILISATIONS INDUSTRIELLES DU CHLORE

Pour l'arborescence des utilisations et le cycle de vie traités ci-après, on a retenu dans le secteur industriel du chlore les activités suivantes :

1. Production de chlore (ainsi que d'hydrogène et d'hydroxyde de sodium) par électrolyse de solutions de chlorure de sodium.
2. Utilisations de chlore (CL<sub>2</sub>), p. ex. :
  - pâtes et papier
  - production de produits chimiques minéraux
  - traitement de l'eau et des eaux usées
  - certains procédés métallurgiques
3. Préparation de produits en vrac, chlorés, p. ex. :
  - Poly(chlorure de vinyle)(PVC)/chlorure de vinyle (ou chloroéthylène, CE)/1,2-dichloroéthane (1,2-DCE)
  - Solvants chlorés et autres méthanes, éthanes et éthylènes chlorés
  - Chlorofluorocarbures (CFC) et HCFC
  - Néoprène (polychlorobutadiène)
4. Production et utilisation de charges d'alimentation chlorées pour la fabrication de produits spéciaux, p. ex. :
  - Benzènes, nitrobenzènes et autres aromatiques chlorés (pour pesticides, colorants, plastifiants, etc.)
  - Acide chloroacétique (pour pesticides et autres utilisations)
  - Chlorure cyanurique (pour pesticides et autres utilisations)
5. Utilisation de pesticides chlorés et d'autres produits spéciaux.
6. Production de produits intermédiaires chlorés pour produits en vrac exempts de chlore :
  - propylènechlorohydrine pour oxyde de propylène (pour polyuréthanes, liquides de freins, anti-gel, etc.)
  - épichlorohydrine (résines époxydes et autres utilisations)
  - phosgène (pour les isocyanates, les polyuréthanes et d'autres applications)
  - chlorométhane (pour la méthylcellulose, les silicones, etc.)
7. Fabrication de produits/additifs chlorés auxiliaires :
  - plastifiants (pour les matières plastiques)
  - ignifugeants (pour les matières plastiques)
  - agents d'épuration (dans les carburants)
  - stabilisateurs (dans les huiles lubrifiantes et de coupe)
  - BPC
8. Production de composés minéraux, p. ex. :
  - agents de blanchiment
  - détergents
  - nettoyants et poudres
  - chlorures de métaux
9. Élimination ou retraitement de résidus chlorés, p. ex. :
  - incinérateurs de déchets municipaux
  - incinérateurs de déchets dangereux
  - incinérateurs de déchets d'hôpitaux
  - récupération de métaux, où sont brûlés des composantes électriques, électroniques et des câbles renfermant du PVC et d'autres organochlorés
  - autres installations d'élimination ou de retraitement.

## L'ARBORESCENCE DES UTILISATIONS DU CHLORE

Cette liste apparaît au départ comme très complexe, avec des milliers de substances, des douzaines de procédés industriels et des milliers d'utilisateurs. Tenter de réglementer à ce niveau de complexité serait peu réaliste et conduirait à une saturation en matière de réglementation.

Il faut donc choisir une autre avenue. Un arbre d'utilisations nous permet de mieux voir dans la foule de substances et de procédés. L'arbre organise les nombreux procédés utilisant le chlore en une série d'activités allant des plus fondamentales aux plus spécialisées. Les procédés de base constituent le tronc et les racines; à mesure que les procédés et les substances deviennent plus spécialisés, ils sont représentés par des branches de plus en plus fines et finalement par des rameaux. L'arbre d'utilisations pour le chlore commence à la racine - la production de chlore - puis se ramifie dans les divers procédés et substances qui utilisent le chlore et ses produits secondaires, pour se terminer par les rejets.

La figure B-2 est un arbre d'utilisations pour le chlore, présentant en détail les ramifications des substances et des procédés (15). La figure B-3 présente un arbre d'utilisations plus simple, qui met en relief les principaux produits, procédés et catégories d'application. L'arbre le plus simple est assez détaillé pour permettre de choisir les points d'intervention d'après les principaux produits, procédés et catégories d'application, relativement tôt dans leur cycle de vie.

De façon générale, plus on s'éloigne dans l'arbre, plus on se situe tardivement dans le cycle de vie, plus les ramifications spécialisées et les points de rejet se multiplient, plus le problème devient complexe et le coût élevé, et moins grande devient la probabilité d'une intervention ou d'une mesure corrective pratique, faisable et efficace. Il est de toute évidence beaucoup plus facile d'intervenir et d'«élaguer» l'arbre de ses procédés et produits indésirables aux points où ils sortent des racines et du tronc en formant les 5 à 10 plus grosses branches, qui représentent les principaux produits et procédés, plutôt que de laisser proliférer les multiples ramifications en centaines et milliers de produits et procédés spéciaux, et d'intervenir à ce niveau.

L'arbre des utilisations permet d'évaluer les produits et les procédés au cours de leur cycle de vie complet. Il est particulièrement important de détecter et de suivre les produits qui renferment d'importantes quantités de substances toxiques rémanentes ou de leur précurseurs, et qui ne sont pas libérés immédiatement, mais parfois plus tard au cours de leur cycle de vie. Le tableau B-2 donne un exemple de cycle de vie procédés/utilisations, qui examine les transformations industrielles et environnementales pour ce qui est des aspects importants de la chimie du chlore.

## ANALYSE DE L'ARBRE DES UTILISATIONS DU CHLORE

### Production et utilisation

Les tableaux B-3 et B-4 présentent les données relatives aux tendances récentes, au niveau de production et aux principaux groupes d'utilisateurs en vrac (16). La production nord-américaine de chlore totalise aujourd'hui environ 13 millions de tonnes par année.

Individuellement, l'utilisation de chlore de loin la plus importante tant aux États-Unis qu'au Canada est la production d'une matière plastique, le poly(chlorure de vinyle). Suit, dans chaque pays, l'utilisation du chlore comme agent de blanchiment dans l'industrie du papier, et, en troisième position, la production de solvants chlorés et de précurseurs pour le polyuréthane. La désinfection des eaux usées et de l'eau potable représente à peu près 5 % de la consommation totale de chlore, avec une petite fraction seulement de ce pourcentage pour l'eau potable. Comparativement, toutes les autres utilisations spéciales ne représentent que des montants relativement faibles.

Voici les principales tendances :

- Augmentation de la production totale de chlore entre 1985 et 1988, principalement à cause de l'accroissement de la demande dans le secteur des pâtes et papiers, ainsi que dans la production de PVC et de ses précurseurs, le 1,2-dichloroéthane et le chloroéthylène.
- Baisse récente (depuis 1988) de l'utilisation de chlore dans le secteur des pâtes et papier.
- Baisse de la production de solvants chlorés, par suite de l'élimination des CFC et du remplacement des solvants chlorés dans les industries de transformation par d'autres procédés ou par des méthodes non chimiques de nettoyage, de revêtement et d'extraction.
- Forte croissance, récente et prévue, dans la production de PVC - le seul secteur majeur dont on prévoit la croissance. Les exportations de PVC par les États-Unis sont elles aussi en hausse.

### Production de chlore et de soude caustique : la racine

En Amérique du Nord, pratiquement tout le chlore est produit par électrolyse d'une solution de sel avec un courant électrique de forte intensité; il se forme alors du chlore, de l'hydroxyde de sodium (soude caustique) et de l'hydrogène. Ce procédé est représenté par la racine de l'arbre des utilisations chimiques du chlore. Le chlore ainsi produit constitue la charge alimentaire de base pour la production de tous les organochlorés et des produits secondaires.

FIGURE B-2  
DÉRIVÉS DU CHLORE ET DE L'ACIDE CHLORHYDRIQUE

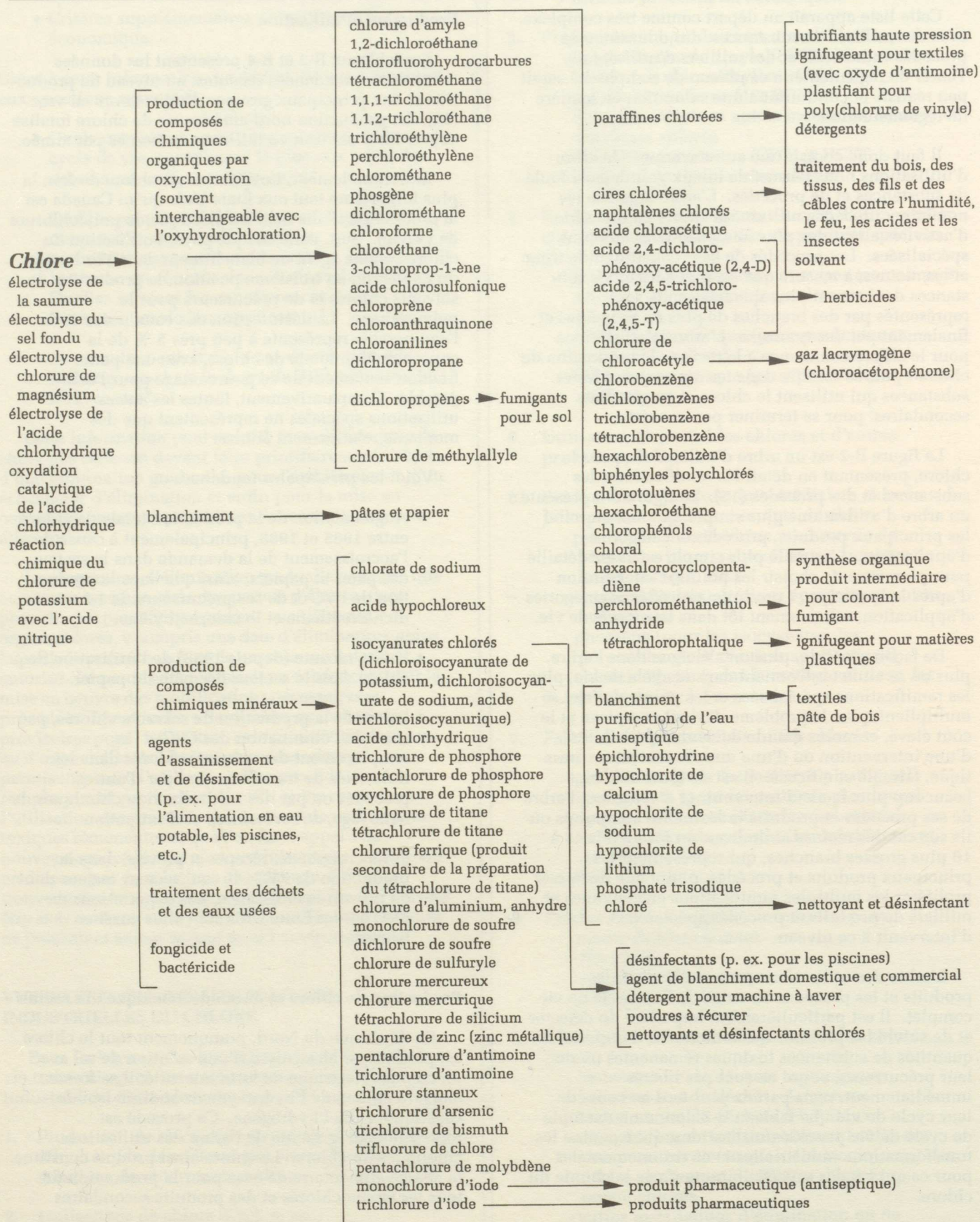


FIGURE B-2 (SUITE)  
DÉRIVÉS DU CHLORE ET DE L'ACIDE CHLORHYDRIQUE

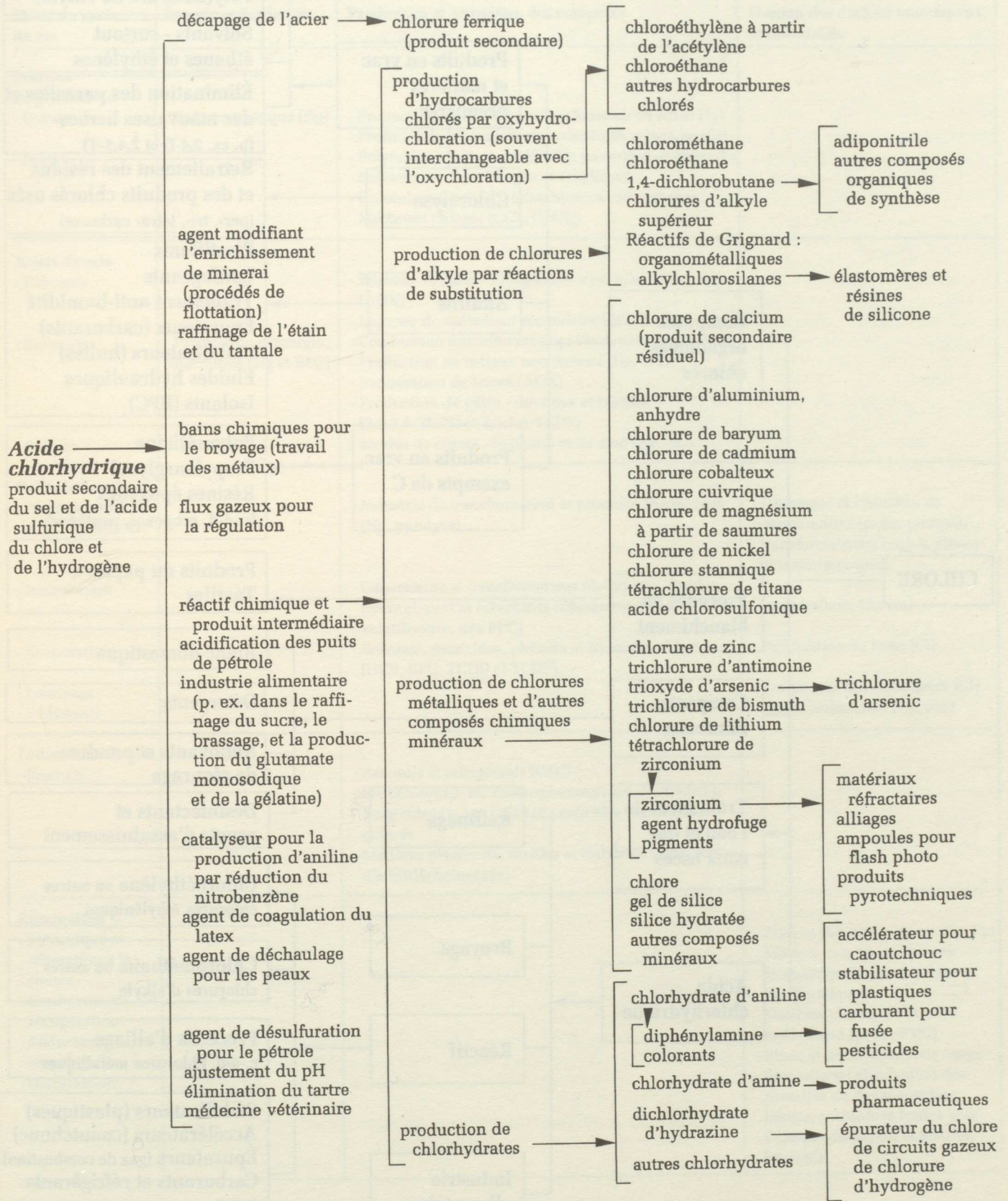
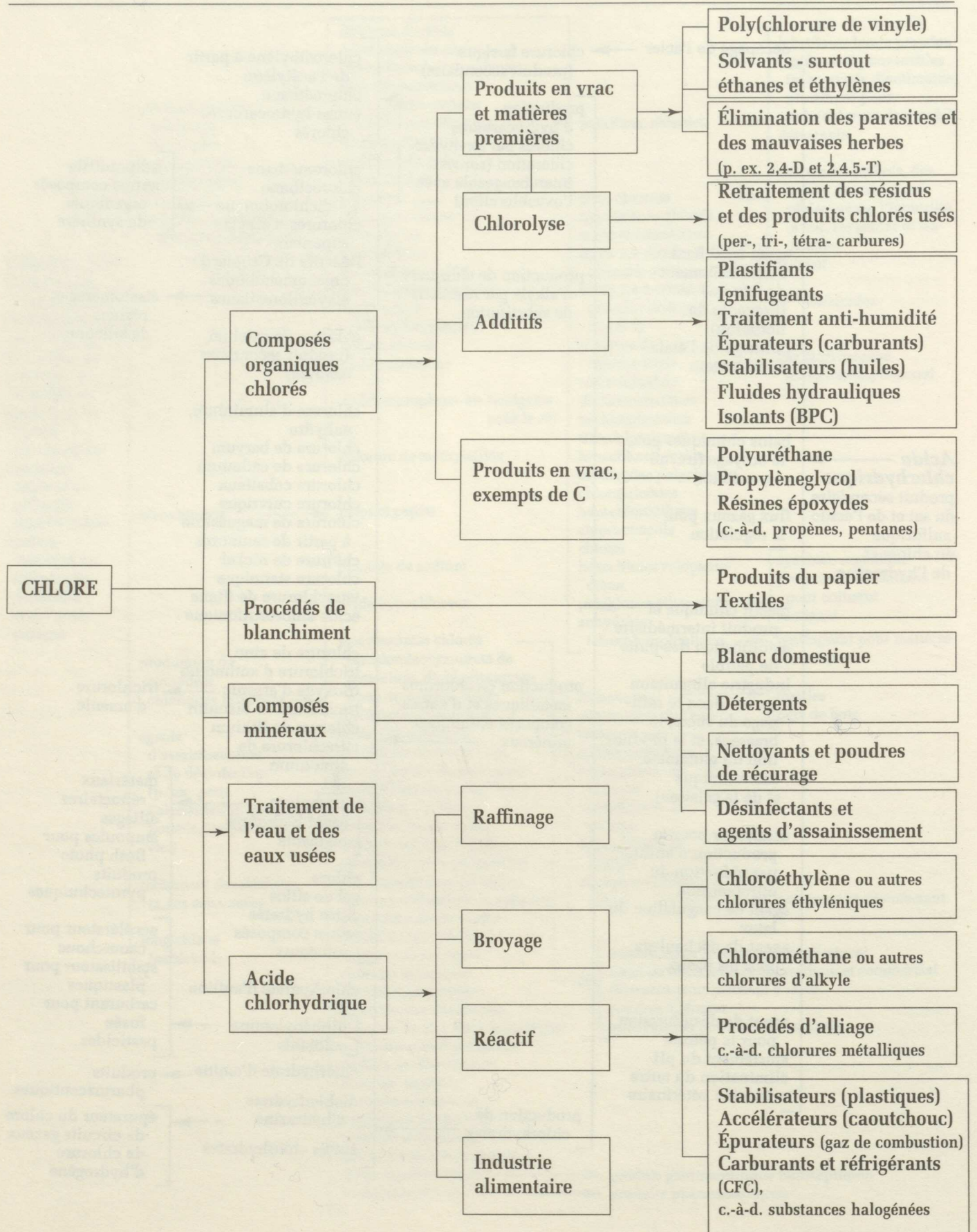




Figure B-3



**TABLEAU B-2**  
**PROCÉDÉS/UTILISATIONS POUR LES SUBSTANCES TOXIQUES RÉMANENTES DANS LES GRANDS LACS**  
**(MERCURE ET CHLORE)**

Stade du cycle de vie	Énergie et fonderies	Production et utilisation des composés	Gestion des déchets municipaux et industriels
<b>Procédé de production</b> · Entrée · Sortie	· Coût énergétique (Hg)	· Production électrolytique de chlore-alcali (Cl et Hg) · Procédés de blanchiment papier Kraft et textiles (Cl) · Poly(chlorure de vinyle)(PVC); propylène et époxydes · Solvants (surtout éthanes et éthylènes) · Chlorolyse (-per, -tri, tétrachlorures de carbone) · Méthanes chlorés (CCl <sub>4</sub> , CHCl <sub>3</sub> )	
<b>Rejets directs</b> · Effluents · Émissions · Solides	· Production d'énergie thermique (Hg et BPC)	· Résidus de pâtes - halogénure organique adsorbable (AOX) · Lagunes de traitement secondaire (AOX) · Combustion de carburant dans l'industrie (Hg et PCB) · Production de métaux non ferreux (Hg, etc.) · Incinération de boues (AOX) · Production de pâtes - dioxines et furanes (2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF) · scories de cuivre, de plomb et de zinc (Hg, etc.)	
<b>Rejets indirects</b> · Déversements et enfouissement · Incinération · Évaporation · Lessivage · Sédiments		· Industrie de transformation et procédés thermiques (Hg, pyrolyse) · Générateurs et transformateurs électriques, fluides hydrauliques et lubrifiants (déversements et volatilisation des BPC) · Solvants, pesticides, phénols et benzènes chlorés (HCB, BPC, TCDD et TCDF)	· Décharges et chantiers de construction (p. ex. pompes, transformateurs; huiles, pièces et matériaux usés) · Incinérateurs (divers) · Purification de l'eau (Cl) · Traitement des eaux usées (Cl) · Boues résiduelles (Hg, etc.)
<b>Utilisations finales</b> · Produits		· Aérosols et réfrigérants (CFC) · Herbicides (p. ex. chlorophénoxy, 2,4,-D, 2,4,5-T), fongicides (p. ex. HCB) et pesticides organiques chlorés · Matières plastiques, textiles et carburants (utilisation d'additifs halogénés)	
<b>Élimination</b> · Mécanique et séparation à la source · Confinement/récupération · Réduction/recyclage/réutilisation			· Piles et peintures (p. ex. Hg, Pb) · Métaux usés (p. ex. pièces électroniques, autos, câbles et fils électriques) · Matières plastiques et emballages (p. ex. PVC) · Blanc et nettoyants pour usage domestique; élimination des parasites ou des mauvaises herbes; solvants et huiles usés · Produits du papier et textiles blanchis

**Table B-3**  
**Canadian Demand Pattern**

	1985	1988	1990	1992
	Kilotonnes (%)			
1,2-dichloroéthane	594.0 (39.0)	645.0 (36.6)	675.0 (41.1)	NA
Pâtes et papier	430.0 (28.0)	505.0 (28.6)	420.0 (25.5)	NA
Mines et fonderies	7.0 (0.5)	8.0 (0.5)	7.0 (0.4)	NA
Traitement de l'eau	18.0 (1.2)	19.0 (1.1)	18.5 (1.1)	NA
Chlorure d'hydrogène	32.5 (2.1)	32.0 (1.8)	30.0 (1.8)	NA
Chlorure d'aluminium	11.5 (0.8)	12.0 (0.7)	14.0 (0.9)	NA
Hypochlorite de sodium	12.0 (0.8)	13.0 (0.7)	13.5 (0.8)	NA
Solvants chlorés	71.0 (4.7)	74.0 (4.2)	70.0 (4.3)	NA
Oxyde de propylène	82.0 (5.4)	82.0 (4.7)	850.0 (5.2)	NA
Divers	5.4 (0.4)	9.7 (0.6)	9.0 (0.6)	NA
Demande canadienne totale	1 263.4	1 399.7	1 342.0	
Exportations	257.6 (17.0)	363.4 (20.8)	322.5 (19.6)	NA
Disparition totale	1 521.0	1 763.1	1 644.5	

**TABLEAU B-4**  
**DEMANDE AUX ÉTATS-UNIS**

	1985	1988	1990	1992
	Kilotonnes (%)			% est.
1,2-dichloroéthane	2 037.0 (21.0)	2 590.0 (24.4)	2 820.0 (26.6)	30
Pâtes et papier	1 554.0 (16.0)	1 740.0 (16.4)	1 470.0 (13.8)	11
Composés minéraux	1 165.0 (12.0)	1 172.0 (11.1)	1 210.0 (11.4)	11
Méthanes chlorés	778.3 (8.0)	790.4 (7.5)	780.0 (7.3)	5
Éthanes chlorés	918.3 (9.5)	864.7 (8.2)	850.0 (8.0)	5
Traitement de l'eau	425.3 (4.4)	527.2 (5.0)	540.0 (5.1)	5
Oxyde de propylène	628.3 (6.5)	685.4 (6.5)	706.0 (6.7)	8
Autres composés organiques	1 705.6 (17.6)	1 715.3 (16.2)	1 750.0 (16.5)	16
Divers	454.9 (4.7)	459.8 (4.3)	450.0 (4.2)	4
Demande totale aux États-Unis	9 666.7	10 544.8	10 576.0	
Exportations	51.3 (0.5)	58.2 (0.6)	44.0 (0.4)	5
Disparition totale	9 718.0	10 603.0	10 620.0	

\*Note : Parmi les autres composés minéraux, il y a le dioxyde de titane, et les autres composés organiques comprennent l'épichlorohydrine. En 1992, les exportations par les États-Unis étaient constituées de 1,2-dichloroéthane.

Source : Référence (16). Les données pour 1992 sont adaptées à partir de (27).

La production conjointe de chlore et de soude caustique est un facteur important qui intervient dans l'élimination du chlore. La soude caustique, qui n'est pas elle-même associée à la production de substances toxiques rémanentes, est utilisée dans divers secteurs industriels, comme la production de l'aluminium, du verre, de produits chimiques et de textiles, ainsi que dans le traitement de l'eau et le raffinage du pétrole.

En fait, le développement de la chimie du chlore a été au départ facilité par le besoin d'utiliser les surplus de chlore provenant de la production de soude. Aujourd'hui encore, les producteurs de chlore-alcali tirent pratiquement tous leurs profits de l'alcali, et non du chlore. Étant donné que la demande en alcali continue à augmenter et que le chlore est difficile à stocker, les producteurs ont besoin d'un « puits » pour ce composé - autrement dit d'autres procédés et produits industriels, comme le PVC ou les pâtes et papier. La production d'une partie au moins des organochlorés persistants est donc directement attribuable à la demande en soude caustique.

Les producteurs de chlore comptent sur la croissance du PVC pour compenser la baisse dans d'autres secteurs importants, et le PVC devient donc de plus en plus le « puits » dans lequel les producteurs de chlore-alcali peuvent déverser leur excès de chlore et ainsi continuer à répondre à la demande croissante en soude caustique (17-22).

L'élimination graduelle du chlore pourrait entraîner une forte baisse de la capacité d'approvisionnement en soude. Ce problème pourrait être résolu de plusieurs façons. D'abord, la consommation de soude caustique pourrait être considérablement réduite grâce à des mesures d'économie et au recyclage. Ensuite, cette même consommation peut aussi être réduite par utilisation d'autres alcalis ou d'autres sources de sodium. Enfin, la soude caustique peut être produite par des méthodes autres que le procédé d'électrolyse. Il serait ainsi possible de dissocier la production de chlore de celle de soude caustique.

La soude caustique est produite à l'état brut par trois grands procédés : l'électrolyse en chlore-alcali; la recaustification du carbonate de sodium par le lait de chaux (ancien procédé Solvay); la caustification du carbonate de sodium extrait sous forme de trona (minerai constitué principalement de carbonate de sodium). Certains rapports font état d'une évolution vers ces deux derniers procédés, avec en tête le procédé Solvay (18).

Il existe des gisements de trona à plusieurs endroits dans le monde. Le plus grand et de loin se trouve au Wyoming (23). Plusieurs compagnies exploitent actuellement ces ressources pour le carbonate de sodium et (ou) l'alcali, y compris la compagnie Solvay, grande productrice de chlore-alcali. D'autres grandes compagnies seraient sur le point d'envisager le même type d'exploitation. On commence seulement à envisager le développement futur de ce procédé, et on estime que les réserves de trona sont suffisantes pour satisfaire à la demande mondiale en alcali pendant

plusieurs centaines d'années (23).

La soude caustique peut aussi être produite par électrolyse ou électrodialyse du sulfate de sodium, procédé qui est déjà utilisé dans certaines usines pilotes. Le sulfate de sodium est un minerai abondant et il est également présent dans les effluents d'eaux usées de certaines usines, comme celles de pâtes, de rayonne et de divers produits chimiques (25). Selon l'inventaire de rejets toxiques de l'EPA (Environmental Protection Agency, États-Unis), l'industrie a, en 1987, déversé dans les eaux de surface plus de 4,5 millions de tonnes de sulfate de sodium, dont une partie a probablement été récupérée et réutilisée.

Il existe aussi des moyens permettant de réduire la demande en soude caustique. Les programmes d'amélioration du rendement et de recyclage peuvent sensiblement réduire les besoins en soude caustique. Le cycle de la soude caustique dans l'industrie des pâtes et papier peut presque être fermé si on élimine le chlore (et ses produits secondaires corrosifs) dans le procédé de blanchiment, ce qui permet de réduire jusqu'à 80 % la demande en soude caustique dans ce secteur. Il existe également des possibilités de réduction (50% ou plus) dans d'autres secteurs, notamment dans la production d'oxyde d'aluminium et dans le raffinage du pétrole.

On peut souvent remplacer la soude caustique par d'autres produits chimiques, ce qui en réduit encore la demande. Les carbonates, la chaux et l'hydroxyde de magnésium peuvent servir dans de nombreuses applications nécessitant un milieu alcalin (18). Ainsi, chez Dow Chemical, 500 000 tonnes de soude caustique, utilisées chaque année pour la production d'oxyde de propylène, ont pu être remplacées par de la chaux (26). S'il faut des ions sodium, on peut souvent faire appel au carbonate ou au sulfate de sodium.

Ensemble, les mesures d'économies, de remplacement et d'utilisation de « soude exempte de chlore » devraient permettre de réduire sensiblement et à courte échéance la demande en soude produite par le procédé chlore-alcali. À long terme, ces méthodes semblent suffisantes pour remplacer complètement la soude caustique obtenue par ce procédé.

### En montant l'arbre des utilisations du chlore

Étant donné que la production de chlore et celle de soude peuvent être dissociées, il est possible d'envisager une forte baisse de la production de chlore et d'analyser avec plus de flexibilité le tronc principal et les branches de l'arbre des utilisations du chlore. La majeure partie (80 à plus de 90 %) du chlore produit n'est utilisée que dans 8 à 10 groupes de produits ou applications facilement discernables. Une fraction beaucoup plus faible (5 à 20 %) se range dans les secteurs de produits chimiques spéciaux (à l'exclusion des solvants), correspondant à des groupes de produits très diversifiés et, par conséquent, à des scénarios d'élimination complexes.

Les groupes importants, relativement peu nombreux, sont présentés aux tableaux B-3 et B-4. Au Canada, l'utilisation du chlore est dominée par le 1,2-DCE (pour la production du CE/PVC)(41,1 %), les pâtes et papier (25,5 %), les exportations (peut-être sous forme de 1,2-DCE, comme en font état des rapports aux États-Unis) (19,6 %), l'oxyde de propylène (5,2 %) et les solvants chlorés (4,3 %). Ces utilisations représentent 95,7 % du total (16).

Aux États-Unis, l'utilisation du chlore dans l'industrie chimique est plus spécialisée, d'où un arbre plus complexe. Néanmoins, une grande partie du chlore utilisé se limite à quelques groupes relativement peu nombreux. L'utilisation du chlore dans les secteurs du 1,2-DCE, CE et PVC (35 %, y compris les exportations), des pâtes et papier (14 %), des méthanes et des éthanes chlorés (p. ex. solvants, 10 %), de l'oxyde de propylène (8 %) et du traitement de l'eau (5 %) représentent 67 % de l'utilisation totale de chlore. Le reste est employé pour des composés minéraux (11 %), d'autres composés organiques (16 %) et dans divers autres secteurs (4 %) (16).

Même au sein des «produits chimiques spéciaux», les principaux produits, comme les pesticides chlorés, ont tendance à dominer et il est ainsi relativement facile de les classer. Il y a d'autres produits et applications majeurs, qui sont eux aussi facilement discernables. Plutôt que de se simplifier, les ramifications de l'arbre se compliquent dans les domaines associés à la production de composés chimiques organiques et minéraux (Figure B-2). Une stratégie de réglementation s'attaquant au problème à ce niveau de complexité serait probablement vouée à l'échec.

Les activités de rejet au cours du cycle de vie (par exemple, l'incinération des résidus et la récupération des métaux usés) font également partie de la famille chimique du chlore et contribuent elles aussi à la contamination de l'environnement par les substances toxiques rémanentes. Comme ces activités se situent principalement en aval des secteurs de production et d'utilisation, elles diminueront à mesure que l'utilisation de chlore sera réduite. Cependant, ces secteurs devront faire l'objet d'une attention spéciale et immédiate, car il existe actuellement des stocks importants et il y aura un approvisionnement constant en produits chlorés, qui peuvent devenir des charges d'alimentation pour ces procédés avec, comme conséquence, des rejets continus de substances toxiques rémanentes dans l'environnement.

Une discussion détaillée de chaque secteur important se situe en dehors du cadre du présent rapport au Groupe de travail. Cependant, quelques groupes majeurs de produits et de procédés peuvent servir à illustrer l'application de la stratégie. On examinera, pour chacun d'entre eux, son importance comme source de substances toxiques rémanentes, en même temps que les solutions de rechange éventuelles et les conséquences de leur application.

## 1,2-DICHLOROÉTHANE/CHLOROÉTHYLÈNE (OU CHLORURE DE VINYLE)/POLY(CHLORURE DE VINYLE)

### Importance comme source de substances toxiques rémanentes

Le poly(chlorure de vinyle), PVC, représente, avec ses précurseurs, le 1,2-dichloroéthane et le chloroéthylène, de loin l'utilisation la plus importante de chlore. C'est également le seul secteur majeur d'utilisation qui connaît la croissance. Aussi longtemps que l'industrie sera liée à la production associée du chlore et de la soude caustique, le PVC a de fortes chances de rester le puits pour les surplus de chlore, à la suite du recul dans les autres utilisations.

Ainsi, dans les 10 à 15 dernières années, l'industrie a cherché à développer les marchés de PVC et à faire des incursions dans des secteurs où on employait des matériaux classiques, comme l'emballage, la tuyauterie, les revêtements de sols, les parements et le mobilier. En ce qui concerne l'expansion future, les marchés dans les pays en voie de développement constitueraient des cibles appropriées pour permettre une croissance importante (22).

Certains ont laissé entendre que le PVC ne représenterait pas une menace pour l'environnement, du fait que ce type de produit est relativement inerte et non toxique. Mais, lorsqu'on examine le cycle de vie complet du PVC, on voit qu'il est la cause d'importants rejets de substances toxiques rémanentes dans l'environnement. Les rejets les plus considérables se situent pendant les processus de fabrication et d'élimination.

Les charges d'alimentation de base pour le PVC - soit le 1,2-dichloroéthane et le chloroéthylène - sont toutes deux extrêmement toxiques, produisant des effets comme le cancer, les malformations congénitales, les troubles cardio-vasculaires et les lésions au niveau du foie, des reins et du système nerveux. Une fois libéré dans l'air, le chloroéthylène est dégradé en un certain nombre d'autres composés organiques et minéraux chlorés; il est extrêmement persistant dans l'eau. Le 1,2-dichloroéthane est lui aussi extrêmement persistant dans l'eau et encore beaucoup plus dans l'air, avec une demi-vie évaluée à quatre mois (28).

Les installations de production libèrent d'importantes quantités de ces charges dans l'air et dans l'eau; les États-Unis déclarent eux-mêmes des émissions industrielles de chloroéthylène dans l'atmosphère totalisant 1,3 million de livres par année, auxquelles il faut ajouter 0,6 million de livres par année de rejets à l'extérieur des sites de production. L'exposition professionnelle suscite elle aussi des craintes, en effet des taux anormalement élevés de cancers (particulièrement d'angiosarcomes) ont été observés chez les travailleurs exposés au chloroéthylène (28).

La fabrication de ces charges alimentaires entraîne la production de grandes quantités de résidus (incluant les fractions légères et lourdes de queue ainsi que les goudrons d'oxychloration), qui renferment toute une gamme de substances toxiques rémanentes, comme l'hexachlorobenzène et l'hexachlorobutadiène. Récemment, de très fortes concentrations de dibenzo-p-dioxines/furanes (PCDD/F) polychlorés ont été décelées dans les résidus provenant de la préparation du 1,2-dichloroéthane par oxychloration (17,29,30). Si les concentrations de PCDD/F mesurées jusqu'ici dans les goudrons d'oxychloration (de l'ordre de quelques centaines de parties par milliard) sont représentatives pour d'autres usines, alors ce procédé industriel pourrait être la source individuelle la plus importante pour la formation de dioxines.

Une fraction importante de ces résidus est incinérée, ce qui entraîne la dispersion d'une partie des substances toxiques rémanentes en même temps que la formation, par combustion incomplète, de quantités supplémentaires de substances toxiques rémanentes. On a également décelé des émissions et des rejets de PCDD/F par ces procédés respectivement dans l'air et dans l'eau; la majeure partie des dioxines présentes dans les sédiments du Rhin aux Pays-Bas proviendraient de rejets d'eaux usées par les usines produisant du 1,2-dichloroéthane et du chloroéthylène. Une partie des rejets est réutilisée pour la production de solvants chlorés.

Le PVC pur résultant de ce procédé est une matière plastique aux qualités médiocres et ne peut être utilisé sans addition de toute une gamme de produits (22,31). Parmi ceux-ci on peut citer les plastifiants, les stabilisateurs thermiques, les pigments, les biocides, les ignifugeants, etc. (31). Un grand nombre de ces additifs sont eux-mêmes des substances toxiques rémanentes; l'emploi comme additifs dans le PVC représente une fraction importante de l'utilisation totale de substances omniprésentes, comme le phtalate de bis(2-éthylhexyle) et d'autres phtalates, le cadmium, le plomb, les organo-étains et les paraffines chlorées. Aux États-Unis, la production totale d'additifs pour les matières plastiques était en 1991 de 10 230 millions de livres (31). Les additifs sont libérés dans l'environnement par les émissions et les résidus formés lors de leur production ou de celle des PVC, par lessivage pendant la durée de vie des PVC, et enfin lors de la mise au rebut de ces produits.

De grandes quantités de substances toxiques rémanentes sont libérées dans l'environnement au cours de l'étape finale du cycle de vie, la mise au rebut des PVC. En raison de la composition complexe des PVC, on ne peut envisager pour l'instant leur recyclage, car il faudrait séparer les diverses composantes du PVC pour disposer d'un produit de qualité (22,29-31). Cependant, on a signalé un cas de recyclage d'importantes quantités d'un isolant (en PVC) de fils et de câbles par un grand recycleur (Waxman) utilisant la séparation mécanique, à Hamilton (Ontario). Les additifs peuvent être lessivés à partir de décharges, particulièrement en présence de solvants organiques. À cet égard, ce sont les

plastifiants qui suscitent le plus de craintes, car ils ne forment pas de lien chimique stable avec le PVC.

Lorsqu'il est brûlé, le chlore contenu dans le PVC se transforme en chlorure d'hydrogène et en produits chlorés résultant d'une combustion incomplète, notamment l'hexachlorobenzène, les BPC et les PCDD/F. Le PVC est la source la plus importante de chlore dans les incinérateurs pour déchets municipaux et hospitaliers. C'est également la principale source de cadmium et une source non négligeable de plomb (22). Les brèves utilisations de PVC, comme les emballages, sont celles qui représentent le plus de problèmes du point de vue de l'alimentation des incinérateurs en chlore. Cependant, les millions de tonnes de PVC pour usage plus ou moins long (parements, tuyauterie, jouets, etc.) seront bientôt usées et deviendront à leur tour des résidus qu'il faudra éliminer.

La combustion de PVC dans les incendies d'immeubles représente elle aussi une source importante de substances toxiques rémanentes. Lorsque les tuyaux, les parements, les revêtements de sol, certaines pièces de mobilier et d'autres éléments en PVC brûlent dans de tels incendies, il se forme toute une gamme de produits de combustion incomplète (y compris les PCDD et les PCDF); il y a également libération de phtalates, de métaux lourds et d'autres additifs non brûlés. On sait que les pompiers qui combattent des «incendies chimiques» de ce type courent de graves dangers. Un rapport publié en 1991 par l'EPA allemande montre qu'il y a dans les incendies un lien entre la formation de dioxine et les matières plastiques chlorées, particulièrement le PVC (32).

Le PVC peut également être une source majeure de chlore lors des opérations de récupération de métaux, où l'on brûle des câbles, ainsi que du matériel électronique et électrique usés. On a pu déterminer que ces opérations constituaient des sources majeures de PCDD, de PCDF et d'autres substances toxiques rémanentes.

Le PVC est donc associé, tout au long de son cycle de vie, à la formation de grandes quantités de substances toxiques rémanentes et à leur rejet dans l'environnement. À cet égard, le PVC a acquis la triste réputation d'être, parmi les matières plastiques d'importance majeure, la plus nocive pour l'environnement. Des rapports récents du Tellus Institute et de l'EPA allemand en sont arrivés à la conclusion que le PVC entraînait des problèmes plus graves pour l'environnement que les matières plastiques exemptes de chlore, comme le polyéthylène et le polypropylène (33).

### Solutions de rechange

Les utilisations de PVC aux États-Unis sont résumées au tableau B-5.

Les produits de remplacement pour le PVC sont propres à chaque utilisation et comprennent le bois, le linoléum, les matières plastiques non chlorées, les métaux, le verre, le papier, le carton, etc. Par exemple,

en tuyauterie (l'utilisation individuellement la plus importante de PVC), les tuyaux fabriqués en métal ou en matière plastique exempte de chlore peuvent totalement remplacer ceux en PVC. Comme on l'a vu précédemment, les matériaux «classiques» ont répondu jusqu'à tout récemment à la plupart des besoins qui sont maintenant comblés par le PVC. Les domaines où les matières plastiques sont «nécessaires» (par exemple dans les automobiles et pour l'isolation des câbles), le PVC peut être remplacé, selon les propriétés recherchées, par des matières plastiques non chlorées, comme les suivantes : ABS (acrylonitrile-butadiène-styrène), SAN (styrène-acrylonitrile), polyéthylène, polypropylène, poly(alcool vinylique), polyamines, polycarbonates exempts de chlore, polyacryliques, etc.

En Europe, une sensibilisation de plus en plus grande au problème environnemental du PVC a abouti à des mesures efficaces visant à éliminer le PVC dans une vaste gamme d'applications, notamment dans la construction, l'emballage commercial et médical, les automobiles et le mobilier. Deux années après avoir adopté une politique destinée à éliminer le PVC dans les projets de construction publique, la ville allemande de Bielefeld a réussi à remplacer 90 % du PVC dans ses activités de construction. Au moins 80 autres municipalités plus deux États allemands et la moitié des capitales régionales en Autriche ont également mis en oeuvre des politiques d'élimination du PVC sur les chantiers de construction publics. Le réseau de transport public de Vienne récemment aménagé est pratiquement exempt de PVC et le fabricant d'autos Volkswagen n'utilise plus de PVC dans ses véhicules. D'autres fabricants d'appareils et de matériel électronique (AEG) ainsi que d'équipement de bureau (Herlitz) ont eux aussi éliminé le PVC dans leurs lignes de produits. Le fabricant de meubles suédois IKEA a annoncé une politique d'élimination graduelle du PVC. Dans le domaine de l'emballage, une chaîne danoise de supermarchés a réduit de 99 % la quantité de PVC dans toutes ses lignes de produits, et les emballages en PVC ont été retirés entièrement de tous les supermarchés autrichiens. En ce qui concerne les applications médicales, on signale qu'un hôpital récemment ouvert à Vienne est pratiquement exempt de PVC, les sacs et tuyaux de perfusion ayant été remplacés par du matériel en matières plastiques exemptes de chlore; d'autres hôpitaux dans le même district ont maintenant adopté des politiques qui excluent l'utilisation de PVC.

Certaines des solutions de rechange peuvent susciter des craintes, notamment les matières plastiques non chlorées. Dans beaucoup de cas, les solutions de rechange les plus simples sont les plus judicieuses du point de vue environnemental; il en est ainsi par exemple de l'élimination des emballages non indispensables et de l'utilisation de matériaux classiques dans la construction et pour le mobilier. Comme on l'a noté ci-dessus, d'autres matières plastiques sont moins préjudiciables pour l'environnement que le PVC (33). Étant donné qu'elles ne contiennent pas de chlore et moins d'additifs, ces matières plastiques sont généralement associées à des

**TABLEAU B-5**  
RÉPARTITION DES UTILISATIONS DE PVC  
AUX ÉTATS-UNIS

Tuyaux et raccords	39%
Parements	10
Fils et câbles	4
Pièces d'extrusion (soit les cadres de fenêtres)	6
Produits en rouleaux	11
Revêtements de sols et autres	6
Emballage	5
Mobilier	1.2
Appareils	1.8
Jouets	0.4
Articles domestiques	0.9
Exportations	13
Autres	2

Source : Références (22,34).

déversements beaucoup moins graves de substances toxiques rémanentes (22,29).

#### Mise en oeuvre d'un processus d'élimination graduelle du PVC

Comme l'ont montré les efforts déployés en Europe, les programmes d'élimination peuvent être dirigés efficacement vers les principaux secteurs d'utilisation du PVC, en fonction de l'importance relative de chaque secteur et de l'existence de solutions de rechange, ce qui permet d'obtenir des réductions significatives dans la consommation de PVC.

La mise en oeuvre d'un programme d'élimination exigera évidemment le concours des Parties. Les mesures suivantes peuvent être prises pour un programme de ce type :

1. Suppression des permis de fabrication de PVC.
2. Suppression rapide du PVC dans des utilisations où les rejets sont rapides (c.-à-d. les emballages).
3. Interdiction de l'incinération du PVC dans les incinérateurs de déchets de municipalités ou d'hôpitaux.
4. Suppression rapide de l'utilisation de PVC là où les risques d'incendie sont élevés (c.-à-d. dans la construction et l'industrie automobile).
5. Séparation mécanique obligatoire du PVC des métaux usés; c'est la seule technique acceptable, à défaut de quoi, il faudra rapidement supprimer le PVC dans ces utilisations.
6. Suppression selon des échéanciers précis pour d'autres utilisations à long et à moyen termes.
7. Autres mesures, incluant des taxes environnementales sur le PVC; étiquetage du produit et éducation du consommateur;

fournitures par le gouvernement de produits exempts de PVC et construction exempte de PVC dans les bâtiments publics; surtaxes pour les rejets de produits à base de PVC.

Les conséquences socio-économiques de la suppression du PVC se situent en dehors du cadre de la présente étude. L'expérience européenne montre que les solutions de rechange sont largement applicables. Il faut examiner les méthodes permettant de venir en aide aux travailleurs actuellement exposés professionnellement au PVC en même temps que les programmes de suppression (autrement dit : les compensations aux travailleurs, ainsi que leur recyclage; les investissements publics en faveur du développement d'autres activités économiques; etc.).

## PÂTES ET PAPIER

### Leur importance en tant que source de substances toxiques rémanentes

L'industrie des pâtes et papier est le second plus grand consommateur de chlore et de composés chlorés aux États-Unis et au Canada. Ces agents de blanchiment servent à extraire la lignine résiduelle de la pâte de bois, afin d'obtenir un papier d'un blanc éclatant.

Le chlore se combine avec cette substance organique en formant des milliers de composés organochlorés, dont environ 300 ont été identifiés, et notamment des aliphatiques chlorés, des acides, des phénols, des gaïacols et des dioxines (66). Cependant, une fraction considérable (97 %) du chlore organique total fait partie de composés organiques non caractérisés, de masse moléculaire moyenne à élevée, qui, comme on a pu le démontrer, se décomposent en composés organiques de masse moléculaire plus faible, dont beaucoup sont des substances toxiques rémanentes (10,37,66,67). Les organochlorés formés lors du processus de blanchiment passent dans l'environnement via les effluents, les émissions de composés volatils dans l'air, l'élimination des boues de traitement (généralement par incinération ou décharge au sol), et enfin par les produits de papier comme tels (10,37,66,67,85,88,98,99,102).

On estime qu'en 1989, les rejets cumulatifs par les usines de pâte blanchie dans les eaux réceptrices canadiennes atteignaient 1 000 000 de tonnes (9); même si les substances toxiques et (ou) biocumulatives rémanentes ne représentent qu'une petite fraction de ces rejets totaux d'organochlorés, ceux-ci sont d'une très grande importance. La teneur en chlore du papier blanchi vient immédiatement après le PVC comme source de chlore des incinérateurs de déchets en Amérique du Nord (22); les dioxines et d'autres substances toxiques rémanentes ont été décelées dans les émissions d'incinérateurs pour les boues provenant d'usines de pâte blanchie.

Les effluents d'usines de pâte non blanchie renferment elles aussi une grande variété de composés organiques et de métaux lourds, qui peuvent être

toxiques pour les poissons et d'autres organismes aquatiques (10,35-37,40,93-97). Les effluents d'usines de pâte blanchie renferment ces composés en plus de produits secondaires chlorés du blanchiment par le chlore, dont beaucoup sont toxiques, persistants et (ou) biocumulatifs (9,10,35-37,63-70,72,76,82,83,86-92,97,100). On sait que les composés organiques non chlorés, présents dans les effluents d'usines de pâte non blanchie, ne présentent pas une persistance ni une bioaccumulation très élevées; ils ont, cependant, été associés à des réactions biologiques chez les poissons, notamment à l'induction d'enzymes de détoxification hépatique, bien qu'avec moins (parfois beaucoup moins) de gravité que chez les poissons exposés à des effluents d'usines de pâte blanchie (40,96,97).

Le fait que les effluents d'usines de pâte non blanchie peuvent entraîner des effets biologiques souligne la nécessité d'évoluer vers des usines sans effluent, fonctionnant en cycle fermé; des changements de cet ordre ne deviennent possibles que si l'on met fin à l'utilisation de chlore (37,38). Une fois les agents de blanchiment au chlore éliminés, de nombreux cycles de procédés peuvent être fermés, des effluents éliminés, et la consommation et les rejets d'eau sensiblement réduits. Il y aura également production de quantités plus faibles de boues de traitement, avec des niveaux de contamination beaucoup moindres, ce qui entraînera une réduction des coûts de traitement et d'élimination et atténuera l'impact. De plus, la soude caustique qui, autrement, aurait été évacuée, est recyclée, d'où une réduction des coûts pour les produits chimiques, l'élimination de la consommation d'énergie nécessaire à la production de soude caustique et la baisse de la demande totale en soude caustique; ce processus doit nécessairement accompagner l'élimination du chlore.

### Solutions de rechange

Les pressions visant à réduire les émissions de composés organiques chlorés, axées au départ sur les dioxines et les furanes, ont amené les usines de pâtes à modifier certains procédés, en diminuant l'utilisation du chlore en général et du chlore élémentaire en particulier. De 1988 à 1991, l'emploi de chlore élémentaire au Canada a été réduit de presque la moitié (39). Les prévisions commerciales laissent entrevoir un recul constant de la consommation industrielle de chlore en Amérique du Nord, en Scandinavie et en Europe. On fabrique de plus en plus de pâtes totalement exemptes de chlore, ainsi que des fibres recyclées avec de la pâte mécanique (38).

Des techniques de remplacement pour fabriquer du papier de haute qualité sans chlore ni composé chloré ont été mises au point partout dans le monde, notamment dans les secteurs suivants :

- Fabrication et utilisation de papier neutre, non blanchi, pour la plupart des applications.
- Amélioration des procédés maison (meilleures méthodes d'écorage, de lavage et de déchiquetage).



- Délignification plus poussée, chauffage rapide par déplacement, cuisson en continu modifiée, et obtention de pâte au solvant pour éliminer davantage de lignine avant le blanchiment.
- Pré-blanchiment à l'oxygène et au peroxyde d'hydrogène.
- Blanchiment à l'oxygène, incluant de l'oxygène, de l'ozone et du peroxyde d'hydrogène.
- Addition d'enzymes produits naturellement, pendant le blanchiment, pour améliorer le rendement du blanchiment à l'oxygène.

De plus, le remplacement de 100 % du chlore élémentaire par du dioxyde de chlore réduit sensiblement la quantité d'organochlorés dans l'effluent d'une usine de pâtes et papier (99). Cependant, on n'a pas encore déterminé dans quelle mesure cela permettrait d'atteindre l'objectif de rejet nul pendant l'ensemble du cycle de vie.

Ces méthodes sont maintenant utilisées dans les usines du monde entier pour la production de nombreux types et qualités de pâtes et papiers, y compris la pâte commerciale de qualité optimale. Vingt-six usines de par le monde produisent aujourd'hui de la pâte commerciale totalement exempte de chlore, dont 17 de la pâte Kraft. La majorité se trouvent en Scandinavie. Trois usines au Canada produisent maintenant de la pâte commerciale totalement exempte de chlore et une usine de pâte kraft en Californie (États-Unis) a récemment annoncé qu'elle prévoyait commercialiser de la pâte kraft exempte de chlore, produite par une combinaison des méthodes mentionnées ci-dessus.

Pour la plupart des applications, il est maintenant possible d'obtenir un éclat égal, une solidité comparable et d'autres qualités sans utiliser de chlore ni d'agents de blanchiment à base de chlore. Le développement rapide d'autres méthodes de blanchiment montre que toutes les barrières techniques à l'utilisation complète de papiers exempts de chlore seront très bientôt éliminées. Le magazine «Der Spiegel», le périodique de haute qualité qui connaît le plus grand tirage en Allemagne est maintenant imprimé sur du papier totalement exempt de chlore, tout comme de nombreuses autres publications.

#### Mise en oeuvre des solutions de rechange

Les mesures suivantes peuvent être appliquées dans un programme d'élimination :

- Attribution de permis d'élimination, établissant des échéanciers pour la réduction et l'élimination éventuelle du chlore et des agents de blanchiment à base de chlore.
- Autres mesures, incluant l'éducation du consommateur et des politiques gouvernementales d'approvisionnement permettant d'accélérer la demande en produits

de papier exempts de chlore; surtaxes sur les papiers blanchis au chlore; aide économique aux usines qui investissent dans les procédés exempts de chlore.

Les conséquences socio-économiques de la mise en oeuvre de ces solutions de rechange ne semblent pas prohibitives, vu la tendance actuelle observée en Europe en faveur de la suppression du chlore. Après un investissement initial, la production de pâte exempte de chlore permettra de réaliser des économies au niveau du coût des produits chimiques, du coût pour le traitement et l'élimination des effluents et boues contaminés par les organochlorés, et d'autres économies encore, si on parvient à fermer les cycles des procédés.

La demande en pâtes totalement exemptes de chlore est en croissance sur les marchés tant européens qu'américains. Les usines qui investissent pour faire face à l'évolution de la demande commerciale seront en bien meilleure position pour concurrencer les Européens et d'autres usines au cours de la prochaine décennie. En raison de l'investissement initial qui doit être engagé, les Parties devront peut-être s'assurer que les politiques de réglementation s'appliquent aux usines partout aux États-Unis et au Canada, plutôt que de se limiter à la région des Grands Lacs.

#### AUTRES UTILISATIONS DU CHLORE

Une rapide vue d'ensemble révèle la même image pour la majorité des utilisations : il existe actuellement des solutions de rechange viables pour supprimer la plupart des principales utilisations du chlore.

#### Solvants chlorés

On estime que les solvants chlorés constituent 10 % de l'utilisation du chlore aux États-Unis. Employés pour le nettoyage, le revêtement et l'extraction dans les industries de transformation, les solvants chlorés sont omniprésents comme contaminants dans l'atmosphère et les eaux souterraines. On estime que pratiquement la totalité des solvants chlorés utilisés finissent sous forme de rejets dans l'atmosphère. Une grande partie de la quantité sous contrôle est incinérée à l'état de déchets. La persistance et la toxicité des solvants chlorés et de leurs produits de décomposition chlorés (c.-à-d. chloroéthylène, acides chloroacétiques) dans l'air et l'eau souterraine ont été bien documentés. L'exposition des travailleurs et de la communauté aux émissions atmosphériques de ces composés volatils soulève elle aussi des craintes, et les solvants halogénés sont les principales causes de l'appauvrissement de la couche stratosphérique d'ozone. Les solvants chlorés sont enfin la plus importante source de la charge d'alimentation en chlore des incinérateurs de déchets dangereux.

La demande totale en autres solvants chlorés devrait également décliner lors de la prochaine

décennie, à mesure que les industries chercheront à réduire au minimum les coûts pour se procurer et éliminer les produits chimiques et faire face à leurs obligations, et que les craintes au sujet de la santé des travailleurs et de la communauté augmenteront. Déjà, de grandes compagnies, comme IBM et GE, ont annoncé des plans pour éliminer graduellement l'utilisation des solvants chlorés.

Parmi les solutions de rechange aux solvants chlorés, il y a les modifications de procédés pour supprimer le besoin de nettoyage à l'aide de solvants; l'emploi de procédés à l'eau pour le nettoyage, le revêtement et l'extraction; l'utilisation d'agents de nettoyage non chimiques, comme les savons et les substances chimiques dérivés des agrumes; les procédés de nettoyage et de revêtement à sec. L'EPA (États-Unis) étudie maintenant une technique sans solvant, utilisant la vapeur, actuellement employée en Angleterre, pour remplacer le nettoyage à sec (l'emploi le plus important de perchloroéthylène).

L'utilisation de solvants chlorés est déjà en recul. Les solvants et les réfrigérants, qui appauvrissent la couche d'ozone, notamment les chlorofluorocarbures, les hydrochlorofluorocarbures, le tétrachlorométhane et le 1,1,1-trichloroéthane font déjà l'objet d'ententes à l'échelle mondiale pour leur suppression graduelle. En Suède, on a établi un échéancier précis pour l'élimination graduelle du tétrachlorométhane, du dichlorométhane, du trichloréthylène et du 1,1,1-trichloroéthane.

### Pesticides

Les pesticides ne représentent d'après les estimations que 2 % de l'utilisation totale de chlore, mais, étant donné qu'ils sont introduits intentionnellement par voie directe dans l'environnement, ils sont à l'origine d'une forte contamination à l'échelle mondiale. Certains pesticides chlorés ont déjà fait l'objet de strictes limitations, mais d'autres, comme l'alachlore, l'atrazine et le 2,4-D sont toujours largement utilisés. Des cinq pesticides les plus employés aux États-Unis aujourd'hui, tous sont chlorés (atrazine, alachlore, 2,4-D, métolachlore et dichloropropène). Ces pesticides et leurs produits de décomposition sont eux aussi des contaminants omniprésents dans les eaux de surface, les eaux souterraines et les aliments. De plus, la fabrication des pesticides - par des procédés complexes à étapes multiples - est généralement accompagnée de la production de grandes quantités de déchets halogénés. Les pesticides sont d'importants utilisateurs de charges d'aromatiques chlorés, qui présentent eux-mêmes une persistance et une toxicité significatives et qui sont associés à la production de grandes quantités de produits secondaires suscitant d'énormes craintes, notamment l'hexachlorobenzène, le PCDD et les PCDF. Certains pesticides non chlorés, mais fortement toxiques (parathions, paraquet, etc.), sont fabriqués via des produits intermédiaires chlorés, associés à la production et au rejet de déchets chlorés, toxiques et persistants.

Les solutions de rechange aux pesticides synthétiques sont bien documentées et sont déjà appliquées par les agriculteurs «biologiques» partout en Amérique du Nord. Parmi ces méthodes, il y a le choix, la rotation et la combinaison des cultures; le maintien et l'introduction de prédateurs naturels; l'utilisation de pesticides biologiques. Ces méthodes signifient souvent des coûts plus élevés pour la main-d'oeuvre, lesquels sont compensés par des coûts réduits pour l'achat de produits chimiques. Dans une étude de 1989, l'Académie nationale des sciences des États-Unis a découvert que les méthodes agricoles n'utilisant aucun produit chimique peuvent donner des rendements et une productivité de même niveau, voire supérieurs à ceux obtenus à l'aide de pesticides. Cette étude recommande la mise en oeuvre d'un programme national visant à supprimer les barrières financières et politiques qui empêchent les agriculteurs de faire appel à d'autres moyens qu'aux pesticides.

Il existe beaucoup de précédents en matière de restriction ou d'interdiction de la fabrication et de l'utilisation de pesticides toxiques persistants, et particulièrement d'organochlorés. Ce type de politique pourrait être élargi à partir des composés individuels jusqu'à l'ensemble de la classe des pesticides chlorés, avec un échéancier d'élimination graduelle, excepté les composés jugés acceptables selon le principe du fardeau inversé de la preuve.

### Produits chimiques intermédiaires

Dans l'industrie chimique, l'utilisation d'organochlorés pour la production de produits exempts de chlore, comme le polyuréthane et les résines époxy s'élève à 20 % du chlore employé aux États-Unis et à un montant moindre au Canada. Bien que les produits finals ne renferment pas de chlore, ces procédés de production entraînent la formation de grandes quantités de déchets et de produits secondaires chlorés, avec d'importants rejets dans l'environnement et l'exposition de travailleurs à des charges d'alimentation chlorées et à leurs déchets (17).

Des PCDD/F ont été décelés parmi les produits intermédiaires chlorés et les composés qui en sont dérivés, notamment l'épichlorohydrine, des chlorobenzènes et des colorants à base de phthalocine, obtenus via des intermédiaires aromatiques chlorés. Beaucoup des intermédiaires, comme le phosgène et l'épichlorohydrine, sont eux-mêmes connus pour leur extrême toxicité. Si on se base sur la formation de produits toxiques très persistants excellemment documentée, les intermédiaires aromatiques chlorés (chlorobenzènes et dérivés) pourraient devenir des candidats à considérer en priorité dans ce secteur.

Le secteur tend à devenir très spécialisé, mais on sait qu'il existe des solutions de rechange pour au moins certaines utilisations majeures. Par exemple, Dow Chemical utilise environ 8 % de tout le chlore produit aux États-Unis pour fabriquer de l'oxyde de propylène (employé pour la production de polyuréthane, de liquides de freins et d'autres produits

chimiques); cependant, une autre importante compagnie chimique des États-Unis, ARCO, produit de l'oxyde de propylène grâce à un procédé sans chlore, utilisant un catalyseur à base de peroxyde de *tert*-butyle. Monsanto a récemment mis au point une réaction organique pour produire des amines aromatiques sans utiliser des composés organiques halogénés (104).

Le phosgène (utilisé principalement pour la préparation d'isocyanates destinés à la production de polyuréthane) et l'épichlorohydrine (servant à la production de résines époxydes et d'autres produits chimiques) représentent chacun environ 5 % de la consommation totale de chlore aux États-Unis. Comme dans le cas de l'oxyde de propylène, vu que le chlore n'apparaît pas dans le produit final, il n'y a théoriquement aucune raison pour laquelle d'autres méthodes de synthèse chimique - y compris l'oxydation avec des catalyseurs organiques ou métalliques, et l'oxydation électrochimique - ne pourraient pas remplacer le procédé au chlore. Par exemple, le remplacement du phosgène et de l'épichlorohydrine respectivement par le carbonate de diméthyle et par l'oxydation avec catalyse métallique en sont au stade de l'utilisation ou du développement.

On peut prévoir des travaux de recherche et de développement soutenus dans les secteurs où l'on n'a pas encore trouvé de solutions de rechange. Ce type de travaux devrait connaître une accélération certaine en prévision des échéanciers d'élimination graduelle des intermédiaires chlorés.

### Désinfection

La désinfection de l'eau et des eaux usées représente environ 5 % de l'utilisation totale de chlore aux États-Unis; plus précisément, 4 % pour l'épuration des eaux usées et moins de 1 % pour la désinfection de l'eau potable.

Lorsque le chlore est utilisé comme désinfectant pour les eaux usées ou l'eau potable, il se forme des centaines de produits secondaires organiques chlorés, notamment des acides, des aliphatiques, des cétones et des aromatiques chlorés, toxiques et persistants, tels les chlorophénols et les chlorobenzènes. En outre, une fraction importante des produits secondaires est constituée de composés inconnus. Certaines observations laissent supposer que l'exposition à ces produits secondaires pourrait être liée à une incidence plus élevée de certains cancers, de malformations congénitales et à une altération du développement (voir annexe D); d'autres études seront nécessaires pour confirmer et clarifier le rôle des produits secondaires chlorés dans ces désordres et dans d'autres manifestations possibles.

Il existe d'autres méthodes de désinfection pour réduire ou éliminer l'emploi du chlore dans ce secteur. Pour ce qui est des eaux usées, on utilise déjà dans le monde entier des procédés qui suppriment totalement l'emploi de chlore. Les méthodes les plus courantes : le traitement aux ultraviolets et celui à l'ozone. Ce

dernier est un désinfectant extrêmement efficace, mais le procédé est coûteux en énergie et il se forme des produits secondaires chimiques qui, bien qu'apparemment moins persistants que ceux formés par chloration, peuvent poser des problèmes du point de vue de la santé et de l'environnement. Le traitement aux UV est également un moyen de désinfection efficace, qui détruit les bactéries et les virus par une lumière intense à fréquence étroite; aucun produit secondaire n'est formé et les besoins en énergie sont moins élevés que dans le cas du chlore.

Pendant la dernière décennie, plusieurs centaines de stations d'épuration des eaux usées aux États-Unis et au Canada ont installé des systèmes UV pour remplacer le traitement au chlore. On estime que les coûts en investissements sont égaux ou inférieurs à ceux correspondant au chlore, et que les frais d'exploitation sont plus bas.

Ces procédés sont également des moyens efficaces pour la désinfection de l'eau potable, et ils peuvent remplacer le chlore pour la désinfection à l'intérieur de la station. Cependant, là où l'eau potable a une forte teneur en matière organique et doit parcourir un réseau d'alimentation très long, il faut une quantité résiduelle pour empêcher que les agents pathogènes réapparaissent après le traitement initial. Ni l'ozone ni les UV ne peuvent donner cet élément résiduel, et beaucoup d'installations d'épuration en Amérique du Nord, qui utilisent ces techniques, doivent continuer à employer du chlore pour la désinfection résiduelle. En Europe, où plusieurs milliers de stations sont équipées de systèmes à ozone ou à UV, l'emploi de la filtration sur sable ou sur charbon pour éliminer les substances organiques et l'installation de réseaux d'approvisionnement mieux conçus permettent d'éviter l'emploi de chlore résiduel.

Ainsi, l'utilisation d'autres désinfectants semble possible pour éliminer complètement le chlore dans le traitement des eaux usées et pour la désinfection de l'eau potable à la station. De faibles quantités de chlore seront encore nécessaires jusqu'à ce que des modifications plus importantes puissent intervenir au niveau du traitement de l'eau et du réseau d'alimentation. Cette utilisation de chlore «résiduel», qui devrait être maintenue, ne représente, cependant, qu'un très petit pourcentage de l'emploi de chlore.

### CONCLUSION

Les substances toxiques rémanentes chlorées constituent une catégorie très spéciale de composés. Lors de la mise en oeuvre de la stratégie devant permettre d'atteindre les objectifs d'élimination virtuelle de l'Accord, il est indispensable que ces substances soient traitées comme une classe de produits chimiques et non individuellement. Parmi les propriétés de ces substances, qui imposent qu'on les traite comme une classe, il y a leur toxicité inhérente, leur nocivité pratiquement totale pour les systèmes naturels, et le fait qu'environ la moitié des substances toxiques décelées dans les Grands Lacs

sont chlorées. Aussi bien la Commission que le Conseil consultatif scientifique ont reconnu l'importance de traiter le chlore comme une classe de substances toxiques rémanentes, plutôt que d'essayer de s'attaquer au problème à l'échelle individuelle.

La présente analyse montre l'importance de l'emploi d'une arborescence des utilisations pour éliminer graduellement une charge d'alimentation industrielle, comme le chlore. L'analyse à l'aide de l'arbre des utilisations révèle la grande variété des emplois pour le chlore. Elle montre également qu'il est très important de réduire la demande industrielle en soude caustique. Cela peut être accompli d'un certain nombre de façons, y compris les économies et le recyclage, l'utilisation d'autres sources d'alcalis ou de sodium, et la production de soude caustique par des techniques autres que le procédé chlore-alcalis.

L'information obtenue dans le cadre de la présente étude laisse supposer que l'élimination graduelle de nombreuses utilisations du chlore est possible et faisable. Dans le cas des deux principales applications du chlore, la fabrication de PVC et le blanchiment au chlore dans l'industrie des pâtes et papiers, il existe des solutions de rechange. En fait, il est réconfortant de noter que beaucoup d'entreprises européennes et nord-américaines procèdent actuellement à cette transition.

La stratégie recommandée dans la présente étude comprend l'émission de permis d'élimination graduelle à l'intention des actuels utilisateurs industriels de chlore. Ces permis indiqueraient la date future, après laquelle le chlore ne pourrait plus être utilisé dans le procédé, et préciseraient des limites de plus en plus contraignantes pour réduire l'utilisation de chlore (et, par conséquent, le rejet de déchets organochlorés) en attendant son élimination finale.

Dans son Sixième rapport biennal, la Commission recommande que les Parties établissent des échéanciers pour éliminer graduellement l'utilisation du chlore et des composés chlorés comme charges chimiques industrielles. La présente analyse dessine un cadre pour la mise en oeuvre de la recommandation et commence à répondre à un grand nombre de questions soulevées par la recommandation. Plus important encore, le présent rapport au Groupe de travail montre que l'élimination progressive de nombreuses utilisations industrielles du chlore est possible, faisable et nécessaire, et que les États-Unis et le Canada doivent tous deux s'y engager à fond.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). 236 pp.
2. Sixième rapport biennal sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Commission mixte internationale, Ottawa et Washington, D.C., 1992. 60 pp.
3. Substances toxiques rémanentes : l'élimination virtuelle des apports dans les Grands Lacs. Rapport provisoire du Groupe de travail de la Commission mixte internationale sur l'élimination virtuelle, Windsor (Ontario), juillet 1991. 42 pp.
4. Rapport 1989. Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario), octobre 1989. 92 pp.
5. Rapport 1991 à la Commission mixte internationale. Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs, Windsor (Ontario), septembre 1991. 126 pp.
6. Norstrom, R.A., A. Gilman and D. Hallett. 1981. "Total organically-bound chlorine and bromine in Lake Ontario herring gull eggs, 1977, by instrumental neutron activation and chromatographic methods." The Science of the Total Environment. Vol. 20, pp. 217-230.
7. Onstot, J., R. Ayling and J. Stanley. May 1987. "Characterization of HRGL/MS Unidentified Peaks from the Analysis of Human Adipose Tissue." Vol. 1, Technical Approach. U.S. EPA Office of Toxic Substances, Washington, D.C. 560/6-87-002a.
8. Okopol; Institute for Ecology and Politics. 1990. "No Future for Chlorine." Report of a Tribunal commissioned by Aktions-Konferenz-Nordsee, Nernstweg 32-34, D-2000 Hamburg 50, Germany.
9. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. 1991. Effluents des usines de pâte blanchie. Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation n° 2, Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).
10. Murray, W.D. and M. Richardson. 1993. "Development of biological and process technologies for the reduction and degradation of pulp mill wastes that pose a threat to human health." Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 23(2):157-194.
11. Hutchinson, T.C. *et al.* 1981. "Structural-activity relationships of hydrocarbons to their toxicity to algae." In: Ecotoxicology and the Aquatic Environment. P.M. Stokes, ed. Proceedings of Pre-conference Symposium, 10th International Association on Water Pollution Research. Pergamon Press, Toronto, Ontario. pp. 23-35.
12. Mackay, D. November 1992. "Is chlorine really the evil element?" Environmental Science and Engineering. pp. 49-53, 55-56.

13. Lovelock, J.E. and L. Margulis. 1974. "Atmospheric homeostasis by and for the biosphere: the gaia hypothesis." Tellus 26, (1-2):2-9.
14. Gribble, G.W. October 1992. "Naturally occurring organohalogen compounds - a survey." Journal of Natural Products, Vol. 55, No. 10. pp. 1353-1395.
15. Davis, G.A. 1991. "The Sun Also Rises: Evaluating the Potential for Safe Substitutes for Priority Chemicals." Presented at The Global Pollution Prevention Conference. April 3-5, 1991. Unpublished manuscript. University of Tennessee Waste Management Institute, Knoxville, Tennessee.
16. Camford Information Services. July 1991. CPI Products Profiles: Chlorine. Don Mills, Ontario.
17. Vonkeman, G.H. and P. Maxson. 1991. Chlorine Production and Use and their Environmental Risks. Report of: Foundation for European Environmental Policy. Brussels, Belgium.
18. Christiaens, J. 1990. "Satisfying the demand for alkali?" Paper presented at The 2nd World Chlor-Alkali Symposium. September 19-21, 1990. Washington, D.C.
19. Chemical Business. September 1990. "Chlorine end uses 1989." p. 3.
20. Chemical Business. December 1989. "The chlorine-caustic link." p. 25.
21. Anderson, E.V. 1990. "Sagging chlorine use crimps caustic soda supply." Chemical and Engineering News, May 21, pp. 19-20.
22. Johnson, D. 1991. "The future of plastics; applications and markets worldwide." Financial Times management report. London, U.K.
23. Kostick, D. 1989. Soda Ash Minerals Yearbook. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Mines. Washington, D.C.
24. Chemical Week's Newswire, 1990.
25. Bar, D.H. and K.N. Mani. 1991. Bipolar Membrane Electrodialysis Technology for the Recycling of Waste Salts into Acids and Bases. Aquatech Systems, Allied-Signal Inc., Warren, New Jersey.
26. Chemical Week, January 15, 1992.
27. The Chlorine Institute. 1992. Chlorine Chemistry and Society. Washington, D.C.
28. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
29. Christiansen, K. *et al.* 1990. "Environmental Assessment of PVC and Selected Alternative Materials." Danish Ministry of the Environment. Project No. 131. Taastrup, Denmark. 28 pp.
30. Claus, F. *et al.* 1991. "We don't have to use chlorine." Greenpeace International. Toronto, Ontario.
31. Ainsworth, S.J. August 31, 1992. "Plastic Additives." Product report in: Chemical and Engineering News.
32. Theisen, J. "Untersuchungen der möglichen Umweltgefahren beim Bran von Kunststoffen (Examination of possible environmental hazards caused by plastic fires), German EPA, July 1991.
33. Tellus Institute. 1992. The Tellus Institute Packaging Study. Boston, Massachusetts.
34. Hunter, D. "PVC makers study expansions to meet demand growth." Chemical Week, February 10, 1993, p. 8.
35. Ontario Ministry of the Environment. 1991. "The preliminary report on the second six months of process effluent monitoring in the MISA pulp and paper sector." MISA. Toronto, Ontario.
36. Sodergren, A. and Wartiovaara. 1988. "Forest Industry Wastewaters - Environmental effects." Water Science and Technology, Volume 20, Number 2, 1988.
37. Paasivirta, J. 1991. Chemical Ecotoxicology. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, p. 127.
38. McCubbin, N. 1992. "Impending problems for Canadian industry?" In: Pulp and Paper Canada, 93:10, pp. 62-64.
39. Paprican. 1992. Pulp Manufacturing Process Changes.
40. Sodergren, A. *et al.* "Bleached Pulp Mill Effluents: Composition, fate and effects in the Baltic Sea. Report of the Environment/Cellulose II Project." Swedish Environmental Protection Agency, Report No. 4047, 1993.
41. U.S. Government Printing Office. Synthetic Organic Chemicals: United States Production and Use, 1986. USITC Publication 2009. Washington, D.C.
42. Colborn, T. and C. Clement, eds. Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection. Princeton Scientific Publishing, Princeton, New Jersey. 403 pp.
43. Flint, W. and J. Vena. 1992. Risks to Human Health Associated with Exposure to Toxic Chemicals in the Great Lakes Basin Ecosystem. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
44. Gilbertson, M. and R.S. Schneider, eds. 1991. Special Issue: International Joint Commission Workshop on Cause-Effect Linkages. Journal of Toxicology and Environmental Health. Vol. 33, No. 4.
45. Horton, A.A. and S. Fairhurst. 1987. "Lipid peroxidation and mechanisms of toxicity." CRC Critical Reviews in Toxicology, Vol. 18, No. 1, pp. 27-28.
46. Ballschmiter, K. 1991. "Global distribution of organic compounds." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 1-46.

47. Mattison, D.R. March 1990. "Reproductive toxicity: male and female reproductive systems as targets for chemical injury." Medical Clinics of North America. Vol. 74, No. 2, pp. 391-411.
48. Agrawal, A.K. *et al.* 1981. "3,4,3',4'-Tetrachlorobiphenyl given to mice prenatally produces long-term decreases in striatal dopamine and receptor binding sites in the caudate nucleus." Toxicol. Lett. 7:417-424.
49. Heinz, G.H. *et al.* 1980. "Dopamine and norepinephrine depletion in ring doves fed DDE, dieldrin, and Aroclor 1254." Toxicol. Appl. Pharmacol. 59:405-407.
50. Daly, H.B. *et al.* 1989. "Ingestion of environmentally contaminated Lake Ontario salmon by laboratory rats increases their avoidance of unpredictable aversive nonreward and mild electric shock." Behav. Neuroscience.
51. Seegal, R.F. *et al.* 1986. "Polychlorinated biphenyls produce regional alterations of dopamine metabolism in rat brain." Toxicol. Lett. 30:197-202.
52. Seegal, R.F. *et al.* 1988. "Long-term exposure to PCBs alters dopamine concentrations in monkey neostriatum." Soc. Neurosci. 14:885.
53. Dougherty, R.C. *et al.* 1981. "Sperm density and toxic substances: a potential key to environmental health hazards." In: McKinney, ed. Environmental Health Chemistry. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 263-278.
54. Bush, B. *et al.* 1986. "Polychlorobiphenyl congeners, p,p'-DDE, and sperm function in humans." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:333-341.
55. Shane, B.S. 1989. "Human reproductive hazards." Environ. Sci. Technol., Vol. 23, No. 10, pp. 1187-1195.
56. Schardein, J.L. and K.A. Keller. 1989. "Potential human development toxicants and the role of animal testing in their identification and characterization." CRC Critical Reviews in Toxicology, Vol. 19, No. 3, pp. 251-339.
57. Dixon, R.L. 1986. "Toxic responses of the reproductive system." In: Klassen, C.D. *et al.*, eds. Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons. 3rd ed. McMillan Publishing Company, pp. 432-477.
58. Nisbet, I.C.T. and N.J. Karch. 1983. Chemical Hazards to Human Reproduction. Noyes Data Corp., Park Ridge, New Jersey.
59. Shepard, R.H. 1982. "Detection of human teratogenic agents." J. Pediatrics. 101:810-815.
60. Buffler, P.A. *et al.* 1985. "Possibilities of detecting health effects by studies of populations exposed to chemicals from waste disposal sites." Environmental Health Perspectives, 62:423-456.
61. Dixon, R.L. 1982. "Potential of environmental factors to affect development of reproductive systems." Fundamental and Applied Toxicology, 2:5-12.
62. Kuntz, W.D. 1976. "The pregnant woman in industry." Am. Industrial Hygiene Assoc. J. 37:423-426.
63. Hansch, C. *et al.* 1989. "Toward a quantitative comparative toxicology of organic compounds." CRC Critical Reviews in Toxicology. Vol. 19, No. 3, pp. 185-226.
64. Horton, A.A. and S. Fairhurst. 1987. "Lipid peroxidation and mechanisms of toxicity." CRC Critical Reviews in Toxicology. Vol. 18, No. 1, pp. 27-28.
65. Bhatnagar, R.S., ed. 1980. Molecular Basis of Environmental Toxicity. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan. 589 pp.
66. Suntio *et al.* 1988. "A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents." Chemosphere, Vol. 17, No. 7, pp. 1249-1290.
67. Tachibana *et al.* 1988. "The effect of various nucleophiles on the mutagenicity of softwood kraft chlorination effluent." Chemosphere, Vol. No. 7, pp. 1343-1354.
68. Duxbury, C.L. and J.E. Thompson. 1987. "Pentachlorophenol alters the molecular organization of membranes in mammalian cells." Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 16, pp. 367-373.
69. Saez, J.C. *et al.* May 22, 1987. "Carbon tetrachloride at hepatotoxic levels blocks reversibly gap junctions between rat hepatocytes." Science, pp. 967-970.
70. Numan, I.T. *et al.* 1990. "Protective effects of antioxidants against endrin-induced lipid peroxidation, glutathione depletion, and lethality in rats." Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 19, pp. 302-306.
71. Santella, R.M. 1991. "DNA adducts in humans as biomarkers of exposure to environmental and occupational carcinogens." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 57-81.
72. Sahu, S.C. 1991. "Role of oxygen free radicals in the molecular mechanisms of carcinogenesis: a review." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 83-112.
73. Simic, M.G. 1991. "DNA damage, environmental toxicants, and rate of aging." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 113-153.
74. Lai, D.Y. 1984. "Halogenated benzenes, naphthalenes, biphenyls, and terphenyls in the environment; their carcinogenic, mutagenic and teratogenic potential and toxic effects." J. Environ. Sci. Health, C2(2), pp. 135-184.
75. Davis, D.L. 1989. "Natural anticarcinogens, carcinogens, and changing patterns in cancer: some speculation." Environmental Research, Vol. 50, pp. 322-340.

76. Mason, R.P., ed. 1985. "Monograph on free radical metabolites of toxic chemicals." Environmental Health Perspectives, Vol. 64, pp. 1-342.
77. Ames, B.N. 1983. "Dietary carcinogens and anticarcinogens." Science, Vol. 221, pp. 1254-1264.
78. Courtney, D.K. 1979. "Hexachlorobenzene (HCB): A Review." Environmental Research, Vol. 20, pp. 225-266.
79. Sharpe, R.M. and N.E. Skakkebaek. 1993. The Lancet, Vol. 341, p. 1392.
80. Hileman, B. September 21, 1992. "Sperm count drop may be tied to environment." In: Chemical and Engineering News, pp. 5-6.
81. Environmental Health Letter. October 1992. "Human sperm count down." p. 199. Silver Spring, Maryland.
82. Environmental Health Letter. January 22, 1992. "Study links birth defects to chlorination byproducts." Silver Spring, Maryland.
83. The Washington Post. December 17, 1992. "Chlorinated byproducts in water seen as risk during pregnancy." p. A11.
84. Environmental Health Letter. December 11, 1992. "EPA sets water discharge standards for 98 toxics in 14 jurisdictions." p. 246.
85. Lohse, J. 1988. "Ocean incineration of toxic wastes: a footprint in North Sea sediments." Marine Pollution Bulletin, Vol. 19, No. 8, pp. 366-371.
86. Ono, Y. *et al.* 1992. "Genotoxic evaluation on aromatic organochlorine compounds by using UMU test." Wat. Sci. Tech., Vol. 26, No. 1-2, pp. 61-69.
87. Langi, A. and M. Priha. "Mutagenicity in pulp and paper mill effluents and in recipient." In: Sodergren, A. and Wartiovaara. 1988. *Ibid.*
88. Sinkkonen, S. *et al.* 1992. "Polychlorinated dibenzothiophenes in bleached pulp mill effluents." Chemosphere, Vol. 24, No. 12, pp. 1755-1763.
89. Van Der Kraak, G.J. *et al.* 1992. "Exposure to bleached kraft mill effluent disrupts the pituitary-gonadal axis of white sucker at multiple sites." Toxicology and Applied Pharmacology, Vol. 115, pp. 224-233.
90. Lindstrom-Seppa, P. and A. Oikari. "Hepatic xenobiotic biotransformation in fishes exposed to pulpmill effluents." In: Sodergren, A. and Wartiovaara. 1988. *Ibid.*
91. Munkittrick, K. *et al.* 1992. "Changes in maturity, plasma sex steroid levels, hepatic mixed-function oxygenase activity, and the presence of external lesions in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) exposed to bleached kraft mill effluent." Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 49, pp. 1560-1569.
92. Hodson, P. *et al.* 1992. "Effects of bleached kraft mill effluent on fish in the St. Maurice River, Quebec." Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 11, pp. 1635-1651.
93. Cherr, G.N. December 1992. "Use of early life stages to assess the toxicity of constituents of pulp mill effluents to marine organisms." Presented at the Seventh Colloquium on Pulp and Paper Effluents. University of Toronto, Toronto, Ontario.
94. Niimi, A.J. and H.B. Lee. 1992. "Free and conjugated concentrations of nine resin acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) following waterborne exposure." Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 11, pp. 1403-1407.
95. Andersson, T. December 1992. "In vivo and in vitro methods to assess the toxicity of pulp and paper mill effluents to fish." Presented at the Seventh Colloquium on Pulp and Paper Effluents. University of Toronto, Toronto, Ontario.
96. Oikari, A. December 1992. "Organic anionic toxicants in pulp and paper mill effluents: bioindication of exposure and effects in fish." Presented at the Seventh Colloquium on Pulp and Paper Effluents. University of Toronto, Toronto, Ontario.
97. Carey, J.H. *et coll.* 1993. "Études canadiennes récentes concernant les effets physiologiques des effluents d'usines de pâte chez le poisson". Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Burlington (Ontario).
98. Hashimoto, S. 1992. "Elution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from coffee filter papers." Chemosphere, Vol. 25, No. 3, pp. 297-305.
99. Wilson, R. *et al.* 1992. "Mill experience with chlorine dioxide delignification." Pulp and Paper Canada, Vol. 93, No. 10, pp. 35-43.
100. Morris, R.D. *et al.* July 1992. "Chlorination, chlorination byproducts, and cancer: a meta-analysis." American Journal of Public Health, Vol. 82, No. 7, pp. 955-963.
101. Ryan, T.P. and S.D. Aust. 1992. "The role of iron in oxygen-mediated toxicities." Critical Reviews in Toxicology, Vol. 22(1), pp. 119-141.
102. NCASI. October 1992. "Ambient chloroform concentrations in the vicinities of bleached pulp mill effluent treatment systems." Technical Report No. 642.
103. Gouvernement du Canada. 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Vol. II - Les effets des contaminants. Ottawa (Ontario).
104. Borman, S. November 30, 1992. "Aromatic amine route is environmentally safer." Chemical and Engineering News, pp. 26 and 29.

INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES ET ÉLIMINATION VIRTUELLE  
RAPPORT PRÉSENTÉ AU GROUPE DE TRAVAIL  
SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

---

**AVERTISSEMENT**

Les avis exprimés dans cette annexe ne sont pas nécessairement ceux du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle ou de la Commission mixte internationale.



THE UNIVERSITY OF CHICAGO  
DEPARTMENT OF CHEMISTRY  
58 CHEMISTRY BUILDING  
CHICAGO, ILLINOIS 60637

RECEIVED  
MAY 15 1964

TO: DR. J. H. GOLDSTEIN  
FROM: DR. R. M. WAYNE

RE: [Illegible]

[Illegible]

[Illegible]

## INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES ET ÉLIMINATION VIRTUELLE

## AVANT-PROPOS

Le Groupe de travail s'est demandé dans quelle mesure des instruments économiques (ou des «incitatifs») pourraient aider à l'atteinte d'une élimination virtuelle et d'un rejet nul de substances toxiques rémanentes. Il a examiné notamment :

- L'application des instruments économiques aux BPC, au mercure et au chlore. Présentée initialement dans le rapport provisoire du Groupe de travail (1), cette évaluation vient compléter les études de cas qui sont présentées dans les annexes A et B.
- L'application de certains instruments économiques (comme les permis ou taxes sur les intrants et les taxes sur les effluents ou les rejets) aux incinérateurs et au polychlorure de vinyle (PVC). Ces constatations découlent d'un rapport (2) rédigé par un sous-traitant. Pour la rédaction de son rapport, ce dernier a été guidé par le sous-groupe sur l'économie du Groupe de travail.

Le choix de divers exemples devrait permettre de mettre en relief des considérations d'ordre générique qui se vérifieraient dans le cas d'autres substances toxiques rémanentes ainsi que dans celui de différents de secteurs économiques. Toutefois, faute de temps et pour d'autres raisons, le Groupe de travail n'a pas pu examiner suffisamment les avis qui lui ont été fournis. La perspective présentée ci-après donne une idée des instruments économiques et de leur application aux substances toxiques rémanentes dans le contexte de leur élimination virtuelle. Toutefois, le Groupe de travail attire l'attention sur le fait que la perspective générale, l'analyse des obstacles, ainsi que les remarques qui portent sur les incinérateurs et les PVC n'ont été ni étudiées ni adoptées dans l'ensemble par le Groupe de travail et **qu'il ne faut pas** conclure qu'elles sont endossées par tous les membres du Groupe de travail ou de son sous-groupe sur l'économie. Quoiqu'il en soit, le Groupe de travail demeure convaincu que ces perspectives serviront aux délibérations d'autres groupes.

## PERSPECTIVE GÉNÉRALE

Les instruments économiques ne sont peut-être pas idéaux dans le cas des substances toxiques rémanentes puisque celles-ci persistent dans l'écosystème, sont accumulées biologiquement dans les organismes vivants et ont des effets biologiques nocifs; l'interdiction ou une réglementation sévère peuvent se révéler être des mesures plus judicieuses. Toutefois, les instruments économiques peuvent être des compléments utiles d'autres éléments de la stratégie d'élimination virtuelle qui servent à :

- Renforcer la prévention et les mesures avec clause d'élimination progressive par la modification des comportements sous le jeu du système des prix (p. ex., taxes sur les effluents ou les rejets et taxes sur les intrants).
- Renforcer la réglementation par l'application de pénalités en cas de non-conformité.
- Accélérer la recherche et la mise en place des techniques de destruction de substances telles que les BPC.
- Mettre en circulation des permis négociables applicables aux **intrants**, dans le cadre d'un régime réglementaire, dont la valeur passe à zéro après un certain temps («permis avec clause d'élimination progressive») ou à un minimum ferme («permis de *minimis*»).
- Fournir des revenus intégrés qui pourraient servir à financer le développement et l'adoption de substituts ou de mesures de rechange, ainsi que des mesures correctives. Cette méthode de la carotte et du bâton peut permettre de constituer une «enveloppe programmatique» qui permettrait de procéder à une transition méthodique vers d'autres substances que les substances toxiques rémanentes.

On peut dire de manière générale que les instruments économiques que sont les programmes d'échange de droits d'émission, peuvent **ne pas** convenir aux substances toxiques rémanentes puisque cette formule a pour objectif une diminution plutôt qu'une élimination de la pollution. Toutefois, un tel programme qui comporterait des réductions progressives des émissions comme étape intermédiaire vers l'élimination virtuelle et le niveau d'un rejet nul, est envisageable. Les échanges de droits d'émission n'ont jamais été appliqués aux substances toxiques rémanentes et, pour l'essentiel, le Groupe de travail s'oppose en principe à ce qu'on en fasse un élément d'une stratégie d'élimination virtuelle. On peut imaginer que de tels instruments puissent servir à légitimer l'achat et la vente de droits de contaminer l'environnement; cette pratique est à l'antipode d'une stratégie d'élimination virtuelle. Toutes les émissions de substances toxiques rémanentes sont graves du fait des propriétés particulières de ces substances (persistance, accumulation dans les tissus et effets nocifs sur l'environnement).

Par eux-mêmes, les incitatifs économiques ne permettent sans doute pas d'atteindre l'objectif de l'élimination virtuelle. Cet objectif et la philosophie ou la tactique correspondante d'un rejet nul d'origine anthropique, constituent une fin en soi issue de la

politique affichée des signataires de l'entente. Cependant, les instruments économiques demeurent des facilitateurs possibles en vue de l'atteinte de cet objectif.

### CONCEPTS ÉCONOMIQUES QUI FONT OBSTACLE

Le fait que bon nombre des intervenants n'admettent pas ou ignorent généralement le caractère spécial des substances toxiques rémanentes ainsi que la justification d'une politique d'élimination virtuelle, cela même au sein des agences environnementales chefs de file des Parties, constitue un premier obstacle. Celui-ci se fait particulièrement sentir lorsque la signification économique de l'élimination virtuelle est débattue.

Dès que des considérations et des incitatifs économiques sont introduits, on voit poindre la tendance à soumettre la politique d'élimination virtuelle à une analyse des coûts et des avantages comme critère de l'efficacité économique du marché. Paradoxalement, ce sont précisément des critères de cette nature qui sont à l'origine du problème des substances toxiques rémanentes. Cette tendance apparaît malgré que les Parties aient fait porter l'adoption de la politique d'élimination virtuelle sur un raisonnement politique beaucoup plus complet dans son choix des valeurs sociales (on fait appel notamment à des considérations scientifiques, juridiques, morales et esthétiques); cela déborde largement le cadre d'une équivalence en dollars des coûts et des avantages. Dans le contexte précis de l'élimination virtuelle, ces éléments sont rarement présents et pour l'essentiel échappent aux analyses économiques classiques.

Les calculs d'efficacité qu'on retrouve dans les analyses des coûts et des avantages ne sont pas objectifs et sans rapport avec des valeurs; en réalité, ils reflètent plutôt les valeurs associées au *statu quo* et comportent un biais en faveur de ces valeurs. Autant dire que c'est un biais inhérent en faveur de l'inaction. Cela étant, lorsque la nécessité d'adopter une politique d'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes est mise en doute ou rejetée parce qu'elle est jugée inefficace selon une analyse économique classique, nous sommes repoussés dans la position absurde que la situation éprouvée est par définition la meilleure possible!

En d'autres mots, nous pourrions avoir l'impression que la situation n'est pas acceptable (ce qu'indique nettement l'énoncé de la politique sur les substances toxiques rémanentes), mais l'adoption de politiques choisies en fonction de critères d'efficacité pourrait très bien nous indiquer que notre impression est erronée et qu'en réalité, nous voulons vraiment ne rien changer. En fin de compte, les critères d'efficacité ne sont utiles qu'à titre de guides dans l'évaluation de la façon que les politiques doivent être appliquées, mais ne peuvent pas servir de règles pour établir «ce qui doit être».

Laisse à lui-même, le marché (et c'est aussi le cas de l'efficacité) ne permet pas l'atteinte simultanée de son propre optimum économique et de l'optimum écosystémique, social et politique qu'est le niveau de l'élimination virtuelle ou d'un rejet nul. Au mieux, des incitatifs économiques bien structurés pourraient, par effet de levier, faire glisser le marché vers une structure du «prix juste» c'est-à-dire un prix qui encouragerait l'élimination virtuelle. Cependant, tout gain en efficacité économique est un moyen, et non pas une fin en soi.

Sinon par hasard, la logique inhérente aux incitatifs commerciaux dictera toujours l'existence d'intrants additionnels parce que le niveau «optimal» de réduction, sur le plan économique, n'est jamais zéro ou l'élimination virtuelle. Par conséquent, les incitatifs économiques ont une utilité limitée lorsqu'il s'agit des substances toxiques rémanentes et que l'objectif de la politique est de mettre un terme aux rejets ou de supprimer des intrants.

Les incitatifs économiques seraient plutôt des moyens complémentaires, des adjuvants, qui s'ajoutent à la réglementation, aux mécanismes d'élimination progressive, à la prévention de la pollution et aux mesures correctives; ce ne sont pas des substituts. Sous cet éclairage, les incitatifs économiques peuvent donner plus de souplesse au système et le rentabiliser davantage; cela pourrait activer le processus d'élimination virtuelle et nous rapprocher d'autant de l'objectif déterminé par la réglementation en vigueur.

Il y a toutes sortes d'incitatifs et d'instruments économiques. Une formule de grand intérêt, ce qu'on appelle la «taxe verte», peut recouvrir différents prélèvements, taxes et frais, notamment des programmes de consignation et de remboursement, des frais pour la production d'effluents, des frais d'utilisation, des droits pour des produits, des taxes sur les biens toxiques, des charges d'administration, des politiques de tarification du traitement des déchets et le traitement fiscal préférentiel.

Les incitatifs «à caractère fiscal» doivent être structurés de façon appropriée et s'appliquer partout de manière à couvrir toutes les étapes de la production, de la distribution, de l'utilisation et de l'élimination. Un vaste régime fiscal ou d'incitatifs aura pour effet de commencer à faire glisser les prix relatifs au sens où on tiendra véritablement compte des conséquences environnementales et économiques de la présence dans le milieu de substances toxiques rémanentes. Les revenus produits devraient servir à la mise en oeuvre de mesures de prévention et de mesures correctives ainsi qu'à encourager le public à soutenir cette cause. Un important incitatif du marché ou externalité pécuniaire encouragera la prévention de la pollution ainsi que la recherche et le développement de substituts, et produira des revenus qui serviront à financer les mesures de correction et de protection. Lorsqu'il y a des clauses d'extinction, l'instrument fiscal peut servir à capturer toute augmentation de coût qui peut être produite par le

processus d'élimination progressive (p. ex., aux États-Unis, la taxe sur les chlorofluorocarbures).

Il y a d'autres instruments qu'on peut utiliser, notamment les incitatifs financiers qui accompagnent la mise en vigueur de la réglementation (p. ex., des pénalités pour non-respect de la réglementation), un fonds de dépollution, des subventions ou des incitatifs financiers (les revenus tirés des taxes sur des produits toxiques peuvent servir à favoriser la destruction des substances stockées, la recherche et le développement ainsi que l'élimination progressive), les prêts à long terme et à de bonnes conditions (p. ex., les bons verts), et des aides.

### INCITATIFS ÉCONOMIQUES : BPC

Il ne se fabrique plus de BPC, mais ces composés sont toujours largement en usage aux États-Unis et au Canada. Comme nous l'avons noté dans l'annexe A, il y en a des quantités considérables qui sont stockées ou placées dans des sites d'élimination des déchets; il y en a aussi de grandes quantités dans l'environnement des Grands Lacs, notamment dans les sédiments. Les instruments économiques peuvent contribuer à l'élimination virtuelle des BPC, notamment des façons suivantes :

- Les taxes sur le stockage des BPC peuvent inciter à les détruire. Des paiements ou des incitatifs financiers compensateurs pourraient aider à financer la destruction de ces produits.
- Des taxes sur les BPC en usage pourraient contribuer à accélérer leur élimination progressive en stimulant la recherche et le développement de substituts.
- Des incitatifs économiques pourraient favoriser le développement d'une technologie judicieuse et efficace de destruction des BPC.
- Des mesures judicieuses de correction *in situ* (p. ex., le traitement des sédiments contaminés) pourraient aussi être favorisées de différentes façons, par exemple, par des taxes du type pollueur-payeur qui seraient versées dans un fonds de dépollution, les bons verts et une taxe d'agrément sur les ressources naturelles pour capter une partie des retombées issues de la mise en valeur des secteurs restaurés.
- Des incitatifs tels que des redevances de pollution pour des rejets, combinés à un régime de permis négociables pour les BPC qu'il est permis d'utiliser actuellement, pourraient aussi constituer un moyen efficace. L'augmentation progressive des redevances serait prévue dans la réglementation. En même temps, la quantité de BPC dont l'usage est permis serait progressivement réduite jusqu'au niveau zéro selon une grille prédéterminée.

### INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES : MERCURE

À cause de la forme sous laquelle il est trouvé et des endroits où il est trouvé, le mercure, un métal d'occurrence naturelle, n'est pas facilement assimilé dans la chaîne trophique. Toutefois, son utilisation et sa mise en circulation par l'homme accroissent considérablement sa disponibilité. Beaucoup d'usages peuvent être limités ou éliminés, mais en réalité, il y a certaines sources (p. ex., la combustion des combustibles fossiles) qui ne peuvent pas être supprimées graduellement dans un délai raisonnable. Les instruments économiques peuvent contribuer à accélérer l'élimination du mercure avec sa suppression totale comme objectif, de manière à réduire l'utilisation du mercure et des produits qui en contiennent à un minimum absolu.

- Pour mettre un terme à la production et à l'utilisation du mercure, des taxes sur la production pourraient être levées. Cela permettrait d'obtenir un recouvrement partiel pour les dommages causés et cela favoriserait la prévention de la pollution par la substitution au chrome d'un composé non chromé. En outre, on pourrait percevoir des taxes sur les produits intermédiaires et finaux qui contiennent du mercure ainsi que sur les activités manufacturières qui utilisent le mercure. Les revenus produits pourraient servir au nettoyage, à la restauration et à la mise au point de produits de substitution.
- Pour favoriser la gestion du cycle d'utilisation du mercure et la mise au point de produits de substitution, on pourrait appliquer un régime de consignation et de remboursement à tous les produits intermédiaires et finaux qui contiennent du mercure ainsi qu'à tous les produits qui nécessitent du mercure pour leur fabrication.
- Une redevance de pollution pourrait être exigée des entreprises d'électricité, des fonderies et des incinérateurs. Les revenus pourraient servir à des mesures correctives (p. ex., le traitement des sédiments contaminés), à la protection ainsi qu'à la mise au point de produits de substitution.
- On pourrait offrir des incitatifs au développement de programmes de renseignement, d'éducation et de sensibilisation des consommateurs afin de stimuler la demande de produits de rechange.

### INCITATIFS ÉCONOMIQUES : CHLORE

L'étude générale d'évaluation a porté principalement sur le secteur des pâtes et papiers, qui est un grand consommateur de chlore. Les installations de blanchiment produisent un grand nombre de composés organochlorés, dont seulement 5 à 10 % ont été identifiés. Certains spécialistes avancent

l'hypothèse selon laquelle les effets toxiques des effluents de pâtes et papiers qui sont observés, sont cumulatifs et sont contrôlés par la somme des effets de peut-être 50 composés chimiques différents. Par conséquent, il est généralement impossible de déterminer quel composé chimique précis exerce un effet toxique spécifique. Néanmoins, la présence du chlore comme précurseur de ces substances organochlorées constituerait déjà une raison suffisante pour éliminer l'utilisation du chlore dans les fabriques de pâtes et papiers.

Il existe des produits chimiques de rechange et des procédés de remplacement; en outre, d'autres sont mis au point. Des incitatifs d'ordre économique pourraient contribuer à stimuler et à financer l'élimination progressive du chlore et la conversion.

- Créer une taxe sur le chlore et (ou) sur le dioxyde de chlore. Les revenus pourraient servir à la protection du milieu et cela accélérerait la conversion à des procédés de remplacement existants.
- Lever une taxe sur les produits de pâtes et papiers blanchis au chlore.
- Fixer un calendrier précis pour des réductions jusqu'au niveau zéro afin de rendre possible la suppression ordonnée et en souplesse du chlore.
- Exiger une redevance de pollution sur les effluents, qui serait proportionnelle à la quantité mesurée de substances organochlorées dans l'effluent des fabriques.
- Adapter des incitations financières au respect de la réglementation (par exemple, des redevances pour non conformité et des obligations de rendement financier payables lorsque les normes fixées par la réglementation ne sont pas atteintes); cela pourrait contribuer à l'application de la réglementation de certains sous-produits chlorés tels que les 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF.
- Modifier la demande des produits de papier non chlorés grâce à l'intervention des gouvernements qui peuvent ajuster leurs politiques d'achat ainsi qu'informer et éduquer le public.

#### APPLICATION DES INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES AUX INCINÉRATEURS ET AU POLYCHLORURE DE VINYLE

##### Contexte

Le Groupe de travail sur l'élimination virtuelle a retenu les services d'un sous-traitant pour la conception, l'évaluation et la recommandation d'un programme spécifique d'instruments économiques. Ce programme devait s'appuyer sur des travaux de recherche antérieurs et s'appliquer à des études de cas

déterminées après la tenue d'une analyse et la définition de problèmes axées sur l'identification des principales sources de cinq des onze contaminants d'importance critique (tableau 1). Il s'agit du mercure, des BPC, de l'hexachlorobenzène, de la 2,3,7,8-TCDD et du 2,3,7,8-TCDF.

À l'occasion de cette analyse de problèmes et du choix de substances indicatrices, on a pu signaler que les hydrocarbures chlorés et les métaux ou les substances métalliques composent, à titre de classes chimiques, plus de la moitié des (362) substances chimiques trouvées dans le bassin des Grands Lacs (3) qui figurent sur la liste de travail 1986 du Conseil de la qualité de l'eau; ils correspondent en outre à une partie importante des substances qui paraissent sur d'autres listes, notamment celles présentées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario et par la U.S. Environmental Protection Agency, par exemple, la Great Lakes Initiative, le programme 33/50, ainsi que d'autres «listes» établies selon des critères de santé.

Compte tenu de cette analyse des problèmes (4), la suite des travaux d'évaluation et de conception des programmes a été restreinte à deux études de cas qui correspondent aux activités anthropiques dont on avait déterminé qu'elles étaient les principales sources de ces contaminants d'importance critique :

- L'incinération des déchets industriels et municipaux (en particulier des produits qui contiennent des hydrocarbures chlorés) et des boues d'épuration.
- La combustion des combustibles fossiles (particulièrement le charbon et le bois).
- La production, l'utilisation et l'élimination du chlore et des composés chlorés.
- Les sédiments et les décharges inactives.
- Les fuites de BPC contenues dans les transformateurs et des sites de stockage.

L'utilisation du chlore pour la production de polychlorure de vinyle (PVC) et les rejets d'incinérateurs sont les études de cas retenues parmi ces activités. Ces études devaient servir à concevoir et évaluer un programme d'instruments économiques constitué de taxes (ou de permis) sur le chlore comme intrant dans la production de PVC, ainsi que des redevances pour les émissions ou des taxes pour les rejets des incinérateurs. Les études de cas constituent des exemples et portent sur le cycle des produits et celui des processus qui créent des substances toxiques rémanentes, l'une du côté des intrants, l'autre du côté des extrants.

L'accent a été mis avant tout sur les incitatifs en faveur du moyen de prévention de la pollution qu'est l'atteinte du niveau zéro, au contraire de la méthode classique de lutte contre la pollution ou du mode de traitement. La taxe contre les intrants dans les

processus de fabrication du PVC est destinée à décourager le recours au chlore en général, mais de manière exemplaire, de décourager l'utilisation du chlore comme intrant dans la production de plastiques. La taxe sur les émissions des incinérateurs est destinée à favoriser le tri à la source et à empêcher l'inclusion de précurseurs de substances toxiques rémanentes dans les matières destinées à l'incinération. Ces deux instruments portent sur la prévention, mais l'un au commencement, l'autre à la fin du cycle d'utilisation. Ce qui suit est inspiré du rapport remis par le sous-traitant (2).

### Justification de l'instrument économique

Idéalement, lorsqu'on détermine le niveau de la taxe sur les intrants ou sur les rejets, on tiendrait compte des subventions directes et indirectes ainsi que des avantages associés aux soi-disant «coûts éludés». Ces subventions et avantages découlent de la structure de prix du marché qui joue en faveur du *statu quo*, et qui favorise l'utilisation des substances toxiques rémanentes ainsi que leurs apports continuels dans l'environnement. Par exemple, la réglementation de la pollution chimique et les programmes visant à corriger les problèmes causés par les substances toxiques rémanentes, entraînent, à eux seuls, des coûts annuels très importants que doivent assumer les gouvernements et les payeurs de taxes.

Les subventions peuvent prendre différentes formes et se manifester notamment au niveau du coût de l'électricité et du coût des hydrocarbures qui servent de matière première, c'est-à-dire des coûts très avantageux à comparer à ceux d'autres secteurs de l'économie comme, par exemple, ceux des procédés ou des produits «compétitifs» ou de rechange. Les subventions peuvent aussi prendre la forme d'avantages fiscaux comme l'amortissement accéléré de machinerie et d'équipement (ce qui favorise les activités à forte capitalisation), et les exonérations de taxes de vente.

Donnons un exemple qui s'applique à la première étude de cas, soit la réglementation qui oblige ou encourage les incinérateurs permanents à offrir aux producteurs de déchets des avantages sous forme de coûts éludés que procurent les méthodes d'élimination assez peu coûteuses et sans responsabilité et qui, en outre, sont soustraites à la comptabilité des coûts associés au nettoyage ou aux dommages causés à l'environnement (comme une fiscalité future pour récupérer ces coûts lorsqu'ils sont connus).

Les incinérateurs obtiennent parfois le même régime fiscal pour déductions pour amortissement, et parfois même un meilleur que celui accordé pour des investissements pour la réduction ou le recyclage (en principe, à moins forte capitalisation) ou qui sont accordées pour d'autres biens d'équipement moins nocifs. Pareils calculs économiques appliqués à l'élimination des déchets font aussi que les producteurs initiaux des intrants ou des produits qu'il faut éliminer n'ont aucune raison de modifier leur façon de faire et obtiennent un avantage appréciable,

sur le plan des subventions, par rapport à ceux qui proposent des solutions de rechange, des techniques de prévention et d'autres moyens compétitifs d'accorder à la société ce qu'elle veut vraiment.

L'autre étude de cas porte sur la production, l'utilisation et l'élimination finale, en quantité, de produits préparés à partir du chlore ou de substances chlorées. L'exemple précis qui est considéré est le PVC et les additifs apparentés; la fabrication de ces substances est forcément anthropique et se traduit par des apports dans l'environnement de substances toxiques rémanentes, y compris plusieurs des 11 contaminants d'importance critique. Ces activités apparentées peuvent être subventionnées du fait que les coûts pour les dommages causés à l'environnement ainsi que les coûts de restauration et de nettoyage ne sont pas imputés. On sait d'expérience que cela comprend un transfert des coûts et des risques vers la société et vers les générations futures. Les coûts et risques de cette nature ont accru les dépenses publiques et le coût de fonctionnement de la société; c'est pourquoi il faut augmenter les taxes, accroître le déficit ou procéder à des coupures dans d'autres secteurs.

La recherche et la comptabilité détaillée de toutes ces formes de subventions et de coûts éludés possibles échappaient à la portée du mandat du Groupe de travail. Par conséquent, il a fallu procéder autrement pour calculer la valeur de la taxe sur les rejets ou sur les apports dans l'environnement, soit de la façon suivante.

Le PVC peut être remplacé par des substituts de verre, de métal, de papier et de polymères non chlorés dans pratiquement toutes ses applications. En outre, il y a d'autres façons d'éliminer les déchets que l'incinération. Il est probable que ces solutions de rechange ont à surmonter un gradient de coût, constitué au moins en partie de la subvention sous forme de «coûts éludés» pour le PVC et l'incinération. C'est pourquoi la «valeur fiscale» devrait correspondre à peu près aux coûts directs et supplémentaires d'une conversion à des substances, produits ou procédés de rechange, ce qui comprend les procédés d'élimination des déchets, qui nous rapprochent de notre objectif d'aucun apport de substances toxiques rémanentes dans l'environnement.

### Contexte de l'évaluation des instruments économiques

Afin d'évaluer l'utilité des instruments économiques comme moyens de réduire les émissions produites par les incinérateurs et qui résultent de la production, de l'utilisation et de l'élimination des PVC, deux programmes ont été envisagés, en plus des taxes sur le fonctionnement des incinérateurs municipaux de déchets solides et sur les PVC :

- Un programme d'instruments de réglementation : prescription de lois et de techniques précises.
- Un programme de prévention de la pollution : information, persuasion et mesures volontaires.

On a estimé l'efficacité ainsi que les coûts directs d'un certain nombre de mesures de prévention de la pollution (élimination, réduction, tri et substitution), et on a estimé aussi les modifications technologiques imposées par une réglementation. Cela a permis de tracer des courbes de «moindre coût» qui ont servi à calculer une première estimation des tableaux de «valeur fiscale» (dont il a été question plus tôt) ou des tableaux possibles de «permis négociables».

Cette étude prend la politique d'élimination virtuelle pour acquise et reconnaît les excellentes raisons pour adopter le niveau de déversement nul comme optimum. Elle exclut de manière explicite les considérations sur la santé et la nocivité pour le milieu des substances toxiques rémanentes, par conséquent des «avantages» de l'élimination virtuelle et du déversement nul. L'analyse économique prend la forme d'une analyse de rentabilité, et n'emploie pas les calculs d'efficacité économique de l'analyse du coût des avantages comme ci-dessus. Parmi d'autres critères, il y a l'efficacité sur le plan environnemental, l'équité, l'applicabilité sur le plan administratif et l'acceptabilité par les intervenants.

Les impacts macro-économiques plus généraux ainsi que les impacts dynamiques des changements d'ordre structurel ne sont pas étudiés de manière importante. Sauf dans des cas exceptionnels, les impacts directs sont ciblés de façon plus précise ou concentrée. Au bilan, les mesures se trouvent à réellement substituer un ensemble d'activités humaines par un autre. En l'absence de toute adaptation et innovation dans les secteurs visés par les instruments économiques, adaptation dans le sens des possibilités offertes par de «nouvelles activités», il y aura des déplacements sectoriels pour compenser.

Compte tenu de l'intensité relative des capitaux et de la main-d'oeuvre liées aux «solutions de rechange», les impacts nets sur l'emploi seront sans doute positifs, tant en nombre qu'en qualité d'emploi. La stratégie d'élimination virtuelle ainsi que les mesures générales de prévention de la pollution qu'elle suppose, font appel à des activités créatrices et à forte concentration de savoir qui se révèlent de plus en plus être des forces économiques.

Les nouvelles activités stimuleront le développement durable, une forme de développement économique qui conduit à la mise en valeur plutôt qu'à la dégradation des ressources. Sans doute y aura-t-il un important équilibrage des coûts d'ajustement à long terme puisqu'on doit tenir compte des économies réalisées sur les coûts d'opportunité, qui accompagnent le «transfert de capital» (une accumulation de capital dans de «nouvelles» activités et une perte de capital dans des activités qui produisent des substances toxiques rémanentes). La valeur fiscale des incitatifs qui s'adressent à l'entreprise (pratiquement nulle pour certaines mesures) et les revenus qu'en tirent les gouvernements peuvent être recyclés sous forme d'«enveloppe programmatique» qui servirait au financement de la transition, et notamment à l'atténuation des effets.

Les impacts de coûts plus généraux sont très diffus et les retombées ainsi que les changements structurels pèseront sans doute davantage dans notre souci d'équité et d'une bonne redistribution. Cependant, des changements structurels, à beaucoup plus grande échelle, s'exercent déjà en permanence pour des raisons purement financières et d'autres raisons. Lorsqu'on considère ces enjeux, il est bon de se rappeler les effets positifs sur la santé humaine et sur l'environnement ainsi que la dimension de développement durable.

### Incinérateurs : incitatifs économiques

Les incinérateurs sont des sources importantes de toutes les substances toxiques rémanentes qu'on a choisi d'étudier. En outre, ils sont aussi sources de nombreuses autres substances qu'on appelle des produits d'une combustion imparfaite (et dont beaucoup figurent sur la liste du Conseil de la qualité de l'eau) (3) dont un grand nombre n'ont pas été identifiées et peuvent être des substances toxiques rémanentes.

On a bâti un indice composé d'équivalent-gramme, au moyen de méthodes décrites dans le rapport d'étude (2), avec les cinq substances toxiques rémanentes qui servent d'indicateurs et en appliquant des facteurs de pondération. On a développé et classé (tableaux C-1 et C-2) un certain nombre de mesures réglementaires et de prévention pour réduire les émissions de substances toxiques rémanentes par les incinérateurs, **et qui s'appliquent spécifiquement aux incinérateurs situés dans le bassin des Grands Lacs**, ainsi que la réorientation vers des sites d'enfouissement, selon leur efficacité et leur coût. Compte tenu de ces évaluations des coûts de la réduction par équivalent-gramme, une séquence d'incrémentations fiscales implicites et d'incrémentations de progrès correspondants dont le point final est l'élimination virtuelle, a été établie à partir de la courbe des coûts (figure C-1). Voici la liste des principales constatations, qui sont indicatives plutôt qu'exactes :

- Environ 25 % des émissions en équivalent-gramme (principalement le mercure) pourraient être éliminées sans que les exploitants des incinérateurs n'encourent les moindres frais, par application au niveau des fabricants de mesures préventives destinées à réduire et à remplacer le mercure par d'autres produits. L'annonce de l'adoption d'une nouvelle taxe sur les rejets pourrait porter les exploitants des incinérateurs à encourager l'adoption de ces mesures par les fabricants sans qu'il soit nécessaire de lever cette taxe à ce moment-là.
- Une taxe sur les rejets composés d'environ 1 \$ par équivalent-gramme pourrait réduire les émissions dans l'air des équivalents-grammes d'environ 85 %. Ce niveau de taxe pourrait favoriser le tri à la source et la réorientation vers d'autres méthodes d'élimination (p. ex., recyclage, compostage ou élimination de

TABLEAU C-1

EFFICACITÉ ET COÛTS DES MESURES DE RÉDUCTION DES SUBSTANCES TOXIQUES RÉMANENTES ÉMISES PAR LES INCINÉRATEURS

Type de mesure/mesure	Composé visé	Réduction possible (tE) <sup>a</sup>	Coût unitaire moyen <sup>d</sup> (\$/tE)	Code de la mesure <sup>b</sup>
<b>Réduction à la source</b>				
Réduction de la teneur en Hg de la peinture	Hg <sup>c</sup>	9.2	\$0	Peinture1
Réduction de la teneur en Hg des accumulateurs	Hg	17.8	\$0	Accumulateur1
Utilisation d'accumulateurs à faible teneur en Hg	Hg	5.7	\$0	Accumulateur2
Enfouissement plutôt qu'incinération des déchets	Tous <sup>c</sup>	230.6	2 733 795\$	Enfouissement1
<b>Substitution de produits</b>				
Réduction de la conc. de mercure dans les autres produits	Hg	14.4	\$0	Autres1
<b>Tri à la source</b>				
Enlèvement du papier, des produits de papier et du bois dans les déchets à incinérer	Cl org. <sup>c</sup>	S.O.	S.O.	Papier1
Enlèvement du polychlorure de vinyle des déchets à incinérer	Cl org.	S.O.	S.O.	PVC1
Enlèvement de la nourriture, des déchets de jardin et d'autres déchets organiques dans les déchets à incinérer	Cl org.	S.O.	S.O.	Nourriture1
Cueillette et recyclage des peintures qui contiennent du Hg	Hg		S.O.	Peinture3
Cueillette et enfouissement de la peinture qui contient du Hg	Hg			Peinture2
Cueillette et enfouissement des autres produits qui contiennent du Hg	Hg			Électrique1
Cueillette et recyclage des accumulateurs qui contiennent du Hg	Hg			Accumulateur4
Cueillette et enfouissement des accumulateurs qui contiennent du Hg	Hg			Accumulateur3
<b>Dépollution</b>				
Adsorption sur charbon activé	Hg			Charbon act.
Injection de sulfure de sodium	Hg			Na <sub>2</sub> S
Filtres en toile et dépoussiéreurs à séchage par pulvérisation	Tous			Séch. pulv./filtres toile
Injection de sorbant sec avec filtres de toile	Hg			Sorbant/filtres de toile

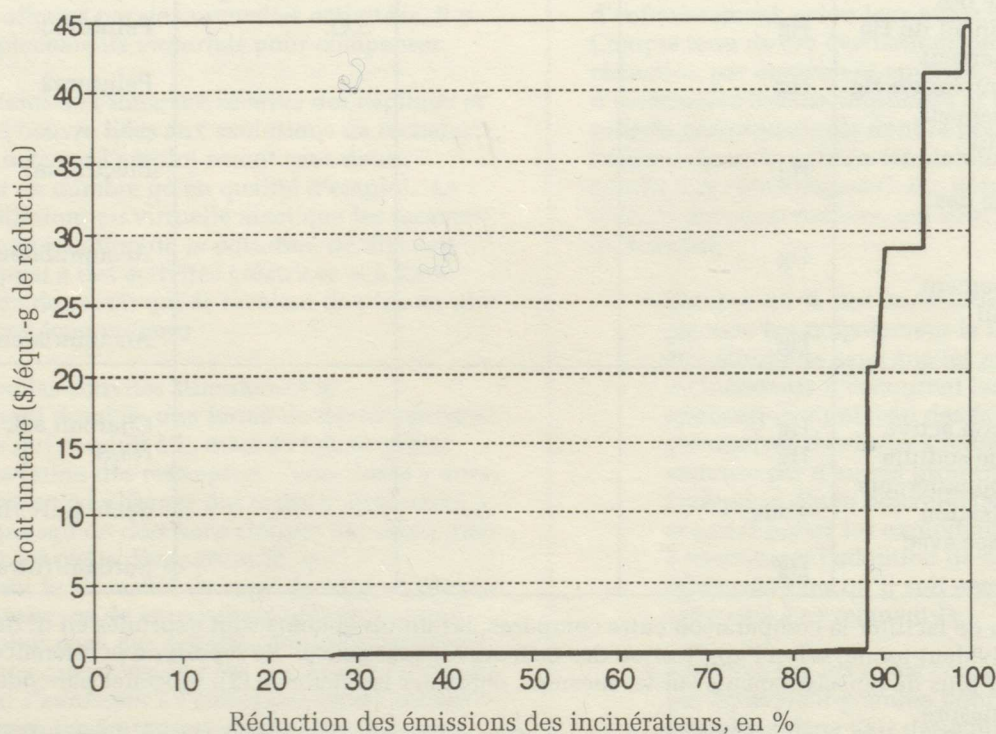
- Notes :
- a - Afin de faciliter la comparaison entre composés, les unités et coûts sont exprimés en tE ou équivalent-tonne, selon l'application des facteurs d'équivalence. Se reporter à la référence (2).
  - b - Pour plus de renseignements sur les mesures, consulter la référence (2); procéder par code de mesure.
  - c - Cl org. désigne les composés organochlorés (dibenzo-p-dioxines polychlorées, dibenzofuranes polychlorés, hexachlorobenzène, BPC); «Hg» désigne le mercure; «Tous» désigne les deux.
  - d - Compte tenu du coût unitaire moyen dans tous les incinérateurs municipaux de déchets solides du bassin des Grands Lacs. Les coûts unitaires varient selon chaque incinérateur.



**TABLEAU C-2**  
MESURES APPLICABLES AUX INCINÉRATEURS, CLASSÉES PAR SOURCE ET INTÉRÊT ÉCONOMIQUE

Source <sup>a</sup>	Type de mesure <sup>c</sup>	Coût unitaire à la marge (\$/tE) <sup>d</sup>	Réduction (%)	Réduction cumulative (%)
Toutes sources <sup>b</sup>	Réduction du mercure	0.00	26.9	26.9
Sources 26, 25, 3, 12	Dépollution	0.04	1.3	28.2
Sources 31, 28, 23, 32, 9, 21, 30, 27 18, 29, 4	Dépollution	0.05	2.6	33.2
Sources, 8, 34	Dépollution	0.06	6.7	78.3
Source 2	Dépollution	0.09	1.7	80.7
Source 11	Dépollution	0.16	4.8	85.5
Sources 6, 1, 5	Dépollution	0.17	0.4	86.0
Source 20	Dépollution	0.20	0.5	87.2
Sources 33, 17, 19	Dépollution	0.27	0.2	87.4
Sources 12, 26, 25, 5, 1, 4, 6, 3	Enfouissement	20.31	0.1	88.3
Sources 8, 34, 13, 24, 10, 17, 20, 14, 15	Enfouissement	28.72	0.9	90.4
Sources 21, 9, 19, 11, 2, 28, 16, 32, 23, 31	Enfouissement	41.08	0.1	94.8
Sources 18, 29, 27, 30, 22, 33	Enfouissement	44.45	0.3	99.5

- Notes : a - Pour des renseignements sur les sources individuelles, consulter la référence (2).  
 b - Les mesures de réduction des sources de mercure et de substitution par des produits ne coûtent rien. Elles ont été regroupées et la réduction possible a été appliquée à toutes les sources.  
 c - On trouvera des détails sur les mesures individuelles dans la référence (2).  
 d - Pour faciliter les comparaisons entre les composés, les unités et les coûts sont exprimées en tE ou équivalent-tonne, compte tenu de facteurs d'équivalence. Les coûts unitaires s'appliquent à des installations individuelles. Voir la référence (2).



**FIGURE C-1**  
COÛT À LA MARGE DE LA RÉDUCTION D'ÉMISSIONS PAR LES INCINÉRATEURS Source : Référence (2).

déchets spécifiques dans des sites d'enfouissement) et dans presque tous les cas, encouragerait les exploitants à mettre en place des dispositifs perfectionnés de lutte contre la pollution. Le problème, c'est que la lutte contre la pollution de l'air ne réduit pas la pollution dans tous les milieux puisque la quantité de cendres et d'eaux usées est augmentée plutôt que d'être réduite, et n'est certainement pas éliminée.

- Au-delà du niveau de 1 \$ par équivalent-gramme, il y a un grand pas jusqu'au taux nécessaire pour **éliminer** les émissions. On doit envisager sérieusement cette hypothèse si on entend décourager ou interdire la construction de nouveaux incinérateurs et éliminer progressivement ceux qui existent, de manière à ce que soient mises en valeur d'autres options de gestion des déchets qui s'appuient sur la prévention de la pollution, et que les déchets restants soient enfouis.
- Une taxe sur les rejets d'environ 30 \$ par équivalent-gramme pourrait faire passer la réduction des émissions à environ 95 %. À ce niveau, le seul coût d'exploitation des incinérateurs dépasserait déjà celui de l'enfouissement; cela se trouverait à encourager la réorientation des déchets vers les sites d'enfouissement.
- Une taxe sur les rejets de 45 \$ ou plus par équivalent-gramme rend généralement plus attrayants que l'incinération la prévention, l'élimination à la source et la réduction de la pollution ainsi que la substitution et le tri suivi de l'enfouissement. Bien entendu, cela aurait pour effet de supprimer totalement les rejets de substances toxiques rémanentes par les incinérateurs municipaux.
- Il est estimé que les revenus tirés de la fiscalité culmineront à environ 20 \$ par équivalent-gramme, ce qui produirait 350 000 000 \$ par an. À ce niveau fiscal, il est estimé que les émissions atmosphériques seraient réduites d'environ 90 %. Au-delà de ce niveau, les revenus diminueraient jusqu'à leur suppression à environ 45 \$ par équivalent-gramme.
- L'application des instruments économiques aux émissions d'incinérateurs favoriserait sans doute un recours accru aux régimes de taxation unitaire ou du type utilisateur-payeur pour ce qui est de l'élimination des déchets municipaux, qui seraient combinés avec des programmes de recyclage et de prévention de la pollution. De nombreuses études ont montré que cette approche permet de réduire substantiellement la production de déchets et les coûts de gestion. En outre, les programmes de prévention ainsi que de réduction, de réutilisation et de recyclage créent généralement davantage d'emplois et stimulent l'innovation. Les coûts d'investissement élevés des incinérateurs conduisent à écarter totalement ces moyens de rechange puisqu'ils nécessitent la combustion des déchets sur de longues périodes.
- Un programme de réglementation qui conduirait à l'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes émises par les incinérateurs, s'accompagnerait sans doute de l'interdiction de construire de nouveaux incinérateurs, avec le maintien des incinérateurs existants jusqu'à leur mise hors service. L'Ontario interdit la construction de nouveaux incinérateurs municipaux de déchets. Les instruments économiques pourraient servir à accélérer et peut-être contribuer à financer l'élimination progressive des incinérateurs existants.
- Le coût de nouveaux incinérateurs et de nouvelles décharges contrôlées sont à peu près comparables; ainsi, l'objectif d'une élimination virtuelle devrait aussi conduire à l'interdiction de la construction de nouveaux incinérateurs.
- Les enquêtes auprès des intervenants ont indiqué un consensus à l'effet qu'il est nécessaire de contrôler les émissions de substances toxiques rémanentes par les incinérateurs. Les représentants du secteur privé et des gouvernements qui ont été interrogés se sont prononcés en faveur d'une réglementation et de normes d'émissions qui s'accompagnent de campagnes d'information et de persuasion; mais les organisations de protection de l'environnement optent pour l'élimination progressive des incinérateurs.
- Le programme de taxation des rejets seulement passe pour être le moins souhaitable. Pour qu'il soit efficace, il faudrait de grands délais d'application ainsi qu'un recyclage des revenus vers les programmes qui visent à l'élimination virtuelle dans le secteur des déchets municipaux.
- Le principal obstacle à l'applicabilité de tout programme, qu'il s'agisse d'instruments économiques ou réglementaires, est la faisabilité d'assurer une surveillance permanente des émissions de substances toxiques rémanentes. Les taux d'émissions sont très variables. Les métaux, les substances organiques et les produits d'une combustion imparfaite ne sont pas normalement surveillés et les ensembles d'échantillonnage sont limités. Les indicateurs présentement utilisés tels que le monoxyde de carbone ne passent pour être adéquats
- Le consultant a indiqué (2) qu'un programme d'échange d'émissions applicable aux incinérateurs pourrait être la solution la plus avantageuse et la plus réalisable même si le Groupe de travail s'oppose en principe, de manière générale, à ce type de programme qui signifie la poursuite des émissions plutôt que l'élimination virtuelle.

**TABLEAU C-3**  
MESURES CLASSÉES PAR ORDRE D'ATTRAIT ÉCONOMIQUE

Code de la mesure <sup>a</sup>	Description	Réduction de l'utilisation du PVC (%)	Coût unitaire à la marge <sup>b</sup> (\$/kg de réduction)	Réduction cumulative (%)
VINYLE3	Immeubles et construction	2.8	(38.00)	2.8
ÉGOUT2	Tuyaux d'égout - égouts pluviaux	6.2	(1.09)	9.0
CONDUITE D'EAU9	Conduites sous pression	1.5	(1.00)	10.5
CONDUITE D'EAU8	Conduites sous pression	1.5	(0.88)	12.1
CONDUITE D'EAU5	Conduites sous pression	1.5	(0.60)	13.6
CONDUITE D'EAU7	Conduites sous pression	1.5	(0.55)	15.1
CONDUITE D'EAU6	Conduites sous pression	1.5	(0.39)	16.7
CONDUITE D'EAU4	Conduites sous pression	1.5	(0.29)	18.2
ÉGOUT1	Égout sanitaire	3.0	(0.21)	21.2
CONDUITE D'EAU3	Conduites sous pression	1.5	0.48	22.8
CONDUITE D'EAU2	Conduites sous pression	1.5	1.15	24.3
CONDUITE D'EAU1	Conduites sous pression	1.5	3.26	25.8
CONDUIT9	Conduits électriques	0.0 <sup>c</sup>	3.31	25.9
VINYLE1	Immeubles et construction	10.0	4.13	35.9
CONDUIT5	Conduits électriques	0.2	4.50	36.0
CONDUIT6	Conduits électriques	0.7	5.84	36.7
CONDUIT3	Conduits électriques	0.9	5.97	37.6
CONDUIT2	Conduits électriques	1.7	6.33	40.1
CONDUIT7	Conduits électriques	0.8	6.75	40.1
CONDUIT4	Conduits électriques	0.7	6.95	40.8
CONDUIT8	Conduits électriques	0.2	7.51	41.0
CONDUIT1	Conduits électriques	1.0	9.51	42.0
VINYLE2	Immeubles et construction	2.1	93.65	44.1
IRRIGATION1	Tuyaux d'irrigation - enfouis	2.1	242.08	46.2

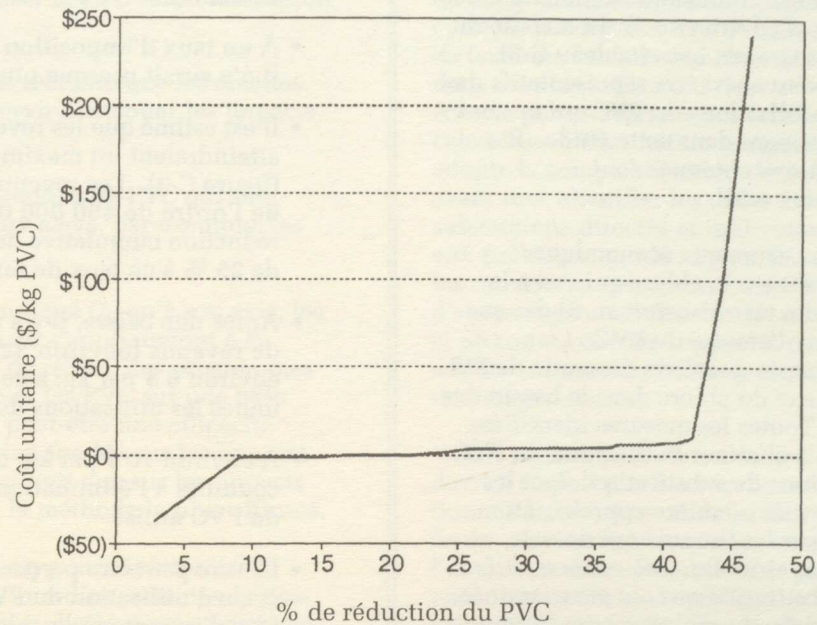
Notes : a - Le code de la mesure correspond à celui des fiches d'information sur les mesures qui paraissent en annexe de la référence (2).

b - Les coûts indiqués s'appliquent à la réduction de l'utilisation du PVC (\$ Canada 1992).

c - Moins de 0,5 %.

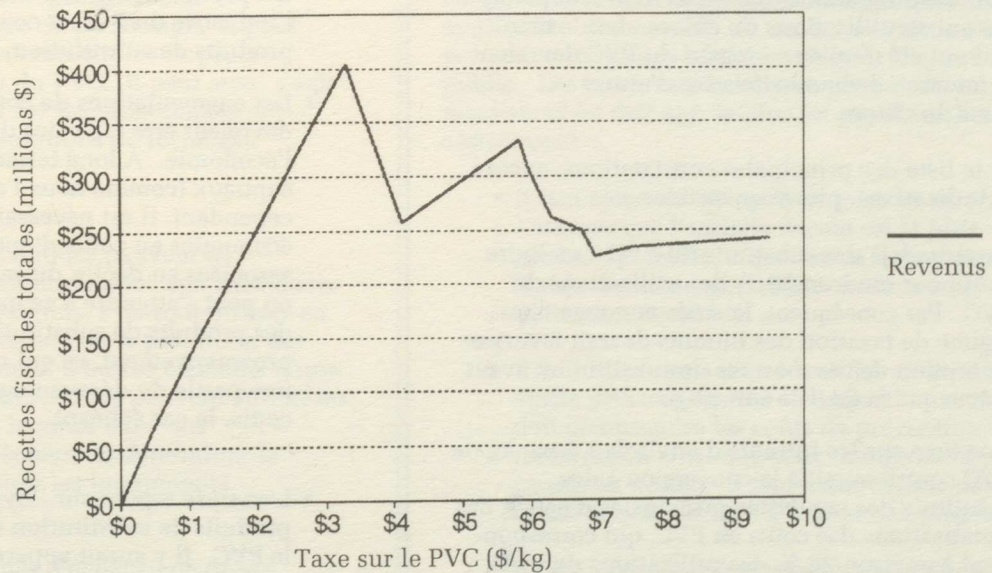
Source : Référence (2).

**FIGURE C-2**  
COÛTS À LA MARGE DES RÉDUCTIONS D'UTILISATIONS DU PVC.



Source : Référence (2).

**FIGURE C-3**  
RECETTES D'UNE TAXE SUR L'UTILISATION DU PVC



Source : Référence (2).

- Il semblerait qu'en pratique, une combinaison de mesures de prévention de la pollution, d'instruments économiques et de mesures réglementaires constituerait la solution la plus efficace et la plus souple.

#### Instruments économiques : polychlorure de vinyle (PVC)

La fabrication du PVC constitue l'une des grandes applications du chlore; sa production, son utilisation et son élimination sont à l'origine d'un nombre

important de préoccupations écologiques; on pense ici à la co-utilisation, à la production et au dégagement d'un nombre important de substances toxiques rémanentes, dont plusieurs des 11 polluants d'importance critique. Comme nous l'avons déjà mentionné, la définition et l'analyse des problèmes à la base des instruments économiques ont indiqué que le cycle de production, d'utilisation et d'élimination du chlore et des composés chlorés est une source majeure des substances toxiques rémanentes qui servent d'indicateurs.

Compte tenu de la portée donnée à l'étude (2), il n'était possible de considérer que les mesures qui s'appliquent spécifiquement aux utilisations du PVC dans le secteur de la construction et des immeubles; ce secteur prend une part d'environ 46 % du marché du PVC dans le bassin des Grands Lacs (tableau C-3). Mais ces résultats peuvent aussi être représentatifs des impacts possibles des utilisations du PVC qui ne sont pas considérés explicitement dans cette étude. Par conséquent, les évaluations obtenues sont probablement des valeurs seuil.

Le programme des instruments économiques prévoit une taxe d'intrant sur le chlore qui sert à la production du PVC; cette taxe s'accroît au fil des ans de manière à décourager l'emploi du PVC. Le programme ne tient compte que de la demande de PVC et de l'utilisation connexe du chlore dans le bassin des Grands Lacs en 1992. Toutes les mesures identifiées qui visent à réduire ou à éliminer l'utilisation du PVC portaient sur des solutions de substitution, dont les coûts ont servi à tracer une première approximation du régime de taxation sur les intrants qui devrait conduire à l'élimination virtuelle. Les coûts relatifs des applications de substitution qui ont été examinées, ont servi à tracer la courbe du moindre coût (figure C-2) de laquelle on a tiré une séquence d'incrémentations fiscales et d'étapes vers l'élimination virtuelle.

L'exemple du PVC ne peut pas être considéré isolément. Le programme doit aussi tenir compte de toutes les autres utilisations du chlore. Les instruments qui ont été étudiés au regard du PVC devraient l'être en fonction de leurs effets sur d'autres utilisations du chlore.

Voici la liste des principales constatations, encore une fois indicatives, plutôt qu'exactes :

- Il existe déjà des substituts du PVC à moindre coût pour environ 20 % des utilisations du PVC. Par conséquent, la seule annonce d'un régime de taxation des intrants devrait favoriser l'adoption de ces mesures de substitution avant même que la taxe ne soit exigée.
- Une taxe sur les intrants d'environ 2 \$ par kg de PVC contribuerait à la conversion à des substituts des conduites principales d'eau et des canalisations des coûts en PVC, qui correspondent à environ 25 % des utilisations du PVC.
- Au-delà du niveau de 2 \$ par kg, il y a des progressions très importantes à extrêmes dans le niveau de taxes à exiger pour pousser au recours à des solutions de rechange. Cela est en partie attribuable au nombre limité d'utilisations du PVC qui sont considérées ici.
- À un taux de taxation de 10 \$ par kg de PVC, on pourrait se trouver à promouvoir l'abandon du PVC pour les conduits électriques; cela toucherait 42 % des utilisations.
- À un taux de taxation de 100 \$ par kg de PVC, les applications dans les édifices et la construction cessent d'être intéressantes et il pourrait y avoir substitution dans presque tous les cas (44 % du 46 % d'utilisations totales qui a été examiné).
- À un taux d'imposition de 300 \$ par kg de PVC, il n'y aurait presque plus d'utilisations du PVC.
- Il est estimé que les revenus d'une taxe sur le PVC atteindraient un maximum à environ 3 \$ par kg (figure C-3). Les revenus totaux produits seraient de l'ordre de 400 000 000 \$ par an. La réduction cumulative de l'utilisation du PVC est de 25 % à ce taux de taxation.
- Après une baisse, il y a un deuxième maximum de revenus (environ 325 000 000 \$ par an) à environ 6 \$ par kg; à ce niveau, environ 38 % de toutes les utilisations du PVC sont éliminées.
- À environ 10 \$ par kg, on prévoit que cette taxe conduira à l'élimination d'environ 42 % du total du PVC utilisé.
- La taxe peut être perçue à différents moments du cycle d'utilisation du PVC; ce pourrait être une taxe d'intrant sur le chlore, une taxe sur les produits de PVC ou un dépôt sur les produits de PVC en vue d'obtenir le contrôle sur les pratiques d'élimination.
- On pense que les impacts sur l'emploi dans l'industrie du PVC et ceux dans les industries des produits de substitution, devraient se valoir.
- Les augmentations de coûts à court terme devraient être réparties dans l'ensemble de l'économie. À long terme, il y aurait transfert des capitaux (comme nous l'avons déjà mentionné); cependant, il est nécessaire de tenir compte des économies en coûts d'option qui seraient associées au déclin du secteur des PVC. En outre, on peut s'attendre à ce que les coûts et les prix des produits de substitution diminuent progressivement, ce qui reviendrait à supprimer une partie du désavantage initial sur le plan des coûts, le cas échéant.
- L'analyse repose sur l'hypothèse à l'effet que les produits de substitution sont aussi efficaces que le PVC. Il y aurait apparemment des exceptions, comme les conduites souterraines d'irrigation, mais il semble possible de mettre au point des plastiques de remplacement. En général, il faut étudier, sur ce plan, l'utilité du PVC pour les applications spéciales et tenir compte en même temps des coûts cachés qu'entraîne la contamination par des substances toxiques rémanentes.
- Des enquêtes effectuées auprès des intervenants ont indiqué qu'une combinaison des trois programmes était la solution la plus efficace. Il s'agissait d'une taxe d'intrant sur le chlore, avec une interdiction d'utiliser le PVC dans les produits de la construction et une campagne

générale d'information. Les regroupements industriels qui sont en concurrence avec les producteurs de PVC pensent généralement que l'interdiction d'utiliser le PVC serait la solution la plus efficace.

- Les intervenants ont reconnu que les recettes fiscales devraient servir à atténuer les impacts du programme.
- On doit cibler les produits de PVC qui sont consommés à un taux élevé, par exemple, les emballages.
- L'expert-conseil a indiqué (2) qu'à son avis, les taxes les plus efficaces s'appliqueront à la production de PVC de rebut. Les programmes visant à moins utiliser les PVC sur une base volontaire auraient peut-être une efficacité limitée. L'interdiction fondée sur les impacts environnementaux plutôt que sur les impacts économiques serait la méthode la plus efficace.
- Par réglementation, on pourrait interdire la fabrication de PVC, interdire certaines utilisations (p. ex., comme emballage et autres biens qui ne sont pas durables), ainsi qu'une interdiction ou une limitation de l'incinération du PVC.
- Les campagnes de prévention de la pollution peuvent fournir des renseignements et constituer une forme de persuasion. Il peut s'agir de renseignements sur les impacts environnementaux du PVC. Il peut aussi s'agir de renseignements sur les programmes de vérification et les solutions de rechange.

## CONCLUSIONS

Les instruments économiques peuvent ne s'appliquer que d'une manière limitée aux substances toxiques rémanentes. Toutefois, s'ils sont utilisés en conjonction avec la prévention de la pollution, des mesures de réglementation et d'autres éléments d'une stratégie d'élimination virtuelle, ils peuvent être utiles. Cependant, beaucoup de lacunes dans nos connaissances nous empêchent de déterminer le barème du «prix juste» pour les instruments économiques.

Même si les programmes d'échange de droits d'émission peuvent ne pas constituer des mesures judicieuses dans le cas des substances toxiques rémanentes, il demeure que de tels programmes qui prévoient une réduction progressive des émissions jusqu'à l'élimination virtuelle, peuvent être applicables.

Les subventions *de facto* et les avantages procurés par les coûts évités peuvent conduire à repousser la conversion à d'autres procédés de production, le passage à d'autres produits et matériaux et l'adoption de politiques qui encourageraient la recherche et éventuellement l'atteinte de l'élimination virtuelle. Un système de comptabilisation du coût entier peut se

prêter aux activités ainsi qu'aux secteurs industriels qui contribuent à l'introduction de substances toxiques rémanentes dans l'écosystème. Ce système de comptabilisation devrait porter sur l'ensemble du cycle de production et d'utilisation, soit par la levée de taxes sur les intrants ainsi que sur les émissions dans tous les milieux; il devrait aussi intégrer une échelle par incréments qui ferait pendant à un calendrier d'élimination progressive. Lorsqu'on adopte la comptabilisation du coût entier, on doit avant tout identifier les coûts évités ainsi que les subventions directes et indirectes qui sont accordées aux pollueurs, par le moyen de prix préférentiels pour les intrants en ressources et en énergie, d'encouragements fiscaux, de responsabilités limitées et de coûts externes supportés par l'ensemble de la société (comme les coûts de nettoyage et pour les dommages causés).

Un régime de taxes ou de droits environnementaux devrait s'appliquer à toutes les étapes de la production, de l'utilisation et de la distribution. De cette façon, on s'assurerait que les conséquences sur l'environnement des choix des producteurs et des consommateurs sont reflétées de manière plus complète dans le prix des produits; on s'assurerait aussi que les formes de pollution sont taxées à tous les niveaux. On pourrait appeler ce régime une «taxe de dévaluation environnementale»; tout accroissement ou modification de taxe devrait incorporer cette clause. On pourrait rendre compte des revenus produits et les appliquer à des mesures de remise en valeur et de protection du milieu afin de conserver l'appui du public. Les mesures d'incitation peuvent donner des résultats et on doit agir le plus tôt possible. Par conséquent :

- il faut élaborer un cadre de mise en oeuvre pour s'assurer que l'assiette fiscale est la plus générale possible et que toutes les substances toxiques rémanentes sont soumises à un traitement équitable.
- Il faut travailler à bien identifier ce qu'est un «juste prix» eu égard à l'élimination virtuelle. Il doit comprendre les coûts de prévention et de restauration ainsi que ceux des dommages causés au milieu. Il faut aussi définir des cibles et des échéances afin d'évaluer les progrès.
- Il faut recueillir de nouveaux renseignements sur la production, l'utilisation, la distribution, les émissions et les sources de substances toxiques rémanentes afin de mieux cibler l'initiative et d'en faire la priorité qu'elle mérite d'être, ainsi que déterminer les niveaux de taxation et les incitatifs financiers qui conviennent à la protection et à la restauration de l'écosystème.
- Il faut faire place à la prévention dès les premières étapes des procédés.
- On doit s'efforcer de faire passer à l'échelle nationale et à l'échelle mondiale les initiatives

de prévention et d'élimination progressive, cela pour de nombreuses raisons écologiques. En outre, dans une perspective économique, la justification est celle qu'on appelle «les règles du jeu équitables».

D'autres considérations économiques ont trait aux enjeux du développement durable et de la compétitivité à l'échelle mondiale. Ces deux éléments se rejoignent de nombreuses façons. La notion de développement durable est une éthique à la fois morale et qui s'inscrit dans la réalité. Le défi n'est pas de mettre un frein à toute activité économique ou d'arrêter de travailler, mais plutôt de trouver un mode de vie qui n'a pas la dégradation et la destruction de l'environnement comme sous-produits. Comme on le lisait dans le rapport Brundtland (5) et d'autres, les styles de développement antérieur qui étaient basés sur une expansion quantitative de la production sont de ceux qui nous ont conduits à la nécessité d'éliminer les substances toxiques rémanentes; ils ne créent pas un mode de vie durable.

Il faut donc trouver des façons de faire des affaires et d'assurer le développement qui améliorent notre environnement, de sorte que le développement puisse se poursuivre. C'est là la «nouvelle façon de se développer» qui est souhaitée par le rapport Brundtland, dans lequel l'environnement est un allié, pas une victime. La notion même du caractère durable signifie qu'il n'y a rien de plus important que le maintien des systèmes qui supportent la vie sur terre. Le climat socio-institutionnel des Grands Lacs, de l'Amérique du Nord et même du monde, se transforme lentement pour s'adapter à cette vérité.

La survie économique, à un niveau que notre société et nos institutions reconnaîtraient et accepteraient, dépend de notre acceptation de cette réalité écologique et du climat socio-institutionnel en mutation, ainsi que de leur concordance avec un nouveau paradigme ou style de développement technologique et économique durable. Il y a matière à défendre l'avis que les périodes de grande prospérité et d'enrichissement réel se produisent lorsqu'une bonne concordance est obtenue. Au point où nous en sommes dans l'évolution économique et environnementale mondiale, nous avons l'occasion de «prendre le bon virage» et nous faisons face au danger de tenter vainement de continuer dans notre foulée.

Les économies et les blocs commerciaux du monde sont dans un stade d'évolution au cours duquel se produit un profond changement structurel. Cette restructuration est aussi un processus de «destruction créative» et nous fournit l'occasion de trouver «une bonne concordance». Que l'évolution soit progressive ou régressive soit le résultat d'un choix, constitue le facteur essentiel de ce processus. Nous pouvons passer à une nouvelle ère de capitalisme productif où la restructuration et la création de richesses seront axées vers le rétablissement et la protection des systèmes qui supportent la vie, ou bien nous pouvons régresser jusque dans le capitalisme victorien.

Il faut faire les bons choix pour passer à une évolution progressive. Nous devons veiller attentivement à ne pas incorporer dans notre raisonnement stratégique un trop grand nombre de préjugés qui remontent à des époques et des réalités économiques qui n'existent plus, ni des théories qui ne s'appliquent plus. Quand on parvient à des points tournants, le déterminisme s'éteint, l'incertitude règne et seulement les choix délibérés et les parcours soigneusement tracés nous permettront d'atteindre nos objectifs. L'élimination progressive d'une chimie inhéremment dangereuse, qui est fondée sur les substances toxiques rémanentes, ainsi que la promotion et le développement soutenu de substances de remplacement constitueraient une évolution progressive qui se fonde sur un capitalisme productif.

## RÉFÉRENCES

1. Les substances toxiques rémanentes : l'élimination virtuelle des apports dans les Grands Lacs; rapport provisoire du Groupe de travail de la Commission mixte internationale sur l'élimination virtuelle. Windsor, Ontario, juillet 1991, 42 p.
2. Economic Instruments for the Virtual Elimination of Persistent Toxic Substances in the Great Lakes Basin. Ébauche - Phase 2. Rapport n° 4839-3, VHB-Hickling ICF Resources Inc., Toronto, Ontario, 8 juillet 1993. 109 p.
3. Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs. Commission mixte internationale, Windsor, Ontario, novembre 1987. 236 p.
4. A Program of Economic Instruments of Virtual Elimination of Persistent Toxic Substances in the Great Lakes Basin. Ébauche d'un document provisoire. Rapport 4839-1, VHB-Hickling and AER X, Toronto, Ontario, 16 novembre 1992. 121 p.
5. Notre avenir à tous. Commission mondiale sur l'environnement et le développement. Édition du Fleuve. Montréal. 1988. 383 p.

ANNEXE D

LES DOMMAGES

RAPPORT PRÉSENTÉ AU GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

---

**AVERTISSEMENT**

Les opinions exprimées dans cette annexe ne reflètent pas nécessairement celles du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle ou de la Commission mixte internationale.



THE UNIVERSITY OF CHICAGO  
DEPARTMENT OF CHEMISTRY  
LABORATORY OF ORGANIC CHEMISTRY  
5301 SOUTH CAMPUS DRIVE  
CHICAGO, ILLINOIS 60637  
TEL: 773-936-3700  
FAX: 773-936-3701  
WWW: WWW.CHEM.UCHICAGO.EDU

1. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
2. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
3. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*

4. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
5. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
6. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*

7. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
8. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
9. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*

10. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
11. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*  
12. *Reaction of 1,2-dibromoethane with sodium acetate*

## LES DOMMAGES

## INTRODUCTION

Dans cette annexe, on décrit les dommages causés aux organismes vivants par suite de l'exposition à des substances toxiques rémanentes. L'existence confirmée de problèmes graves a agi comme catalyseur dans l'élaboration et l'engagement à la mise en œuvre d'une stratégie d'élimination quasi totale des apports de substances toxiques rémanentes dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs et, par conséquent, d'élimination des effets qui en résultent sur la santé et l'environnement.

En 1987, le Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs de la Commission a confirmé la présence de 362 produits chimiques, dont un grand nombre fabriqués par l'homme, dans l'eau, les sédiments et le biote de l'écosystème du bassin des Grands Lacs (152). En outre, en 1977, le U.S. Fish and Wildlife Service a relevé la présence de près de 500 composés organiques dans le touladi et le doré capturés dans les Grands Lacs. Dans l'ensemble, plus d'un millier de produits chimiques anthropiques pourraient être présents dans l'environnement du bassin. Le chapitre 4 décrit les critères utilisés pour déterminer combien de contaminants répondent à la définition d'une substance toxique rémanente. Une substance qui répond à cette définition doit être soumise à la stratégie d'élimination virtuelle.

De l'avis général, un certain nombre de contaminants régulièrement retrouvés dans le bassin répondent déjà à la définition d'une substance toxique rémanente. Une exposition à ces contaminants constitue une menace constante pour la santé de l'écosystème, et l'élimination des apports susceptible de réduire leur concentration dans les lacs exige une action concertée et des efforts coordonnés. Cette menace persiste en dépit de la réduction substantielle de certaines substances toxiques rémanentes dans l'écosystème par rapport aux concentrations de pointe observées dans les années 1960 et 1970. La concentration actuelle de bien des contaminants n'a pas diminué depuis les années 1980 et, dans certains cas, elle a même augmenté (voir par exemple les figures E-1 et E-5).

Les 11 polluants critiques figurant dans le tableau D-1 ont été désignés par le Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs en 1985, à cause de leur rémanence et de leur capacité de provoquer des effets néfastes sur la santé humaine et sur de nombreux aspects de l'environnement (153). Des données plus récentes ont fait état d'un grand nombre d'autres composés préoccupants, tels que le cadmium, l'arsenic, les métaux alkylés (p. ex. le tributylétain), les trois isomères de l'hexachlorocyclohexane, le chlor-

dane et l'heptachlore (44). Il existe également de nombreuses «listes» de produits chimiques, la plus récente étant probablement celle associées à la Great Lakes Initiative de la U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

Bien que les biphényles polychlorés (BPC) et certains pesticides à base d'hydrocarbures chlorés aient été interdits ou que leur utilisation ait été limitée, ces mesures ne sont pas absolues. Il y a encore des apports de ces substances toxiques rémanentes, et elles sont encore omniprésentes dans l'écosystème des Grands Lacs et dans sa chaîne alimentaire à des concentrations suffisamment élevées pour causer des dommages aux organismes vivants.

Environ 115 entreprises ont demandé d'être exemptées des mesures d'interdiction de fabrication et d'importation des BPC, et on estime que plus de 50 % de tous les BPC jamais produits sont encore en usage. Les apports de BPC continuent et proviennent de diverses sources; certaines sont connues, mais un grand nombre sont inconnues.

Bon nombre des interdictions ou restrictions concernant les pesticides à base d'hydrocarbures chlorés (p. ex. dieldrine, endrine, aldrine, chlordane, toxaphène, heptachlore et mirex) ne s'appliquent qu'aux produits à usage **domestique**, et n'entreront en vigueur que lorsque les stocks existants auront été épuisés. Par conséquent, de très grandes quantités de ces pesticides interdits ou limités sont encore produites aux États-Unis. Par ailleurs, des produits commerciaux renfermant nombre de ces pesticides sont encore en vente en Amérique du Nord. On signale également qu'on peut se procurer du DDT en dépit qu'il soit interdit d'en vendre depuis 1990 (44-46).

**TABLEAU D-1**  
POLLUANTS CRITIQUES DÉSIGNÉS PAR  
LE CONSEIL DE LA QUALITÉ DE L'EAU

- Biphényles polychlorés totaux (BPC)
- DDT et métabolites
- Dieldrine
- Toxaphène
- 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD)
- 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofurane (2,3,7,8-TCDF)
- Mirex
- Mercure
- Plomb alkylé
- Benzo(a)pyrène
- Hexachlorobenzène

Étant donné qu'on continue de produire, de vendre et d'exporter ces produits, les possibilités sont nombreuses qu'ils soient rejetés dans l'environnement et qu'ils se retrouvent finalement dans les Grands Lacs. Par conséquent, malgré que les États-Unis et le Canada aient «interdit» le DDT en 1972, cette substance et ses métabolites sont toujours détectés dans les tissus des poissons des Grands Lacs, comme le signalent le Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs (1), l'EPA des États-Unis et le ministère des pêches et des océans du Canada (MPO). Les données les plus récentes concernant la présence de contaminants dans le poisson ont été publiées dans le cadre d'une étude du *Consumer Reports* en 1992 (2) : des quantités mesurables de DDT et de ses métabolites, le DDD et le DDE, ont été signalées. On peut consulter les données recueillies par le *U.S. Fish and Wildlife Service* et le MPO concernant les nombreux contaminants présents dans le poisson.

#### VALEUR PROBANTE

On a examiné et évalué à fond les données concernant les dommages causés par les substances toxiques anthropiques dans plus de 10 rapports

récents. La valeur probante des données dans ces rapports et dans la présente annexe est établie à partir de toute la gamme des preuves disponibles (corrélations, statistiques, mécanismes et relations de cause à effet) et pertinentes à la situation dans les Grands Lacs. Il est important de signaler que nous n'avons pas considéré isolement chacune des nombreuses études que nous avons examinées. Nous avons également inclus des documents importants et faisant autorité : mises au point, études de cas, synthèses, protocoles d'accord et rapports d'ateliers et de symposiums, dans lesquels les preuves, positives ou négatives, les données et les incertitudes inhérentes sont évaluées, soupesées, comparées entre elles et citées.

Il déborde du cadre de cette annexe de décrire, pour chaque étude, les failles et points forts éventuels des méthodes utilisées ainsi que les lacunes et faiblesses des données. C'est un phénomène inhérent aux mises au point, aux études de cas et à d'autres études. De plus, un grand nombre de ces preuves proviennent d'une application rigoureuse de plusieurs critères et principes permettant de déduire des relations de cause à effet possibles entre les dommages observés et les substances considérées comme étant en grande partie associées à l'effet toxique (47). Il convient tout particulièrement de signaler à cet égard

**TABLEAU D-2**  
PRINCIPAUX EFFETS LIÉS AUX CONTAMINANTS OBSERVÉS CHEZ LA FAUNE DES GRANDS LACS

ESPÈCE	DIMINU- TION DE LA POPULATION	EFFETS SUR LA REPRO- DUCTION	AMINCISSE- MENT DE LA COQUILLE	MALFORM- ATIONS CONGÉNI- TALES	MODIFICA- TION DU COMPORTE- MENT	CHANGE- MENTS BIOCHIM- IQUES	MORT- ALITÉ	MODIFI- CATION DU RECRUTE- MENT
Vison	X	X	S.O.	N.E.	N.E.	N.E.	X	S
Loutre	X		S.O.	N.E.	N.E.	N.E.	S	S
Cormoran à aigrettes	X	X	X	(X)		X	S	S
Bihoreau à couronne noire	X	X	X	X		X	S	S
Pygargue à tête blanche	X	X	X	N.E.		N.E.	N.E.	S.
Goéland argenté		X	X	X	X	X	X	
Goéland à bec cerclé				X		N.E.	X	
Sterne caspienne		X		X	N.E.	N.E.		X
Sterne commune		X	X	X		X		
Sterne de Forster		X		X	X	X		
Chélydre serpentine	N.E.	X	S.O.	X	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.

X = Effets documentés et signalés dans la littérature. Données non publiées concernant des malformations congénitales chez le cormoran à aigrettes, le grand héron et le râle de Virginie.

S.O. = Sans objet

N.E. = Non examiné

S = Soupçonné en raison d'une diminution de la population

Source : Référence (20).

le numéro spécial du *Journal of Toxicology and Environmental Health* (Vol. 33, n° 4, 1991, publié par Gilbertson et Schneider), qui porte entièrement sur les impacts des substances chimiques toxiques sur les organismes des Grands Lacs, y compris les humains. C'est grâce à cette application consciencieuse, consensuelle, bien étayée et rigoureuse de la méthode scientifique que nous avons pu nous prononcer sur la valeur probante des données disponibles dans cette brève annexe sur les dommages.

Enfin, dans les cas où les études existantes sont limitées, par exemple lorsqu'il s'agit des effets sur les humains, il faut se rappeler que l'absence de données ne signifie pas l'absence d'effets. Comme nous ne possédons pas de données rationnelles complètes, il faut exercer son jugement et déterminer la valeur probante des données.

### CONTAMINATION DU POISSON ET IMPACTS SUR LA FAUNE

Les poissons sont d'excellents indicateurs de la santé de l'écosystème, car ils sont continuellement exposés à des contaminants aquatiques et ils en bioaccumulent et bioconcentrent un grand nombre souvent à des concentrations bien supérieures aux concentrations que l'on retrouve dans l'eau. En général, les concentrations de contaminants sont plus élevées chez les poissons prédateurs situés le plus près du sommet de la chaîne alimentaire, chez les poissons les plus gras et chez les poissons les plus âgés. Les espèces de poisson gibier les plus prisées dans le bassin des Grands Lacs, telles que le saumon coho, le touladi et la truite brune, renferment les concentrations les plus élevées de contaminants organiques synthétiques.

Les types et concentrations de contaminants chimiques que l'on retrouve dans les poissons reflètent la pureté des eaux dans lesquelles ils vivent et les aliments qu'ils consomment. La présence de **certain**s contaminants dans le poisson capturé dans le bassin ou ailleurs doit être considérée comme le symptôme d'un problème plus important de dégradation environnementale.

Il y a des raisons de croire que les effets néfastes sur la reproduction et le développement de la faune laissent prévoir des effets sur les populations humaines. La faune peut en fait se comparer au «canari dans la mine de charbon» et témoigner d'une nuisance qui peut affecter notre vie et celle des générations futures. La faune vivant dans le bassin des Grands Lacs, en particulier celle qui se nourrit de poisson ou d'animaux piscivores, subit une large gamme d'effets néfastes pour la santé liés à des produits chimiques toxiques. Les effets les plus insidieux et les plus dévastateurs sont causés par le grand nombre de substances toxiques rémanentes qui miment les hormones sexuelles et peuvent perturber le développement de la progéniture à naître (44,48).

Des contaminants sont à l'origine de divers

problèmes pour les animaux dont la situation dans la chaîne alimentaire (normalement ceux qui sont au sommet de cette chaîne) les porte à augmenter leur exposition. Les animaux situés plus bas dans la chaîne alimentaire des Grands Lacs peuvent ne pas présenter des signes évidents d'intoxication, mais les grands prédateurs dans l'écosystème présentent des problèmes qui semblent causés par les composés dont on a parlé. Ce phénomène est dû à la bioaccumulation et à la bioconcentration de ces contaminants à mesure qu'ils passent d'un organisme à l'autre dans la chaîne alimentaire.

Par exemple, le DDT et les congénères de BPC apparentés aux dioxines sont responsables de la quasi extinction du pygargue à tête blanche et du pélican brun. Bien que les populations de pygargues à tête blanche aient augmenté dans la région des Grands Lacs, les populations riveraines n'augmentent pas aussi rapidement que celles situées à l'intérieur des terres (3,28,49). Cela peut provenir en partie du fait qu'on trouve encore des concentrations élevées d'un métabolite du DDT (DDE) ainsi que des hydrocarbures chlorés planaires (principalement plusieurs congénères de BPC) chez les pygargues à tête blanche vivant près du rivage. On trouve du DDE, des BPC et de la dieldrine dans les oeufs des pygargues à tête blanche qui se nourrissent d'animaux des Grands Lacs. On sait que les concentrations qu'on retrouve dans les oeufs réduisent leur éclosabilité, ce qui confirme des observations faites par le *U.S. Fish and Wildlife Service* (4,49,51).

Ainsi, la plus grande partie des habitats de nidification occupés autrefois par les pygargues à tête blanche le long du rivage du lac Ontario sont déserts depuis la disparition des pygargues dans ces lieux dans les années 1970 (49). La destruction de leur habitat et d'autres stress ont été présentés comme des causes possibles pour le déclin des populations de pygargues à tête blanche, mais on signale qu'un grand nombre de ces stress ont été réduits ou éliminés. En particulier, on précise que, dans l'État de New York du moins, et peut-être aux abords du lac Ontario en général, il ne manque pas d'habitats éventuels (20,49).

D'autres espèces d'oiseaux de proie des Grands Lacs connaissent également une mortalité élevée des oisillons et des difformités (becs croisés) (51,53). Ces difformités ont été observées chez la sterne de Forster (5,50,51) et le cormoran à aigrettes (6,60,51) dans la baie Green du lac Michigan et chez la sterne commune (7) et la sterne caspienne (8,50,51) dans la baie Saginaw du lac Huron. Bien que les autres régions des Grands Lacs n'aient pas été aussi bien étudiées, des rapports isolés font état de difformités chez le poisson et la faune dans d'autres régions (9). Ces dommages persistent même si un certain nombre d'espèces résistantes ont survécu de façon remarquable à l'échec de la reproduction qui s'est manifesté dans les années 1970.

On dispose d'une grande quantité de données montrant une relation de cause à effet entre l'exposition à des substances chimiques rémanentes et

la fréquence des tumeurs, les difformités et d'autres lésions chez les poissons, surtout chez les espèces benthophages (10-16,20,54). On continue d'observer un certain taux d'échec de la reproduction chez le touladi et d'autres poissons, soit la mortalité des oeufs et des alevins (12,54-57). Les tableaux D-2 et D-3 présentent une revue de la littérature concernant les effets des substances toxiques rémanentes sur le comportement lié à la reproduction, l'échec de la reproduction et les modifications neurocomportementales chez 14 espèces de poissons, de reptiles, d'oiseaux et de mammifères vivant dans les régions polluées du bassin des Grands Lacs (17,20,28,47-49,54). Des événements récents confirment de plus en plus le lien de causalité entre les substances toxiques rémanentes et ces effets.

Au cours des deux années qui ont suivi la crue centenaire de 1986 dans l'écosystème de la rivière/baie Saginaw, le taux de reproduction des sternes caspiennes a chuté considérablement, puis s'est rétabli lentement (50). Les BPC coplanaires ont été impliqués dans cet échec de la reproduction qui a été accompagné de graves effets biologiques (50). Ailleurs, une colonie importante de goélands à bec cerclé dans la baie Maumee du lac Érié n'a pu voir l'éclosion d'un seul oeuf en 1991, et pourtant la colonie renfermait 2 000 nids et il y avait habituellement naissance de 2 500 oisillons (19). Étant donné que la colonie est située sur une «île» artificielle bâtie sur des matériaux de dragage du port de Toledo, on soupçonne que cette catastrophe provient d'une intoxication par des contaminants toxiques. Toutefois, il n'a pas été possible de confirmer cette hypothèse par une détermination de la charge corporelle dans le cadre de la présente étude. Cet événement a coïncidé avec la mort de huit aiglons sur douze du syndrome d'amaigrissement dans une nichée située le long du lac Érié du côté de l'Ohio; encore là, il a été impossible de confirmer les résultats par une détermination de la charge corporelle.

Étant donné qu'on a observé des échecs de la reproduction chez des oiseaux piscivores et des anomalies congénitales chez leur progéniture dans un certain nombre des Grands Lacs, il y a lieu de penser que ces animaux sont également sujets à des effets plus subtils, tels que des perturbations métaboliques, des modifications au niveau du système immunitaire et des effets sur la structure et le fonctionnement de tissus et d'organes cibles (17,20,21,28,48,58,59,68-71). On a également relevé sur le terrain des observations permettant de lier des substances toxiques rémanentes à la mort d'animaux adultes chez le vison, la loutre, la chélydre serpentine, chez des populations et communautés d'invertébrés benthiques dans le bassin des Grands Lacs ainsi que chez les bélugas en aval du bassin (17,20,21,54,58-66).

Pour toutes ces espèces, une fréquence inhabituelle de maladies, des récoltes corrélées à un risque d'exposition à des substances toxiques rémanentes et des anomalies soupçonnées chez des populations ont suscité l'hypothèse que des substances toxiques rémanentes pouvaient être impliquées. Dans la

plupart des cas, des études ultérieures ont permis de confirmer cette hypothèse. Dans le cas du vison et de la loutre, on a suggéré un certain nombre de causes possibles. Bien que des expériences toxicologiques aient bien établi la sensibilité du vison et la spécificité des effets des substances chimiques sur son taux de reproduction et sa mortalité, les données récoltées sur le terrain ne sont pas assez claires pour qu'on puisse en tirer une conclusion définitive (67).

Des contaminants toxiques rémanents présents dans le bassin des Grands Lacs ont également été liés à des modifications neurotoxiques et neurocomportementales chez les souris, les oiseaux adultes, les rats et les singes (24,25,72-75). Des rats nourris avec du saumon du lac Ontario ont montré un niveau d'activité moins élevé et une augmentation de leurs réactions à un conditionnement par aversion comparativement à des animaux témoins dont le régime était constitué de saumon de l'océan Pacifique ou d'une provende exempte de saumon (23). Des études plus récentes ont révélé les mêmes effets neurocomportementaux chez les petits de rats nourris avec du saumon du lac Ontario et non chez les témoins (24). Des souris exposées *in utero* à des BPC ont présenté une réduction de leurs sites de liaison de la dopamine (neurotransmetteur) et une augmentation correspondante d'activités motrices spontanées (25). Dans l'ensemble, la littérature (54) indique que l'exposition à des composés chlorés au cours du développement peut altérer de façon permanente la mémoire, l'apprentissage et les performances, probablement par suite d'une inhibition de la transmission des messages au cerveau par les neurotransmetteurs.

Dans l'ensemble, l'exposition à des contaminants toxiques rémanents a été associée à une incapacité de reproduction, à une diminution de la population, à des anomalies du développement et à des phénomènes intergénérationnels chez diverses espèces d'oiseaux, de poissons, de reptiles, d'insectes et de mammifères de l'écosystème des Grands Lacs. (20,27,49,54). Les autres effets néfastes observés sont l'amincissement de la coquille des oeufs, les difformités, les tumeurs, les effets sur des organes vitaux, les dérèglements métaboliques, les effets immunotoxiques, les effets neurocomportementaux et les effets sur le système endocrinien (20,28,48). Alors que certaines populations résistantes de la faune des Grands Lacs se sont rétablies au cours des 20 dernières années (p. ex. le goéland argenté), des espèces sensibles de prédateurs continuent de souffrir. **«Il est clair que les problèmes de santé de la faune n'ont pas été résolus dans le bassin des Grands Lacs, et que des substances chimiques toxiques sont au coeur du problème»** (TRADUCTION) (29).

#### IMPACTS SUR LA SANTÉ HUMAINE

Un grand nombre de contaminants chimiques rémanents dans les Grands Lacs perturbent le système endocrinien de la faune et ont des effets oestrogéniques. Les effets endocriniens causés par les

**TABEAU D-3**  
RELATIONS DE CAUSE À EFFET CONCERNANT LES SUBSTANCES TOXIQUES RÉMANENTES

CONTAMINANT	ESPÈCE	EFFET
DDE, dieldrine, BPC	Pygargue à tête blanche	Amincissement de la coquille; mortalité embryonnaire; mortalité adulte
BPC	Sterne de Forster	Mortalité embryonnaire; difformités
Dioxines, BPC, DDT	Cormoran à aigrettes	Difformités embryonnaires; amincissement de la coquille
BPC	Chélydre serpentine	Anomalies embryonnaires; mortalité embryonnaire
BPC, dioxines	Vison et loutre	Dysfonctionnement reproductif
HAP	Barbotte brune	Tumeurs hépatiques et cutanées
BPC	Touladi	Reproduction anormale; éclosabilité médiocre et mortalité des alevins
Dioxines, BPC, DDT	Goéland argenté	Mortalité embryonnaire, porphyrie; hyperplasie de la thyroïde; carence en vitamines A; difformités; féminisation; piètre comportement parental
BPC	Jeunes humains	Troubles de la mémoire immédiate (stimuli visuels, stimuli verbaux, nombres, images); retard de croissance; retard de motricité
Plomb	Jeunes humains	Hyperactivité; réduction permanente des facultés intellectuelles; anomalies du comportement neurologique
Mercure	Jeunes humains	Troubles de l'apprentissage et de la motricité

Sources : références citées dans la présente annexe.

**TABEAU D-4**  
PERTURBATION DU SYSTÈME ENDOCRINIEN CHEZ LA FAUNE

Effets	OISEAUX	POISSONS	CRUSTACÉS	TORTUES	MAMMIFÈRES
Dysfonction de la thyroïde	•	•			
Diminution de la fertilité	•	•	•		•
Diminution de l'éclosabilité	•	•		•	S.O.
Anomalies congénitales apparentes	•	•		•	
Anomalies métaboliques	•	•			•
Anomalies du comportement	•				
Démasculinisation/féminisation	•	•			•
Déféminisation/masculinisation	•	•	•		
Déficit immunitaire	•				•

s.o. = sans objet

Source: Work Session on Chemically Induced Alterations in Sexual Development: The Human/Wildlife Connection tenu à Wingspread, Racine (Wisconsin) du 26 au 28 juillet 1991. Document présenté comme pièce n° 1 au sénateur John Glenn. Publié dans la référence (48).

substances toxiques rémanentes sont restés des observations isolées pendant de nombreuses décennies, et ce n'est que récemment qu'on s'est penché sérieusement sur ce problème. Ces perturbations peuvent avoir des effets importants sur l'organisme, car le système endocrinien joue un rôle capital dans le degré et la vitesse du développement chez un individu. On indique dans un livre écrit par un groupe pluridisciplinaire d'experts intitulé «Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection», publié en 1992 (48), que des substances comme le DDT et ses métabolites, la dieldrine, les BPC, les dioxines, les HAP, le plomb et le mercure, pour n'en nommer que quelques-unes, se sont révélées aptes à perturber le système endocrinien d'animaux de laboratoire, produisant des symptômes semblables à ceux observés chez la faune (tableau D-4).

On retrouve dans les tissus humains les mêmes substances chimiques qui ont des effets sur les hormones dans les tissus des poissons et de la faune (151). Un certain nombre d'études montrent un lien entre la concentration de certains contaminants chimiques chez les humains et la quantité de poisson qu'ils ont consommée au cours de leur vie.

Des analyses réalisées dans plusieurs milieux dans la région des Grands Lacs indiquent que la plus grande partie (80-90 %) de l'exposition aux organochlorés, tels les BPC et le DDT, chez les humains provient de l'alimentation, une proportion moins importante (5-10 %) provient de l'air et des traces seulement proviennent de l'eau. Plusieurs chercheurs (20,30,44,54) ont montré que chez ceux qui consomment du poisson, l'exposition provenant du poisson contaminé dépasse largement l'exposition aux contaminants présents dans l'air, l'eau ou le sol, bien que l'air soit le principal milieu de transport et de dépôt de nombreuses substances toxiques rémanentes sur le sol et dans l'eau (136). Ces modes d'exposition peuvent varier dans le cas de populations vivant dans des secteurs industriels. De plus, certaines populations humaines sont grandement exposées à du poisson ou à d'autres animaux sauvages contaminés.

Dans une étude au Michigan, on a montré que les pêcheurs sportifs qui consomment du poisson pêché dans les Grands Lacs (surtout la truite et le saumon) ont des concentrations plus élevées de BPC dans le sang et les tissus que les personnes qui n'en consomment pas ou pas souvent (31). L'étude a également montré que ceux qui consomment du poisson en consomment en moyenne 32 livres par année, et que certains peuvent consommer jusqu'à 262 livres de poisson par année. Dans une autre étude, une corrélation a été établie entre la quantité de poisson consommée par des femmes enceintes et la teneur en BPC de leur lait et de leurs tissus, ainsi que de leurs enfants à la naissance et à un stade ultérieur (32,33,81-85,156). De façon plus générale, on a établi un lien entre la charge corporelle d'un certain nombre de substances toxiques rémanentes chez les humains et la consommation régulière de poisson (20,44,54,55,76-78).

Dans l'ensemble, ces études sont susceptibles d'inquiéter les populations locales des Grands Lacs qui, par habitude ou nécessité, consomment de grandes quantités de poisson des Grands Lacs et qui, par conséquent, peuvent être spécialement vulnérables aux effets néfastes de telles expositions alimentaires (20,34,44,54,76). Par exemple, une étude publiée en avril 1993 dans le Journal of the National Cancer Institute a signalé une corrélation étroite et significative entre les taux sanguins de DDT/DDE et le cancer du sein, de même qu'un risque plus élevé de cancer du sein lié aux BPC, mais la corrélation dans ce dernier cas n'était pas statistiquement significative (79). Il est important de signaler que ce rapport a été accompagné d'un éditorial (80) et d'un communiqué de presse du directeur-rédacteur en chef du périodique qui soulignent tous deux le caractère alarmant du rapport. Voir également (158-177).

Les nourrissons nés de femmes qui ont consommé deux à trois repas de poisson du lac Michigan par mois pendant au moins les six années précédant leur grossesse avaient un poids plus faible à la naissance, leur période de gestation était plus courte et leur périmètre crânien était plus petit que les nourrissons nés de femmes qui n'avaient pas consommé de poisson du lac Michigan avant ou durant leur grossesse (20,21,36,44,54,81-85). Des tests effectués sur ces nourrissons à sept mois ont montré que ceux qui étaient nés de mères ayant consommé du poisson présentaient des déficits intellectuels, moteurs et comportementaux discernables (36,81-83,85). On a décelé en tout 73 variables confusionnelles possibles et on a pu évaluer les effets de 37 d'entre elles. Bien que le groupe de mères exposées consommait plus d'alcool et de caféine et prenait davantage de médicaments contre le rhume, on a réussi à contrôler ces variables et à en tenir compte dans l'analyse statistique. Par conséquent, ces variables n'ont aucun rôle à jouer dans les effets observés par suite de l'exposition aux BPC (81-85,156). Par ailleurs, la situation socio-économique ne constituait pas une variable confusionnelle importante (84,85).

Les tests ont révélé que les déficits observés au cours de la période postnatale étaient encore présents à l'âge de quatre ans (36,81-83,85). Les chercheurs ont observé que les déficits de croissance et de mémoire à court terme qui semblent liés à une exposition prénatale se présentent selon un motif relativement uniforme (36).

Lors de l'application des tests psychologiques à l'âge de quatre ans, 17 jeunes se sont montrés intraitables et ont refusé de passer les tests (36). On a déterminé plus tard que les mères de ces enfants avaient les taux les plus élevés de BPC dans leur lait. Il est intéressant de faire le rapprochement entre le comportement de ces enfants et le comportement aversif des rats nourris avec du poisson du lac Ontario, dont on a parlé précédemment, bien qu'à strictement parler on ne puisse pas conclure à un lien de cause à effet uniquement à partir de cette observation.

Ces dommages causés au fœtus par des substances

toxiques rémanentes qui interviendraient dans les rouages extrêmement subtils et sensibles des systèmes endocriniens, notamment le métabolisme des stéroïdes hormonaux, ont des implications importantes. C'est à cette conclusion qu'arrive majoritairement un groupe pluridisciplinaire d'experts sur cette question (dont on a déjà parlé) (48) :

«La concentration d'un certain nombre d'agonistes et d'antagonistes synthétiques d'hormones sexuelles mesurée dans la population de nos jours aux États-Unis se situe dans la même marge et les mêmes doses qui ont été observées chez les populations fauniques. En fait, des résultats expérimentaux actuels s'apparentent aux plus faibles concentrations mesurées actuellement dans l'environnement.» (TRADUCTION)

Ces observations s'accordent avec l'étude publiée en 1992 dans le *British Medical Journal* (158) et avec une étude apparentée publiée en 1993 dans *The Lancet* (86; citée dans 87,88) où l'on avance l'hypothèse qu'une augmentation de l'exposition du fœtus aux oestrogènes ou aux substances oestrogéniques (substances toxiques rémanentes perturbant le système endocrinien comme le DDT, les BPC, les dioxines, les furanes, l'hexachlorobenzène, d'autres organochlorés et des métaux) peut être responsable de la diminution du nombre de spermatozoïdes dans le sperme et d'une augmentation de la fréquence des anomalies de l'appareil reproducteur masculin (voir également 89,99-116,136-139,158-177 et particulièrement 110).

Dans l'ensemble, les données accumulées au cours des trois dernières décennies indiquent que l'exposition à des substances toxiques rémanentes est associée à des lésions, des maladies ou la mort chez une large gamme d'organismes vivants. Chez la faune aquatique et terrestre, les effets les plus fréquemment rapportés sont l'échec de la reproduction, la diminution des populations, les anomalies du développement et les effets intergénérationnels. Les effets les plus notables dans ces espèces sont la mort de l'adulte et de l'embryon, les effets tératogènes et neurocomportementaux, et le cancer.

D'autres effets néfastes ont été signalés chez des enfants nés de mères qui consommaient du poisson contaminé du lac Michigan. Les dernières données publiées indiquent que des substances toxiques rémanentes, notamment les composés organochlorés, pourraient être des facteurs étiologiques importants du cancer du sein et des troubles de la reproduction chez les hommes adultes. D'autres données analysées plus loin ajoutent plus de poids à l'hypothèse que des substances toxiques rémanentes pourraient être associées à des dommages chez les humains.

La Commission mixte internationale a conclu (35,155) que la présence de substances toxiques rémanentes dans le bassin des Grands Lacs constitue une menace pour la santé de l'écosystème, contre laquelle il faut lutter de façon énergique pour le bénéfice de tous les utilisateurs de cette ressource

naturelle. En outre, d'autres intervenants insistent de plus en plus pour définir les problèmes en tenant compte de toute la gamme des effets sur la santé, notamment les dommages au fœtus, et que cela se reflète dans l'élaboration des politiques. L'accent mis actuellement sur le cancer n'est pas une approche adéquate (135).

## LES DOMMAGES À L'ÉCONOMIE ET À LA SOCIÉTÉ

La contamination par des substances toxiques rémanentes a également des répercussions négatives sur l'économie et la société : les dommages réels et soupçonnés à la santé humaine et les coûts qui en découlent; les coûts environnementaux réels et la perte de valeur économique; ainsi que l'accumulation de coûts sous la forme d'un «déficit environnemental» une dette constituée de problèmes, de coûts d'assainissement et de risques, qui est transmise aux générations futures et à l'ensemble de la société. Sauf exceptions, on manque de données sur les coûts économiques et sociaux directs et indirects qui s'accumulent par suite de la présence des substances toxiques rémanentes. Ces coûts non acquittés et qui s'accumulent soulignent la nécessité de prévenir la pollution par les substances toxiques rémanentes. Ce sont ces effets et les «coûts» qui en découlent qui justifient la dépollution.

La cause des maladies humaines présente un intérêt particulier, car les frais hospitaliers et médicaux et les coûts des médicaments d'ordonnance représentent un énorme fardeau individuel, social et économique en Amérique du Nord. Les maladies humaines ont des causes diverses : l'alimentation, le mode de vie, le stress et l'exposition à des produits chimiques. La restauration de l'écosystème et la prévention de la pollution des Grands Lacs par des substances toxiques rémanentes éliminent une cause importante et involontaire d'effets néfastes sur la santé de la population. La portée éventuelle de ces coûts de santé a été traitée dans un rapport présenté au Groupe de travail sur l'élimination virtuelle (90) et est résumée brièvement dans ces lignes.

Une grande partie des coûts de santé en Ontario et aux États-Unis proviennent du traitement des maladies dégénératives chroniques (p.ex. le cancer, les maladies de l'appareil circulatoire, de l'appareil respiratoire, du système nerveux) (91-94). On note qu'un certain nombre de personnes sont hospitalisées en Ontario pour des troubles neurologiques; le système nerveux est selon toute évidence très sensible aux substances toxiques rémanentes (36,44,54,73-75,81-85,149). En Ontario, le nombre élevé de patients atteints de cancer dans les hôpitaux est attribuable à l'augmentation croissante des taux de tous les types de cancer corrigés pour l'âge; l'incidence est de un sur trois dans la population.

Des données indiquent que le cancer augmente dans certains pays industrialisés à un rythme qui dépasse ce qu'on peut attribuer à l'âge et au tabagisme (95,96). Le cancer est une maladie qui évolue en



plusieurs stades, qui dépend de plusieurs facteurs et dont les causes (alimentation, mode de vie, stress, occupation) sont nombreuses, mais les substances toxiques rémanentes ont aussi un rôle à jouer. Les éditeurs du *Journal of Environmental Carcinogenesis* et de *Ecotoxicology Reviews* ont exprimé l'opinion qu'on ne peut pas séparer l'augmentation de l'incidence du cancer chez l'homme des nombreux facteurs étiologiques et complémentaires liés à la qualité de l'environnement en général et à la pollution de la biosphère par des substances chimiques en particulier (97).

D'autres données indiquent que l'exposition à des substances toxiques rémanentes, par exemple certains hydrocarbures halogénés, augmente les risques de cancer (17,98,117-127,158-177). Les études sur le nombre de spermatozoïdes dans le sperme à l'échelle mondiale ont également révélé que, d'une part, la concentration de spermatozoïdes diminue depuis 1940 et que, d'autre part, la fréquence des cancers des testicules ont augmenté d'un facteur de quatre dans de nombreux pays et que les anomalies congénitales du développement des canaux reproducteurs chez les garçons ont également augmenté (86-88,110,137-139,158).

Il faut également tenir compte du lien qui a récemment été établi entre les sous-produits chlorés et le cancer de la vessie et du rectum (128), sans oublier les rapports dont on a déjà parlé qui font état d'un lien possible entre le taux de cancer du sein à la hausse chez les femmes et les substances chimiques industrielles à action oestrogénique, notamment les hydrocarbures chlorés comme le DDT et les BPC (44,50,79,131-134).

La tendance ou la prédisposition à développer certaines maladies peut se transmettre des parents aux enfants (125-127,137-140,142). D'autres maladies (p.ex. le cancer, les maladies autoimmunes et l'athérosclérose) de nature chronique ont d'importantes composantes génétiques d'origine somatique (17,140-144,158-177). Des coûts importants sont également liés aux maladies des organes reproducteurs et à un certain nombre de problèmes qui se manifestent lors de la grossesse ou à la naissance (91). Le *U.S. Public Health Service* a récemment conclu qu'il y a une augmentation du risque de malformations congénitales, de naissances prématurées et de faibles poids de naissance lié aux sous-produits de la chloration de l'eau potable (129,130).

Comme on l'a indiqué plus haut, les effets les plus menaçants des substances toxiques rémanentes dans la région des Grands Lacs sont les maladies liées à la reproduction, les maladies intergénérationnelles, les maladies génétiques et les maladies chroniques. Les preuves accumulées indiquent logiquement qu'une partie de ces coûts de santé ayant une incidence économique réelle provient probablement de la production, de l'utilisation et de l'élimination de ces substances et de leur rejet dans l'environnement. Si ces agents étaient responsables de seulement 10 à 20

% du coût des maladies (un risque «supplémentaire» que la plupart des études épidémiologiques ne peuvent pas déterminer), cela équivaldrait à un coût de 100 à 200 milliards de dollars par année pour les États-Unis et l'Ontario seulement, c'est-à-dire environ 400 à 800 dollars par habitant par année.

Malheureusement, nous ne sommes tout simplement pas en mesure de fournir les preuves scientifiques les plus convaincantes qui pourraient établir que les substances toxiques rémanentes causent des dommages aux humains c'est-à-dire des données publiées provenant d'études effectuées chez les humains qui permettraient de déceler les nombreux petits risques éventuels qui peuvent être à l'origine de gros dommages et occasionner pour la société des coûts énormes et beaucoup d'affliction à cause du grand nombre de gens exposés (145-149). Il y a de nombreuses variables confusionnelles difficiles, sinon impossibles, à démêler (150,151). Sous ce rapport, il est important de noter que certains des effets éventuels ne dépendent pas principalement de la dose, mais de susceptibilités génétiques (147-149). Il existe des variations substantielles dans le bagage génétique et la susceptibilité des individus (48,148).

Par conséquent, lorsque tous les individus d'une population sont exposés aux mêmes agents toxiques externes, la distribution des cas, ou des effets, est fonction de la susceptibilité de chaque individu (147). Par ailleurs, de nombreux effets toxiques comportent l'accumulation de dommages subtils et irréversibles, à tel point qu'on ne peut pas déterminer une dose, même infime, qui n'ait pas d'effet néfaste (98,140,146-148). Cette situation présente le paradoxe que plus une substance toxique est répandue dans l'environnement, moins on peut expliquer la distribution des cas ou des effets, de sorte qu'il peut être pratiquement impossible de trouver des relations réelles de cause à effet par les méthodes d'étude traditionnelles qui reposent sur des différences d'exposition (145,147-151). Cette situation caractérise également la nature de l'exposition humaine aux mélanges complexes de nombreuses substances toxiques rémanentes dans le bassin des Grands Lacs et ailleurs en Amérique du Nord.

Par conséquent, la possibilité que l'exposition à des substances toxiques rémanentes cause des dommages humains et économiques est, et restera probablement, une affirmation controversée. Certains contestent et ne sont pas prêts à accepter le scénario de 10 % dont on a parlé. D'autres font valoir que les coûts indiqués sont probablement grossièrement sous-estimés car ils sont basés uniquement sur les données actuelles et passées et ne tiennent pas compte des conséquences futures d'états chroniques à long terme provenant d'une exposition à des substances toxiques.

#### AUTRES COÛTS ÉCONOMIQUES MESURABLES

Les coûts les plus évidents et les plus mesurables proviennent des dommages causés aux poissons et à la faune. Souvent, les pertes touchent des personnes qui

chassent ou qui pêchent pour leur subsistance. Ces coûts peuvent sembler relativement minimes, en partie parce que le marché leur attribue une faible valeur monétaire et en partie parce leur production demande peu de ressources financières et humaines. Par conséquent, les coûts ou les pertes économiques liés au poisson et à la faune ne doivent pas être confondus avec leur valeur réelle comme partie intégrante de la diversité des formes de vie. L'attribution d'une valeur monétaire à ces pertes ne rend pas justice aux autochtones nord-américains qui ont perdu leur mode de vie axé sur la pêche et la chasse.

Les pertes enregistrées dans le domaine de la pêche commerciale sont parmi les pertes économiques les plus faciles à observer et à établir. Voici les pertes de revenus calculées, en dollars de 1990, par suite de fermetures ou de pertes de marché dues à des substances toxiques rémanentes : environ 5 millions de dollars par année pour le mercure dans le lac Sainte-Claire; environ 2 millions de dollars par année pour le mirex qui contamine l'anguille du lac Ontario et environ 1,5 million par année pour les substances toxiques rémanentes dans la carpe du lac Ontario et pour le mirex dans les poissons de pêche sportive capturés pour la vente.

Les pertes encourues par les pêcheurs de subsistance n'ont pas été évaluées; toutefois, en 1986, on a estimé à 270 millions de dollars la valeur alimentaire totale des pêches dans les Grands Lacs. Cela équivaut à un investissement de 2,7 milliards de dollars en obligations perpétuelles portant intérêt à 10 %. La population du bassin des Grands Lacs étant de 36 millions d'habitants, cela équivaut à 75 dollars par habitant. On ne connaît pas les pertes dues à des dommages causés à d'autres animaux sauvages pouvant servir de nourriture.

Les risques pour la santé sont également au coeur du débat sur l'amélioration du traitement de l'eau potable visant à éliminer les substances toxiques (39,157). Les données récentes sur les risques des sous-produits de la chloration de l'eau potable, dont nous avons parlé plus haut, alimentent également le débat. En 1986, on a estimé que l'installation de systèmes de traitement au charbon activé granulé dans toutes les usines de traitement de l'eau s'approvisionnant dans les Grands Lacs coûterait environ 171 millions de dollars (CAN) par année au Canada (37). En 1990, on a évalué ce même coût pour Toronto seulement à environ 80 millions de dollars par année (39). Il pourrait être impossible, même en y mettant le prix, de dépolluer certains approvisionnements importants en eau potable, ou de renverser le processus de destruction de l'environnement.

Les coûts sociaux du « déficit environnemental » risquent d'être énormes (40). On ne connaît pas les coûts des opérations de confinement et d'entretien, de surveillance et de nettoyage des fuites des dépôts de substances toxiques dans le bassin des Grands Lacs. Toutefois, on estime que pour les quatre sites les plus importants le long de la rivière Niagara seulement, ces

coûts, si l'on s'en tient aux pratiques normales, devraient atteindre 6 milliards de dollars (US) au cours des 30 prochaines années et 19 milliards de dollars au cours des 100 prochaines années (37). Compte tenu de la population actuelle du bassin, cela équivaut respectivement à 167 et 528 dollars par habitant par année.

Les gouvernements ont dépensé plus de 125 millions de dollars pour nettoyer les environs du Love Canal. À elles seules, les études de la « soupe toxique » dans la rivière Sainte-Claire ont coûté au public plusieurs millions de dollars.

On commence à se rendre compte des coûts qu'implique le nettoyage des secteurs préoccupants des Grands Lacs. Dans une première évaluation, le Northeast-Midwest Institute a calculé que l'assainissement de 10 seulement des 43 secteurs préoccupants coûterait au moins 2,9 à 3,4 milliards de dollars (41). Cela équivaut à 80 à 94 dollars par habitant. Le nettoyage des Grands Lacs représente une partie de la facture astronomique provenant des activités antérieures de production, d'utilisation et d'évacuation des substances toxiques rémanentes. Selon Great Lakes United en 1986, les huit Grands Lacs renfermaient 327 des 857 sites figurant, ou devant figurer, sur la liste prioritaire du Superfund de l'U.S. EPA. Comme on ne dispose pas de données concernant les coûts d'assainissement de ces sites, les coûts des programmes nationaux des États-Unis sont pertinents et constituent une bonne source de renseignements.

On estime que les coûts d'assainissement dans le cadre du programme Superfund aux États-Unis atteindront les 50 à 100 milliards de dollars ou même plus, alors que les États (contribution évaluée à 45 milliards de dollars) et l'industrie devraient dépenser environ le double. On révisé continuellement à la hausse les coûts d'assainissement des sites du U.S. Department of Energy qui devraient atteindre plus de 125 milliards de dollars au cours des 20 prochaines années. Le nettoyage des sites du U.S. Department of Defense et des sites visés par la Resource and Recovery Act (RCRA) a été évalué à environ 40 milliards de dollars (42). Avec une population de 250 millions d'habitants aux États-Unis, le total cumulatif atteint 1 260 à 1 860 dollars par habitant. Il n'est pas difficile d'imaginer une facture dépassant le billion de dollars. En effet, les estimations les plus récentes qui ont été publiées concernant l'assainissement des sites de déchets dangereux aux États-Unis varient entre 480 et 1 000 milliards de dollars; un montant de 750 milliards semble le chiffre le plus probable (43).

D'autres coûts sociaux et économiques n'ont pas été évalués, mais devraient être considérés : les capitaux et le personnel consacrés par les divers niveaux de gouvernement, d'autres organismes et l'industrie à la surveillance et à la recherche; la perte de valeur des terres contaminées par des déchets; la diminution de la valeur foncière des terrains voisins des sites, des écosystèmes et des industries contaminés; les coûts liés au règlement des litiges, de même que les

problèmes de responsabilité légale concernant les terres contaminées; les investissements dans les secteurs contaminés; la perte de qualité de vie dans les régions contaminées et la perte d'avantages concurrentiels.

## CONCLUSION

Comme on l'a souligné dans la présente annexe, on dispose actuellement d'une certaine quantité de données pour évaluer les effets des substances toxiques rémanentes sur une foule d'organismes aquatiques, d'oiseaux et de mammifères. On doit se préoccuper tout particulièrement des effets chroniques subtils de l'exposition à des substances chimiques qui s'exercent au niveau des systèmes homéostatiques hormonaux de nombreux animaux et qui se manifestent souvent sous la forme d'agressions et de dommages qui peuvent se transmettre sur plusieurs générations. La valeur probante des données accumulées confirme et accroît la nécessité d'un accord pour en arriver à une élimination quasi totale des substances toxiques rémanentes dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs, et ainsi améliorer et rétablir la santé et la vitalité de cette ressource précieuse.

## RÉFÉRENCES

1. Voir, par exemple, le Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Annexe B. Surveillance des Grands Lacs. 3 volumes, D.E. Rathke et G. McRae, compilateurs et rédacteurs; Rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario), mars 1989.
2. Consumer Reports, February 1992.
3. Blankenship, John, Assistant Regional Administrator for Fish and Wildlife Enhancement, Region 3, U.S. Fish and Wildlife Service, Department of the Interior. Témoignage présenté lors des auditions du Senate Governmental Affairs Committee, "Tainted Water, Tainted Fish? Stewardship of the Great Lakes," S. Hrg. 102-998, April 7, 1992.
4. Blakenship, *op cit*.
5. Kubiak, T.J., H.J. Harris, L.M. Smith, T.R. Schwartz, D.L. Stalling, J.A. Trick, L. Sileo, D.E. Docherty, and T.C. Erdman (1989): "Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's terns on Green Bay, Lake Michigan -- 1983. Archives of Environmental Contaminants and Toxicology, 18: 706-727; et Kubiak, T. and H. Harris (1985): "Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's terns on Green Bay, Lake Michigan." Rapport final au U.S. Fish and Wildlife Service. Septembre 1985.
6. Ludwig, J.P. 1984. "Decline, resurgence, and population dynamics of Michigan and Great Lakes double-crested cormorants." Jack-Pine Warbler, 62(4): 91-102.; Postulpalsky, S. 1976. "Toxic chemicals and cormorant populations in the Great Lakes." Exposé présenté à la Fish-Eating Birds Conference, les 2 et 3 décembre 1976.; et Weseloh, D., S. Teeple, and M. Gilbertson 1983. "Double-crested cormorants of the Great Lakes: Egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron, 1972-1973." Canadian Journal of Zoology, 61: 427-436.
7. Gilbertson, M. 1974. "Seasonal changes in organochlorine compounds and mercury in common terns of Hamilton Harbour, Ontario." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 12(6): 726-732.; Connors, P., V. Anderlini, R. Risebrough, M. Gilbertson, and H. Hays. 1975. "Investigations of heavy metals in common tern populations." Canadian Field-Naturalist, 89: 157-162; and Custer, T., D. Weseloh, C. Stafford, and B. Braune. 1988. "Organochlorine concentrations in eggs of common terns from four Ontario colonies, 1981."
8. Kurita, H., J.P. Ludwig, and M. Ludwig. 1987. "Results of the 1987 Michigan colonial waterbird monitoring project on Caspian terns and double-crested cormorants: egg incubation and field studies of colony productivity, embryologic mortality, and deformities." Ecological Research Services, Inc.
9. Fox, Glen A. 1992. "Epidemiological and Pathobiological Evidence of Contaminant-Induced

- Alterations in Sexual Development in Free-Living Wildlife," in, Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife-Human Connection, Colborn, T. and C. Clement, eds. Advances in Modern Toxicology, Volume XXI, Princeton Scientific Publishing Co., Inc. Princeton, New Jersey.
10. Conseil des gestionnaires de la recherche sur les Grands Lacs. Proceedings of the Workshop on Cause-Effect Linkages. Tenu du 28 au 30 mars 1989. M. Gilbertson, éd. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). 45 pp.
  11. Kraybill, H.F. *et al.*, Eds. 1977. Aquatic Pollutants and Biologic Effects with Emphasis on Neoplasia. Annals of the New York Academy of Sciences, Vol. 298.
  12. Hodson, P.V. 1987. "The effect of toxic chemicals on fish." Bulletin de la qualité des eaux, Centre de collaboration pour la qualité des eaux de surface de l'Organisation mondiale de la Santé, Environnement Canada, Burlington, Ontario, vol. 12(3), p. 95-99, 127.
  13. Black, J.J. 1984. "Aquatic neoplasia as an indicator for carcinogenic hazards in man." In: Hazard Assessment of Chemicals: Current Developments., Vol. 3, Academic Press, Inc., New York. pp. 181-232.
  14. West, W.R. *et al.* 1986. "Determination of the genotoxic polycyclic aromatic hydrocarbons in a sediment from the Black River (Ohio)." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 241-249.
  15. Malins, D.C. *et al.* 1987. "Field and laboratory studies of the etiology of liver neoplasms in marine fish from Puget Sound." Environmental Health Perspectives. 71:5-16.
  16. Krahn, M.M. *et al.* 1986. "Associations between metabolites of aromatic hydrocarbons in bile and the occurrence of hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 61-67.
  17. Muir, T. and A. Sudar. 1987. "Toxic Chemicals in the Great Lakes Basin Ecosystem: Some Observations." Rapport non publié. Direction des eaux intérieures, région de l'Ontario, Environnement Canada, Burlington (Ontario). 126 pages.
  18. Busch, J.L. 1992. Témoignage présenté lors des auditions du U.S. Senate Governmental Affairs Committee, "Tainted Water, Tainted Fish? Stewardship of the Great Lakes." S. Hrg. 102-998, 7 avril 1992.
  19. Busch, *op cit.*
  20. Gouvernement du Canada. 1991. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Vol. II - Effects. Ottawa, Ontario, Canada. pp. 495-755.
  21. Schneider, S., ed. Cause-Effect Linkages II. Symposium Abstracts. Tenu les 27 et 28 septembre 1991. Michigan Audubon Society, Lansing, Michigan. 46 pp.
  22. Work Session on Chemically Induced Alteration in Sexual Development. The Human/Wildlife Connection, tenue à Wingspread, Racine, Wisconsin, du 26 au 28 juillet 1991.
  23. Daly, H.B. *et al.* 1989. "Ingestion of environmentally-contaminated Lake Ontario salmon by laboratory rats increases their avoidance of unpredictable, aversive, nonreward, and mild electric shock." Behavioral Medicine.
  24. Daly, H. 1991. "Reward reduction found more aversive by rats fed environmentally contaminated salmon." Neurotoxicology and Teratology, 13: 449-453.
  25. Agrawal, A.K. *et al.* 1981. "'3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl given to mice prenatally produces long-term decreases in striatal dopamine and receptor binding sites in the caudate nucleus." Toxicology Letters, 7: 417-424.
  26. Flint, W.R. and J.E. Vena, eds. 1989. "Briefing Book for an International Working Conference on Evaluating Risks to Human Health Associated with Exposure to Toxic Chemicals in the Great Lakes Basin Ecosystem." SUNY-Buffalo, New York. August 1989.
  27. Rapport de 1989. Rapport du Conseil consultatif scientifique pour les eaux des Grands Lacs à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). 92 pp.
  28. Colburn, T.E. *et al.* 1990. Great Lakes, Great Legacy?, The Conservation Foundation, Washington, D.C., et l'Institut de recherches politiques, Ottawa (Ontario), Canada. 301 pp.
  29. Colburn, T. Déclaration devant le Water Resources Subcommittee, Committee on Public Works and Transportation, U.S. House of Representatives. Conservation Foundation. Mai 1990.
  30. Humphrey, H. 1988. "Human exposure to persistent aquatic contaminants: A PCB case study." In: Toxic Contamination in Large Lakes. Vol. 1, N.W. Schmidtke, ed. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp. 237-238.
  31. Humphrey, H., *op cit.*
  32. Jacobson, J.L. *et al.* 1983. "Intrauterine exposure of human newborns to PCBs: Measures of exposure." In: PCBs: Human and Environmental Hazards, F.M. D'Itri and M.A. Kamrin, eds. Butterworth Press, Boston. Chapter 22, pp. 311-343.
  33. Jacobson, J.L., G.G. Fein, S.W. Jacobson, P.M. Schwartz, and J.K. Dower. 1984. "The transfer of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs) across the human placenta and into maternal milk." American Journal of Public Health, 74(4): 378-379.
  34. Johnson, Barry, Assistant Surgeon General, Assistant Administrator, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Témoignage présenté devant le U.S. Senate Governmental Affairs Committee, 7 avril 1992.

60. Foley, R.E. *et al.* 1988. "Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter; comparison with fish." Environ. Toxicol. Chem. 7:363-374.
61. Geisy, J.P. *et al.* 1988. "Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit River sediments." Environ. Toxicol. Chem. 7:483-498.
62. Geisy, J.P. *et al.* 1988. "Detroit River sediment toxicity." J. Great Lakes Res. 14:502-513.
63. Warwick, W.F. 1980. "Paleolimnology of the Bay of Quinte Lake Ontario: 2800 years of cultural influence." Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Science. Bulletin 206. Ottawa.
64. Warwick, W.F. *et al.* 1987. "The incidence of deformities in *Chironomus spp.* from Port Hope Harbour, Lake Ontario." J. Great Lakes Res. 13(1):88-92.
65. Proulx, G. *et al.* 1987. "Organochlorine and PCB residues in Lake Erie mink populations." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39:939-941.
66. Wren, C.D. *et al.* 1987. "The effects of polychlorinated biphenyls and methyl mercury, single and in combination on mink: II. Reproduction and kit development." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:449-454.
67. Wren, C.D. 1991. "Cause-effect linkages between chemicals and populations of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in the Great Lakes basin." In: Gilbertson, M. and R.S. Schneider, eds. 1991. Special Issue: International Joint Commission Workshop on Cause-Effect Linkages. Journal of Toxicology and Environmental Health. Vol. 33, No. 4. pp. 549-586.
68. Moccia, R.D. *et al.* 1977. "Increasing frequency of thyroid goiters in coho salmon (*Onchorhynchus kisutch*) in the Great Lakes." Science. 198:425-426.
69. Moccia, R.D. *et al.* 1981. "Quantitative interlake comparison of thyroid pathology in Great Lakes coho (*Onchorhynchus kisutch*) and chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) salmon." Cancer Res. 41:2200-2210.
70. Moccia, R.D. *et al.* 1986. "A quantitative assessment of thyroid histopathology of Herring Gulls (*Larus argentatus*) from the Great Lakes, and a hypothesis on the causal role of environmental contaminants." J. Wildlife Dis. 22(1):60-70.
71. Fox, G.A. *et al.* 1988. "Porphyria in Herring Gulls: a biochemical response to chemical contamination of Great Lakes food chains." Environ. Toxic. Chem. 7:831-839.
72. Kubiak, T.J. *et al.* 1989. "Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's tern on Green Bay, Lake Michigan 1983." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18.
73. Heinz, G.H. *et al.* 1980. "Dopamine and norepinephrine depletion in ring doves fed DDE, dieldrin, and Aroclor 1254." Toxicol. Appl. Pharmacol. 59:405-407.
74. Seegal, R.F. *et al.* 1986. "Polychlorinated biphenyls produce regional alterations of dopamine metabolism in rat brain." Toxicol. Lett. 30:197-202.
75. Seegal, R.F. *et al.* 1988. "Long-term exposure to PCBs alters dopamine concentrations in monkey neostriatum." Soc. Neurosci. 14:885.
76. Fiore, B.J. *et al.* 1989. "Sport fish consumption and body burden levels of chlorinated hydrocarbons: a study of Wisconsin anglers." Archives of Environ. Health, 44: 82-88.
77. Lebel, G.L. *et al.* 1991. "Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in human adipose tissue samples from five Ontario municipalities." Chemosphere. 21: 1465-1475.
78. Lebel, G.L. *et al.* 1991. "Coplanar PCB residues in human adipose tissue samples from Ontario municipalities." Chemosphere. 22: 1019-1028.
79. Wolff, M.S. *et al.* 1993. "Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer." Journal of the National Cancer Institute. Vol. 85, No. 8, April 21. pp. 648-652.
80. Hunter, D.J. and K.T. Kelsey. 1993. "Pesticide residues and breast cancer: the harvest of a Silent Spring?" Editorial in: Journal of the National Cancer Institute. Vol. 85, No. 8, April 21. pp. 598-599.
81. Jacobson, J.J. *et al.* 1990. "Effects of *in utero* exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children." J. Pediatrics; 116:38-4.
82. Jacobson, J.J. *et al.* 1990. "Effects of exposure to PCBs and related compounds on growth and activity in children." Neurotoxicology and Teratology, Vol. 12. pp. 319-326.
83. Swain, W.R. 1988. "Human health consequences of consumption of fish contaminated with organochlorine compounds." Aquatic Toxicology, 11:357-377.
84. Fein, G. *et al.* 1984. "Prenatal exposure to polychlorinated biphenyls: effects on birth size and gestational age." J. Pediatrics; 105:315-20.
85. Swain, W.R. 1991. "Effects of organochlorine chemicals on the reproductive outcome of humans who consumed contaminated Great Lakes fish: an epidemiological consideration." In: Gilbertson, M. and R.S. Schneider, eds. 1991. Special Issue: International Joint Commission Workshop on Cause-Effect Linkages. Journal of Toxicology and Environmental Health. Vol. 33, No. 4. pp. 587-640.
86. Sharpe, R.M. and N.E. Skakkebaek. 1993. The Lancet. Vol. 341, pp. 1392.
87. Hileman, B. 1992. "Sperm count drop may be tied to environment." In: Chemical and Engineering News. September 21. pp. 5-6.
88. Environmental Health Letter. October 1992. "Human sperm count down." Silver Spring, Maryland. p. 199.

89. Mattison, D.R. *et al.* 1990. "Reproductive toxicity: male and female reproductive systems as targets for chemical injury." Medical Clinics of North America, Vol. 74, No. 2, March. pp. 391-411.
90. Muir, T. and T. Eder. 1993. "A literature review of 'The Injury'." A Report to the Virtual Elimination Task Force, International Joint Commission, Windsor, Ontario.
91. Ontario Ministry of Health. 1988. Hospital Statistics 1987/88. Toronto, Ontario.
92. Feinlab, M. and R.W. Wilson. 1985. "Trends in health in the United States." Environmental Health Perspectives, 62:267-276.
93. Spasoff, R.A. *et al.* 1987. La santé pour tout l'Ontario. Rapport du Groupe d'experts sur les objectifs en matière de santé en Ontario. Ministère de la santé de l'Ontario, Toronto (Ontario).
94. Evans, J.R. *et al.* 1987. La santé en Ontario, vers une orientation commune. Rapport du Groupe d'étude sur le système de santé de l'Ontario. Gouvernement de l'Ontario, Toronto (Ontario).
95. Davis, D.L. 1989. "Natural anticarcinogens, carcinogens, and changing patterns in cancer: some speculation." Environmental Research, 50, 322-340.
96. Davis, D.L. *et al.* 1990. "Trends in Cancer Mortality in Industrial Countries. New York Academy of Sciences." New York, USA.
97. Arcos, J.C., M.F. Argus, and Y. Woo. 1990. Note from the Editors. Envir. Carcino. Revs. (J. Envir. Sci. Hlth.), C8(1), vii-ix.
98. Bhatnagar, R.S., Ed. 1980. Molecular Basis of Environmental Toxicity. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan. 589 pages.
99. Dougherty, R.C. *et al.* 1981. "Sperm density and toxic substances: a potential key to environmental health hazards." In: McKinney, Ed.; Environmental Health Chemistry. Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor, Michigan. pp. 263-278.
100. Bush, B. *et al.* 1986. "Polychlorobiphenyl congeners, p,p'-DDE, and sperm function in humans." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:333-341.
101. Shane, B.S. 1989. "Human reproductive hazards." Environ. Sci. Technol., Vol. 23, No. 10. pp. 1187-1195.
102. Schardein, J.L. and K.A. Keller. 1989. "Potential human development toxicants and the role of animal testing in their identification and characterization." CRC Critical Reviews in Toxicology. Vol. 19, Issue 3. pp. 251-339.
103. Dixon, R.L. 1986. "Toxic responses of the reproductive system." In: Klaasen, C.D. *et al.*, Eds. Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons. 3rd Edition. McMillan Publishing Company. pp. 432-477.
104. Nisbet, I.C.T., and N.J. Karch. 1983. Chemical hazards to Human Reproduction. Noyes Data Corp. Park Ridge, New Jersey.
105. Shepard, R.H. 1982. "Detection of human teratogenic agents." J. Pediatrics 101:810-815.
106. Buffler, P.A. *et al.* 1985. "Possibilities of detecting health effects by studies of populations exposed to chemicals from waste disposal sites." Environmental Health Perspectives, 62:423-456.
107. Dixon, R.L. 1982. "Potential of environmental factors to affect development of reproductive systems." Fundamental and Applied Toxicology, 2:5-12.
108. Kuntz, W.D. 1976. "The pregnant women in industry." Am. Industrial Hygiene Assoc. J. 37:423-426.
109. Thomas, R.D., ed. 1986. Drinking Water and Health. Vol. 6. National Research Council, National Academy Press. Wash. D.C., p. 44.
110. James, W.H. 1980. "Secular trend in reported sperm counts." Andrologia 12(4):381-388.
111. Sultan Sheriff, D. 1983. "Setting standards of male fertility I. Semen analyses in 1500 patients — a report." Andrologia 15:687-692.
112. Mosher, W.D. and W.F. Pratt. 1982. "Reproductive impairments among married couples: United States." U.S. Dept. of Health and Human Services, Public Health Service. DHHS Publication No. (PHS) 82-1987.
113. Mosher, W.D., and C.F. Westoff. 1982. "Trends in contraceptive practice: United States, 1965-76." U.S. Dept. of Health and Human Services, Public Health Service. DHHS Publication No. (PHS) 82-1986.
114. Statistique Canada. 1987. L'Annuaire du Canada, Ottawa (Canada).
115. U.S. Bureau of the Census. 1984. Statistical abstract of the United States: 1984. 104th Edition. Washington, D.C.
116. Westoff, C.F. 1986. "Fertility in the United States." Science, Vol. 234:554-559.
117. Sexton, K. and L.W. Reiter. 1989. "Health research at the U.S. Environmental Protection Agency." Environ. Sci. Technol., Vol. 23, No. 8. pp. 917-924.
118. Andelman, J.B. 1985. "Human exposures to volatile halogenated organic chemicals in indoor and outdoor air." In: Environmental Health Perspectives, Vol. 62, October 1985. pp. 313-318.
119. Fawell, J.K. *et al.* 1987. "Health risks of chlorination - is there a problem?" Journal of the Institution of Water and Environmental Management. Vol. 1, No. 1, Aug. 1987. pp. 61-66.
120. Clark, R.M. *et al.* 1986. "Drinking water and cancer mortality." The Science of the Total Environment, 53. pp. 153-172.

121. Kuzma, R.J. *et al.* 1977. "Ohio drinking water source and cancer rates." American Journal of Public Health, Vol. 67, No. 8. pp. 725-729.
122. Hoar, S.K. *et al.* 1986. "Agricultural herbicide use and risk of lymphoma and soft-tissue sarcoma." JAMA, Vol. 256, No. 9, Sept. 5, 1986.
123. Glenn, B.S. *et al.* 1989. "Lake Michigan Sport Fish: Should You Eat Your Catch?" Prepared by the National Wildlife Federation, Great Lakes Natural Resource Center, Ann Arbor, Michigan. 18 pp.
124. Wigle, D.T. *et al.* 1985. "Contaminants in drinking water and cancer risks in Canadian cities." Health and Welfare Canada, Ottawa, Ontario.
125. Legator, M. and S. Epstein. Eds. 1971. The Mutagenicity of Pesticides. MIT Press. Cambridge, Massachusetts.
126. Flamm, G.W. *et al.* 1977. "Approaches to determining the mutagenic properties of chemicals: risk to future generations." J. Environ. Path. Toxicol. 1:301-352.
127. Flamm, G.W. and M.A. Mehlman. 1978. Mutagenesis Advances in Modern Toxicology. Vol. 5. Wiley and Sons, New York, New York.
128. Morris, R.D. *et al.* 1992. "Chlorination, chlorination by-products, and cancer: a meta-analysis." American Journal of Public Health. Vol. 82, No. 7, July. pp. 955-963.
129. Environmental Health Letter. January 22, 1992. "Study links birth defects to chlorination byproducts." Silver Spring, Maryland.
130. The Washington Post. December 17, 1992. "Chlorinated byproducts in water seen as risk during pregnancy." p. A 11.
131. Thornton, J. 1992. Breast Cancer and the Environment: The Chlorine Connection. Greenpeace. Washington, Chicago, and Toronto.
132. Environmental Health Letter. 1992. "Greenpeace report links rising rate of breast cancer to organochlorines." November 13. pp 221-222, 224.
133. "Breast Cancer Risk Studied." March 1992. Advance for Occupational Therapists. King of Prussia, Pennsylvania. p. 19.
134. Robison, A.K. and G.M. Stancel. 1982. "The estrogenic activity of DDT: correlation of estrogenic effect with nuclear level of estrogen receptor." Life Sciences. Vol. 31, pp. 2479-2484.
135. Ludwig, J.P. and T.W. Colborn. 1991. "The human cancer paradigm reviewed: an inadequate means to protect piscivorous Great Lakes wildlife and humans." In: Cause-Effect Linkages II, Schneider, S., ed. Michigan Audubon Society, Lansing, Michigan. pp. 38-39.
136. Ballschmiter, K. 1991. "Global distribution of organic compounds." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), 1-46.
137. Mably, T.A. *et al.* 1991. "The male reproductive system is highly sensitive to *in utero* and lactational TCDD exposure." In: Banbury Report 35: Biological Basis for Risk Assessment of Dioxins and Related Compounds. Cold Spring Harbour Press 0-87969-235-9/91.
138. Mably, T.A. *et al.* 1992. "*In utero* and lactational exposure of male rats to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. 1. Effects on androgenic status." Toxicology and Applied Pharmacology 114, 97-107.
139. Mably, T.A. *et al.* 1992. "*In utero* and lactational exposure of male rats to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. 2. Effects on sexual behaviour and the regulation of leutinizing hormone secretion in adulthood." Toxicology and Applied Pharmacology 114, 108-117.
140. Burch, P.R.J. 1969. An Inquiry Concerning Growth, Disease, and Aging. University of Toronto Press. 213 pp.
141. Hartman, P.E. 1983. "Mutagens: some possible health impacts beyond carcinogenesis." Environmental Mutagenesis 5:139-152.
142. Thilly, W.G. and K.M. Call. 1986. "Genetic toxicology." In: Klaasen, C.D. *et al.*, Eds. Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons. 3rd ed. McMillan Publishing Company, pp. 186-191.
143. Penn, A. *et al.* 1986. "Transforming gene in human atherosclerotic plaque DNA." Proceedings of the National Academy of Science. 83:7951-7955.
144. Rothstein, M. 1986. "Biochemical studies of aging." Chemical and Engineering News, Aug. 11, pp. 26-39.
145. Groth, D.H. 1991. "Identifying Carcinogens." Chapter 1 in: Lewis, R.J. Sr., ed. Carcinogenically Active Chemicals: A Reference Guide. Van Nostrand Reinhold, New York. 1153 pp.
146. Warshawsky, D. 1992. "Environmental sources, carcinogenicity, mutagenicity, metabolism and DNA binding of nitrogen and sulfur heterocyclic aromatics." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C10(1), 1-71.
147. Rose, G. 1987. "Environmental factors and disease: the man-made environment." British Medical Journal, Vol. 294, pp. 963-965.
148. Perera, F. *et al.* 1992. "Molecular and genetic damage in humans from environmental pollution in Poland." Nature. Volume 360, pp. 256-258.
149. Kilburn, K.H. 1990-1991. "Evidence that the human nervous system is most sensitive to environmental toxins." Envir. Carcino. Revs. (J. Envir. Sci. Hlth.), C8(2), 327-337.
150. Whitten, P.L. 1992. "Chemical revolution to sexual revolution: historical changes in human reproductive development." In: T. Colborn and C. Clement, eds. Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection. Princeton Scientific Publishing, Princeton, New Jersey. 403 pages. pp. 311-334.

151. Thomas, K.B. and T. Colborn. 1992. "Organochlorine endocrine disruptors in human tissue." In: *op cit.* pp. 365-394.
152. Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). Novembre 1987. 236 pp.
153. Rapport de 1985 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). Juin 1985. 212 pp.
154. Shy, C.M. 1985. "Chemical contamination of water supplies." In: Environmental Health Perspectives, Vol. 62, October 1985. pp. 399-406.
155. Sixième rapport biennal sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Commission mixte internationale, Ottawa et Washington, D.C., 1992. 60 pp.
156. Jacobson, J., S. Jacobson *et al.* 1984. "Prenatal exposure to an environmental toxin: a test of the multiple effects model." Developmental Psychology, Vol. 20, No. 4. pp. 523-532.
157. The Quality of Drinking Water in Toronto. Summary Report. Department of Public Health, City of Toronto, December 1990. 41 pp.
158. Carlsen, E. *et al.* September 12, 1992. "Evidence for decreasing quality of semen during past 50 years." British Medical Journal. 305(6854), pp. 609-613.
159. Hansch, C. *et al.* 1989. "Toward a quantitative comparative toxicology of organic compounds." CRC Critical Reviews in Toxicology, Vol. 19, No. 3, pp. 185-226.
160. Horton, A.A. and S. Fairhurst. 1987. "Lipid peroxidation and mechanisms of toxicity." CRC Critical Reviews in Toxicology, Vol. 18, No. 1, pp. 27-28.
161. Bhatnagar, R.S., ed. 1980. Molecular Basis of Environmental Toxicology. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan. 589 pages.
162. Suntio *et al.* 1988. "A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents." Chemosphere, Vol. 17, No. 7, pp. 1249-1290.
163. Tachibana *et al.* 1988. "The effect of various nucleophiles on the mutagenicity of softwood kraft chlorination effluent." Chemosphere, Vol. 17, No. 7, pp. 1343-1354.
164. Duxbury, C.L. and J.E. Thompson. 1987. "Pentachlorophenol alters the molecular organization of membranes in mammalian cells." Arch. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 16, pp. 367-373.
165. Saez, J.C. *et al.* May 22, 1987. "Carbon tetrachloride at hepatotoxic levels blocks reversibly gap junctions between rat hepatocytes." Science, pp. 967-970.
166. Numan, I.T. *et al.* 1990. "Protective effects of antioxidants against endrin-induced lipid peroxidation, glutathione depletion, and lethality in rats." Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 19, pp. 302-306.
167. Santella, R.M. 1991. "DNA adducts in humans as biomarkers of exposure to environmental and occupational carcinogens." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 57-81.
168. Sahu, S.C. 1991. "Role of oxygen free radicals in the molecular mechanisms of carcinogenesis: a review." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 83-112.
169. Simic, M.G. 1991. "DNA damage, environmental toxicants, and rate of aging." Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C9(1), pp. 113-153.
170. Lai, D.Y. 1984. "Halogenated benzenes, naphthalenes, biphenyls, and terphenyls in the environment; their carcinogenic, mutagenic and teratogenic potential and toxic effects." J. Environ. Sci. Health, C2(2), pp. 135-184.
171. Davis, D.L. 1989. "Natural anticarcinogens, carcinogens, and changing patterns in cancer: some speculation." Environmental Research, Vol. 50, pp. 322-340.
172. Mason, R.P., ed. 1985. "Monograph on free radical metabolites of toxic chemicals." Environmental Health Perspectives, Vol. 64, pp. 1-342.
173. Ames, B.N. 1983. "Dietary carcinogens and anticarcinogens." Science, Vol. 221, pp. 1254-1264.
174. Courtney, D.K. 1979. "Hexachlorobenzene (HCB): A Review." Environmental Research, Vol. 20, pp. 225-266.
175. Ono, Y. *et al.* 1992. "Genotoxic evaluation on aromatic organochlorine compounds by using UMU test." Wat. Sci. Tech., Vol. 26, No. 1-2, pp. 61-69.
176. Langi, A. and M. Priha. "Mutagenicity in pulp and paper mill effluents and in recipient." In: Sodergren, A. and Wartiovaara. 1988. *Ibid.*
177. Sinkkonen, S. *et al.* 1992. "Polychlorinated dibenzothiophenes in bleached pulp mill effluents." Chemosphere, Vol. 24, No. 12, pp. 1755-1763.



## ANNEXE E

### PROGRÈS RÉALISÉS

#### RAPPORT PRÉSENTÉ AU GROUPE DE TRAVAIL SUR L'ÉLIMINATION VIRTUELLE

---

##### AVIS

Les points de vue exprimés dans cette annexe ne représentent pas nécessairement ceux du Groupe de travail sur l'élimination virtuelle de la Commission mixte internationale.

NOTA PER IL DOCUMENTO ALLEGATO DEL TRAVAILLER TRAVAILLER

PROCEDES RIVALS

Il presente documento è stato redatto in conformità con le disposizioni del regolamento (UE) n. 1055/2006 della Commissione europea del 18 settembre 2006, concernente le procedure di revisione dei conti e delle informazioni finanziarie relative alle società a partecipazione paritetica e ai gruppi di società a partecipazione paritetica, e della direttiva (UE) n. 2011/11/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 14 febbraio 2011, concernente la responsabilità di bilancio e la revisione contabile, in particolare per quanto riguarda il campo di applicazione della direttiva (UE) n. 2006/43/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 14 giugno 2006, concernente la responsabilità di bilancio e la revisione contabile.

La presente nota è rivolta ai componenti il collegio di revisione e ai componenti il collegio di amministrazione della società interessata.

80  
2  
2

## PROGRÈS RÉALISÉS

Notre compréhension des éléments et critères nécessaires pour un écosystème des Grands Lacs sain a changé au cours des dernières décennies. Au cours des années 1960 et au début des années 1970, on mettait l'accent sur la réduction de la demande en oxygène, de la sédimentation et de l'eutrophication. Au cours des années 1970, les risques de composés et de métaux comme les BPC, le DDE, le mirex, les dioxines, les furanes, le mercure et le plomb sont apparus. Ceci a entraîné des mesures de limitation et l'élaboration de politiques destinées à la réduction et à l'élimination des substances toxiques rémanentes.

Plusieurs mesures prises au cours des quelque vingt dernières années ont amélioré la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Parmi celles-ci, notons la construction de réseaux d'épuration des eaux usées municipales et industrielles, des mesures correctives visant à réduire les teneurs en contaminants pénétrant dans l'écosystème ou présents dans celui-ci, des changements de procédés et de technologies effectués par certains fabricants ainsi que des mesures au moins partielles de restriction, d'élimination ou d'interdiction de certains polluants toxiques. Certains de ces efforts faisaient suite à des initiatives dans le cadre d'une politique officielle (loi et règlements), certains ont été faits sur une base volontaire alors que d'autres étaient des retombées accompagnant des efforts plus classiques de limitation de la pollution.

Il reste beaucoup à faire, car des dommages sont encore causés à des organismes vivants. Toutefois, des augmentations des populations aviaires, des diminutions des cas de difformités chez les oiseaux et la réduction de la contamination des tissus des poissons qui ont été observés dans le bassin au cours des dernières années montrent que l'application des éléments prévus par la stratégie d'élimination virtuelle nous fait avancer dans la bonne direction.

### EXEMPLES DE MESURES PRISES

Les discussions qui suivent sont autant d'exemples qui décrivent la mise en oeuvre de plusieurs mesures de limitation ou de prévention de la pollution, qui ont permis des améliorations dans l'écosystème ou qui ont contribué à celles-ci. Voici certains de ces exemples :

- l'élimination progressive du mercure utilisé pour la fabrication du chlore et de la soude
- l'élimination progressive de l'utilisation des biphényles polychlorés dans le matériel électrique
- l'arrêt de l'utilisation des pesticides rémanents
- l'élimination progressive de l'utilisation du plomb dans l'essence

- la réduction des rejets de dioxines contenues dans les effluents des usines de pâte blanchie
- certaines initiatives réglementaires récentes.

### UTILISATION DU MERCURE POUR LA FABRICATION DU CHLORE ET DE LA SOUDE

Au début des années 1970, on a constaté que le mercure dans les sédiments des rivières et des lacs était transformé en méthylmercure par les bactéries. Le méthylmercure est rapidement absorbé par le poisson, soit directement à partir de l'eau qui passe à travers les branchies, ou ingéré avec des organismes utilisés comme aliments. Étant donné que le poisson élimine le mercure à une vitesse très lente - beaucoup plus lentement que les humains - les concentrations de mercure dans le poisson augmentent graduellement. Chez les humains, l'exposition à long terme au mercure peut entraîner des troubles neurologiques, des troubles rénaux, d'importantes pertes de poids, et causer des dommages aux fœtus.

On a constaté que le procédé à la cathode de mercure utilisé pour la fabrication du chlore et de la soude caustique constituait une source importante de rejets de cette substance toxique rémanente dans l'environnement. Pour palier à cet inconvénient, les fabricants ont converti leurs installations vers la fin des années 1960 et au début des années 1970 de façon à pouvoir utiliser d'autres procédés (procédés à cellules à diaphragme), ou pour l'installation de technologies d'épuration «à la sortie de l'émissaire», ce qui a permis de réduire de façon importante la quantité de mercure déversée par ces sources industrielles. Depuis 1978, 16 installations de production du Canada ont soit fermé leurs portes, ou se sont converties à une technologie de remplacement (1). Des conversions semblables ont eu lieu aux États-Unis au cours de la même période. Comme l'indique la tendance représentée dans la figure E-1, la concentration moyenne de mercure chez le doré du lac St. Clair a diminué rapidement au cours du début des années 1970. Après avoir atteint un plateau vers la fin des années 1970, les concentrations ont encore diminué au cours des années 1980, pour se stabiliser à environ un quart de la valeur de 1970.

### UTILISATION DES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS DANS LE MATÉRIEL ÉLECTRIQUE

Les biphényles polychlorés (BPC) sont un groupe de composés organiques chlorés qui a d'abord été développé commercialement vers la fin des années 1920. Les BPC sont très persistants dans l'environnement naturel. Ils se bioaccumulent

facilement dans l'écosystème aquatique. En conséquence, les espèces de poissons pédatrices des niveaux trophiques supérieurs à forte teneur en matières grasses (p. ex. le saumon et la truite) ont accumulé des BPC jusqu'à des teneurs inacceptables. Pour remédier à cette situation, les BPC ont été interdits dans tous les nouveaux produits et ne sont maintenant utilisés que comme fluide isolant dans des transformateurs électriques fermés existants, ainsi que dans de petits condensateurs. Ces mesures, et les règlements stricts régissant le stockage et l'élimination des BPC et du matériel contaminé par les BPC, ont permis de réduire de façon significative les rejets de BPC dans l'environnement et sont responsables de la diminution des teneurs de BPC dans l'environnement aquatique. Dans le lac Ontario, les BPC et le mirex sont les deux contaminants qui sont responsables de la majorité des restrictions à la consommation pour les espèces de poissons à teneur élevée en matières grasses (p. ex. le saumon et la truite). Toutefois, les teneurs en BPC ont diminué tellement que c'est maintenant le mirex qui est responsable de la majorité des cas de restrictions touchant la consommation.

La figure E-2 montre les déclinés des teneurs annuelles moyennes de BPC dans les filets dorsaux sans arêtes de saumon coho pêché dans la rivière Crédit. Ces espèces font l'objet de tests depuis 1972. Les teneurs en BPC ont diminué à un point tel que tous les saumons cohos prélevés dans la rivière Crédit en 1989 présentaient une teneur inférieure à celle des lignes directrices du gouvernement fédéral canadien de 2,0 mg/kg (ppm) pour la consommation sans restriction. La rivière Ganaraska est un rendez-vous populaire pour la pêche sportive sur le lac Ontario. On surveille les teneurs en contaminants chez la truite arc-en-ciel depuis 1973. La figure E-3 indique un déclin semblable des teneurs en BPC chez la truite arc-en-ciel de cet emplacement. Toutes les truites arc-en-ciel présentaient des teneurs inférieures à celles des lignes directrices fédérales (2,0 ppm). La figure E-4 indique un déclin des teneurs en BPC chez la truite grise de Peninsula Harbour, dans le lac Supérieur. Tous les échantillons de truite grise de cet emplacement présentent maintenant des teneurs inférieures à celles des lignes directrices fédérales.

#### ABANDON DE L'UTILISATION DE PESTICIDES RÉMANENTS

Des formulations de pesticides aux États-Unis et au Canada ont été modifiées depuis les 25 dernières années. Elles ont remplacé des pesticides organochlorés toxiques persistants et non spécifiques comme le DDT par d'autres substances toxiques moins persistantes, mais néanmoins très toxiques et non spécifiques comme les pesticides de type organophosphate et carbamate, ainsi que par d'autres pesticides de type biotide, moins toxiques, non rémanents et spécifiques à certaines espèces et, finalement, on est passé aux mesures de lutte biologique. Cette évolution a été motivée surtout par deux raisons :

- les règlements du gouvernement s'attaquant aux problèmes causés par les pesticides organochlorés toxiques, rémanents et non spécifiques
- l'inefficacité des anciens pesticides, due au développement d'une résistance accrue par les ravageurs cibles.

L'utilisation de pesticides (et plus particulièrement d'insecticides) a diminué au cours des dernières années par suite de l'utilisation des techniques intégrées de gestion des ravageurs, qui cherchent à utiliser des méthodes de lutte non chimiques dans la mesure du possible. Toutefois, au cours de cette période, on a noté une importante augmentation de l'utilisation des herbicides, tant à des fins agricoles que pour l'entretien des pelouses.

Dans l'ensemble, ces mesures ont entraîné une réduction de la quantité des pesticides qui pénètrent ultimement dans les eaux des Grands Lacs, mais pas nécessairement une réduction continue des concentrations dans les tissus des poissons (voir, par exemple, la figure E-5).

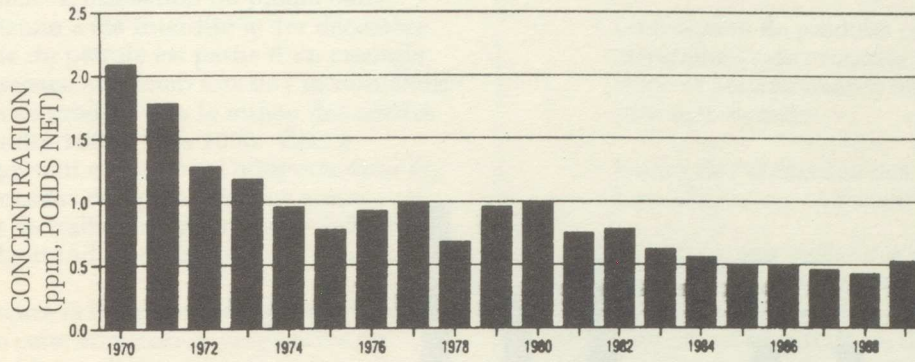
#### LE PLOMB DANS L'ESSENCE

Le remplacement de l'essence au plomb par l'essence sans plomb démontre le principe de la substitution progressive d'un produit, une application de la mise en oeuvre du principe de l'élimination virtuelle pour une utilisation particulière d'une substance toxique rémanente.

Pendant plus de la moitié du vingtième siècle, à partir de sa découverte au début des années 20, le tétraéthylplomb a été utilisé dans l'essence comme additif antidétonnant. Aucun autre additif n'a apporté une aussi grande amélioration à l'efficacité de la combustion et à la régularisation du fonctionnement des moteurs à combustion interne à essence. Toutefois, au cours des années 1970, les fabricants de véhicules automobiles nord-américains ont lancé le convertisseur catalytique destiné à réduire les émissions d'hydrocarbures non brûlés et le monoxyde de carbone. Pour empêcher l'«empoisonnement» de ces convertisseurs par les émissions de plomb, les raffineurs de pétrole commencèrent à introduire sur le marché l'essence sans plomb. Le volume de l'essence sans plomb produite a augmenté régulièrement au cours des années 1970 et 1980, à mesure que de plus en plus d'autos équipées de convertisseurs étaient mises en marché. Vers le milieu des années 1970, une préoccupation croissante concernant les effets sur la santé associés à cet additif a conduit les gouvernements du Canada et des États-Unis à exiger la réduction progressive continue. Selon Environnement Canada (2), il y avait «de plus en plus de preuves scientifiques indiquant que des teneurs du plomb dans le sang de l'ordre de 10-25 µg/dL pouvaient être reliées à divers effets biochimiques neurocomportementaux peu souhaitables, ainsi qu'à d'autres effets sous-cliniques subtils.» Cette accumu-

**FIGURE E-1**

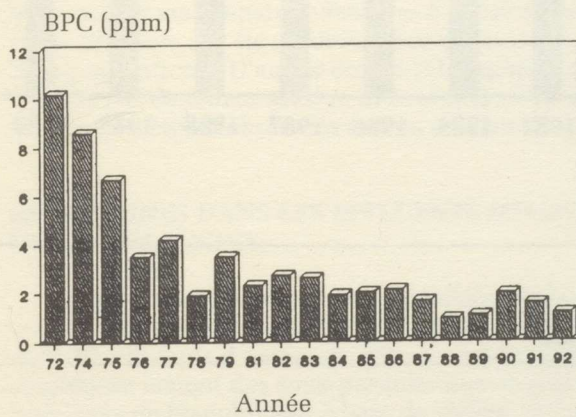
CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE CHEZ DES DORÉS PRÉLEVÉS DANS LE LAC ST. CLAIR, 1970-89



Source : Référence (1), d'après des données du ministère de l'Environnement de l'Ontario

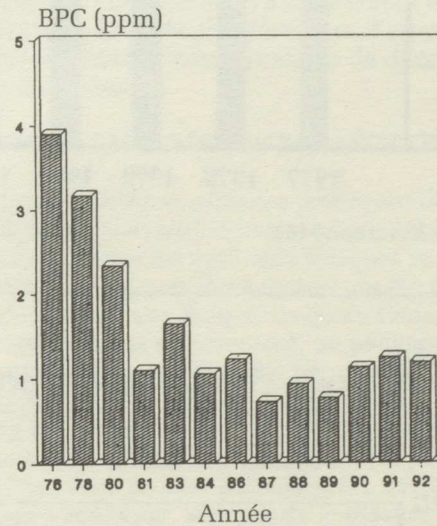
**FIGURE E-2**

CONCENTRATION MOYENNE DE BPC CHEZ DES SAUMONS COHOS PRÉLEVÉS DANS LA RIVIÈRE CRÉDIT



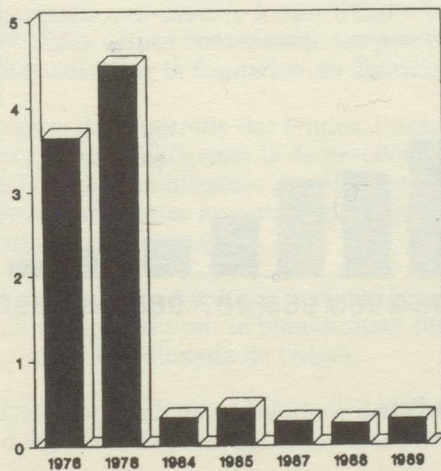
**FIGURE E-3**

CONCENTRATION MOYENNE DE PCB CHEZ DES TRUITE ARC-EN-CIEL PRÉLEVÉES DANS LA RIVIÈRE GANARASKA



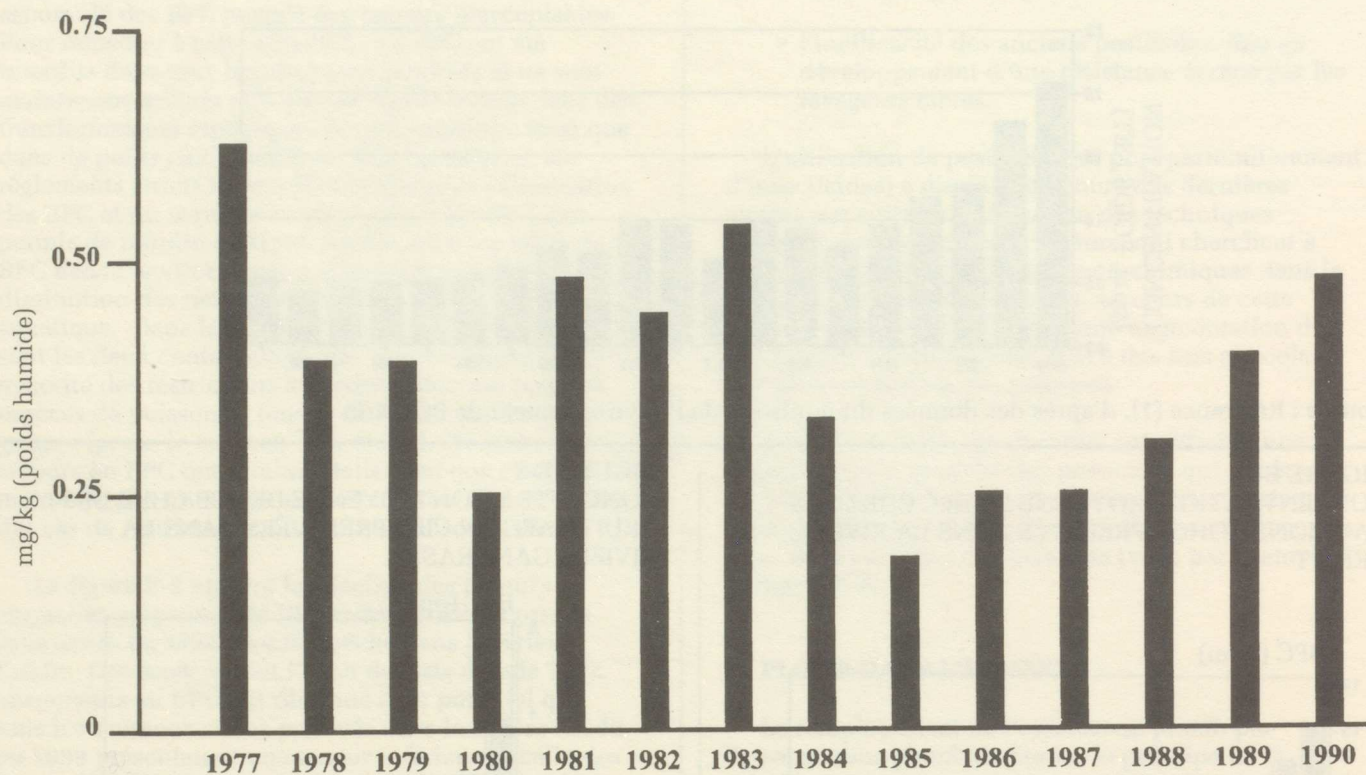
**FIGURE E-4**

CONCENTRATION MOYENNE DE BPC CHEZ LA TRUITE GRISE DU LAC SUPÉRIEUR, À PENINSULA HARBOUR



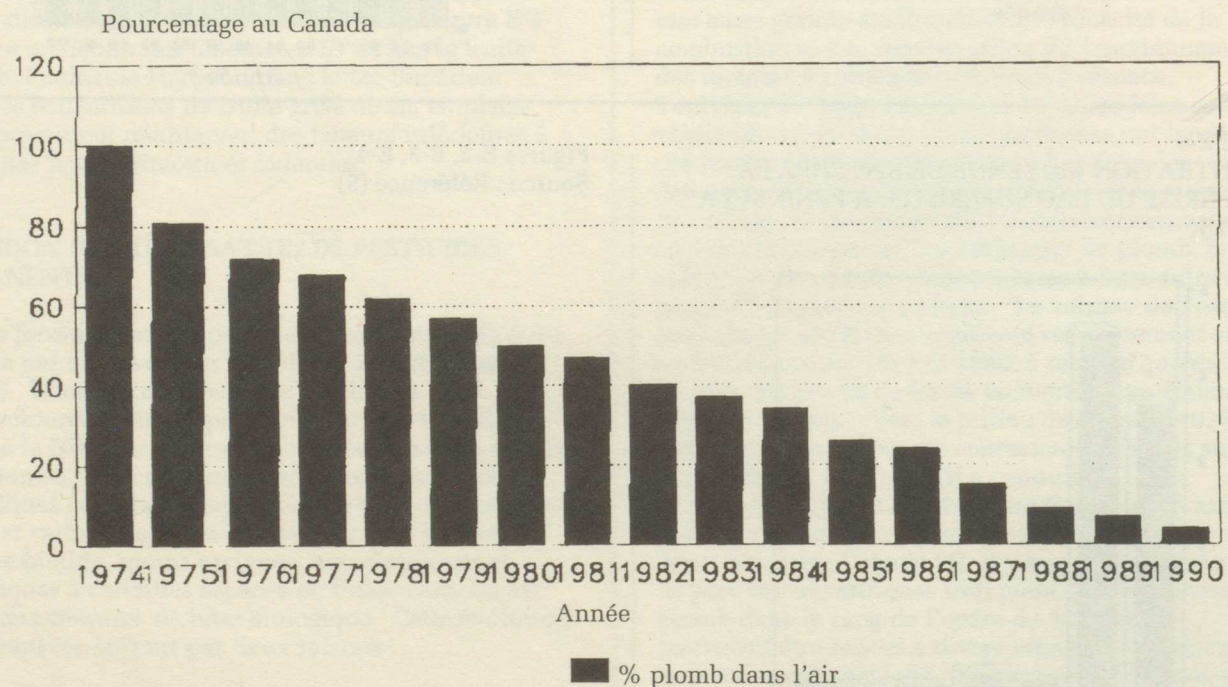
Figures E-2, E-3, E-4  
Source : Référence (5)

**FIGURE E-5**  
DDT : MESURÉ CHEZ LES TACONS DE TRUITE ARC-EN-CIEL DU LAC ONTARIO (POISSONS ENTIRS)



Source : Référence (4)

**FIGURE E-6**  
TENEUR EN PLOMB ATMOSPHÉRIQUE, DONNÉES CANADIENNES



Source : Référence (3)

lation progressive des preuves de la moitié à la fin des années 1980 ont convaincu le gouvernement canadien que les effets néfastes sur la santé du plomb étaient beaucoup plus importants que ses avantages comme additif de l'essence. L'utilisation du plomb dans l'essence canadienne a été interdite le 1er décembre 1990. L'industrie du pétrole est partie d'un modeste pourcentage d'essence au plomb lors de l'introduction sur le marché de ce produit vers le milieu des années 1970, pour atteindre 100 % vers 1990. Ceci a nécessité un important effort pour l'adoption dans les raffineries de procédés comptant un plus grand nombre d'étapes de traitement et produisant des produits à plus haut indice d'octane.

Comme le montre la figure E-6, le résultat d'ensemble au Canada de cette élimination progressive du plomb correspond à une diminution de la concentration du plomb particulaire dans l'atmosphère de 96 % en 1990, par rapport à 1973, année au cours de laquelle les émissions de plomb de l'essence ont atteint un maximum (1,3). La figure 3 montre les changements des émissions de plomb dans l'atmosphère. On a observé des diminutions correspondantes dans les teneurs moyennes de plomb dans le sang chez des enfants de zones urbaines sélectionnées du sud de l'Ontario. Ces teneurs sont maintenant inférieures à celles où des effets délétères ont été observés chez certains groupes de la population. D'autres études (1) suggèrent qu'il n'existe pas de teneur seuil pour le plomb. Il est clair que les réductions observées étaient souhaitables.

#### LES DIOXINES DANS LES EFFLUENTS D'USINE DE PÂTE BLANCHIE

En 1986, on a découvert que de faibles concentrations de dioxines chlorées pouvaient être observées dans les effluents d'usines de pâte kraft blanchie. Ces substances étaient des sous-produits non voulus des processus de blanchiment à base de chlore, qui ont été utilisés dans l'industrie depuis au moins 40 ans.

Des recherches ont indiqué que les concentrations relatives de chlore et de lignine présents dans la pâte non blanchie, ainsi que la séquence de réactions chimiques qui survient au cours du processus de blanchiment, produisaient ces sous-produits non prévus et non souhaités. En outre, on a constaté que certains agents anti-mousse à base d'huile utilisés dans certaines usines contenaient des précurseurs qui pouvaient entraîner la formation de dioxines.

Au cours de la période des études, l'industrie a constaté que des changements de procédés pouvaient réduire la teneur en dioxines des effluents des usines à des valeurs inférieures aux seuils de détection. Parmi ces changements, notons :

- Le remplacement d'une portion importante du chlore utilisé pour le blanchiment (60 % ou plus) par le dioxyde de chlore.
- Des changements à l'intérieur de la séquence d'addition du reste du chlore à la pâte.

- L'utilisation de produits chimiques supplémentaires, comme l'oxygène et le peroxyde d'hydrogène, au cours de certaines étapes du procédé.
- L'utilisation de produits chimiques ou des changements de procédés visant à abaisser avant le blanchiment la teneur en lignine de la pâte non blanchie.
- L'arrêt de l'utilisation des agents anti-mousse à base d'huile qui causaient des problèmes.

Selon le type particulier des usines, les espèces de bois utilisées et les spécifications des produits finals, une combinaison d'une ou de plusieurs de ces modifications de procédés entraînera d'importantes réductions des teneurs en dioxines provenant de ces sources. Les données actuelles d'une étude effectuée aux États-Unis (le «1992 Dioxine Profile») confirment que les effluents des usines qui effectuent ces changements ne contiennent pas de quantités décelables de dioxines (6). Des études effectuées à une usine de la Caroline du Nord ont démontré que le remplacement par le procédé à forte teneur en dioxyde de chlore est à l'origine de réductions d'un ordre de grandeur ou plus des concentrations de dioxines dans la chair des poissons.

#### INITIATIVES RÉGLEMENTAIRES RÉCENTES

Plusieurs politiques récentes prévoyant des initiatives (législatives et (ou) réglementaires) sélectionnées pour la lutte contre les polluants toxiques (y compris les substances toxiques rémanentes) ont été définies ou proposées tant aux États-Unis qu'au Canada. Pour les Parties, celles-ci représentent, ou peuvent représenter, d'importants outils permettant de réaliser des progrès dans le cadre de la stratégie de l'élimination virtuelle. Certaines de ces initiatives sont examinées en détail au chapitre 6 et par conséquent, elles ne sont pas analysées ici. Le point important à souligner, aux fins de la discussion du présent annexe, est que la nécessité de ces programmes a été reconnue. Ainsi, ces programmes remplissent une importante fonction et contribuent à l'amélioration de l'écosystème du bassin. Alors que le processus de définition des politiques concernant les substances toxiques rémanentes progresse au Canada et aux États-Unis, les décideurs peuvent utiliser comme champs d'action les programmes ou propositions de la liste ci-dessous (parmi bien d'autres).

#### Programmes canadiens

- Le programme Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques (ARET)
- La Stratégie municipale et industrielle de dépollution de l'Ontario (SMIO)
- L'Ontario Candidate Substances List for Bans or Phase-Outs (liste des substances dont l'interdiction ou l'élimination progressive est proposée)
- Le Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers de l'Ontario

**Programmes des États-Unis**

- Le Great Lakes Water Quality Initiative (GLI) du gouvernement fédéral
- La proposition Great Lakes Toxics Use Reduction (GLTURI) du gouvernement fédéral
- Le Pollution Prevention (33/50) Program de l'Environmental Protection Agency
- Les Clean Air Act Amendments de 1990

**Programmes conjoints**

- Le programme du Plan de mesures correctrices (PMC)
- Le programme du Plan d'aménagement panlacustre (PAM)
- Le Programme binational de rejets nuls et d'émissions nulles du lac Supérieur

**Programmes entrepris par l'industrie**

- Le Programme de gestion responsable de la Chemical Manufacturers' Association (CMA) et de l'Association canadienne des fabricants de produits chimiques (ACFPC)
- Les American Forest and Paper Association Forest Resource Management and Environmental, Health and Safety Principles.

**RÉFÉRENCES**

1. Environnement Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. ISBN 0-660-14237-6.
2. Environnement Canada. Rapport sur l'état de l'environnement - Perspectives canadiennes sur la pollution atmosphérique. Environnement Canada, Rapport REE n° 90-1. ISSN 0-843-619.
3. T. Furmanczyk, Environnement Canada, communication personnelle.
4. Ministère des Pêches et des Océans du Canada, Burlington, Ontario. Non publié.
5. Cox, C. et J. Ralston, juin 1990. A Reference Manual of Chemical Contaminants in Ontario Sport Fish. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ontario. 32 pp.
6. Summary of Data Reflective of Pulp and Paper Industry Progress in Reducing the TCDD/TCDF Content of Effluents, Pulps and Wasterwater Treatment Sludges. NCASI Special Report 93-08, National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, juin 1993. 24 p. et annexes.



