



*Loi canadienne sur  
la protection  
de l'environnement*

---

Liste des substances d'intérêt prioritaire  
Rapport d'évaluation

---

**Composés organostanniques  
non pesticides**



Gouvernement  
du Canada

Government of  
Canada

Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Santé  
Canada

Health  
Canada



**LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE  
RAPPORT D'ÉVALUATION**

**COMPOSÉS ORGANOSTANNIQUES NON PESTICIDES**

Gouvernement du Canada  
Environnement Canada  
Santé et Bien-être social Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre :  
*Canadian Environmental Protection Act  
Priority Substances List  
Assessment Report  
Non-Pesticidal Organotin Compounds*

## DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Composés organostanniques non pesticides

(Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation)

publ. aussi en anglais sous le titre: Non-pesticidal organotin compounds.

En-tête du titre: *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98424-2

N<sup>o</sup> de cat. MAS En40-215/18F

1. Composés organostanniques. 2. Composés organostanniques -- Aspect de l'environnement.  
I. Canada. Environnement Canada. II. Canada. Santé et bien-être social Canada. III. Coll.

QD412.S7N6614 1993            547'.05            C93-099595-3

## TABLE DES MATIÈRES

|  |           |
|--|-----------|
| Synopsis .....   | v         |
| <b>1.0 Introduction.....</b>   | <b>1</b>  |
| <b>2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité .....</b> | <b>5</b>  |
| 2.1 Identité, propriétés, production et utilisations .....                               | 5         |
| 2.2 Pénétration dans l'environnement.....  | 6         |
| 2.3 Informations sur l'exposition .....  | 9         |
| 2.3.1 <i>Devenir</i> .....   | 9         |
| 2.3.2 <i>Concentrations</i> .....  | 11        |
| 2.4 Informations sur les effets .....  | 14        |
| 2.4.1 <i>Animaux de laboratoire et in vitro</i> .....                                    | 14        |
| 2.4.2 <i>Humains</i> .....   | 16        |
| 2.4.3 <i>Écotoxicologie</i> .....  | 16        |
| <b>3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE.....</b>                             | <b>19</b> |
| 3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a) .....  | 19        |
| 3.2 Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinéa 11b)) .....         | 20        |
| 3.3 Effets sur la vie ou la santé humaine (alinéa 11c)) .....                            | 20        |
| 3.4 Conclusion.....  | 22        |
| <b>4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation.....</b>                        | <b>23</b> |
| <b>5.0 Bibliographie .....</b>   | <b>24</b> |

**LISTE DES TABLEAUX**

|   |   |    |
|---|---|----|
| 1 | Composés organostanniques non pesticides sur le marché canadien de 1984 à 1986.....   | 31 |
| 2 | Comparaisons entre les seuils d'effet estimés pour les organismes et les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans l'environnement..... | 36 |

## **Synopsis**

On ne fabrique pas au Canada de composés organostanniques non pesticides (notamment les monométhylstannanes et diméthylstannanes, les monobutylstannanes et dibutylstannanes ainsi que les monoocylstannanes et dioctylstannanes), mais on en importe, principalement pour les utiliser comme stabilisants dans la fabrication du poly(chlorure de vinyle) (PVC) et comme catalyseurs dans des procédés industriels. Les données disponibles indiquent qu'en 1984, le Canada a importé environ 290 tonnes de méthylstannanes, 1 020 tonnes de butylstannanes et une quantité beaucoup plus faible d'ocylstannanes; on n'a pas trouvé de données plus récentes.

D'après les données limitées qui sont disponibles sur le devenir des composés organostanniques non pesticides dans l'environnement, on devrait les retrouver surtout dans les milieux aquatiques. Les monoalkylstannanes et les dialkylstannanes sont solubles dans l'eau et ne devraient pas se volatiliser en quantités significatives à partir de l'eau. Ils sont soumis à la biodégradation et à la photolyse et ils ne devraient pas persister dans l'eau pour de longues périodes. On a décelé des monométhylstannanes et des diméthylstannanes ainsi que des monobutylstannanes et des dibutylstannanes dans des eaux et des sédiments à plusieurs endroits au Canada. Toutefois, on ne sait pas au juste quelles sont les sources de ces composés. Les méthylstannanes présents dans l'environnement peuvent s'être formés par méthylation naturelle de composés de l'étain ou être d'origine anthropique. Les butylstannanes présents dans l'environnement sont surtout des produits de la dégradation du pesticide tributylétain, dont l'utilisation comme antisalissure est réglementée au Canada depuis 1989. La lixiviation de composés organostanniques par l'eau, à partir de tuyaux de PVC stabilisé avec ces composés, pourrait aussi constituer une voie de pénétration de ces composés dans l'environnement canadien.

L'évaluation des effets des composés organostanniques non pesticides sur l'environnement a surtout porté sur les organismes aquatiques, parce qu'ils sont les plus susceptibles d'être exposés à ces composés. Bien qu'on ne dispose que de données limitées sur la toxicité de la plupart de ces composés, tant en milieu d'eau douce qu'en milieu marin, on a pu comparer des seuils d'effet estimés à des concentrations dans l'environnement pour les monométhylstannanes et les diméthylstannanes ainsi que pour les monobutylstannanes et les dibutylstannanes. Aucun des seuils d'effet n'a été excédé par les concentrations dans l'environnement mesurées à des endroits où l'on soupçonnait une contamination, ce qui indique que ces composés ne risquent pas d'avoir des effets nocifs chez les organismes d'eau douce ou les organismes marins au Canada. L'exposition à des monoocylstannanes ou à des dioctylstannanes est improbable, étant donné que ces composés n'ont été décelés ni au Canada ni ailleurs, quel que soit le milieu considéré. Ainsi, même si l'on manque de données sur la toxicité des octylstannanes, il est peu probable que ces composés causeraient des effets nocifs chez les organismes aquatiques.

Les composés organostanniques non pesticides qui ont été évalués ne sont pas volatils et ne devraient pas contribuer à des phénomènes tels que l'appauvrissement de la couche d'ozone, le réchauffement de la planète ou la formation d'ozone troposphérique.

Les données disponibles ne sont pas suffisantes pour servir de fondement à une estimation de l'exposition de la population en général à aucun des composés organostanniques non pesticides. Quant aux données disponibles sur la toxicité de ces composés chez les animaux de laboratoire et les humains, elles sont aussi limitées.

**Par conséquent, le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social ont conclu que les composés organostanniques non pesticides ne mettent pas en danger l'environnement canadien ni l'environnement essentiel pour la vie humaine. Ces composés ne sont donc pas jugés toxiques au sens des alinéas 11a) et 11b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Par ailleurs, les ministres ont conclu qu'il n'est pas possible de déterminer si aucun des composés organostanniques non pesticides constitue un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine, au sens de l'alinéa 11c) de la Loi.**

## 1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social établissent et publient la Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la Loi, qui prévoit ce qui suit :

[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :

- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;
- b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
- c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Les substances jugées toxiques au sens de l'article 11 peuvent être inscrites à l'annexe I de la Loi. On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives ou des codes de pratiques en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, le stockage et le transport.

Les composés organostanniques non pesticides étudiés dans la présente évaluation sont énumérés au tableau 1. Il s'agit principalement de monométhylstannanes, de diméthylstannanes, de monobutylstannanes, de dibutylstannanes, de mono-octylstannanes et de dioctylstannanes. Pour déterminer si ces composés sont toxiques au sens de la LCPE, on a déterminé s'ils **pénètrent** ou peuvent pénétrer dans l'environnement au Canada en une concentration ou une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner l'**exposition** des humains ou d'autres organismes vivants à des concentrations susceptibles de causer des **effets** nocifs.

Les données permettant d'évaluer si les composés organostanniques non pesticides sont toxiques pour l'environnement au sens de la Loi proviennent d'articles originaux et d'études de synthèse publiés jusqu'en avril 1992 (on n'a pas tenu compte des données obtenues après cette date aux fins de l'évaluation). Ces articles ont été réunis grâce à des recherches dans les revues scientifiques et à des consultations des services suivants de résumés analytiques et de bases de données : *Chemical Abstracts*, *Biological Abstracts*, *ENVIROLINE*, *TOXLINE*, *TOXLIT*, *Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS)*, National Institute for Occupational Safety and Health des États-Unis), *Current Contents*, *Toxic Releases Inventory* (Environmental Protection

Agency des États-Unis) et *Corpus Information Services*. On a également obtenu des renseignements provenant de la Liste intérieure des substances établie en vertu de la LCPE, et de Statistique Canada.

Pour découvrir les données toxicologiques pertinentes afin d'évaluer les effets sur la santé humaine, on a effectué des recherches bibliographiques dans les bases de données électroniques suivantes : *Hazardous Substances Data Bank (HSDB)*, National Library of Medicine des États-Unis), *RTECS*, *Integrated Risk Information System (IRIS)*, Environmental Protection Agency des États-Unis), *Chemical Carcinogenesis Research Information System (CCRIS)*, National Cancer Institute des États-Unis), *TOXLINE* (National Library of Medicine des États-Unis; fichiers courants de 1981 à aujourd'hui et fichiers antérieurs de 1965 à 1980) et *TOXLIT* (National Library of Medicine des États-Unis; fichiers courants de 1981 à aujourd'hui et fichiers antérieurs). On a aussi consulté les données toxicologiques accumulées de 1973 à aujourd'hui dans la base de données *EMBASE* (version informatisée d'*Excerpta Medica*).

Pour recenser les données pertinentes afin d'estimer l'exposition de la population en général aux composés organostanniques non pesticides, on a effectué des recherches bibliographiques dans les bases de données électroniques suivantes : *Environmental Bibliography* (Environmental Studies Institute, Californie), *ENVIROLINE* (R.R. Bowker, New York), *Pollution Abstracts* (Cambridge Scientific Abstracts, Maryland) et *Food Science and Technology Abstracts* (International Food Information Service, Angleterre) en remontant à l'année 1980, et dans les fichiers complets d'*ELIAS* (catalogue de la bibliothèque ministérielle d'Environnement Canada et collection de Pêches et Océans Canada), d'*AQUAREF* (Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes, Environnement Canada), de *MICROLOG* (Micromedia, Canadian Research Index), de *CODOC/GDOC* (Co-operative Documents Project, University of Guelph) et de *CISTIMON* (Institut canadien de l'information scientifique et technique). Il y avait également des données sur l'exposition dans certaines des sources d'information toxicologique déjà mentionnées, particulièrement *HSDB*, *TOXLINE* et *EMBASE*.

On a également consulté un document d'information préparé par E. Nieboer et D.W. Bryant (1992) en vertu d'un marché avec Santé et Bien-être social Canada afin de recenser les données pertinentes pour l'évaluation des effets des composés organostanniques non pesticides sur la santé humaine. À l'externe, on a communiqué avec les organismes suivants afin d'obtenir des données pertinentes pour estimer l'exposition de la population canadienne à ces composés : le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Graham, 1992), le ministère de l'Environnement de l'Alberta (Halina, 1992), Scepter/Canron Inc. (Lister, 1992) et la National Sanitation Foundation International (Kenel, 1992).

On n'a pas tenu compte des données concernant l'évaluation de la toxicité des composés organostanniques non pesticides pour la santé humaine qui ont été obtenues après la rédaction des sections pertinentes du présent rapport (c.-à-d. après juin 1992).

On a tenu compte d'études non validées réalisées par la société Industrial Bio-Test Laboratories Inc. qui ont été recensées au cours de l'exploration de la documentation scientifique, mais on ne s'en est pas servi pour déterminer si les composés organostanniques non pesticides sont toxiques au sens de la LCPE.

Les données disponibles ne sont pas suffisantes pour servir de fondement à une estimation de l'exposition de la population en général à aucun des composés organostanniques non pesticides. C'est pourquoi le présent rapport d'évaluation est axé principalement sur les effets de ces composés sur l'environnement.

Bien qu'on ait consulté des études de synthèse lorsqu'on a jugé utile de le faire, tous les articles originaux qui ont servi à déterminer si les composés organostanniques non pesticides sont toxiques au sens de la LCPE ont été soumis à un examen critique par les employés suivants d'Environnement Canada (effets sur l'environnement) et de Santé et Bien-être social Canada (effets sur la santé humaine) :

Environnement Canada

R.J. Maguire

Santé et Bien-être social Canada

G. Long

M.E. Meek

S. Savard

Le présent rapport comprend le synopsis concernant les composés organostanniques non pesticides qui sera publié dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 offre un sommaire détaillé des données techniques essentielles pour l'évaluation, qui sont exposées en plus grand détail dans un document à l'appui disponible sur demande. C'est à la section 3.0 qu'on établit si les composés organostanniques non pesticides sont toxiques au sens de la LCPE.

Dans le cadre des mécanismes d'examen et d'approbation établis par Environnement Canada, les sections du présent rapport traitant de l'environnement ont été révisées à l'externe par M. C.H. Farr, Ph.D., de la société Atochem North America de King of Prussia (Pennsylvanie, États-Unis). Les sections traitant des effets sur la santé humaine ont été approuvées par le Comité de décision sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé et Bien-être social Canada. L'ensemble du rapport a été révisé et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé et Bien-être social Canada.

Pour obtenir des exemplaires du présent rapport d'évaluation et du document à l'appui non publié, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants :

Direction des produits  
chimiques commerciaux  
Environnement Canada  
14<sup>e</sup> étage, Place Vincent-Massey  
351, boul. Saint-Joseph  
Hull (Québec)  
K1A 0H3

Centre d'hygiène du milieu  
Santé et Bien-être social Canada  
Pièce 104  
Parc Tunney  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0L2

## **2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité**

### **2.1 Identité, propriétés, production et utilisations**

Il y a peu de données dans la littérature sur les propriétés physiques et chimiques des composés organostanniques non pesticides. Toutefois, on sait que de nombreux composés organostanniques se dissocient dans l'eau en un cation organostannique et un anion. Dans l'eau, ces composés existeront probablement sous forme d'hydrates ou de complexes, selon la nature et la concentration d'autres solutés (p. ex., l'ion chlorure). Par conséquent, l'étude de la persistance, du devenir et de la toxicité des composés organostanniques dans l'eau peut se limiter à six groupes de composés seulement monométhylstannanes et diméthylstannanes, monobutylstannanes et dibutylstannanes, et mono-octylstannanes et dioctylstannanes.

Les applications des composés organostanniques non pesticides sont examinées ailleurs (Gitlitz et Moran, 1983) et résumées ici. Les composés monoorganostanniques sont principalement utilisés dans la stabilisation des pellicules de poly(chlorure de vinyle) (PVC) au cours de leur fabrication. Des quantités plus réduites sont employées pour le revêtement du verre (p. ex., le trichlorure de butylstannane). Les composés diorganostanniques, dont les plus importants sont les diméthylstannanes, les dibutylstannanes et les dioctylstannanes, sont également utilisés principalement comme stabilisants du PVC. Des dioctylstannanes sont couramment employés comme additifs dans des matériaux d'emballage alimentaire faits de PVC, et des diméthylstannanes sont également utilisés à cette fin dans certains pays, mais non au Canada. Il y a d'autres utilisations industrielles importantes des composés diorganostanniques, qui servent de catalyseurs dans la fabrication des produits suivants :

- mousses de polyuréthane;
- esters utilisés comme plastifiants, lubrifiants et fluides caloporteurs;
- élastomères de silicone vulcanisés à la température ambiante, servant à produire des caoutchoucs de silicone souples.

De plus petites quantités de composés diorganostanniques sont utilisées pour le revêtement du verre (p. ex., le dichlorure de diméthylstannane), comme anthelminthiques pour la volaille et comme stabilisants pour les huiles lubrifiantes, le peroxyde d'hydrogène et les polyoléfinés.

On ne connaît pas exactement l'importance relative des diverses utilisations des composés organostanniques au Canada, mais on présume que leur profil d'utilisation est semblable à celui observé aux États-Unis (Wilkinson, 1984). En 1982, abstraction faite des applications comme pesticides, on utilisait surtout ces composés aux États-Unis comme stabilisants du PVC (67 % de la consommation) et comme

catalyseurs pour la production de polyuréthane et d'élastomères de silicone (8% de la consommation). Les utilisations des composés organostanniques comme biocides représentaient 20% du marché et toutes les autres utilisations (y compris comme agents de préservation de la peinture au latex, comme anthelminthiques et comme coccidiostats) en représentaient 5%.

Tous les composés organostanniques actuellement utilisés au Canada sont importés. En 1984, on estime que 290 tonnes de méthylstannanes ont été importées au Canada (CIS, 1985a). Il n'y a eu aucune exportation. La demande était estimée à 170 tonnes pour la fabrication de tuyaux de PVC et à 120 tonnes pour la fabrication de revêtement extérieur et de profilés de PVC. La même année, 1 020 tonnes de butylstannanes ont été importées au Canada (CIS, 1985b). Il n'y a eu aucune exportation. La demande était estimée à 405 tonnes pour la fabrication de tuyaux de PVC et à 615 tonnes pour la fabrication de revêtement extérieur et de profilés de PVC.

Le Canada compte deux grands fabricants de PVC établis dans quatre villes canadiennes : Sarnia, Niagara Falls, Shawinigan et Fort Saskatchewan (CIS, 1988). L'utilisation la plus importante du PVC au Canada est la fabrication de tuyaux et de raccords, et la plus grande partie des tuyaux et des raccords utilisés au Canada sont fabriqués au pays (CIS, 1988; Statistique Canada, 1989). Les composés organostanniques ne sont pas utilisés uniquement aux quatre endroits mentionnés ci-dessus un grand nombre d'entreprises de moindre importance achètent de la résine de PVC et des composés organostanniques servant de stabilisants et produisent dans leurs usines du PVC stabilisé au moyen de ces composés (Shermet, 1992). Bien que les composés organostanniques soient utilisés principalement comme stabilisants du PVC, seulement 30% environ de tout le PVC était stabilisé au moyen de ces composés en 1991 (Miller, 1992).

On ne possède pas de renseignements sur les quantités d'octylstannanes importées au Canada, mais on présume qu'elles sont beaucoup plus faibles que les quantités de méthylstannanes et de butylstannanes, parce que les octylstannanes sont utilisés exclusivement comme stabilisants dans la fabrication de certains matériaux d'emballage alimentaire faits de PVC (Santé et Bien-être social Canada, 1986).

## **2.2 Pénétration dans l'environnement**

Les voies de pénétration possibles des composés organostanniques non pesticides dans l'environnement sont les suivantes :

- a) le transport atmosphérique en provenance d'autres pays;
- b) des pertes au cours du transport;
- c) des pertes pendant la fabrication de produits contenant des composés organostanniques et pendant la production de polyuréthanes et de silicones où ces composés servent de catalyseurs;

- d) des pertes dues à l'altération superficielle de matériaux contenant des composés organostanniques ou à la lixiviation à partir de tels matériaux;
- e) la lixiviation par l'eau des composés organostanniques utilisés comme stabilisants dans la fabrication de tuyaux de PVC;
- f) des pertes dues à la dégradation de matériaux mis en décharge contrôlée qui contiennent des composés organostanniques;
- g) des pertes dues à l'incinération de matériaux contenant des composés organostanniques;
- h) la production biologique, dans le cas de la méthylation des composés de l'étain dans l'environnement, qui entraîne la production de méthylstannanes.

Bien qu'il soit raisonnable de supposer que des composés organostanniques qui ne sont pas utilisés comme pesticides pénètrent dans l'environnement canadien, on ne dispose d'aucune preuve concluante de leur présence dans des effluents ou des émissions. Il est hors de doute que certains composés organostanniques pénètrent dans l'environnement, mais on ne saurait dire si c'est parce qu'ils sont utilisés comme pesticides ou à d'autres fins, ou encore s'ils sont produits par la méthylation naturelle de composés inorganiques de l'étain.

Selon toute vraisemblance, la voie de pénétration la plus importante de composés organostanniques non pesticides dans l'environnement canadien serait la lixiviation par l'eau à partir de tuyaux de PVC. En effet, la stabilisation du PVC est la plus grande utilisation de ces composés, le PVC sert principalement à la fabrication de tuyaux, et un contact continu avec de l'eau est assuré dans ces tuyaux. Les données disponibles sur les sources de méthylstannanes, de butylstannanes et d'octylstannanes autres que l'utilisation de ces composés comme pesticides sont examinées ci-après.

**Méthylstannanes.** Au Canada, l'échantillonnage mensuel des influents, des effluents et des boues d'usines d'épuration d'eaux usées à Montréal, Toronto, Hamilton, Sarnia et Vancouver, au cours d'une période de sept mois comprise en 1990 et 1991, n'a révélé aucune contamination par des méthylstannanes (limites de détection de 40 ng Sn/L pour les influents et les effluents, et de 2 ng Sn/g (poids sec) pour les boues) (Chau *et al.*, 1992). Aucun méthylstannane n'a été décelé dans des échantillons de lixiviats prélevés dans cinq décharges contrôlées du sud de l'Ontario en 1990 (limite de détection de 40 ng Sn/L) (Chau *et al.*, 1992).

Des méthylstannanes peuvent aussi être introduits dans l'environnement par la méthylation microbienne de composés de l'étain (Chau *et al.*, 1980; Weber et Alberts, 1990). Il est possible que les méthylstannanes décelés chez des poissons ne soient pas seulement d'origine anthropique mais soient aussi produits naturellement, c'est-à-dire par méthylation microbienne de composés inorganiques de l'étain dans le tube digestif

des poissons ou dans des microorganismes consommés ultérieurement par ceux-ci. Il faut remarquer que les monométhylstannanes et les diméthylstannanes décelés dans l'environnement ne sont pas des produits de la dégradation de triméthylstannanes introduits dans l'environnement, parce qu'on n'utilise pas de triméthylstannanes dans des activités industrielles ou comme pesticides.

**Butylstannanes.** Les monobutylstannanes et les dibutylstannanes décelés lors d'une étude limitée des influents et des effluents d'usines d'épuration d'eaux usées dans cinq villes canadiennes (Chau *et al.*, 1992) peuvent avoir été présents soit parce qu'ils avaient servi de stabilisants du PVC, soit parce qu'ils étaient des produits de dégradation du pesticide tributylétain, qu'on a également retrouvé dans des échantillons de boues prélevés au même moment. Le fait qu'on a retrouvé des butylstannanes dans des effluents d'usines d'épuration d'eaux usées indique qu'il y a eu élimination incomplète de ces composés au cours de l'épuration. Ces données sont trop peu nombreuses pour permettre des généralisations significatives ou une estimation des rejets de butylstannanes dans l'environnement au Canada, mais elles montrent qu'il se produit des rejets à la suite de l'utilisation de composés organostanniques comme pesticides, à d'autres fins ou à ces deux titres.

Il faut remarquer que, dans le cas des butylstannanes et des méthylstannanes utilisés comme stabilisants du PVC, les concentrations de stabilisants lixiviées par l'eau diminuent assez rapidement en laboratoire (c.-à-d. en quelques jours ou en quelques semaines de lixiviation continue) (Boettner *et al.*, 1981; Wu *et al.*, 1989; Quevauviller *et al.*, 1991); il est donc probable qu'il en est de même dans les tuyaux de PVC utilisés au Canada. L'Environmental Protection Agency des États-Unis a estimé que les concentrations de composés organostanniques dans les eaux de surface à la suite de la lixiviation des stabilisants des tuyaux et des conduites de PVC seraient de l'ordre des picogrammes d'étain par litre (U.S. EPA, 1983). L'Association canadienne de normalisation a établi une limite pour les composés organostanniques extractibles provenant des tuyaux et des raccords servant à la distribution d'eau potable (Allidina, 1992).

On n'a trouvé aucun butylstannane dans les échantillons de lixiviats prélevés dans cinq décharges contrôlées du sud de l'Ontario en 1990 (limite de détection de 40 ng Sn/L) (Chau *et al.*, 1992).

**Octylstannanes.** On ne possède aucun renseignement sur la pénétration d'octylstannanes dans l'environnement. Un échantillonnage mensuel des influents, des effluents et des boues d'usines d'épuration d'eaux usées à Montréal, Toronto, Hamilton, Sarnia et Vancouver, au cours d'une période de sept mois comprise en 1990 et 1991, n'a révélé aucune contamination par des octylstannanes (limites de détection de 40 ng Sn/L pour les influents et les effluents, et de 2 ng Sn/g (poids sec) pour les boues) (Chau *et al.*, 1992). Aucun octylstannane n'a été décelé dans des échantillons de lixiviats prélevés dans cinq décharges contrôlées du sud de l'Ontario en 1990 (limite de détection de 40 ng Sn/L) (Chau *et al.*, 1992).

## 2.3 Informations sur l'exposition

### 2.3.1 Devenir

La plupart des données qu'on retrouve dans la littérature sur la persistance des composés organostanniques concernent les milieux aquatiques. Dans certains cas, il n'y a pas de données sur la persistance des monométhylstannanes et diméthylstannanes, des monobutylstannanes et dibutylstannanes et des mono-octylstannanes et dioctylstannanes dans les milieux aquatiques, ou les données connues sont fragmentaires; toutefois, par analogie avec les tributylstannanes, on suppose qu'aucun de ces composés ne serait persistant dans ces milieux, leurs demi-vies estimées étant de moins de quelques mois à 20°C et plus longues à des températures inférieures. Les données pertinentes concernant les méthylstannanes, les butylstannanes et les octylstannanes sont résumées ci-après.

**Méthylstannanes.** Les composés inorganiques de l'étain et les méthylstannanes subissent une méthylation biologique ou abiotique dans les milieux aquatiques, mais ce processus ne semble pas important dans les études à court terme (Maguire, 1991). Mis à part l'examen des mécanismes de méthylation naturelle, on n'a guère étudié la persistance des méthylstannanes dans les milieux aquatiques et leur répartition entre les divers milieux de l'environnement.

Par analogie avec les butylstannanes, sur lesquels nous possédons plus d'information, il est probable que la photolyse solaire et la dégradation microbienne des méthylstannanes sont importants et qu'en l'absence d'organismes méthylants, les méthylstannanes en milieu aquatique ne seraient pas persistants, avec des demi-vies de moins de quelques mois à 20°C.

**Butylstannanes.** Les tributylstannanes ne se volatilisent pas de façon significative à partir de l'eau (Maguire *et al.*, 1983), et il est peu probable que les dibutylstannanes et les monobutylstannanes le fassent, parce qu'ils sont plus hydrophiles. Ces composés, ainsi que les méthylstannanes et les octylstannanes non pesticides, ne devraient donc pas contribuer à des phénomènes tels que l'appauvrissement de la couche d'ozone, le réchauffement de la planète ou la formation d'ozone troposphérique.

Dans des solutions contenant 90% d'eau et 10% d'acétonitrile, les monobutylstannanes et les dibutylstannanes étaient stables pendant au moins 9 jours à l'obscurité, mais ils étaient dégradés par la lumière à une longueur d'onde de 300 nm (Maguire *et al.*, 1983). La demi-vie de dégradation des monobutylstannanes était de 0,4 jour, et après 9 jours, la concentration initiale des monobutylstannanes. La demi-vie des dibutylstannanes était supérieure à 9 jours, et les seuls produits observés étaient des monobutylstannanes et des composés inorganiques de l'étain. Les butylstannanes sont moins stables à des pH acides (Burns *et al.*, 1987).

Les logarithmes des coefficients de partage *n*-octanol/eau ( $\log K_{oe}$ ) pour le trichlorure de butylstannane, le dichlorure de dibutylstannane et le chlorure de tributylstannane sont de 0,09, 0,05 et 2,2, respectivement (Tsuda *et al.*, 1988); cela indique que les monobutylstannanes et les dibutylstannanes ne seraient pas liés à la partie organique des sédiments dans la même mesure que les tributylstannanes, qui sont plus lipophiles. Hinga *et al.* (1987) ont déterminé que le coefficient moyen de partage sédiment/eau était environ 100 fois plus petit pour les dibutylstannanes que pour les tributylstannanes (450 et 40 000, respectivement). Stang et Seligman (1987) ont noté une importante variation des coefficients d'adsorption des butylstannanes sur les sédiments, ce qui pourrait refléter un manque d'équilibre et des différences dans la composition des sédiments. Les coefficients de partage qu'ils ont déterminés pour différents sédiments variaient de 1 700 à 29 000 pour les monobutylstannanes, de 2 100 à 26 000 pour les dibutylstannanes et de 6 200 à 55 000 pour les tributylstannanes.

La biodisponibilité des dibutylstannanes et des monobutylstannanes associés aux sédiments n'a guère été étudiée. Les oligochètes peuvent absorber les tributylstannanes contenus dans les sédiments et les dégrader en composés inorganiques de l'étain (Maguire et Tkacz, 1985); on peut présumer que les dibutylstannanes et les monobutylstannanes présents dans les sédiments seraient aussi biodisponibles et biodégradables.

Peu de données sont disponibles sur l'absorption des monobutylstannanes et des dibutylstannanes par les organismes aquatiques. Tsuda *et al.* (1988) ont déterminé que les logarithmes des facteurs de bioconcentration chez la carpe (*Cyprinus carpio*) étaient de 2,1 pour les monobutylstannanes, 1,0 pour les dibutylstannanes et 3,5 pour les tributylstannanes, ce qui concorde avec les coefficients de partage *n*-octanol/eau qu'ils ont calculés. Martin *et al.* (1989) ont obtenu des résultats similaires chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*).

Il est probable que, comme c'est le cas pour les tributylstannanes (Maguire, 1987), la persistance des dibutylstannanes et des monobutylstannanes dans les écosystèmes aquatiques dépend fortement de caractéristiques propres à chaque écosystème, telles que la température ainsi que les types et les concentrations d'organismes pouvant tolérer et dégrader ces composés. La plupart des travaux indiquent que ces substances ne sont pas persistantes dans les écosystèmes aquatiques (c.-à-d. que les demi-vies pour tous les processus de dégradation seraient inférieures à quelques mois à 20 °C).

**Octylstannanes.** On n'a trouvé que deux études en laboratoire sur la persistance des dioctylstannanes (Akagi et Sakagami, 1971; Mazayev *et al.*, 1976), et toutes deux indiquent que ces composés ne sont pas persistants. Il est difficile d'évaluer la persistance des mono-octylstannanes et des dioctylstannanes dans les écosystèmes aquatiques en fondant des prévisions uniquement sur ces deux études. Cependant, par analogie avec les butylstannanes, on estime que les octylstannanes ne

devraient pas être persistants dans les milieux aquatiques, leurs demi-vies étant de moins de quelques mois à 20 °C.

### **2.3.2 Concentrations**

La plupart des données sur la présence de composés organostanniques dans l'environnement ont trait aux milieux aquatiques. Elles résultent d'une étude menée à l'échelle nationale (Maguire *et al.*, 1986) et de plusieurs études à l'échelle régionale ou locale (Maguire *et al.*, 1982; Maguire et Tkacz, 1985; Maguire *et al.*, 1985; Kaye *et al.*, 1986; Harding et Kaye, 1988; Seakem Oceanography Ltd., 1989; Cullen *et al.*, 1990), portant sur environ 275 endroits au total. Les limites de détection variaient d'une étude à l'autre, selon la technique employée et la taille des échantillons. Les résultats des recherches menées au Canada sur les méthylstannanes, les butylstannanes et les octylstannanes sont résumés ci-après. On trouvera dans le document à l'appui des renseignements plus détaillés concernant les méthodes d'analyse de ces composés, leur présence dans l'environnement au Canada et dans d'autres pays ainsi que leur persistance et leur devenir. Les méthodes d'analyse des composés organostanniques ne permettent pas de déterminer leur partie anionique (Maguire, 1991), et c'est pourquoi les composés sont désignés uniquement par des noms de famille, à savoir méthylstannanes, butylstannanes et octylstannanes.

On n'a pas trouvé de données sur les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans l'air ambiant ou l'air intérieur, tant au Canada que dans d'autres pays.

**Méthylstannanes.** On a trouvé des monométhylstannanes et des diméthylstannanes en eau douce, en eau de mer et dans des sédiments au Canada, à des concentrations semblables à celles observées dans d'autres pays. Ces composés étaient présents dans environ 10% de tous les échantillons d'eau analysés.

Dans le cas des monométhylstannanes, la plus forte concentration observée en eau douce au Canada était de 1 100 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 324 ng Sn/L, et la concentration médiane de 200 ng Sn/L ( $n = 32$ ; valeurs non détectables [n.d.] pour 242 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 10 ng Sn/L). On a trouvé des monométhylstannanes dans seulement 2 de 70 échantillons d'eau de mer, à des concentrations de 80 et de 120 ng Sn/L (valeurs n.d. pour 68 autres échantillons; limite de détection de 10 ng Sn/L).

Dans le cas des diméthylstannanes, la plus forte concentration observée en eau douce au Canada était de 320 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 92 ng Sn/L, et la concentration médiane de 40 ng Sn/L ( $n = 27$ ; valeurs n.d. pour 242 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 10 ng Sn/L). Aucun des 70 échantillons d'eau de mer ne contenait de diméthylstannanes (limite de détection de 10 ng Sn/L). À certains endroits, la méthylation de composés de l'étain dans l'environnement semble

être l'explication la plus plausible de la présence de méthylstannanes. Dans les zones industrielles, il est possible qu'il y ait un apport de méthylstannanes d'origine anthropique, ou méthylation biologique de composés de l'étain d'origine anthropique.

Il y a peu de données sur la présence de méthylstannanes dans des organismes vivants au Canada. On a trouvé des monométhylstannanes et des diméthylstannanes à l'extérieur du Canada dans des algues, des goémons, des zostères, des moules, des huîtres, des patelles et d'autres organismes marins, généralement à des concentrations de moins de 120 ng Sn/g (poids frais). Les zostères font toutefois exception : on y a trouvé des monométhylstannanes à des concentrations pouvant atteindre 2 300 ng Sn/g (poids frais) (François et Weber, 1988).

Une source possible d'exposition à des composés organostanniques non pesticides dans l'eau potable est la migration des stabilisants à partir de tuyaux de PVC, qui sont utilisés assez fréquemment dans les réseaux de distribution d'eau au Canada (Lister, 1992). Cependant, peu de données sont disponibles sur les concentrations de ces composés dans l'eau potable; elles se limitent à une seule étude américaine où l'on signalait des concentrations de monométhylstannanes (de 0,49 à 8,1 ng Sn/L) et de diméthylstannanes (de 0,40 à 2,2 ng Sn/L) dans un nombre restreint d'échantillons d'eau du robinet prélevés en Floride en 1977 (Braman et Tompkins, 1979).

**Butylstannanes.** La plupart des données sur la présence de monobutylstannanes et de dibutylstannanes au Canada ont été obtenues au cours d'études sur le tributylétain, avant que l'utilisation de ce produit comme antisalissure soit réglementée, en 1989, en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (Agriculture Canada, 1989). Même si l'on peut raisonnablement supposer que cette réglementation a entraîné une importante réduction des concentrations de butylstannanes dans l'environnement, surtout en eau douce, aucune étude à grande échelle n'a été réalisée au Canada depuis 1989. Les concentrations de butylstannanes dans l'eau et chez les crustacés ont diminué après la mise en oeuvre de réglementations semblables en France (Alzieu, 1991), en Angleterre (Waite *et al.*, 1991) et aux États-Unis (Valkirs *et al.*, 1991; Wade *et al.*, 1991).

On a trouvé des monobutylstannanes et des dibutylstannanes en eau douce, en eau de mer et dans des sédiments à de nombreux endroits au Canada, particulièrement au cours d'études menées avant 1986. Dans bien des cas, les lieux d'échantillonnage n'avaient pas été choisis au hasard; il s'agissait plutôt d'endroits où l'on s'attendait à des concentrations maximales. La présence de monobutylstannanes et de dibutylstannanes à l'intérieur ou à proximité de ports, de marinas et de routes maritimes a été attribuée à la dégradation de l'antisalissure tributylétain. Les concentrations de ces composés étaient semblables à celles observées dans des zones de trafic maritime intense ailleurs dans le monde. On a trouvé de ces composés dans environ 15% de tous les échantillons d'eau analysés.

Dans le cas des monobutylstannanes, la plus forte concentration observée en eau douce au Canada était de 5 700 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 216 ng Sn/L, et la concentration médiane de 27 ng Sn/L ( $n = 65$ ; valeurs n.d. pour 209 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 0,1 à 10 ng Sn/L). En eau de mer, la plus forte concentration observée était de 170 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 18 ng Sn/L, et la concentration médiane de 3 ng Sn/L ( $n = 25$ ; valeurs n.d. pour 104 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 0,1 à 10 ng Sn/L).

Dans le cas des dibutylstannanes, la plus forte concentration observée en eau douce au Canada était de 3 700 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 148 ng Sn/L, et la concentration médiane de 25 ng Sn/L ( $n = 65$ ; valeurs n.d. pour 209 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 0,1 à 10 ng Sn/L). En eau de mer, la plus forte concentration observée était de 830 ng Sn/L. La concentration moyenne calculée à partir des données initiales de toutes les études était de 98 ng Sn/L, et la concentration médiane de 25 ng Sn/L ( $n = 38$ ; valeurs n.d. pour 91 autres échantillons non incluses dans les calculs; limite de détection de 0,1 à 10 ng Sn/L).

Il y a peu de données sur la présence de butylstannanes chez les organismes vivants au Canada. Les concentrations de monobutylstannanes et de dibutylstannanes observées chez les poissons et les mollusques variaient de 7 à 179 ng Sn/g (poids frais; limites de détection de 1 à 10 ng Sn/g) (Maguire *et al.*, 1986; Cullen *et al.*, 1990; Scott *et al.*, 1991; Wong et Chau, 1992). Des concentrations semblables ont été observées dans d'autres pays.

Santé et Bien-être social Canada a dosé les tributylstannanes et leurs produits de dégradation dans un nombre limité d'échantillons ( $n = 27$ ) de plusieurs produits de la mer (Forsyth et Cléroux, 1991). On n'a pas détecté de monobutylstannanes ni de dibutylstannanes [limites de détection inférieures à 1,0 ng/g (respectivement 0,7 et 0,5 ng Sn/g\*) (poids frais)] dans les échantillons de poissons (morue, aiglefin, perche, truite), mais on en a décelé dans les mollusques frais et en conserve. [Les concentrations de monobutylstannanes variaient de 1,2 ng/g (0,8 ng Sn/g\*) (poids frais) dans les palourdes fraîches à 5,9 ng/g (4,0 ng Sn/g\*) dans les moules en conserve; les concentrations de dibutylstannanes variaient de 3,1 ng/g (1,6 ng Sn/g\*) dans les palourdes fraîches et les coques en conserve à 46,7 ng/g (23,9 ng Sn/g\*) dans les moules en conserve.] La présence de ces composés dans ces échantillons s'expliquait probablement par l'application de l'antiallure tributylétain sur des bateaux ou sur des filets employés en aquaculture; ces utilisations sont autorisées dans certains pays, mais non au Canada. On a aussi dosé les butylstannanes dans des

---

\* Les unités ont été converties pour dissiper toute ambiguïté dans l'interprétation des données d'analyse et pour assurer l'uniformité avec le reste du rapport.

boissons aux fruits (Forsyth, 1992). Un nombre limité d'échantillons contenaient des monobutylstannanes [de 0,1 à 0,2 ng/mL (70 à 140 ng Sn/L\*) dans 4 échantillons sur 42; limite de détection de 0,6 ng/mL (41 ng Sn/L\*)].

Selon une étude effectuée par le Department of Agriculture des États-Unis, 8 % de 1 031 échantillons de foie de dinde contenaient des dibutylstannanes (limite de détection de 0,04 mg Sn/kg), par suite de l'utilisation de dilaurate de dibutylstannane comme coccidiostat et anthelmintique chez les dindes (Epstein *et al.*, 1991). On n'a pas décelé de ces substances dans les échantillons de tissus musculaires associés. On ne dispose pas de données permettant de savoir si, au Canada, ce composé est utilisé à cette fin de la même façon qu'aux États-Unis.

**Octylstannanes.** À ce jour, on n'a pas découvert de mono-octylstannanes ni de dioctylstannanes chez des organismes vivants ni dans aucun milieu de l'environnement, tant au Canada qu'à l'étranger. Ces composés, s'ils avaient été présents à des concentrations supérieures à leur limite de détection de 10 ng Sn/L dans l'eau, auraient été détectés par les méthodes d'analyse utilisées au cours des grandes études canadiennes sur les butylstannanes et les méthylstannanes (Maguire *et al.*, 1982; 1986), et peut-être également au cours d'autres études canadiennes.

Une source possible d'octylstannanes dans les produits alimentaires est la lixiviation de ces composés à partir d'emballages en PVC, où ils sont utilisés comme stabilisants à la chaleur et à la lumière. On a dosé les octylstannanes dans des produits alimentaires sélectionnés au Canada (Forsyth, 1992). Des 15 échantillons d'huiles alimentaires analysés, 5 contenaient des mono-octylstannanes [de 5,5 à 26,3 ng/g (2,8 à 13,5 ng Sn/g\*); limite de détection de 1,0 ng/g (0,5 ng Sn/g\*)] ainsi que des dioctylstannanes [de 25,2 à 113,3 ng/g (8,7 à 39,1 ng Sn/g\*); limite de détection de 1,0 ng/g (0,3 ng Sn/g\*)]. Un nombre limité de boissons aux fruits contenaient des mono-octylstannanes [de 4,5 à 16,3 ng/mL (2 300 à 8 400 ng Sn/L\*) dans 5 des 42 échantillons] et des dioctylstannanes [de 0,9 à 4,3 ng/mL (300 à 1 500 ng Sn/L\*) dans 3 des 42 échantillons]; toutefois, les limites de détection n'étaient pas précisées.

## **2.4 Informations sur les effets**

### **2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro**

Au cours d'un essai biologique réalisé par le National Cancer Institute des États-Unis (1978), on a administré du di(acétate) de dibutylstannane à des rats, dans leur nourriture, à des doses de 0, 3,33 et 6,65 mg Sn/kg (masse corporelle) par jour pendant 78 semaines; cette période a été suivie de 26 semaines d'observation. On a

---

\* Les unités ont été converties pour dissiper toute ambiguïté dans l'interprétation des données d'analyse et pour assurer l'uniformité avec le reste du rapport.

constaté une importante augmentation de la mortalité en fonction de la dose chez les rats mâles, mais non chez les femelles. En raison d'une perte accidentelle d'échantillons de tissus prélevés chez les femelles ayant reçu la dose la plus forte, il a été impossible d'évaluer la cancérogénicité du composé. Il n'y a eu aucune augmentation significative de l'incidence des néoplasmes chez les mâles, et le National Cancer Institute a conclu qu'il n'y avait «aucune preuve concluante» de cancérogénicité chez ce sexe.

En même temps, on a administré du di(acétate) de dibutylétain à des souris, dans leur nourriture, à des doses de 0, 9,9 et 19,8 mg Sn/kg (masse corporelle) par jour pendant 78 semaines; cette période a été suivie de 14 semaines d'observation (U.S. National Cancer Institute, 1978). On a observé une augmentation significative de la mortalité chez les femelles. L'incidence des adénomes hépatocellulaires a un peu augmenté chez les souris femelles, mais cette augmentation n'était pas statistiquement significative. Le National Cancer Institute a conclu qu'il n'y avait «aucune preuve concluante» de cancérogénicité chez les souris mâles ou femelles.

Mosinger (1979) a publié les résultats d'études de deux ans pendant lesquelles des mélanges de monométhylstannanes et de diméthylstannanes ont été administrés à des rats Wistar, dans leur nourriture, à des doses de 10 mg/kg (masse corporelle) par jour. Il s'agissait d'un mélange 25:75 de 2,2'-[(diméthylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle (tableau 1) et de 2,2',2''-[(méthylstannylidyne)tris(thio)]triacétate de triisooctyle, d'un mélange 80:20 de sulfure de 2,2'-[monométhylstannylidyne]-bis(thio)]diacétate de diisooctyle et de sulfure de 2-[(diméthylstannylène)(thio)]acétate d'isooctyle, et d'un mélange 80:20 de sulfure d'oléate de (méthylstannylidyne)-(thioéthylène) et de sulfure d'oléate de (diméthylstannylène)(thioéthylène).

D'après les résultats de ces études, on a conclu qu'aucun de ces mélanges n'était cancérogène. Cependant, en raison de nombreuses restrictions, dont la taille limitée des groupes ( $n = 20$  de chaque sexe), l'administration d'une dose unique, des analyses statistiques inadéquates et l'examen d'une gamme limitée d'effets non néoplasiques, ces études sont considérées comme insuffisantes et fournissent peu de renseignements utiles applicables à l'évaluation des données de cancérogénicité pour ces composés.

On n'a trouvé aucune étude sur la génotoxicité des monométhylstannanes, et on ne dispose que d'un seul rapport indiquant que des diméthylstannanes ne se sont pas liés de façon irréversible à l'ADN *in vitro* (Barbieri et Silvestri, 1991, cité dans Nieboer et Bryant, 1992). Les résultats sur la génotoxicité des dibutylstannanes, qui ont fait l'objet d'études plus approfondies, sont partagés. Même si ces composés ne se sont pas révélés génotoxiques dans l'essai sur *Salmonella* en présence de microsomes et dans un essai de létalité dominante chez *Drosophila melanogaster*, une réaction mutagène dans des cellules d'ovaires de hamster chinois a été signalée dans une étude limitée qui ne comprenait ni témoin positif, ni répétition des essais (Li *et al.*, 1982). On a également signalé une réaction positive au dichlorure de dibutylstannane dans un essai de micronoyau effectué sur des souris auxquelles on avait administré par voie

orale des doses de 50 mg/kg (masse corporelle) (Life Science Research Limited, 1991).

#### 2.4.2 Humains

On n'a pas découvert de données quantitatives sur les effets toxicologiques produits chez les humains par une exposition chronique à des composés organostanniques non pesticides.

#### 2.4.3 Écotoxicologie

La toxicité des composés de l'étain a été étudiée en profondeur (Hall et Pinkney, 1985; Snoeij *et al.*, 1987; Cooney et Wuertz, 1989; et sources mentionnées dans ces articles). Les composés organostanniques sont plus toxiques pour les organismes aquatiques que les composés inorganiques de l'étain. Dans toute série  $R_n\text{Sn}^{(4-n)+}$ , la substitution d'un nombre croissant de groupes organiques sur l'atome d'étain donne des substances dont l'activité biologique contre toutes les espèces est maximale lorsque  $n = 3$ , c'est-à-dire dans le cas des composés triorganostanniques. Cependant, la toxicité de ces composés varie considérablement selon la nature des substituants organiques (Davies et Smith, 1980).

Chez les insectes, ce sont les triméthylstannanes qui sont les plus toxiques, tandis que chez les mammifères, ce sont les triéthylstannanes; pour les bactéries à gram négatif, ce sont les tripropylstannanes, tandis que pour les bactéries à gram positif, les levures, les champignons et les poissons, ce sont les tributylstannanes. Les composés organostanniques dont la chaîne de groupes alkyles est plus longue sont nettement moins toxiques. Les triphénylstannanes sont particulièrement toxiques pour le phytoplancton (Wong *et al.*, 1982), alors que les tricyclohexylstannanes présentent une forte activité acaricide (Davies et Smith, 1980). Toute variation de la portion anionique (X) dans une série particulière de composés  $R_3\text{SnX}$  influe habituellement peu sur l'activité biologique (Davies et Smith, 1980; Polster et Halacka, 1971).

Dans le présent rapport, on compare les concentrations des composés organostanniques dans l'environnement avec les données toxicologiques obtenues pour l'organisme aquatique le plus sensible, en accordant plus d'importance aux essais de toxicité significatifs sur le plan écologique (ainsi, la préférence est accordée aux concentrations létales médianes ( $CL_{50}$ ) plutôt qu'à des résultats comme ceux de l'essai Microtox). On ne dispose que de données limitées sur la toxicité de la plupart des composés organostanniques non pesticides pour les organismes d'eau douce et les organismes marins, et on n'a pas trouvé de données sur la toxicité des monoocylstannanes pour les organismes aquatiques. De plus, on n'a trouvé aucune information sur la toxicité des composés organostanniques non pesticides pour les espèces fauniques aviaires ou mammifères.

Sachant que les tributylstannanes sont beaucoup plus toxiques que les monobutylstannanes ou les dibutylstannanes, la contamination de ces derniers par de

petites quantités de tributylstannanes dans des solutions d'essai peut donner lieu à une toxicité apparente qui, en fait, est due à la présence de tributylstannanes (Wester et Canton, 1987). Il se peut donc que les seuils de toxicité signalés pour les composés monoorganostanniques et diorganostanniques reflètent la toxicité de composés triorganostanniques présents en tant que contaminants, et on devrait donc les considérer comme des limites supérieures.

Dans le cas des monométhylstannanes, la puce d'eau *Daphnia magna* est l'organisme d'eau douce le plus sensible qui a été soumis à des essais de létalité aiguë, avec une  $CL_{50}$  - 48 h de 0,46 mg Sn/L (Steinhauser *et al.*, 1985). L'organisme marin le plus sensible qui a fait l'objet d'essais est la diatomée *Skeletonema costatum*, avec une concentration efficace médiane ( $CE_{50}$ ) - 72 h de 0,04 mg Sn/L pour la croissance (Walsh *et al.*, 1985). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité chronique des monométhylstannanes pour les organismes aquatiques, non plus que sur leur toxicité pour les organismes benthiques dans les sédiments.

Dans le cas des diméthylstannanes, *Daphnia magna* est l'organisme d'eau douce le plus sensible qui a été soumis à des essais de létalité aiguë, avec une  $CL_{50}$  - 48 h de 0,03 mg Sn/L (Steinhauser *et al.*, 1985). Parmi les organismes marins, la diatomée *Skeletonema costatum* est le plus sensible; on a utilisé le «pire cas» en supposant que la  $CE_{50}$  - 72 h pour la croissance était de 0,27 mg Sn/L, la valeur rapportée étant de  $>0,27$  mg Sn/L (Walsh *et al.*, 1985). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité chronique des diméthylstannanes pour les organismes aquatiques, non plus que sur leur toxicité pour les organismes benthiques dans les sédiments.

Pour ce qui est des monobutylstannanes, le medaka (*Oryzias latipes*) est l'organisme d'eau douce le plus sensible qui a été soumis à des essais de toxicité aiguë, avec une  $CL_{50}$  - 48 h de 16 mg Sn/L (Nagase *et al.*, 1991). Les seules données disponibles sur les organismes marins concernent des levures, et les levures marines les plus sensibles sont *Aureobasidium pullulans*, *Candida albicans* et *Sporobolomyces alborubescens*, avec des concentrations inhibitrices médianes ( $CI_{50}$ ) - 48 h de 2,1 mg Sn/L pour la croissance (Cooney *et al.*, 1989). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité chronique des monobutylstannanes pour les organismes aquatiques, non plus que sur leur toxicité pour les organismes benthiques dans les sédiments.

Dans le cas des dibutylstannanes, la larve de maringouin domestique (*Culex pipiens*) est l'organisme d'eau douce le plus sensible qui a été soumis à des essais de toxicité aiguë, avec une  $CL_{50}$  - 24 h de 0,1 mg Sn/L (Gras et Rioux, 1965). L'organisme marin le plus sensible qui a fait l'objet d'essais est la diatomée *Skeletonema costatum*, avec une  $CE_{50}$  - 72 h pour la croissance de 0,01 mg Sn/L (Walsh *et al.*, 1985). Il n'existe pas de données sur la toxicité des dibutylstannanes pour les organismes benthiques dans les sédiments, mais on dispose de certaines données sur leur toxicité chronique pour des bivalves et des poissons. L'exposition de bivalves d'eau douce (*Anodonta anatina*) à 0,015 mg Sn/L de dichlorure de dibutylstannane durant 7 mois (avec renouvellement hebdomadaire des solutions) a causé une réduction du poids et des réserves de glucides mais n'a pas causé de

mortalité (Holwerda et Herwig, 1986). La concentration sans effet observé (CSEO) pour les effets histopathologiques chez le guppy (*Poecilia reticulata*) était de <0,125 mg Sn/L pour une période d'exposition de 3 mois (Wester et Canton, 1987). De Vries *et al.* (1991) ont fait des recherches sur la toxicité comparative de divers composés organostanniques pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) aux premiers stades de son cycle biologique. Dès le stade de larve vésiculée, les truites étaient exposées continuellement pendant 110 jours. Le dichlorure de dibutylstannane, dont la concentration sans effet létal était de 0,019 mg Sn/L pour des truites à ce stade, était environ 1 000 fois moins toxique que le chlorure de tributylstannane. La concentration minimale produisant un effet observé (mortalité) était de 0,095 mg Sn/L. À la fin de la période d'exposition, on a vérifié la résistance à l'infection par injection intrapéritonéale d'*Aeromonas hydrophila*, une bactérie pathogène du poisson. La résistance aux bactéries était diminuée par le chlorure de dibutylstannane à une concentration d'environ 0,1 mg Sn/L. Ce résultat pourrait être un indice d'une suppression de la fonction immunitaire ou d'une détérioration de l'état de santé des poissons. On n'a pas trouvé de données sur la toxicité des dibutylstannanes pour les organismes benthiques dans les sédiments.

On n'a pas trouvé de données sur la toxicité des monoocylstannanes pour les organismes aquatiques ou benthiques.

Pour ce qui est des dioctylstannanes, *Daphnia magna* est l'organisme d'eau douce le plus sensible qui a été soumis à des essais de toxicité, avec une CL<sub>50</sub> - 48 h de 0,001 mg Sn/L (Steinhauser *et al.*, 1985). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité des dioctylstannanes pour les organismes marins, non plus que pour les organismes benthiques dans les sédiments.

### 3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE

#### 3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))

La présente évaluation environnementale porte sur les six principaux groupes de composés organostanniques non pesticides qui pourraient pénétrer dans l'environnement canadien à partir des produits existant actuellement dans le commerce : monométhylstannanes et diméthylstannanes, monobutylstannanes et dibutylstannanes, et monoocylstannanes et dioctylstannanes. On ne connaît pas les quantités de composés organostanniques non pesticides qui pénètrent dans l'environnement canadien par les diverses voies possibles.

D'après l'information limitée dont on dispose sur le devenir des monoalkylstannanes et des dialkylstannanes, il s'agit de composés hydrophiles qui ne se fixent pas beaucoup par sorption sur les sédiments ou les tissus. Il est également improbable que ces composés se volatilisent en quantités significatives dans l'atmosphère. La plupart des données disponibles indiquent que les monoalkylstannanes et les dialkylstannanes ne persistent pas dans l'eau, leurs demi-vies variant de quelques jours à moins de quelques mois à 20 °C. Comme le milieu aquatique est le principal dépôt des composés organostanniques, la présente évaluation porte sur les organismes aquatiques les plus sensibles qui sont exposés à ces composés.

Il existe peu d'informations au sujet de la toxicité de la plupart des composés organostanniques non pesticides pour les organismes d'eau douce et les organismes marins. Aux fins de la présente évaluation, on a estimé des seuils d'effet pour les organismes aquatiques les plus sensibles en divisant les concentrations les plus faibles ayant produit un effet observé dans des essais de toxicité par divers facteurs compensant les limites des données disponibles (tableau 2). On a accordé plus d'importance aux résultats des essais pertinents sur le plan écologique (p. ex., la préférence était accordée à la mortalité plutôt qu'aux effets mesurés par l'essai Microtox). On a ensuite comparé les seuils d'effet estimés (SEE) aux moyennes des concentrations dans l'environnement (CE) observées au Canada dans les milieux d'eau douce et les milieux marins. Lorsque le rapport SEE/CE était inférieur ou égal à 1 pour un composé, il était possible que celui-ci ait des effets nocifs chez les organismes aquatiques.

On suppose que les concentrations dans l'environnement figurant au tableau 2 sont plus élevées que les concentrations moyennes réelles au Canada, parce que la plupart des échantillons ont été prélevés à des endroits où l'on s'attendait à déceler des concentrations maximales (p. ex., pour les butylstannanes, dans des ports et des marinas); en outre, les fréquences de détection étaient faibles à ces endroits (elles variaient de 0 à 29 %), et les cas de non-détection n'ont pas été inclus dans le calcul des concentrations moyennes dans l'environnement.

La comparaison des seuils d'effet estimés aux concentrations mesurées dans l'environnement pour les monométhylstannanes et les diméthylstannanes et pour les

monobutylstannanes et les dibutylstannanes montre que les rapports SEE/CE variaient de 5 à plus de 1 350 dans les milieux d'eau douce et les milieux marins (tableau 2). Il est donc improbable que ces composés aient des effets nocifs sur les organismes d'eau douce ou les organismes marins au Canada. On n'a pas décelé jusqu'à maintenant de monoocylstannanes ni de dioctylstannanes au Canada ou ailleurs, dans quelque milieu de l'environnement que ce soit (tableau 2). Bien qu'on manque de données sur la toxicité des octylstannanes, il est improbable qu'ils puissent causer des effets nocifs chez les organismes aquatiques, car ces organismes n'y sont pas exposés.

On n'a pas trouvé de données sur la toxicité des composés organostanniques non pesticides pour la faune. Comme ces composés sont peu toxiques pour les poissons et les invertébrés aquatiques, on considère peu probable qu'ils aient des effets nocifs sur la faune en milieu aquatique à cause d'une réduction du nombre de proies disponibles.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les composés organostanniques non pesticides ne sont pas jugés toxiques au sens de l'alinéa 11a) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement.**

### **3.2 Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinéa 11b))**

Les composés organostanniques non pesticides qui font l'objet de la présente évaluation ne sont pas très volatils et ne devraient pas contribuer à des phénomènes tels que l'appauvrissement de la couche d'ozone, le réchauffement de la planète ou la formation d'ozone troposphérique. De plus, on ne croit pas qu'ils soient associés à d'autres effets directs connus sur l'environnement essentiel pour la vie humaine.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les composés organostanniques non pesticides ne sont pas jugés toxiques au sens de l'alinéa 11b) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement.**

### **3.3 Effets sur la vie ou la santé humaine (alinéa 11c))**

**Exposition de la population.** Les données disponibles relatives à l'exposition de la population en général aux composés organostanniques non pesticides sont extrêmement limitées. Nous ne disposons d'aucune information sur les concentrations de ces composés dans l'air, et les données disponibles sur leurs concentrations dans l'eau potable ne concernent que quelques échantillons prélevés en Floride; toutefois, une source possible d'exposition à ces composés dans l'eau potable est la migration

des stabilisants à partir des tuyaux de PVC, qui sont utilisés assez fréquemment dans les réseaux de distribution d'eau au Canada.

Les données disponibles sur les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans les aliments se limitent à deux petites études de produits alimentaires particuliers, qui étaient conçues principalement en vue de l'élaboration de méthodes d'analyse (Forsyth et Cléroux, 1991; Forsyth *et al.*, 1992). Les informations pertinentes pour estimer l'exposition de la population se limitent à des concentrations de monobutylstannanes et de dibutylstannanes dans un nombre restreint d'espèces marines (Forsyth et Cléroux, 1991), de monobutylstannanes dans des boissons aux fruits (Forsyth, 1992) et de monoocylstannanes et de dioctylstannanes dans des huiles alimentaires et des boissons aux fruits (Forsyth, 1992).

De plus, les données et les modèles disponibles sur les sources et les propriétés physico-chimiques des composés organostanniques non pesticides sont insuffisantes pour permettre de prévoir quel milieu (p. ex., la nourriture, l'air ou l'eau potable) pourrait être la plus importante source d'exposition de la population en général à ces composés.

Les données disponibles ne sont donc pas jugées suffisantes pour estimer, qualitativement ou quantitativement, l'exposition de la population canadienne en général à aucun des composés organostanniques non pesticides.

**Effets.** La première étape à franchir pour déterminer si les composés organostanniques non pesticides considérés dans le présent document sont toxiques au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE consiste à évaluer le poids de la preuve en matière de cancérogénicité (effet pour lequel il est généralement admis qu'il n'y a pas de seuil d'exposition) au moyen du système mis au point par le Bureau des dangers des produits chimiques pour formuler les «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada» (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Les résultats d'un seul essai biologique de cancérogénicité (concernant le di(acétate) de dibutylstannane) ont été publiés pour tous les composés visés par la présente évaluation. Ils n'indiquaient aucune preuve de cancérogénicité chez les rats et les souris mâles, ni aucune preuve concluante chez les souris femelles; les résultats obtenus avec les rats femelles étaient insuffisants pour l'évaluation (U.S. National Cancer Institute, 1978). Par ailleurs, les résultats d'un nombre limité d'études sur la génotoxicité de dibutylstannanes sont partagés. Étant donné les limites de l'essai de cancérogénicité mentionné ci-dessus (particulièrement, la perte accidentelle d'échantillons de tissus prélevés chez les femelles ayant reçu la dose la plus forte), on a classé les dibutylstannanes dans le groupe V («données ne permettant pas de faire une évaluation») du système de classification de la cancérogénicité mis au point pour formuler les «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada» (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

Les autres données disponibles sur la cancérogénicité des composés organostanniques non pesticides visés par la présente évaluation se limitent à des

études inadéquates sur des mélanges de monométhylstannanes et de diméthylstannanes (Mosinger, 1979).

Par conséquent, tous les composés organostanniques non pesticides considérés dans la présente évaluation ont été classés dans le groupe V («données ne permettant pas de faire une évaluation») du système de classification de la cancérogénicité mis au point pour formuler les «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada» (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

Pour les composés classés dans ce groupe, on calcule des doses journalières admissibles (DJA) en divisant les niveaux d'effet pertinents par des facteurs d'incertitude appropriés. D'après une étude préliminaire des renseignements connus, il semble qu'on dispose de données adéquates pouvant servir de fondement pour le calcul d'une DJA, à savoir des données sur la toxicité subchronique de doses répétées chez des animaux de laboratoire, seulement dans le cas des monométhylstannanes, des diméthylstannanes et des dibutylstannanes. Il existe des études subchroniques sur les dioctylstannanes, mais, d'après un examen préliminaire, elles semblent limitées quant au nombre de niveaux de dose, à la durée de l'exposition, à la taille des groupes et, peut-être, à la gamme des effets étudiés.

Pour déterminer si des composés classés dans le groupe V sont toxiques au sens de la LCPE, on compare les doses journalières admissibles à des estimations de l'exposition de la population. Toutefois, on considère que les données existantes sont insuffisantes pour estimer, qualitativement ou quantitativement, l'exposition de la population du Canada aux composés organostanniques non pesticides considérés ici. Il n'est donc pas possible de déterminer si les concentrations actuelles d'aucun de ces composés dans l'environnement constituent un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, il n'est pas possible de déterminer si aucun des composés organostanniques non pesticides considérés dans la présente évaluation est toxique au sens de l'alinéa 11c) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement.**

### 3.4 Conclusion

**À la lumière des données disponibles, les composés organostanniques non pesticides ne sont pas jugés toxiques au sens des alinéas 11a) et 11b) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. On a conclu que les données disponibles étaient insuffisantes pour évaluer si ces composés sont toxiques au sens de l'alinéa 11c) de la Loi.**

#### **4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation**

- 1) Il est recommandé d'obtenir d'autres données sur les propriétés physico-chimiques des composés organostanniques non pesticides, en vue de mieux caractériser leur répartition dans l'environnement. On considère que cette recherche a une haute priorité.
- 2) Il est recommandé de déterminer les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans l'eau potable distribuée au moyen de tuyaux de PVC dans lesquels ces composés sont utilisés comme stabilisants. On a aussi besoin d'autres données sur les concentrations de composés organostanniques dans tous les produits alimentaires, particulièrement dans le cas des composés utilisés comme stabilisants dans les emballages en PVC et comme médicaments vétérinaires chez la volaille. On considère que cette recherche a une haute priorité.
- 3) Il est aussi recommandé d'obtenir d'autres données sur les sources et les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans l'environnement au Canada, notamment en surveillant
  - les effluents des plus grandes usines de fabrication de PVC au Canada;
  - les influents, les effluents et les boues d'usines d'épuration d'eaux usées;
  - les lixiviats des décharges contrôlées;
  - l'eau douce, l'eau de mer, les sédiments et les organismes aquatiques.

On considère que cette recherche a une priorité moyenne.

Les études suivantes pourraient aussi être souhaitables, si les données additionnelles acquises conformément aux recommandations ci-dessus au sujet des sources et des concentrations le justifient :

- Des études de toxicité subchronique sur des monobutylstannanes, des mono-octylstannanes et des dioctylstannanes.
- Des essais biologiques de cancérogénicité sur des monométhylstannanes, des diméthylstannanes et des dibutylstannanes, dans lesquels on examinerait en outre des effets non néoplasiques tels que des changements dans le poids des organes et des effets biochimiques et hématologiques chez deux espèces d'animaux de laboratoire.

## 5.0 Bibliographie

- Agriculture Canada, «Peintures antisalissures utilisées sur les coques de navire», note n° 89-02 à l'Association canadienne des responsables du contrôle des pesticides, Ottawa (Ont.), 3 pp. (1989).
- Akagi, H. et Y. Sakagami, «Degradation of Organotin Compounds by Ultraviolet Radiation», *Bull. Inst. Public Health (Jap.)* 20:1-4 (1971).
- Allidina, S., communication personnelle, Association canadienne de normalisation, Rexdale (Ont.) (1992).
- Alzieu, C., «Environmental Problems Caused by TBT in France: Assessment, Regulations, Prospects», *Mar. Environ. Res.* 32: 7-17 (1991).
- Barbieri, R. et A. Silvestri, «The Interaction of Native DNA with Dimethyltin (IV) Species», *J. Inorg. Biochem.* 41: 31-35 (1991), cité dans Nieboer, E. et D.W. Bryant, «Toxicity of Selected Organotin Compounds», rapport soumis à Santé et Bien-être social Canada, Department of Biochemistry, McMaster University, Hamilton (Ont.) (1992).
- Boettner, E.A., G.L. Bail, Z. Hollingsworth et R. Aquino, «Organic and Organotin Compounds Leached from PVC and CPVC Pipe», Report EPA-600/1-81-062, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A., 102+ pp. (1981).
- Braman, R.S. et M.A. Tompkins, «Separation and Determination of Nanogram Amounts of Inorganic Tin and Methyltin Compounds in the Environment», *Anal. Chem.* 51: 12-19 (1979).
- Burns, D.T., M. Harriott et F. Glockling, «The Extraction, Determination and Speciation of Tributyltin in Seawater», *Fresenius Z. Anal. Chem.* 327: 701-703 (1987).
- Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramar et C.A. Bengert, «Methylation of Tin in the Aquatic Environment», *Proc. Inter. Conf. Heavy Metals Environ., Amsterdam, Sept. 1980*, 4 pp. (1980).
- Chau, Y.K., S. Zhang et R.J. Maguire, «Occurrence of Butyltin Species in Sewage and Sludge Samples in Canada», *Sci. Total Environ.* 121: 271-281 (1992).
- CIS [Corpus Information Services], «Chemical Process Industry Product Profile on Methyltin Heat Stabilizers», Camford Information Services, Don Mills (Ont.), 2 pp. (1985a).

- CIS, «Chemical Process Industry Product Profile on Butyltin Heat Stabilizers», Camford Information Services, Don Mills (Ont.), 7 pp. (1985b).
- CIS, «Chemical Process Industry Product Profile on Poly(vinyl Chloride)», Camford Information Services, Don Mills (Ont.), 4 pp. (1988).
- Cooney, J.J., L. de Rome, O. Laurence et G.M. Gadd, «Effects of Organotin and Organolead Compounds on Yeasts», *J. Industr. Microbiol.* 4: 279-288 (1989).
- Cooney, J.J. et S. Wuertz, «Toxic Effects of Tin Compounds on Microorganisms», *J. Industr. Microbiol.* 4: 375-402 (1989).
- Cullen, W.R., G.K. Eigendorf, B.U. Nwata et A. Takatsu, «The Quantitation of Butyltin and Cyclohexyltin Compounds in the Marine Environment of British Columbia», *Appl. Organometal. Chem.* 4: 581-590 (1990).
- Davies, A.G. et P.J. Smith, «Recent Advances in Organotin Chemistry», *Adv. Inorg. Chem. Radiochem.* 23: 1-77 (1980).
- de Vries, H., A.H. Penninks, N.J. Snoeij et W. Seinen, «Comparative Toxicity of Organotin Compounds to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Yolk Sac Fry», *Sci. Total Environ.* 103: 229-243 (1991).
- Environnement Canada, «Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste intérieure des substances», Direction des produits chimiques commerciaux, Protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) (1992).
- Epstein, R.L., E.T. Phillip, R. Harr, W. Kosciński et G. Vasco, «Organotin Residue Determination in Poultry et Turkey Sample Survey in the United States», *J. Agric. Food Chem.* 39: 917-921(1991).
- Forsyth, D.S., communication personnelle, Direction des aliments, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ont.) (1992).
- Forsyth, D.S. et C. Cléroux, «Determination of Butyltin, Methyltin and Tetraalkyltin in Marine Food Products with Gas Chromatography - Atomic Absorption Spectrometry», *Talanta* 38: 951-957 (1991).
- Forsyth, D.S., D. Weber et C. Cléroux, «Determination of Butyltin, Cyclohexyltin and Phenyltin Compounds in Beers and Wines», *Food Additiv. Contam.* 9: 161-169 (1992).
- François, R. et J.H. Weber, «Speciation of Methyltin and Butyltin Compounds in Eelgrass (*Zostera marina* L.) Leaf Tissue from the Great Bay Estuary (NH)», *Mar. Chem.* 25: 279-289 (1988).

- Gitlitz, M.H. et M.K. Moran, «Tin Compounds», *Kirk-Othmer Encyclopaedia of Chemical Technology*, 3<sup>e</sup> éd., vol. 23, H.F. Mark, D.F. Othmer, C.G. Overberger et G.T. Seaborg (éd.), J. Wiley and Sons, Toronto (Ont.), ISBN 0-471-02076-1, pp. 42-77 (1983).
- Graham, H., communication personnelle, Groupe de surveillance de la qualité, Section de l'eau potable, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1992).
- Gras, G. et J.-A. Rioux, «Relation entre la structure chimique et l'activité insecticide des composés organiques de l'étain (essai sur les larves de *Culex pipiens* L.)», *Arch. Inst. Pasteur Tunis* 42: 9-22 (1965).
- Halina, G.P., communication personnelle, Municipal Branch, Standards and Approvals Division, Environmental Protection Services, Alberta Environment, Edmonton (Alb.) (1992).
- Hall, L.W., Jr. et A.E. Pinkney, «Acute and Sublethal Effects of Organotin Compounds on Aquatic Biota: An Interpretive Literature Evaluation», *C.R.C. Crit. Rev. Toxicol.* 14: 159-209 (1985).
- Harding, L. et B. Kay, «Levels of Organotin in Water, Sediments and Oysters (*Crassostrea gigas*) from Nanoose Bay, B.C.», région du Pacifique et du Yukon, Protection de l'environnement, Environnement Canada, West Vancouver (C.-B.), 9 pp. (1988).
- Hinga, K.R., D. Adelman et M.E.Q. Pilson, «Radiolabeled Butyltin Studies in the MERL Enclosed Ecosystems», *Proc. Inter. Organotin Symp. Oceans '87 Conf., Halifax, N.S., Canada, Sept. 28 – Oct 1*, vol. 4, pp. 1416-1420, IEEE Service Center, Piscataway, NJ, U.S.A. (1987).
- Holwerda, D.A. et H.J. Herwig, «Accumulation and Metabolic Effects of Di-n-butyltin Dichloride in the Freshwater Clam, *Anodonta anatina*», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36: 756-762 (1986).
- Kaye, K., D. Hope et B. Humphrey, «Organotin Concentrations in Esquimalt Harbour», Defence Research Establishment Pacific Contractors Report 86-35, ministère de la Défense nationale, Victoria (C.-B.), 29+ pp. (1986).
- Kenel, M., communication personnelle, National Sanitation Foundation International, Ann Arbor, MI, U.S.A. (1992).
- Li, A.P., A.R. Dahl et J.O. Hill, «*In vitro* Cytotoxicity and Genotoxicity of Dibutyltin Dichloride and Dibutylgermanium Dichloride», *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 64: 482-485 (1982).

- Life Science Research Limited, «Dibutyltin Chloride: Assessment of Clastogenic Action on Bone Marrow Erythrocytes in the Micronucleus Test», Report to Atochem North America Inc. for submission to EPA Office of Toxic Substances, U.S. National Technical Information Service Publication No. 88-910000159, Microfiche No. OTS0529932 (1991).
- Lister, D., communication personnelle, Scepter/Canron Inc., Mississauga (Ont.) (1992).
- Maguire, R.J., «Review of Environmental Aspects of Tributyltin», *Appl. Organometal. Chem. I*: 475-498 (1987).
- Maguire, R.J., «Aquatic Environmental Aspects of Non-pesticidal Organotin Compounds», *Water Pollut. Res. J. Can.* 26: 243-360 (1991).
- Maguire, R.J. et R.J. Tkacz, «Degradation of the Tri-n-butyltin Species in Water and Sediment from Toronto Harbour», *J. Agric. Food Chem.* 33: 947-953 (1985).
- Maguire, R.J., J.H. Carey et E.J. Hale, «Degradation of the Tri-n-butyltin Species in Water», *J. Agric. Food Chem.* 31: 1060-1065 (1983).
- Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong et O. Kramar, «Occurrence of Organotin Compounds in Ontario Lakes and Rivers», *Environ. Sci. Technol.* 16: 698-702 (1982).
- Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert et P.T.S. Wong, «Occurrence of Organotin Compounds in Water and Sediment in Canada», *Chemosphere* 15: 253-274 (1986).
- Maguire, R.J., R.J. Tkacz et D.L. Sartor, «Butyltin Species and Inorganic Tin in Water and Sediment of the Detroit and St. Clair Rivers», *J. Great Lakes Res.* 11: 320-327 (1985).
- Martin, R.C., D.G. Dixon, R.J. Maguire, P.V. Hodson et R.J. Tkacz, «Acute Toxicity, Uptake, Depuration and Tissue Distribution of Tri-n-butyltin in Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*», *Aquat. Toxicol.* 15: 37-52 (1989).
- Mazayev, V.T., O.V. Golovanov, A.S. Igumnov et V.N. Tsai, «On the Transformation of Organotin Compounds in an Aqueous Medium», *Hyg. Sanit. (U.S.S.R.)* 3: 17-20 (1976).
- Miller, R.C., communication personnelle, Atochem Canada Inc., Oakville (Ont.) (1992).
- Mosinger, M., «Vol. 4 - Two Year Feeding Studies», Submitted to Cincinnati-Milacron Inc. for the United States Environmental Protection Agency Office of

Toxic Substances, Final Report, U.S. National Technical Information Service Publication No. FYI-OTS-0679-0023 (1979).

- Nagase, H., T. Hamasaki, T. Sato, H. Kito, Y. Yoshioka et Y. Ose, «Structure-activity Relationships for Organotin Compounds on the Red Killifish, *Oryzias latipes*», *Appl. Organometal. Chem.* 5: 91-97 (1991).
- Nieboer, E. et D.W. Bryant, «Toxicity of Selected Organotin Compounds», rapport soumis à Santé et Bien-être social Canada, Department of Biochemistry, McMaster University, Hamilton (Ont.) (1992).
- Polster, M. et K. Halacka, «Contribution on the Hygienic and Toxicological Problems Associated with Some Organotin Compounds When Used as Antimicrobial Agents», *Ernährungsforschung* 16: 527-535 (1971).
- Quevauviller, P., A. Bruchet et O.F.X. Donard, «Leaching of Organotin Compounds from Poly(vinyl Chloride) (PVC) Material», *Appl. Organometal. Chem.* 5: 125-129 (1991).
- Santé et Bien-être social Canada, «Codification ministérielle de la *Loi sur les aliments et drogues* et du *Règlement sur les aliments et drogues*», avec modifications jusqu'au 10 juillet 1991, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ont.) (1986).
- Santé et Bien-être social Canada, «Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l'eau potable», *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada documentation à l'appui*, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ont.) (1989).
- Scollard, S., communication personnelle, Monsanto Canada Inc., Mississauga (Ont.) (1992).
- Scott, B.F., Y.K. Chau et A. Rais-Firouz, «Determination of Butyltin Species by GC/Atomic Emission Spectroscopy», *Appl. Organometal. Chem.* 5: 151-157 (1991).
- Seakem Oceanography Ltd., «Organotin Concentrations in Esquimalt Harbour, Part II, Final Report», Defence Research Establishment Pacific Contractors Report 89-09, ministère de la Défense nationale, Victoria (C.-B.), 28+ pp. (1989).
- Shermet, R., communication personnelle, Atochem Canada Inc., Oakville (Ont.) (1992).

- Snoeij, N.J., A.H. Penninks et W. Seinen, «Biological Activity of Organotin Compounds - An Overview», *Environ. Res.* 44: 335-353 (1987).
- Stang, P.M. et P.F. Seligman, «*In situ* Adsorption and Desorption of Butyltin Compounds from Pearl Harbor, Hawaii, Sediments», *Proc. Inter. Organotin Symp. Oceans '87 Conf, Halifax, N.S., Canada, Sept. 28 - Oct. 1*, vol. 4, pp. 1386-1391, IEEE Service Center, Piscataway, NJ, U.S.A. (1987).
- Statistique Canada, «Données sur les importations de produits de poly(chlorure de vinyle) en 1989, codes S.H. 3915.30.00.00 à 3921.12.00.00», Ottawa (Ont.) (1989).
- Steinhauser, K.G., W. Amann, A. Spath et A. Polenz, «Investigations on the Aquatic Toxicity of Organotin Compounds», *Vom Wasser* 65: 203-214 (1985).
- Tsuda, T., H. Nakanishi, S. Aoki et J. Takebayashi, «Bioconcentration and Metabolism of Butyltin Compounds in Carp», *Water Res.* 22: 647-651 (1988).
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency des États-Unis], «Alkyltin Compounds -Response to the Interagency Testing Committee», *Fed. Registr.* 48: 51361-51366 (1983).
- U.S. National Cancer Institute, «Bioassay of Dibutyltin Diacetate for Possible Carcinogenicity», Technical Report No. 79-1739, U.S. National Technical Information Service Publication No. PB291567 (1978).
- Valkirs, A.O., B. Davidson, L.L. Kear, R.L. Fransham, J.G. Grovhoug et P.F. Seligman, «Long-term Monitoring of Tributyltin in San Diego Bay, California», *Mar. Environ. Res.* 32: 151-167 (1991).
- Wade, T.L., B. Garcia-Romero et J.M. Brooks, «Oysters as Biomonitors of Butyltins in the Gulf of Mexico», *Mar. Environ. Res.* 32: 233-241 (1991).
- Waite, M.E., M.J. Waldock, J.E. Thain, D.J. Smith et S.M. Milton, «Reductions in TBT Concentrations in UK Estuaries Following Legislation in 1986 and 1987», *Mar. Environ. Res.* 32: 89-111(1991).
- Walsh, G.E., L.L. McLaughlin, E.M. Lores, M.K. Louie et C.H. Deans, «Effects of Organotins on Growth and Survival of Two Marine Diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*», *Chemosphere* 14: 383-392 (1985).
- Weber, J.H. et J.J. Alberts, «Methylation of Sn(IV) by Hydroponically Incubated *Spartina alterniflora*», *Environ. Technol.* 11: 3-8 (1990).

- Wester, P.W. et J.H. Canton, «Histopathological Study of *Poecilia reticulata* (Guppy) After Long-term Exposure to Bis(tri-n-butyltin) Oxide (TBTO) and Di-n-butyltin Dichloride (DBTC)», *Aquat. Toxicol.* 10: 143-165 (1987).
- Wilkinson, R.R., «Technoeconomic and Environmental Assessment of Industrial Organotin Compounds», *Neurotoxicol.* 5: 141-158 (1984).
- Wong, P.T.S. et Y.K. Chau, «Occurrence of Butyltin Compounds in Severn Sound, Ontario», rapport n° 92-119 de l'institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ont.), 26 pp. (1992).
- Wong, P.T.S., Y.K. Chau, O. Kramar et G.A. Bengert, «Structure-toxicity Relationship of Tin Compounds on Algae», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 483-488 (1982).
- Wu, W., R.S. Roberts, Y.-C. Chung, W.R. Ernst et S.C. Havlicek, «The Extraction of Organotin Compounds from Poly(vinyl Chloride) Pipe», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 839-843 (1989).

**Tableau 1 Composés organostanniques non pesticides sur le marché canadien de 1984 à 1986<sup>1</sup>**

| Nom français   | Nom anglais  | Numéro CAS   |
|--|--|--------------|
| <b>Monométhylstannanes</b>   | <b>Monomethyltin compounds</b>                     |              |
| trichlorométhystannane <sup>2</sup>  | methyltin trichloride                              | 993-16-8     |
| diméthylthioxodistannathiane   | methyltin sulfide                                  | 33397-794    |
| tris(dodécylthio)rnéthylstannane   | methyltin tris(laurylmercaptide)                   | 52165-03-4   |
| 3,3',3"-[(méthylstannylidène)tris(thio)]tripropionate de triisooctyle <sup>2</sup>   | methyltin tris(isooctyl mercaptopropionate)        | 5304042-9    |
| 2,2',2'' - [(méthylstannylidène)tris(thio)]triacétate de triisooctyle  | methyltin tris(isooctyl mercaptoacetate)           | 54849-38-6   |
| 10-éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl]oxy]-2-oxoéthyl]thio]-4-méthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle | methyltin tris (2-ethylhexyl mercaptoacetate)      | 57583-34-3   |
| triocanoate de (méthylstannylidène)-tris(thioéthane-2,1-diyle)   | methyltin tris(octanoyloxyethylmercaptide)         | 57813-62-4   |
| trioléate de (éthylstannylidène)tris(thioéthylène)   | methyltin tris(2-mercaptoethyl oleate)             | 59118-79-5   |
| trilaurate de (méthylstannylidène)tris(thioéthylène)   | methyltin tris (lauroyloxyethylmercaptide)         | 67859-62-5   |
| trimyrystate de (méthylstannylidène)tris(thioéthylène)   | methyltin tris (tetradecanoyloxyethylmercaptide)   | 68928-38-1   |
| tris[9Z,12Z-octadéca-9,12-diénoate] de (méthylstannylidène)tris(thioéthane-1,2-diyle)                                      | methyltin tris (2-linoleoyloxyethylmercaptide)     | 68928-40-5   |
| tripalmitate de (méthylstannylidène)tris(thioéthylène)   | methyltin tris (hexadecanoyloxyethylmercaptide)    | 68928-41-6   |
| tridécanoate de (méthylstannylidène)-tris(thioéthane-2,1-diyle)  | methyltin tris(decanoyloxyethylmercaptide)         | 68928-50-7   |
| <b>Diméthylstannanes</b>   | <b>Dimethyltin compounds</b>                       |              |
| dichlorure de diméthylstannane <sup>2</sup>  | dimethyltin dichloride                             | 753-73-1     |
| diméthylthioxostannane   | dimethyltin sulfide                                | 13269-74-4   |
| 2,2'-[(diméthylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle <sup>2</sup>  | dimethyltin bis (isooctyl mercaptoacetate)         | 26636-01-1   |
| 3,3'-[(diméthylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisooctyle  | dimethyltin bis (isooctyl mercaptopropionate)      | 422378-34-73 |
| (Z,Z)-1,1,3,3-tétraméthyl-1,3-bis[(1-oxooctadéc-9-ényl)-oxy]distannoxane   | 1,1,3,3-tetramethyl-1,3-bis(oleoyloxy)distannoxane | 43136-18-1   |
| bis(dodécylthio)diméthylstannane   | dimethyltin bis (laurylmercaptide)                 | 51287-84-4   |
| 12-éthyl-5,5-diméthyl-9-oxo-10-oxa-4,6-dithia-5-stannahexadécanoate de 2-éthylhexyle                                       | dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptopropionate)   | 57057-50-8   |
| 10-éthyl-4,4-diméthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle                                       | dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetate)      | 57583-35-4   |

Tableau 1 (suite)

| Nom français  | Nom anglais   | Numéro CAS  |
|---|---|-------------|
| dioctanoate de (diméthylstannylène)-bis(thioéthane-1,2-diyle)   | dimethyltin bis(octanoyloxyethylmercaptide)                 | 57813-60-2  |
| dioélate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)   | dimethyltin bis(2-oleoyloxyethylmercaptide)                 | 67859-63-6  |
| bis[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate] de (diméthylstannylène)bis(thioéthane-1,2-diyle)                                     | dimethyltin bis (2-linoleoyloxyethylmercaptide)             | 67859-64-7  |
| didécanoate de (diméthylstannylène)-bis(thioéthane-2,1-diyle)   | dimethyltin bis(decyloxyethylmercaptide)                    | 67874-41-3  |
| dilaurate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)  | dimethyltin bis (lauroyloxyethylmercaptide)                 | 68928-42-7  |
| dimyristate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)  | dimethyltin bis(tetradecanoyloxyethylmercaptide)            | 68928-48-3  |
| diméthylbis[(1-oxonéodécyl)oxy]stannane   | dimethyltin bis (neodecanoate)                              | 68928-76-7  |
| <b>Mono-<i>n</i>-butylstannanes</b>   | <b>Mono-<i>n</i>-butyltin compounds</b>                     |             |
| trichlorure de butylstannane <sup>2</sup>   | <i>n</i> -butyltin trichloride                              | 1118-46-3   |
| butylhydroxyoxostannane   | <i>n</i> -butylstannonic acid                               | 2273-43-0   |
| butylchlorodihydroxystannane  | <i>n</i> -butylchlorotin dihydroxide                        | 13355-96-9  |
| dibutyledithiodistannathiane  | <i>n</i> -butyltin sulfide                                  | 15666-29-2  |
| butyltris[(2-éthyl-1-oxohexyl)oxy]stannane  | <i>n</i> -butyltin tris(2-ethylhexanoate)                   | 23850-94-4  |
| 2,2',2''-[(butylstannylidène)tris(thio)triacétate de triisooctyle   | <i>n</i> -butyltin tris (isooctyl mercaptoacetate)          | 25852-70-4  |
| butylmercaptooxostannane  | <i>n</i> -butylthiostannonic acid                           | 26410-42-4  |
| [(butylthioxostannyl)thio]acétate de 2-éthylhexyle  | [( <i>n</i> -butylthioxostannyl)thio]-acetate, 2-ethylhexyl | 26821-65-8  |
| 4-butyl-10-éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl)oxy]-2-oxoéthyl]thio]-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle | <i>n</i> -butyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate)       | 26864-37-9  |
| 3,3'3''-[(butylstannylidène)tris(thio)]tripropionate de triisooctyle  | <i>n</i> -butyltin tris (isooctyl mercaptopropionate)       | 36118-600-2 |
| trioctanoate de (butylstannylidène)tris(thioéthylène)   | <i>n</i> -butyltin tris(octanoyloxyethylmercaptide)         | 59118-80-8  |
| trioléate de (butylstannylidène)tris(thioéthylène)  | <i>n</i> -butyltin tris(2-oleoyloxyethylmercaptide)         | 67361-76-6  |
| tridécanoate de (butylstannylidène)-tris(thioéthane-2,1-diyle)  | <i>n</i> -butyltin tris(decanoyloxyethylmercaptide)         | 67874-51-5  |
| trimyristate de (butylstannylidène)tris(thioéthylène)   | <i>n</i> -butyltin tris(tetradecanoyloxyethylmercaptide)    | 68928-34-7  |
| tris[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate] de (butylstannylidène)tris(thioéthane-1,2-diyle)                                    | <i>n</i> -butyltin tris (2-linoleoyloxyethylmercaptide)     | 68928-37-0  |
| tripalmitate de (butylstannylidène) tris (thioéthylène)   | <i>n</i> -butyltin tris(hexadecanoyloxyethylmercaptide)     | 68928-39-2  |

Tableau 1 (suite)

| Nom français  | Nom anglais   | Numéro CAS |
|---|---|------------|
| trilaurate de (butylstannylidène)tris(thioéthylène)   | <i>n</i> -butyltin tris(lauroyloxyethylmercaptide)        | 68928-52-9 |
| 2,2',2''-[(butylstannylidène)tris(thio)]triéthanol  | <i>n</i> -butyltris[(β-hydroxyethyl)thio]tin              | 70729-71-4 |
| <b>Di-<i>n</i>-butylstannanes</b>   | <b>Di-<i>n</i>-butyltin compounds</b>                     |            |
| dilaurate de dibutylstannane <sup>2</sup>   | di- <i>n</i> -butyltin dilaurate                          | 77-58-7    |
| maléate de dibutylstannane  | di- <i>n</i> -butyltin maleate                            | 78-04-6    |
| 2,2-dibutyldihydro-6 <i>H</i> -1,3,2-oxathiastannin-6-one   | di- <i>n</i> -butyltin mercaptopropionate                 | 78-06-8    |
| dichlorure de dibutylstannane <sup>2</sup>  | di- <i>n</i> -butyltin dichloride                         | 683-18-1   |
| oxyde de dibutylstannane <sup>2</sup>   | di- <i>n</i> -butyltin oxide                              | 818-08-6   |
| di(acétate) de dibutylstannane <sup>2</sup>   | di- <i>n</i> -butyltin diacetate                          | 1067-33-0  |
| dibutylbis(dodécylthio)stannane   | di- <i>n</i> -butyltin bis(laurylmercaptide)              | 1185-81-5  |
| bis(2-éthylhexanoate) de dibutylétain   | di- <i>n</i> -butyltin bis (2-ethylhexanoate)             | 2781-10-4  |
| 1,1,3,3-tétrabutyl-1,3-bis[(1-oxododécyl)-oxy]distannoxane  | tetra- <i>n</i> -butyl-1,3-bis(lauryloxy) distannoxane    | 3669-02-1  |
| dibutylthioxostannane   | di- <i>n</i> -butyltin sulfide                            | 4253-22-9  |
| dibutylbis(stéaroyloxy)stannane   | di- <i>n</i> -butyltin distearate                         | 5847-55-2  |
| 4,4-dibutyl-10-éthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle                 | di- <i>n</i> -butyltin bis (2-ethylhexyl mercaptoacetate) | 10584-98-2 |
| dibutylbis (octadéc-9( <i>Z</i> )-énoyloxy)stannane   | di- <i>n</i> -butyltin bis (oleate)                       | 13323-62-1 |
| butoxydibutylchlorostannane   | di- <i>n</i> -butyltin- <i>n</i> -butoxytin chloride      | 14254-22-9 |
| ( <i>Z,Z</i> )-8,8-dibutyl-3,6,10-trioxa-2,7,9-trioxa-8-stannatridéca-4,11-diène-13-oate de méthyle | di- <i>n</i> -butyltin bis (methyl maleate)               | 15546-11-9 |
| 6,6-dibutyl-14-éthyl-4,8,11-trioxa-5,7,12-trioxa-6-stannaoctadéca-2,9-diénoate de 2-éthylhexyle     | di- <i>n</i> -butyltin bis (2-ethylhexyl maleate)         | 15546-12-0 |
| ( <i>Z,Z</i> )-6,6-dibutyl-4,8,11-trioxa-5,7,12-trioxa-6-stannaheptadéca-2,9-diénoate de butyle     | di- <i>n</i> -butyltin bis ( <i>n</i> -butyl maleate)     | 15546-16-4 |
| dibutylbis(pentane-2,4-dionato- <i>O,O'</i> )stannane   | di- <i>n</i> -butyltin bis (acetylacetonate)              | 22673-19-4 |
| 4,4'-[(dibutylstannylène)bis(oxy)]bis[4-oxoisocrotonate] de diisooctyle <sup>2</sup>                | di- <i>n</i> -butyltin bis (isooctyl maleate)             | 25168-21-2 |
| dibutylbis[(1-oxonodécyl)oxy]stannane   | di- <i>n</i> -butyltin bis (neodecanoate)                 | 25168-22-3 |
| 2,2'-[(dibutylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle <sup>2</sup>                            | di- <i>n</i> -butyltin bis (isooctyl mercaptoacetate)     | 25168-24-5 |
| 3,3'-[(dibutylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisooctyle                                      | di- <i>n</i> -butyltin bis (isooctyl mercaptopropionate)  | 26761-46-6 |
| dilaurate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)   | di- <i>n</i> -butyltin bis (2-mercaptoethyl laurate)      | 28570-24-3 |

Tableau 1 (suite)

| Nom français   | Nom anglais   | Numéro CAS |
|--|---|------------|
| (Z,Z)-6,6-dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannatétracosa-2,9-diénoate de dodécyle   | di- <i>n</i> -butyltin bis(lauryl maleate)                              | 33466-31-8 |
| 5,5-dibutyl-12-éthyl-9-oxo-4,6-dithia-5-stannahexadécanoate de 2-éthylhexyle   | di- <i>n</i> -butyltin bis(2-ethylhexyl mercaptopropionate)             | 53202-61-2 |
| (Z,Z)-6,6-dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannahexacosa-2,9-diénoate de tétradécyle   | di- <i>n</i> -butyltin bis(tetradecyl maleate)                          | 60659-60-1 |
| (Z,Z)-6,6-dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannatriaconta-2,9-diénoate d'octadécyle  | di- <i>n</i> -butyltin bis(stearyl maleate)                             | 61813-52-3 |
| trioléate de (butylstannylidyne)tris (thioéthylène)  | di- <i>n</i> -butyltin bis (2-oleoyloxyethylmercaptide)                 | 67361-77-7 |
| bis[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate]de (dibutylstannylène)bis(thioéthane-1,2-diyle)  | di- <i>n</i> -butyltin bis(2-linoleoyloxyethylmercaptide)               | 67859-61-4 |
| dimyrystate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)  | di- <i>n</i> -butyltin bis(tetradecanoyloxyethylmercaptide)             | 67859-65-8 |
| dibutyl[N-(carboxyméthyl)-N-(2-hydroxyéthyl)glycinato(2-)]stannane   | di- <i>n</i> -butyltin [N-(carboxyméthyl)-N-(2-hydroxyéthyl)] glycinato | 68239-46-3 |
| dipalmitate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)  | di- <i>n</i> -butyltin bis (hexadecanoyloxyethylmercaptide)             | 68298-42-0 |
| 4,4'-[(dibutylstannylène)bis(oxy)]bis[4-oxoisocrotonate] de diisopentadécyle   | di- <i>n</i> -butyltin bis(pentadecyl maleate)                          | 68299-23-0 |
| didécanoate de (dibutylstannylène)-bis(thioéthane-2,1-diyle)   | di- <i>n</i> -butyltin bis(decanoyloxyethylmercaptide)                  | 68928-47-2 |
| 3,3'-[(dibutylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisotridécyle  | di- <i>n</i> -butyltin bis (isotridecyl mercaptopropionate)             | 84896-44-6 |
| <b>Tri-<i>n</i>-butylstannanes</b>   | <b>Tri-<i>n</i>-butyltin compounds</b>                                  |            |
| hydrure de tributylstannane <sup>3</sup>   | tri- <i>n</i> -butyltin hydride   | 688-73-3   |
| [(octylsuccinyl)bis(oxy)]bis[tributylstannane] <sup>3</sup>  | stannane, [(2-octyl-1,4-dioxo-1,4-butanediyl) bis(oxy)] bis(tributyl)-  | 67701-37-5 |
| <b>Mono-<i>n</i>-octylstannanes</b>  | <b>Mono-<i>n</i>-octyltin compounds</b>                                 |            |
| 2,2'2"-[(ocrylstannylidyne)tris(thio)]triacétate de trissooctyle   | <i>n</i> -octyltin tris(isooctyl mercaptoacetate)                       | 26401-86-5 |
| 10-éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl]oxy]-2-oxoéthyl]thio]-4-octyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle <sup>2</sup> | <i>n</i> -octyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate)                   | 27107-89-7 |
| <b>Di-<i>n</i>-octylstannanes</b>  | <b>Di-<i>n</i>-octyltin compounds</b>                                   |            |
| dilaurate de dioctylétain  | di- <i>n</i> -octyltin dilaurate  | 3648-18-8  |
| 14-éthyl-6,6-dioctyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannaoctadéca-2,9-diénoate de 2-éthylhexyle  | di- <i>n</i> -octyltin bis(2-ethylhexyl maleate)                        | 10039-33-5 |

Tableau 1 (suite)

| Nom français   | Nom anglais   | Numéro CAS |
|--|---|------------|
| 10-éthyl-4,4-dioctyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle <sup>2</sup> | di- <i>n</i> -octyltin bis (2-ethylhexyl mercaptoacetate)                                 | 15571-58-1 |
| maléate de dioctylstannane   | di- <i>n</i> -octyltin maleate  | 16091-18-2 |
| bis(dodécylthio)dioctylstannane  | di- <i>n</i> -octyltin bis(laurylmercaptide)  | 22205-30-7 |
| 2,2'-[(dioctylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle <sup>2</sup>                         | di- <i>n</i> -octyltin bis (isooctyl mercaptoacetate)                                     | 26401-97-8 |
| bis(néodécanyloxy)dioctylstannane  | di- <i>n</i> -octyltin bis(neodecanoate)  | 68299-15-0 |
| <b>Autres composés organostanniques</b>  | <b>Other organotin compounds</b>  |            |
| tétraphénylstannane <sup>4</sup>   | tetraphenyltin  | 595-90-4   |
| 3,3'-[bis[[2-(isooctyloxy)-2-oxoéthyl]thio]stannylène]dipropionate de dibutyle <sup>5</sup>      | propanoic acid, 3,3'-[bis[[2-(isooctyloxy)-2-oxoéthyl]thio]stannylene]bis-, dibutyl ester | 63397-60-4 |

- 1 Environnement Canada (1992). Le « numéro CAS » est le numéro de registre du Chemical Abstracts Service. Dans le texte, tous les groupes alkyles sont des groupes *n*-alkyles, sauf indication contraire. Les structures de ces substances chimiques sont données dans le document à l'appui.
- 2 L'évaluation des effets des composés organostanniques non pesticides sur la santé humaine a été limitée à ces composés, pour lesquels on a trouvé au moins quelques données sur la toxicité chez les mammifères, ainsi qu'aux composés suivants, qui leur sont étroitement apparentés : sulfure d'oléate de (méthylstannylidène)(thioéthylène), dibromure de diméthylstannane, dichlorure de dioctylstannane, oxyde de dioctylstannane et dioctylstannylène bis(thio)dipropionate.
- 3 N'a pas été inclus dans l'évaluation parce qu'il a été signalé en très petite quantité. Les tributylstannanes sont utilisés principalement comme antisalissures; leur devenir et leurs effets dans l'environnement ont été étudiés en profondeur, et leur utilisation comme antisalissures est réglementée au Canada par la Loi sur les produits antiparasitaires (Agriculture Canada, 1989).
- 4 N'a pas été inclus dans l'évaluation parce qu'il a été signalé en très petite quantité et parce qu'il n'existe aucune indication concernant sa présence, son devenir et ses effets dans l'environnement, au Canada ou ailleurs. De plus, la société qui avait indiqué qu'elle utilisait cette substance n'en a pas importé depuis 1986 (Scollard, 1992). Il est à noter que le produit initial du métabolisme de tétraphénylstannane est le triphénylstannane, pesticide dont la toxicité et la chimie dans l'environnement ont été étudiées en profondeur mais qui n'est plus en usage au Canada. Il n'existe aucune information sur la présence, la persistance et les effets du triphénylstannane dans l'environnement au Canada.
- 5 N'a pas été inclus dans l'évaluation, parce qu'il a été signalé en très petite quantité et qu'il n'existe aucune information sur les utilisations, l'analyse, le devenir, la présence ou la toxicité de cet alkoxyalkylstannane peu commun.

**Tableau 2 Comparaisons entre les seuils d'effet estimés pour les organismes et les concentrations de composés organostanniques non pesticides dans l'environnement**

| Composés Organostanniques        | Effet pour l'organisme le plus sensible dans l'environnement  | Facteurs Appliqués                | Seuil d'effet estimé (SEE) | Concentration dans l'environnement (CE)  | SEE/CE |
|----------------------------------|---|-----------------------------------|----------------------------|--|--------|
| Monométhylstannanes (Eau douce)  | CL <sub>50</sub> – 48 h pour <i>Daphnia magna</i> : 460 µg Sn/L (Steinhauser <i>et al.</i> , 1985)                              | 20 <sup>a</sup> x 2 <sup>c</sup>  | 11,5 µg Sn/L               | 0,324 µg Sn/L (moyenne des détections dans tout le Canada : fréquence de détection : 12%)  | 35     |
| Monométhylstannanes (Eau de mer) | CE <sub>50</sub> – 72 h (croissance) pour la diatomée <i>Skeletonema costatum</i> : 40 µg Sn/L (Walsh <i>et al.</i> , 1985)     | 20 <sup>a</sup> x 2 <sup>c</sup>  | 1,0 µg Sn/L                | 0,1 µg Sn/L (moyenne des détections en eau de mer; fréquence de détection : 3%)            | 10     |
| Diméthylstannanes (Eau douce)    | CL <sub>50</sub> -48 h pour <i>Daphnia magna</i> : 30 µg Sn/L (Steinhauser <i>et al.</i> , 1985)                                | 20 <sup>a</sup>                   | 1,5 µg Sn/L                | 0,092 µg Sn/L (moyenne des détections dans tout le Canada; fréquence de détection : 10%)   | 16     |
| Diméthylstannanes (Eau de mer)   | CE <sub>50</sub> -72 h (croissance) pour la diatomée <i>Skeletonema costatum</i> : >270 µg Sn/L (Walsh <i>et al.</i> , 1985)    | 20 <sup>a</sup>                   | >13,5 µg Sn/L              | <0,01 µg Sn/L (aucune détection en eau de mer; n = 70; limite de détection : 0,01 µg Sn/L) | >1 350 |
| Monobutylstannanes (Eau douce)   | CL <sub>50</sub> -48 h pour le medaka ( <i>Oryzias latipes</i> ) : 16 000 µg Sn/L (Nagase <i>et al.</i> , 1991)                 | 20 <sup>a</sup> x 4 <sup>c</sup>  | 200 µg Sn/L                | 0,216 µg Sn/L (moyenne des détections dans tout le Canada; fréquence de détection : 24%)   | 926    |
| Monobutylstannanes (Eau de mer)  | CL <sub>50</sub> -48 h (croissance) pour diverses levures marines : 2 100 µg Sn/L (Cooney <i>et al.</i> , 1989)                 | 20 <sup>a</sup> x 10 <sup>c</sup> | 10,5 µg Sn/L               | 0,018 µg Sn/L (moyenne des détections en eau de mer; fréquence de détection : 19%)         | 583    |
| Dibutylstannanes (Eau douce)     | CME0 – 110 d (mortalité) pour la truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> ) : 95 µg Sn/L (de Vries <i>et al.</i> , 1991) | 10 <sup>b</sup>                   | 9,5 µg Sn/L                | 0,148 µg Sn/L (moyenne des détections dans tout le Canada; fréquence de détection : 24%)   | 64     |

Tableau 2 (suite)

| Composés Organostanniques       | Effet pour l'organisme le plus sensible dans l'environnement  | Facteurs Appliqués                | Seuil d'effet estimé (SEE) | Concentration dans l'environnement (CE)   | SEE/CE |
|---------------------------------|---|-----------------------------------|----------------------------|---|--------|
| Dibutylstannanes (Eau de mer)   | CE <sub>50</sub> – 72 h (croissance) pour la diatomée <i>Skeletonema costatum</i> 10 µg Sn/L (Walsh <i>et al.</i> , 1985) | 20 <sup>a</sup>                   | 0,5 µg Sn/L                | 0,098 µg Sn/L (moyenne des détections en eau de mer; fréquence de détection : 29%)                | 5      |
| Monooctylstannanes (Eau douce)  | Pas de données de toxicité disponibles  | S.O.                              | S.O.                       | <0,01 µg Sn/L (aucune détection dans tout le Canada; n = 274; limite de détection : 0,01 µg Sn/L) | S.O.   |
| Monooctylstannanes (Eau de mer) | Pas de données de toxicité disponibles  | S.O.                              | S.O.                       | <0,01 µg Sn/L (aucune détection en eau de mer; n = 70; limite de détection : 0,01 µg Sn/L)        | S.O.   |
| Dioctylstannanes (Eau douce)    | CL <sub>50</sub> – 48 h pour <i>Daphnia magna</i> : 1,0 µg Sn/L (Steinhauser <i>et al.</i> , 1985)                        | 20 <sup>a</sup> x 10 <sup>c</sup> | 0,005 µg Sn/L              | <0,01 µg Sn/L (aucune détection dans tout le Canada; n = 274; limite de détection : 0,01 µg Sn/L) | >0,5   |
| Dioctylstannanes (Eau de mer)   | Pas de données de toxicité disponibles  | S.O.                              | S.O.                       | <0,01 µg Sn/L (aucune détection en eau de mer; n = 70; limite de détection : 0,01 µg Sn/L)        | S.O.   |

<sup>a</sup> Pour convertir d'une CL<sub>50</sub>, CI<sub>50</sub> ou CE<sub>50</sub> aiguë à une CSEO (concentration sans effet observé) chronique et pour tenir compte de l'extrapolation des résultats de laboratoire à un milieu *in situ* et des différences dans la sensibilité des espèces.

<sup>b</sup> Pour convertir d'une CME0 (concentration minimale produisant un effet observé) chronique à une CSEO et pour tenir compte des différences entre les conditions en laboratoire et *in situ* et dans la sensibilité des espèces.

<sup>c</sup> Pour compenser le manque de données de toxicité ou l'utilisation d'essais de toxicité non normalisés.