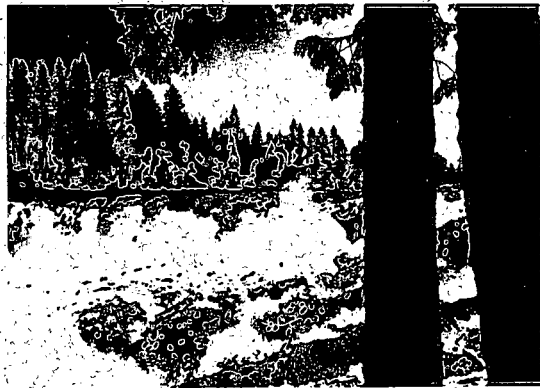


Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : organoétains

D.R.J. Moore, D.G. Noble, S.L. Walker, D.M. Trotter, M.P. Wong
et R.C. Pierce



ÉTUDE N° 191, SÉRIE SCIENTIFIQUE

GB
707
C335
no. 191F

DIRECTION GÉNÉRALE DES SCIENCES ET DE
L'ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES
DIRECTION DE LA SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES
OTTAWA (ONTARIO) 1992

(Available in English on request)

Canada



Environnement
Canada

Environment
Canada

Conservation et
Protection

Conservation and
Protection

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : organoétains

**D.R.J. Moore, D.G. Noble, S.L. Walker, D.M. Trotter,* M.P. Wong
et R.C. Pierce**

*Monenco Consulting Ltd.,
Calgary (Alberta).

ÉTUDE N° 191, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DES SCIENCES ET DE
L'ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES
DIRECTION DE LA SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES
OTTAWA (ONTARIO) 1992**

(Available in English on request)



Imprimé sur du papier contenant des rebuts récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
N° de cat. En 36-502/191F
ISBN 0-662-98024-7

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	vii
PRÉFACE	ix
INTRODUCTION	1
Utilisations et production des organoétains	1
Sommaire des recommandations et de la législation existantes	2
PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES	6
Propriétés générales	6
Méthodes d'analyse	6
CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT	7
Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	7
Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote	8
Méthylétains	8
Butylétains	8
Autres organoétains	9
DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT	9
Méthylétains	10
Butylétains	10
Phénylétains	14
Autres organoétains	14
BIOACCUMULATION	16
Accumulation	16
Généralités	16
Méthylétains	17
Butylétains	17
Phénylétains	17
Autres organoétains	18
Métabolisme et élimination	18
TOXICITÉ POUR LE BIOTE	18
Toxicité pour le biote aquatique	18
Généralités	19
Méthylétains	22
Butylétains	23
Phénylétains	25
Autres organoétains	25
Toxicité pour le bétail et le biote connexe	26
Toxicité	26
Absorption et métabolisme	27
Effets physiologiques et biochimiques	27
Effets mutagènes, tératogènes et cancérogènes	28
Toxicité pour les cultures non visées	28

Table des matières (suite)

	Page
RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU	29
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	29
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	29
Vie aquatique	29
Vie aquatique d'eau douce	29
Vie aquatique marine	30
Agriculture	30
Eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage	30
Tributylétains	30
Triphénylétains	34
Tricyclohexylétains	34
Irrigation	34
Triphénylétain	34
Approvisionnement en eau industrielle	34
LACUNES DES DONNÉES	34
Concentrations dans l'environnement	34
Devenir et persistance dans l'environnement	35
Bioaccumulation	35
Toxicité pour le biote aquatique	35
Toxicité pour le bétail et le biote connexe	36
Toxicité pour les plantes non visées	36
SOMMAIRE	36
RÉFÉRENCES	36
ANNEXE A. Propriétés physiques et chimiques et utilisations des organoétains	47
ANNEXE B. Concentrations d'organoétains dans les eaux de surface	55
ANNEXE C. Concentrations d'organoétains dans les sédiments	61
ANNEXE D. Concentrations d'organoétains dans les organismes d'eau douce estuariens et marins	65
ANNEXE E. Bioaccumulation des d'organoétains par les organismes d'eau douce estuariens et marins	69
ANNEXE F. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les vertébrés d'eau douce, estuariens et marins	77
ANNEXE G. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les invertébrés d'eau douce estuariens et marins	87
ANNEXE H. Sommaire des données sur la toxicité des organoétains pour les algues d'eau douce, estuariennes et marines	109
ANNEXE I. Sommaire des données sur la toxicité orale aiguë des tributylétains pour les rats et les souris	117
ANNEXE J. Sommaire des données sur la toxicité des tributylétains avec doses orales répétées	119
ANNEXE K. Sommaire des données sur la toxicité orale aiguë des tributylétains pour les mammifères	123
ANNEXE L. Études de toxicité chronique sur l'effet des organoétains sur les animaux domestiques	125
ANNEXE M. Phytotoxicité des triphénylétains pour diverses plantes	127

Table des matières (suite)

	Page
ANNEXE N. Fiche de données toxicologiques minimales pour le calcul des recommandations visant à protéger la vie aquatique d'eau douce et marine	131

Tableaux

1. Principales utilisations des organoétains au Canada	2
2. Produits à base d'organoétains homologués conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, septembre 1990	3
3. Sommaire des méthodes d'analyse des organoétains	6
4. Recommandations à l'égard des organoétains pour la qualité de l'eau au Canada	36

Illustrations

Figure 1. Mécanismes qui influent sur le devenir des méthylétains	11
Figure 2. Mécanismes qui influent sur le devenir des butylétains	12
Figure 3. Mécanismes qui influent sur le devenir des phénylétains	15
Figure 4. Réactions importantes observées dans le biote marin et d'eau douce après des expositions aiguës aux tributylétains	20
Figure 5. Réactions importantes observées dans le biote marin et d'eau douce après des expositions aiguës aux mono-, di-, tri- et tétraorganoétains	21
Figure 6. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des tributylétains pour la protection de la vie aquatique d'eau douce	31
Figure 7. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des triphénylétains pour la protection de la vie aquatique d'eau douce	32
Figure 8. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des tributylétains pour la protection de la vie aquatique marine	33

Résumé

On a fait une étude de la documentation sur l'utilisation des organoétains, leurs propriétés physiques et chimiques, leurs concentrations dans l'environnement, leur devenir et leur persistance dans l'environnement, leur potentiel de bioaccumulation, leurs effets toxiques sur l'eau douce et sur le biote marin, et leur toxicité pour les animaux d'élevage et les récoltes non ciblées. On trouvera dans cette publication un résumé de l'information sur le sujet. Cette information a servi à l'élaboration de recommandations pour la protection des utilisations spécifiques de l'eau au Canada.

Abstract

A literature review was conducted on organotin uses, physical and chemical properties, environmental concentrations, environmental fate and persistence, bioaccumulation potential, toxic effects on freshwater and marine biota, and toxicity to non-target crops and livestock. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines are recommended for the protection of specific water uses in Canada.

Préface

L'étain est utilisé à de nombreuses fins comme métal inorganique et dans les composés organiques. Au cours des 30 dernières années, on a utilisé l'étain dans divers domaines industriels et agricoles, par exemple : stabilisants du chlorure de polyvinyle, catalyseurs industriels, biocides industriels et agricoles, agents de préservation du bois et additifs antisalissures. En raison de préoccupations de nature toxicologique et environnementale, les organoétains ont été placés sur la liste des substances d'intérêt prioritaire, en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Conformément à cette loi, les substances portées sur cette liste doivent faire l'objet d'une évaluation afin de déterminer si elles peuvent avoir des effets nocifs immédiats ou à long terme sur l'environnement. Le présent rapport a pour but d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau à l'égard des organoétains, afin d'assurer la protection et la préservation des cinq principales utilisations de l'eau au Canada, à savoir : eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable; qualité et aspects esthétiques des eaux récréatives; vie aquatique d'eau douce en mer; abreuvement des animaux d'élevage et irrigation; et enfin approvisionnement en eau industrielle.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : organoétains

D.R.J. Moore, D.G. Noble, S.L. Walker, D.M. Trotter,
M.P. Wong et R.C. Pierce

INTRODUCTION

Les organoétains sont caractérisés par la présence d'au moins une liaison carbone-étain covalente. Dans le présent document, on utilise la formule R_nSnX_{4-n} où ($n = 1-4$; R = alkyle ou aryle; X = H, OR', halogène, etc.). Tout dépendant du nombre de substituants organiques, on classe les organoétains en mono-, di-, tri-, ou tétraorganoétains. Dans les organoétains, la partie organique comprend, entre autres, les groupes méthyle (Me), butyle (Bu), octyle (Oc), pentyle (Pe), et phényle (Ph) tandis que les anions associés sont habituellement des chlorures, des fluorures, des oxydes, des hydroxydes, des carboxylates ou des thiolates. Les composés alkylétains consistent généralement en composés à chaînes latérales d'hydrocarbure saturées et non ramifiées (c.-à-d., des n-alkylétains). Les arylétains comprennent habituellement des fragments phényle ou vinyle (Snoeij et coll. 1987a).

Les données publiées sur la concentration des organoétains dans l'environnement et leur toxicité ont été exprimées en termes de concentration (1) de Sn, (2) d'alkylétains ou d'arylétains, ou (3) du cation organoétain et de l'anion associé. Afin de pouvoir comparer les concentrations d'organoétains mesurées dans l'eau, les sédiments et le biote, toutes les données du présent document, sauf celles du tableau 3 et des annexes J, L et M, ont été converties en microgrammes de cation organoétain par litre ou par kilogramme. Dans le tableau 3, les concentrations sont exprimées en moles, car la forme des organoétains analysés est inconnue.

Utilisations et production des organoétains

La synthèse des premiers organoétains remonte à 1852, mais c'est seulement dans les années 1930 qu'on a commencé à utiliser ces composés comme stabilisants dans les huiles des transformateurs et pour les plastiques de vinyle. Leur utilisation commerciale s'est rapidement accrue, et de nos jours, on les utilise principalement dans trois domaines : (1) stabilisants thermiques pour les polymères de chlorure de polyvinyle (PVC); (2) biocides industriels et agricoles, et (3)

catalyseurs industriels dans les réactions chimiques (Snoeij et coll. 1987a). Le tableau 1 résume les organoétains les plus employés au Canada, ainsi que leurs utilisations. On trouvera à l'annexe A une liste plus complète des composés et de leurs utilisations.

Les propriétés biocides des triorganoétains sont reconnues depuis 1954. Les tripropylétains, les tributylétains et les triphénylétains sont fortement fongicides et bactéricides. L'oxyde de bis(tributylétain) est très utilisé comme agent de préservation du bois, comme additif antisalissures pour les peintures marines, comme désinfectant dans les tours de refroidissement à l'eau et comme bactéricide dans les papeteries (Jones et coll. 1987). Les triphénylétains et les tributylétains ont des propriétés molluscicides, et on les a utilisés pour lutter contre les gastéropodes servant d'hôtes intermédiaires pour les maladies parasitaires humaines. Les composés de triphénylétain sont d'importants fongicides agricoles, car ils sont toxiques pour les deux principaux champignons qui infectent la pomme de terre et la betterave à sucre (C. Ranger, 1989, Direction générale des pesticides, Agriculture Canada, comm. pers.). Les tricyclohexylétains et les triphénylétains sont efficaces contre les mites et les tiques phytophages qui présentent une menace en culture fruitière (Snoeij et coll. 1987a).

Parmi les nombreux types d'organoétains utilisés en grande quantité au Canada, seul le dilaurate de dibutylétain y est fabriqué. Les autres organoétains utilisés au Canada sont importés (CNRC 1985). En 1981, 1982 et 1983, les importations d'organoétains, exception faite de l'oxyde de bis(tributylétain), se sont chiffrées à 296, 287 et 997 t, respectivement. Les importations d'oxyde de bis(tributylétain) ont été de 30 et 12 t en 1981 et 1982, respectivement (Statistique Canada 1983, 1984). On ne dispose pas d'informations plus récentes sur l'utilisation des organoétains pour pouvoir déterminer les tendances actuelles. Toutefois, des informations inédites sur les organoétains utilisés comme agents antisalissures indiquent que l'importation et l'utilisation de ces produits ont diminué au cours des 2 dernières années, à la suite des mesures réglementaires prises en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires.

Tableau 1. Principales utilisations des organoétains au Canada

Composés	Utilisations
Bis(isooctylmercaptoacétate) de dibutylétain	Stabilisant du polychlorure de vinyle utilisé pour les parements, les gouttières et les sous-faces
Dilaurylmercaptide de dibutylétain	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane; complément de fourrage
2-éthylhexoate stanneux ¹	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane
Oxyde de dibutylétain	Précurseur du dilaurate de dibutylétain
Diacétate de dibutylétain	Catalyseur pour les mousses souples
Dilaurate de dibutylétain	Compléments alimentaires pour les poulets; catalyseur pour les uréthanes; et catalyseur d'estérification
Oxyde de bis(tributylétain)	Agent fongicide et bactéricide dans les tours de refroidissement à l'eau; additif antisalissures pour les peintures marines; agent de préservation du bois; bactéricides dans les tissus
Fluorure de tributylétain	Additif antisalissures pour les peintures marines jusqu'en 1989 au Canada
Chlorure de tributylétain	Bactéricide et fongicide dans l'industrie du cuir; agent de préservation du bois
Maléate de tributylétain	Bactéricide et fongicide dans les tissus; émulsions pour adhésifs et latex
Méthacrylate de tributylétain	Biocide pour les peintures antisalissures; bactéricide et fongicide dans les tissus et le cuir
Maléate de dioctylétain	Stabilisant de tuyaux rigides en polychlorure de vinyle utilisés pour les approvisionnements en eau potable
Bis(isooctylmercaptoacétate) de dioctylétain	Stabilisant des matières plastiques utilisées pour l'emballage des aliments
Oxyde de fenbutaétain	Acaricide

¹Ce composé n'est pas un organoétain véritable, selon la définition de Jones et coll. 1982.

Sources : Jones et coll. 1982, et informations additionnelles fournies par C. Ranger, 1989, Direction générale des pesticides, Agriculture Canada, Ottawa, comm. pers. et R.J. Maguire, 1990, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont. comm. pers.

L'organoétain le plus utilisé au Canada est le bis(isooctylmercapto-acétate) de dibutylétain, lequel entre dans la fabrication des produits en chlorures de polyvinyle (environ 80 % à 82 % de l'utilisation d'organoétains au Canada). Les autres utilisations des organoétains sont dans le domaine des catalyseurs (16 % à 17 %) et des biocides (2 % à 3 %).

Plusieurs produits contenant des organoétains sont homologués comme pesticides en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires (tableau 2). Les matières actives dans ces produits comprennent le chlorure de tributylétain, le maléate de tributylétain, le méthacrylate de tributylétain, l'oxyde de bis(tributylétain) et l'oxyde de fenbutaétain. Les utilisations homologuées comprennent : agent de préservation du bois comme l'oxyde de bis(tributylétain) et le chlorure de tributylétain; agent de préservation des matériaux comme l'oxyde de

bis(tributylétain), le méthacrylate de tributylétain, et le maléate de tributylétain; bactéricide comme l'oxyde de bis-tributylétain; agent antisalissures comme l'oxyde de bis-tributylétain, et le méthacrylate de tributylétain; acaricide comme l'oxyde de fenbutaétain.

Sommaire des recommandations et de la législation existantes

Au Canada, les organoétains sont sur la liste des produits chimiques d'intérêt prioritaire, catégorie III, depuis l'entrée en vigueur de la Loi sur les contaminants de l'environnement le 1^{er} avril 1976. Cette catégorie est réservée aux substances pour lesquelles il faut obtenir un complément d'informations sur leur présence, leur persistance et leur toxicité afin d'en évaluer les risques pour l'environnement et la santé humaine (Environnement Canada, Santé et Bien-être social Canada 1979).

Tableau 2. Produits à base d'organoétains homologués conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, septembre 1990

N° d'homologation	Nom du produit	Type d'utilisation ¹ / Type de produit ²
Chlorure de tributylétain		
15593	BIOSPERSE 219	C / PM
20108	SADOLIN SADOVAC 2384	C / PB
Maléate de tributylétain		
14498	ULTRA-FRESH DM-50N GERMISTAT	C / PM
Méthacrylate de tributylétain		
12900	DURAFRESH DM 40 GERMISTAT	C / PM
21316	INTERSMOOTH HISOL (BFA254-prune, BFA256-rose, BFA259-noir)	C / AS
21368	INTERSWIFT BKA007 RED	C / AS
Oxyde de bis(tributylétain)		
5565	PENTOX PRIMER SEALER WOOD PRESERVER GREEN	D / PB
11331	CCC WOOD PRESERVATIVE	C / PB
12879	SANITIZED BRAND 817	C / PM
12880	SANITIZED BRAND RB-475	C / PM
12891	ULTRA-FRESH UDD CATIONIC GERMISTAT	C / PM
12894	ULTRA-FRESH UDD NONIONIC GERMISTAT	C / PM
12895	ULTRA-FRESH 300 DD CATIONIC GERMISTAT	C / PM
12896	ULTRA-FRESH U NONIONIC GERMISTAT	C / PM
12897	ULTRA-FRESH 300 DD CATIONIC GERMISTAT	C / PM
12901	ULTRA-FRESH 300 NONIONIC GERMISTAT	C / PM
12902	ULTRA-FRESH 300 CATIONIC GERMISTAT	C / PM
12904	ULTRA-FRESH U CATIONIC GERMISTAT	C / PM
13189	DEARCIDE 717 COOLING WATER MICROBISTAT	C / BA
13350	DEARCIDE 703 COOLING WATER MICROBISTAT	C / BA
13486	BETZ SLIMICIDE J-12	C / BA
13488	MOGUL AG-471	C / BA
13500	FORMULA 3475	C / BA

¹Types d'utilisations :

C Commerciale
D Domestique
I Industrielle

²Types de produits :

AC Acaricide
AS Antisalissures
PM Agent de préservation des textiles
BA Bactéricide
PB Agent de préservation du bois

Tableau 2. (suite)

N° d'homologation	Nom du produit	Type d'utilisation/ Type de produit ²
13503	VIRGINIA ALGAE-CIDE NO.5	C / BA
13538	SANITIZED BRAND OA-P	C / PM
13778	ALCHEM 4135 FUNGICIDE SAP STAIN INHIBITOR	C / PB
13931	DEARCIDE 700 COOLING WATER MICROBISTAT	C / BA
14565	BIOSPERSE 201	C / BA
14592	MOGUL AG-472	C / BA
15515	ALCHEM 7328	C / BA
15525	ML-15	C / BA
15935	WOLMAN OUTDOOR WOOD END CUT PRESERVATIVE	D / PB
16145	ULTRA-FRESH SN GERMISTAT	C / PM
16585	ML-17 LIQUID FOR CONTROL OF BACTERIA & FUNGI	C / BA
16708	WOOD PRESERVATIVE CLEAR	D / PB
16795	WEATHER SCREEN 704	D / PB
16796	WEATHER SCREEN 707	D / PB
16797	WEATHER SCREEN 709	D / PB
16798	WEATHER SCREEN 713	D / PB
16799	WEATHER SCREEN 716	D / PB
16800	WEATHER SCREEN 717	D / PB
16801	WEATHER SCREEN 723	D / PB
16802	WEATHER SCREEN 726	D / PB
16803	WEATHER SCREEN 911	D / PB
16804	WEATHER SCREEN 913	D / PB
18077	TBTO	I
18129	FORMULA 3470	C / BA
18972	OSMOSE END CUTS WOOD PRESERVATIVE	D / PB
19050	PENTOX ALL WEATHER WOOD PRESERVATIVE FOR CUTS	D / PB
19195	TBTO	I
19539	PILT PLUS GC-447 CONDUCTIVE CONCENTRATE	C / PB
19540	PILT GC-448 NON-CONDUCTIVE CONCENTRATE	C / PB
19541	PILT GC-446 CONDUCTIVE CONCENTRATE	C / PB

Tableau 2. (suite)

N° d'homologation	Nom du produit	Type d'utilisation ¹ / Type de produit ²
19543	PILT PLUS GC-449 NON-CONDUCTIVE CONCENTRATE	C / PB
19591	PITTSBURGH PAINTS EXTERIOR STAIN & WOOD	D / PB
19775	GC-445 RTU NON-CONDUCTIVE PILT WOOD	C / PB
20572	SUPERSYSTEM WOLMAN END CUT PRESERVATIVE	D / PB
21316	INTERSMOOTH HISOL (BFA254-prune, BFA256-rose, BFA259-noir)	C / AS
21368	interswift BKA007 RED	C / AS
Oxyde de fenbutaétain		
16162	SHELL VENDEX 50W MITICIDE	C / AC
16309	VENDEX 50W MITICIDE	C / AC
17202	PLANT PROD MITE ELIMINATOR	D / AC
17866	VENDEX 50W	C / AC
18594	TECHNICAL FERBUTATIN OXIDE (VENDEX MITICIDE)	I / AC

En raison de préoccupations d'ordre toxicologique à l'égard de ce groupe de composés, ceux-ci ont été placés sur la liste des substances d'intérêt prioritaire (Gazette du Canada 1989), en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Conformément à cette loi, les substances portées sur cette liste doivent faire l'objet d'une évaluation afin de déterminer si elles peuvent avoir des effets nocifs immédiats ou à long terme sur l'environnement.

À titre d'organisme responsable de l'application de la Loi sur les produits antiparasitaires, Agriculture Canada homologue toutes les utilisations biocides des organoétains. Le 12 février 1987, Agriculture Canada a officiellement annoncé que toutes les peintures antisalissures devaient faire l'objet d'une homologation (Agriculture Canada 1987a). De plus, les organoétains ont fait l'objet d'une réglementation par Agriculture Canada (1987b, 1989, 1990). L'utilisation des peintures contenant du tributylétain est interdite sur les navires d'une longueur inférieure à 25 m, sauf ceux dont la coque est en aluminium. On a adopté comme vitesse maximale de libération des cations tributylétain une valeur maximale de $4 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$, à la suite d'essais normalisés effectués en laboratoire. Ces exigences canadiennes sont similaires à celles adoptées par la U.S. Environmental Protection Agency le 16 juin 1988 (Federal Register 1988). Au Canada, la vente de toute peinture antisalissures non homologuée a cessé le 16 juin 1989, tandis que l'utilisation des produits non homologués est interdite depuis le 31 décembre 1989. Aucun organoétain

n'est actuellement homologué pour les utilisations aquicoles et connexes (p. ex., filets, casiers à homards).

En ce qui concerne les tributylétains, la U.S. EPA a proposé des critères pour l'eau d'eau douce et l'environnement marin (U.S. EPA 1987a, 1987b; Federal Register 1989). Les organismes aquatiques d'eau douce et les utilisations qui en sont faites ne devraient pas être perturbés de façon inacceptable si la concentration moyenne de tributylétains pendant 4 jours ne dépasse pas $0,026 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne, et si la concentration moyenne sur 1 h ne dépasse pas $0,149 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne. Les valeurs correspondantes pour l'environnement marin sont de $0,01$ et $0,266 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement. La U.S. EPA a constaté qu'il n'y avait pas suffisamment d'informations pour proposer des critères pour les autres organoétains. Bien que de nombreux pays européens aient adopté des mesures restreignant l'utilisation des enduits antisalissures à base d'organoétains, peu d'entre eux ont adopté des recommandations pour la qualité de l'eau. En ce qui concerne le tributylétain dans l'eau de mer, le Royaume-Uni a adopté les mesures suivantes : un objectif de qualité de l'environnement de $20 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains en 1985, et une norme de qualité de l'environnement de $2 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ en 1989 (Abel et coll. 1987; Cleary 1990). Au Canada, aucune recommandation portant sur les organoétains dans l'eau douce et l'environnement marin n'a encore été établie.

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Propriétés générales

Les propriétés physiques et chimiques des organo-étains varient grandement, tout dépendant du nombre et du type de fragments organiques et inorganiques liés à l'atome d'étain. Bien qu'elle ne soit pas complète, la liste de l'annexe A présente les propriétés physiques et chimiques de 110 organo-étains. En règle générale, la solubilité des organo-étains varie de 5 à 50 mg·L⁻¹ (Eisler 1989). Plus le nombre et la masse moléculaires des groupes organiques fixés à l'atome d'étain sont élevés, plus faible est la solubilité du composé dans l'eau et plus élevée est sa solubilité dans l'octanol (CNRC 1985). La valeur des coefficients de partage octanol/eau pour les organo-étains de masse moléculaire élevée laisse supposer que ces composés présentent un potentiel de bioaccumulation. La présence de chlorures dans l'eau de mer réduit la solubilité des tributylétains et des triphénylétains, ce qui est probablement dû à une association avec le cation hydraté, ce qui forme des

chlorures d'organoétain covalents (Blunden et coll. 1985). La plupart des organo-étains vendus dans le commerce sont caractérisés par une faible mobilité dans l'environnement aquatique, en raison de leur faible solubilité en milieu aqueux, de leur faible pression de vapeur et de leur affinité élevée pour les sédiments aquatiques (Blunden et Chapman 1982).

Méthodes d'analyse

Le tableau 3 résume les méthodes d'analyse des organo-étains dans l'environnement aquatique. Les concentrations détectables minimales sont de l'ordre de 10⁻⁷ à 10⁻¹⁶ mole d'étain, tout dépendant du composé, du milieu et de la technique employée. Par exemple, l'Institut national de recherche sur les eaux de Burlington (Ontario) utilise le mode opératoire suivant pour analyser les espèces de butylétain : (1) extraction des espèces de butylétain (tri-, di-, et monoétain et étain inorganique) des échantillons d'eau ou des sédiments secs, avec le complexant tropolone dissous dans du benzène; (2) pentylation de l'extrait afin d'obtenir des

Tableau 3. Sommaire des méthodes d'analyse des organo-étains

Technique ¹	Forme de la substance analysée	Seuil de détection (Sn) ²
Spectrophotométrie	R ₂ SnQ ₂ , R ₃ SnQ	10 ⁻⁹ - 10 ⁻⁷ mol·L ⁻¹
Spectrofluorimétrie	R _n SnQ _{4-n} , Ph ₃ SnQ (R = Me, Et, Pr, Bu)	10 ⁻⁹ - 10 ⁻⁷ mol·L ⁻¹
VDA	Ph ₃ SnQ BuSnCl ₃ , OcSnCl ₃ , SnCl ₄	10 ⁻⁸ mol·L ⁻¹ 3 x 10 ⁻⁷ mol·L ⁻¹
CG-DCE	R ₃ SnQ, R ₄ Sn (R = Et, Pr, Bu)	8,4 x 10 ⁻¹⁵ - 8,4 x 10 ⁻¹¹ mol
CG-DPF	R _n SnH _{4-n} (R = Me, Ph, Bu)	4,2 x 10 ⁻¹³ mol
CG-DPF modifié	Pr ₄ Sn	3,36 x 10 ⁻¹⁶ mol
CG-SAA	Me _n SnBu _{4-n}	8,4 x 10 ⁻¹³ mol
CG-émission	Me _n SnH _{4-n}	8,4 x 10 ⁻¹⁴ mol
CG-plasma	Et ₄ SnPr _{4-n}	5,04 x 10 ⁻¹⁴ mol
CG-SM	Bu _n SnMe _{4-n}	1,68 x 10 ⁻¹² mol
CG-DIF	R _n Sn (R = Et, Pr, Bu)	8,4 x 10 ⁻¹² mol
CL-SAA	R _n SnH _{4-n} (R = Me, Et)	8,4 x 10 ⁻¹⁴ mol
CL-SAA	R _n SnQ _{4-n} (R = aryle, alkyle, alicyclique)	2,52 x 10 ⁻¹² - 4,2 x 10 ⁻¹¹ mol
CCM-SAA	Bu ₃ SnQ, Ph ₃ SnQ	1,68 x 10 ⁻⁹ mol

¹ Sens des abréviations : VDA - voltampérométrie à redissociation anodique; DCE, détecteur à capture d'électrons; CG-chromatographie gazeuse; DPF détecteur photométrique à flamme; SAA - Spectrométrie d'absorption atomique; SM - spectrométrie de masse; DIF - Détecteur à ionisation de flamme; CL - chromatographie liquide; CCM - chromatographie sur couche mince; Me, méthyle; Et, éthyle; Pr, propyle; Bu, butyle; Oc, octyle; Ph, phényle; Q est le contre-ion.

² Les seuils de détection sont en moles de Sn, et les valeurs indiquées correspondent aux quantités ou aux concentrations qui donnent un signal dont l'intensité est égale à deux fois le bruit de fond.

Source : CNRC.

dérivés mixtes et volatils de butylpentylétain, $Bu_nPe_{4-n}Sn$; (3) nettoyage de l'extrait par chromatographie sur colonne à gel de silice; (4) concentration et dosage par chromatographie en phase gazeuse sur colonne remplie, et avec soit un détecteur photométrique à flamme modifié (CG-DPF modifié), soit avec un spectrophotomètre d'absorption atomique à tube en quartz (CG-SAA) (Maguire 1986). La Société Seakem Oceanography Ltd. a utilisé un chromatographe en phase gazeuse et un spectromètre de masse (CG-SM) pour doser les butylétains dans des échantillons d'eau, de sédiments et d'huîtres prélevés dans la baie de Nanoose en Colombie-Britannique (Harding et Kay 1988). Dans leur étude de 1988, Harding et Kay ont indiqué que les seuils de détection des tributylétains étaient de $0,1 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$, $0,07 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $1,0 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'étain dans les échantillons d'eau, de sédiments et de tissus, respectivement.

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Il y a peu d'informations sur la quantité d'organoétains libérés dans l'environnement aquatique au Canada suite à leur production, leur utilisation ou leur élimination. On estime que la pénétration dans les eaux de surface de l'oxyde de fenbutaétain, utilisé pour la protection des cultures au Canada, est peu importante, car ce composé est peu utilisé, il s'adsorbe fortement sur les particules du sol, et son facteur de dilution dans l'air est élevé (Bock 1981; CNRC 1985; R.J. Maguire, 1990, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont. comm. pers). Bien que les organoétains soient surtout utilisés au Canada pour la stabilisation thermique des produits contenant du chlorure de polyvinyle, le risque le plus important de pénétration directe dans l'environnement aquatique est associé à leur utilisation directe comme biocides dans l'eau. On utilise couramment plusieurs organoétains dans les peintures comme agent antisalissure afin de protéger les surfaces sous-marines exposées contre les dommages par l'eau et la croissance de matières biologiques salissantes. L'utilisation généralisée des enduits antisalissures à base d'organoétains sur les coques des embarcations, les filets de pêche et les casiers à homards a donné lieu à des concentrations élevées de ces composés dans les eaux douces, et dans les environnements estuariens et marins (Maguire et coll. 1982, 1985, 1986; Maguire 1984, 1986; CNRC 1985; Anderson et Dalley 1986; Bailey 1986; Champ 1986; Laughlin et Linden 1987; Clark et coll. 1988). Cependant, l'homologation obligatoire des enduits antisalissures, en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires, a eu pour effet de

réduire le volume d'organoétains utilisés à cette fin et d'interdire leur emploi sur les filets et les casiers à homards.

Aux États-Unis, on a estimé qu'en 1976, quelque 4775 t ont pénétré dans l'environnement, surtout à partir des décharges. De la quantité totale d'organoétains qui pénètrent chaque année dans l'environnement, il y a environ 91 t de triorganoétains (Laughlin et Linden 1985).

La marine américaine a déterminé que la vitesse de dégagement des tributylétains par les peintures antisalissures qui protègent les navires dépend des facteurs suivants : (1) la chimie de l'enduit; (2) la chimie de l'environnement (notamment la température, le pH et la salinité); (3) le débit et la turbulence; (4) l'importance de l'activité biologique; et (5) l'âge de l'enduit (Champ et Bleil 1988). En laboratoire, on a estimé que les coques de navires dégageaient des tributylétains à une vitesse comprise entre $< 0,1$ et $1,9 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$. On a mesuré *in situ* les vitesses de dégagement des organoétains par les coques des navires de la marine américaine. On a obtenu des valeurs comprises entre $0,33$ et $2,8 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ de tributylétains, tout dépendant de la formulation de la peinture et de l'endroit où se trouvaient les navires (Lieberman et coll. 1985). Toutefois, les enduits qui dégageaient le plus rapidement des organoétains (environ $5 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$) étaient utilisés sur les embarcations de plaisance, parce qu'ils coûtaient moins cher (Champ et Bleil 1988). En se basant sur une surface totale de coques immergées de $3,99 \times 10^8 \text{ cm}^2$, Pollman et Chou (1987) ont obtenu, dans une étude effectuée dans le port de Norfolk en Virginie, une vitesse de lixiviation moyenne de $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$, équivalente au rejet de $390 \text{ g}\cdot\text{j}^{-1}$ de tributylétains dans l'eau. En se basant sur cette vitesse de rejet, on peut estimer que la concentration de tributylétains en régime stationnaire dans les eaux du port de Norfolk serait comprise entre $0,05$ et $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Aux États-Unis, il y a environ 15 millions de petites embarcations de plaisance, 68 000 yachts et 87 000 navires commerciaux, représentant une surface totale de 400 millions de pieds carrés nécessitant une protection antisalissure. De plus, la surface totale des coques immergées, pour ce qui est des navires de la marine américaine, représente 11 millions de pieds carrés (Champ et Bleil 1988). Au Canada, dans les provinces de l'Atlantique, une étude réalisée en 1986-1987 a indiqué que l'utilisation totale de tributylétains dans cette région était de 3,44 t (Kieley 1989). De ce total, 53 % (soit 1725 t) était utilisé dans les peintures antisalissures et 24 % (soit 0,84 t) comme agent de préservation pour les casiers à homards. Pour le reste du Canada, on ne dispose pas d'évaluations comparables

pour l'utilisation des organoétains dans l'environnement aquatique. Il faudra combler cette lacune dans les données afin de pouvoir évaluer les risques que présente pour le biote aquatique du Canada l'exposition aux tributylétains.

Concentrations dans l'eau, les sédiments et le biote

Méthylétains

Dans divers sédiments, biotes et eaux naturelles, on a détecté des méthylétains, lesquels proviennent de sources anthropiques ainsi que de la méthylation biotique et abiotique de l'étain inorganique (CNRC 1985). Comme l'indique l'annexe B, on a trouvé des mono-, di- et triméthylétains dans des échantillons d'eau superficielle prélevés en de nombreux endroits au Canada. Les concentrations maximales observées pour les monométhylétains ($1,22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le port de Kingston), les diméthylétains ($0,32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le port de Kingston) et les triméthylétains ($0,248 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le port de Vancouver) (Maguire et coll. 1982, 1986) étaient similaires ou supérieures aux concentrations trouvées dans des eaux relativement polluées comme la baie Chesapeake (Jackson et coll. 1982) et le Rhin (Byrd et Andreae 1982). En règle générale, les concentrations de méthylétains étaient beaucoup plus élevées près des ports, des marinas ou des zones industrielles (p. ex., les ports de Belleville, de Whitby, de Kingston, une marina sur le lac St. Clair, les ports de Victoria, de Vancouver) que les concentrations mesurées dans les endroits où il n'y avait pas d'apports anthropiques directs (p. ex., North Bay, lac Supérieur) (Maguire et coll. 1982, 1986).

Jusqu'à présent, il y a eu peu d'études sur les concentrations de méthylétains dans les sédiments au Canada ou ailleurs (annexe C). Tugrul et coll. (1983) ont trouvé de fortes concentrations de méthylétains, en particulier des mono- et diméthylétains, dans les ports et les estuaires les plus pollués de la côte du nord-est de la Méditerranée. Maguire et coll. (1986) ont étudié des sédiments provenant de ports, lacs et rivières au Canada, et ils ont constaté que les concentrations de monométhylétain étaient relativement faibles dans le port de Montréal ($23 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), le lac Saint-Louis ($11 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) et le port de Victoria (n.d. - $23 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Toutefois, les concentrations de monométhylétains dans les sédiments de plusieurs ports du Nouveau-Brunswick étaient supérieures (jusqu'à $19\ 360 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) aux concentrations mesurées dans les endroits les plus pollués de la Méditerranée (jusqu'à $10,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Tugrul et coll. 1983). Dans l'étude sur les sédiments canadiens, Maguire et coll. (1986) ont trouvé que les concentrations de diméthylétains variaient entre une valeur inférieure au seuil de détection et $200 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, et que les concen-

trations de triméthylétains variaient entre une valeur inférieure au seuil de détection et $900 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Tout comme dans le cas des sédiments, il y a eu peu d'études sur les concentrations de méthylétains dans le biote aquatique. Comme l'indique l'annexe D, il semble y avoir peu de bioamplification des méthylétains dans le biote aquatique. Par exemple, Tugrul et coll. (1983) ont constaté que les concentrations de diméthylétains variaient de $0,5$ à $37 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec) dans les plantes marines, de $0,2$ à $18 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec) dans les patelles, et de $2,6$ à $2,9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec) dans les poissons. On a observé la même tendance avec les triméthylétains (Tugrul et coll. 1983) et les tétraméthylétains (Seidel et coll. 1980). Dans la seule étude portant sur les concentrations de méthylétains dans le biote aquatique canadien, Chau et coll. (1984) ont constaté que les concentrations de monométhylétains dans le poisson provenant de plusieurs ports du lac Ontario variaient de 250 à $990 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids humide. Ces concentrations étaient au moins d'un ordre de grandeur plus élevées que les concentrations trouvées partout ailleurs au monde.

Butylétains

Les tributylétains se trouvent en concentrations élevées dans l'eau, les sédiments et le biote des zones portuaires (annexes B, C et D). Par exemple, aux États-Unis, les concentrations de tributylétains atteignaient $0,16 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la baie de San Francisco, $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la baie de Chesapeake, $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la baie de San Diego et $0,27 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le port de Honolulu (Federal Register 1988). Lors d'une étude de contrôle effectuée dans la baie de Chesapeake à l'été de 1986, on a constaté une forte corrélation entre la densité d'embarcations et les concentrations de tributylétains mesurées dans quatre ports (Federal Register 1988). Dans 10 % des échantillons d'eau douce provenant de 265 endroits au Canada, on a trouvé des tributylétains à des concentrations égales ou supérieures à $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Maguire 1987, 1989). C'est dans le port de Toronto qu'on a trouvé la plus forte concentration de tributylétains au Canada, soit $43,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; toutefois, on a mis en doute cette valeur, parce que l'échantillon peut avoir été contaminé par des sédiments (Maguire 1989).

Au Canada, on a trouvé des dibutylétains dans environ 10 % de tous les échantillons d'eaux souterraines (Maguire 1989). La présence de dibutylétains dans ces échantillons était attribuable soit à leur rejet direct sous forme de stabilisants de chlorure de polyvinyle, soit à la dégradation des tributylétains. C'est probablement cette dernière explication qui est la bonne, car on a surtout trouvé les dibutylétains dans des

régions où on avait également trouvé des tributylétains (c.-à-d. les ports, les marinas, etc.). On a également trouvé des monobutylétains dans environ 10 % des échantillons d'eau (profondeur de 0,5 m) prélevés au Canada (Maguire 1989). Comme l'indique l'annexe B, plusieurs ports canadiens sont contaminés par les mono-, di- et tributylétains à des concentrations similaires à ce qu'on retrouve dans les régions les plus contaminées du monde (p. ex., baie de Chesapeake, port de Norfolk, baie de San Diego).

Dans les sédiments (couche supérieure de 2 cm) provenant du port de Vancouver, on a trouvé des tributylétains à des concentrations atteignant jusqu'à 25 000 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec), des dibutylétains à raison de 16 200 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec), et des monobutylétains à des concentrations atteignant 7095 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec) (Maguire et coll. 1986). Les concentrations de butylétains trouvées dans ce port et plusieurs autres ports canadiens (p. ex., port d'Esquimalt, C.-B.) étaient au moins d'un ordre de grandeur plus élevées que les concentrations trouvées dans plusieurs endroits les plus contaminés au monde (p. ex., détroit de Puget, baie de San Diego, port de Boston, rivière Hamble au Royaume Uni) (annexe C):

Plusieurs études ont démontré que les bivalves (p. ex. moules, huîtres) accumulent les butylétains à des concentrations (jusqu'à 10 800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de tributylétains, 1860 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de monobutylétains, poids sec) qui sont beaucoup plus élevées que les concentrations trouvées dans les poissons aux mêmes endroits (Maguire 1987; Sasaki et coll. 1988; Wade et coll. 1988). Tout comme dans le cas de l'eau et des sédiments, les plus fortes concentrations de butylétains ont été trouvées dans le biote des ports (p. ex. Harbor Island en Californie, port de San Pedro en Californie, baie de San Diego, port de Honolulu) (Wade et coll. 1988; Uhler et coll. 1989). Au Canada, il y a eu peu d'études visant à déterminer les concentrations de butylétains dans le biote aquatique. Dans le port de Vancouver, on a trouvé dans des échantillons de poissons des concentrations de tri-, di- et monobutylétains de 580, 98 et 90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids humide), respectivement (Maguire et coll. 1986). Dans la baie de Nanoose (C.-B.), on a trouvé des concentrations de tributylétains atteignant 1800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids sec) dans les échantillons de tissus d'huîtres. À cet endroit, la principale source de tributylétains étaient les filets à saumon traités aux tributylétains, utilisés comme agent retardant la croissance des moisissures marines (Harding et Kay 1988).

Autres organoétains

Maguire (1984) a trouvé du tributylméthylétain (Bu_3MeSn) et du dibutylméthylétain ($\text{Bu}_2\text{Me}_2\text{Sn}$) dans

les sédiments de quatre ports ontariens. Toutefois, la présence de ces composés était rare, et elle résultait probablement de la méthylation des butylétains dans l'environnement aquatique (Maguire et coll. 1986). Cependant, jusqu'à présent, aucun autre organoétain (p. ex., phénylétain, cyclohexylétain) n'a été signalé dans l'eau, les sédiments ou le biote.

DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT

L'étain à l'état minéral est généralement considéré comme non toxique, car aux pH physiologiques, ce métal est rapidement converti en oxyde insoluble (Blunden et Chapman 1982). Toutefois, l'adjonction de groupes alkyle ou aryle à l'atome d'étain, par une liaison Sn-C, en augmente beaucoup la toxicité pour le biote aquatique. L'adjonction séquentielle de groupes organiques dans toute série $\text{R}_n\text{SnX}_{4-n}$ donne lieu à un effet toxique maximal lorsque $n = 3$ (c.-à-d., les triorganoétains) (Blunden et Chapman 1982). Par conséquent, la description suivante du devenir et du comportement des organoétains dans l'environnement portera surtout sur les triorganoétains qui peuvent avoir un effet dans l'environnement (p. ex., triméthylétains, tributylétains, triphénylétains; voir section précédente).

On peut définir la dégradation d'un organoétain en terme de séparation séquentielle des groupes alkyle ou aryle liés à l'atome d'étain :



Ainsi, la dégradation comporte la rupture d'une liaison Sn-C, plutôt que la rupture d'une liaison anionique Sn-X. L'échange anionique donne l'impression fautive qu'il y a une cinétique de dégradation, alors que ce qui importe vraiment est la perte des groupes alkyle ou aryle (Maguire 1987); la nature de l'anion a peu d'effet sur la toxicité (Davies et Smith 1980). Différents mécanismes peuvent causer la rupture d'une liaison Sn-S : (1) rayonnement ultraviolet; (2) clivage biologique; (3) clivage chimique; (4) clivage thermique; et (5) rayonnement gamma (Blunden et Chapman 1982). Parmi ces mécanismes, le clivage thermique ne devrait pas avoir une importance environnementale, car la liaison Sn-C est stable aux températures inférieures à 200 °C (Zuckerman et coll. 1978). De plus, comme le rayonnement gamma est plutôt faible à la surface de la Terre, il est peu probable que ce mécanisme ait un effet important sur la dégradation des organoétains dans l'environnement (Clark et coll. 1988).

Outre ces mécanismes de dégradation chimique et biologique, plusieurs autres mécanismes physiques peuvent avoir un effet sur la persistance des

organoétains (p. ex., volatilisation, adsorption sur les solides en suspension et les sédiments, écoulement de l'eau) (Maguire 1987). La volatilisation des mono-, di- et triorganoétains est probablement négligeable, car ces composés ont plutôt tendance à s'adsorber fortement sur les solides en suspension et les sédiments (Maguire et Tkacz 1985). L'adsorption des organoétains sur les solides en suspension et les sédiments peut jouer un rôle important dans leur élimination de l'eau, en raison de leur coefficient élevé de partage sédiments/eau (p. ex., pour les tributylétains : $K_{oc} = 3370$) (Cardwell 1988). Toutefois, l'adsorption des organoétains sur les solides en suspension et les sédiments ne doit pas être le seul critère pour définir leur élimination de l'environnement aquatique, car les résidus toxiques peuvent migrer par désorption, resuspension des sédiments ou absorption par le biote benthique (CNRC 1985). Dans les paragraphes suivants, nous résumons les données disponibles sur le devenir et le comportement des méthylétains, des butylétains et des phénylétains dans l'environnement, et nous accordons une attention particulière à trois mécanismes de dégradation, à savoir le rayonnement ultraviolet, le clivage biologique et le clivage chimique.

Méthylétains

L'étain inorganique présent dans l'environnement aquatique peut être méthylé, ce qui donne des mono-, di-, tri- et tétraméthylétains, là où il n'y en avait pas auparavant (Maguire et coll. 1986). La présence généralisée des méthylétains dans l'eau douce, les environnements estuariens et marins, notamment dans les régions éloignées, ne peut être expliquée uniquement en terme de pollution par des sources anthropiques. La formation naturelle des méthylétains peut être le fruit de plusieurs mécanismes abiotiques et biotiques (figure 1). On a isolé des mélanges et des souches de bactéries aérobies qui peuvent méthyler l'étain inorganique en mono-, di-, tri- et tétraméthylétains, autant dans la colonne d'eau (Huey et coll. 1974; Blair et coll. 1981; Jackson et coll. 1982) que dans les mélanges eau-sédiments (Chau et coll. 1981; Hallas et coll. 1982; Gilmour et coll. 1985). Chau et coll. (1981) ont démontré que le Sn(II) et le Sn(IV) étaient tous deux transformés par des bactéries en méthylétains dans l'eau douce. Gilmour et coll. (1985, 1987) ont démontré que plusieurs cultures bactériennes, et surtout les bactéries réductrices de sulfates isolées dans des sédiments estuariens anoxiques, formaient des mono- et diméthylétains à partir de l'étain inorganique, autant dans les sédiments que lorsqu'elles en étaient isolées. Toutefois, la méthylation anaérobie de l'étain inorganique était lente, de sorte que seulement 0,02 % de l'étain inorganique ajouté avait été converti en méthylétains au cours d'une période d'incubation de 61 jours (Gilmour et coll. 1987).

La méthylation chimique du Sn(II) inorganique a également été observée dans l'eau (Chau et coll. 1981; Rapsomanikis et Weber 1985; Craig et Rapsomanikis 1985; Rapsomanikis et coll. 1987; Ring et Weber 1988) ainsi que dans des mélanges eau-sédiments (Chau et coll. 1981) (figure 1). Cette réaction nécessite la présence d'un agent de méthylation; on connaît de nombreuses substances de ce type qui sont assez courantes dans l'environnement aquatique. Par exemple, les algues dégagent de l'iodure de méthyle (CH_3I) et du 3-(diméthylsulfonio) propionate, composés qui peuvent tous deux donner un groupe méthyle positif (carbocation) aux accepteurs de métaux appropriés (Rapsomanikis et Weber 1985). Une telle réaction est appelée addition oxydative. On a observé une forte production de méthylétains lorsqu'un complexe de diméthylcobalt donateur de carbanion était inclus dans la réaction ci-dessus (Rapsomanikis et Weber 1985). Par ailleurs, les travaux de Ring et Weber (1988) ont indiqué que la salinité n'avait pratiquement aucun effet sur la méthylation du Sn(II).

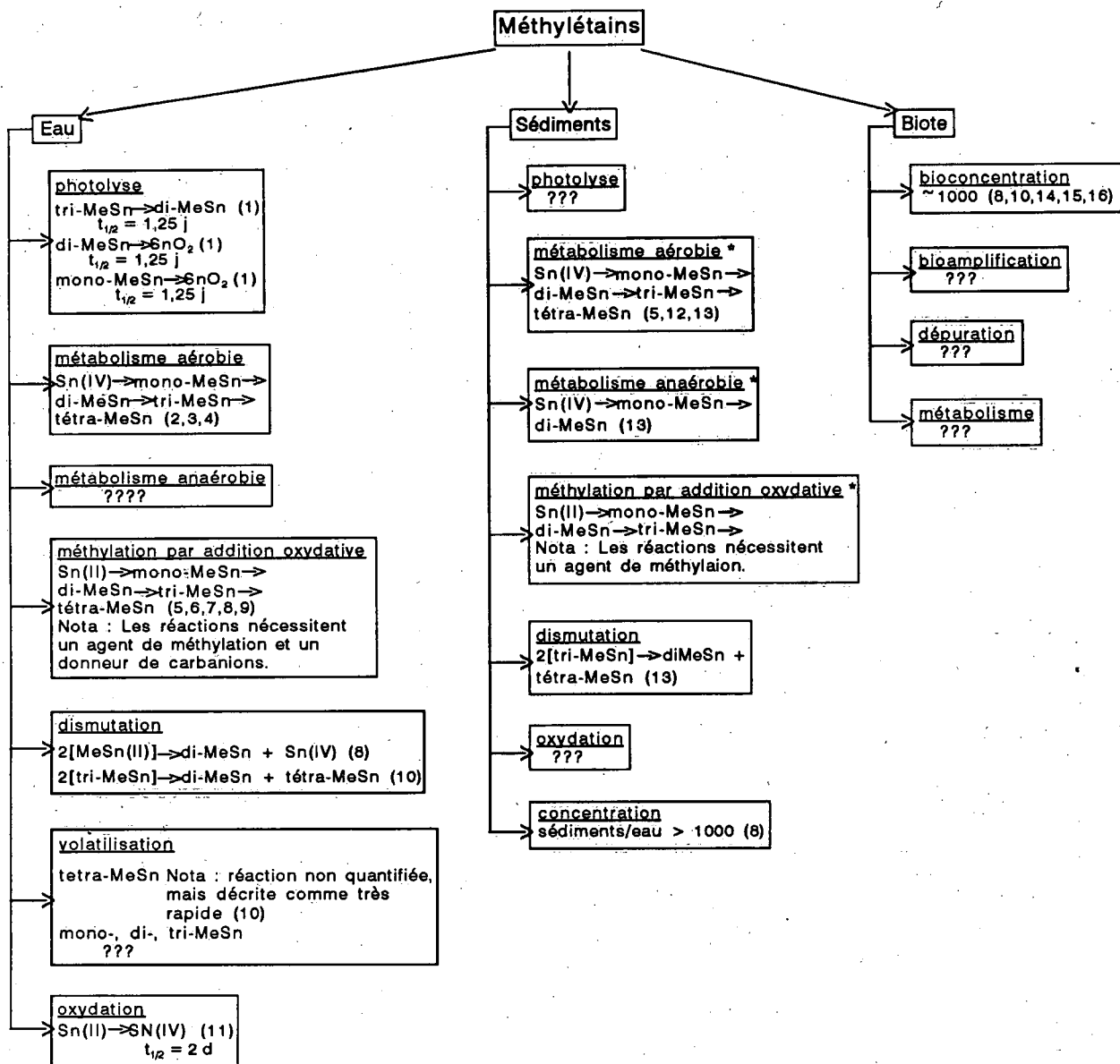
Les réactions de dismutation (réactions qui comportent la redistribution des ligands) peuvent donner lieu à la formation d'un diméthylétain à partir de deux molécules de monométhylétain (Ring et Weber 1988), ou d'un di- et tétraméthylétain à partir de deux molécules de tributylétain (Donard et coll. 1987). Les tétraméthylétains se volatilisent rapidement à partir de l'eau, mais l'importance de ce mécanisme d'élimination n'a pas encore été quantifiée (Donard et coll. 1987).

Ring et Weber (1988) ont trouvé que les concentrations de méthylétains dans les sédiments et les algues étaient 1000 fois supérieures à celles mesurées dans la colonne d'eau. Cette étude indique que ces deux milieux peuvent être d'importants pièges à méthylétains, mais il faudra étudier plus à fond le mécanisme d'adsorption/désorption.

On n'a pas trouvé d'études traitant, avec données à l'appui, des vitesses de dépuration ou de métabolisme des méthylétains dans le biote aquatique. Comme les méthylétains, et notamment les triméthylétains, sont beaucoup plus toxiques pour le biote aquatique que l'étain organique (Laughlin et coll. 1985a), ces données sont essentielles afin qu'on puisse évaluer le devenir des méthylétains dans l'environnement.

Butylétains

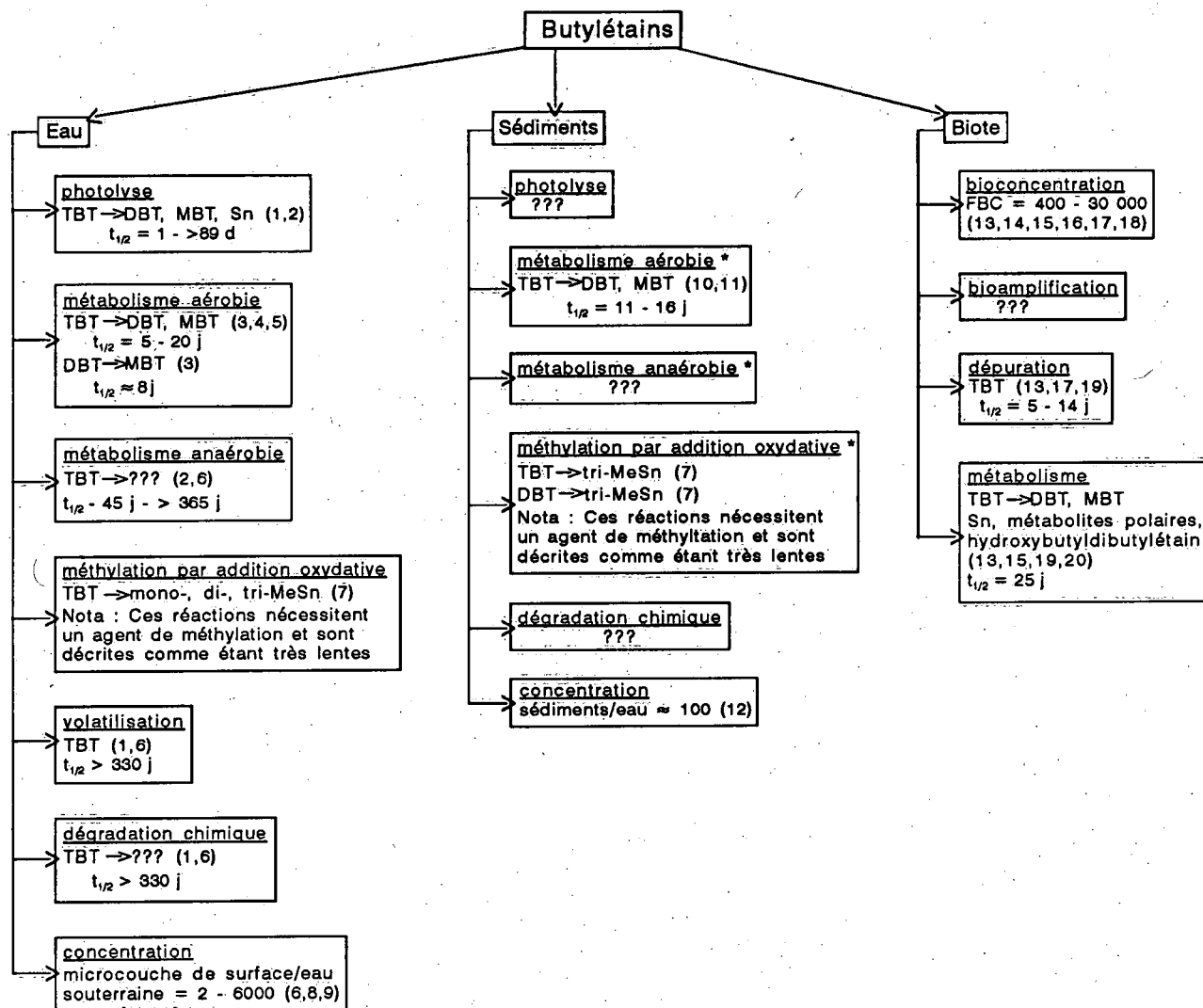
D'après les données disponibles, il semble que la dégradation microbienne soit le principal mécanisme de dégradation des butylétains dans l'environnement aquatique (Clark et coll. 1988) (figure 2). De nombreuses études décrivent la biodégradation des tributylétains par



* Medium = mélange eau/sédiments

Les demi-vies sont indiquées lorsqu'on les connaît. Les points d'interrogation indiquent que les mécanismes n'ont pas été étudiés. Voici les références : (1) Blunden 1983; (2) Huey et coll. 1974; (3) Jackson et coll. 1982; (4) Blair et col. 1981; (5) Chau et coll. 1981; (6) Rapsomanikis et Weber 1985; (7) Craig et Rapsomanikis 1985; (8) Ring et Weber 1988; (9) Rapsomanikis et coll. 1987; (10) Donard et coll. 1987; (11) Fanchiang et Wood 1981; (12) Hallas et coll. 1982; (13) Guard et coll. 1981; (14) Seidel et coll. 1980; (15) Ishii 1982; (16) Wong et coll. 1984.

Figure 1. Mécanismes qui influent sur le devenir des méthylétains.



Les demi-vies sont indiquées lorsqu'on les connaît. Les points d'interrogation indiquent que les mécanismes n'ont pas été étudiés, tandis que la mention ND indique que les mécanismes ont été étudiés, mais qu'on n'a pas trouvé de butylétains en concentration détectable. Voici les références : (1) Maguire et coll. 1983; (2) Cardwell et Sheldon 1986; (3) Hattori et coll. 1988; (4) Seligman et coll. 1986b; (5) Olson et Brinkman 1986; (6) Maguire 1986; (7) Chau et coll. 1981; (8) Maguire et coll. 1982; (9) Cleary et Stebbing 1987a; (10) Barug 1981; (11) M&T Chemicals Inc. 1978; (12) Valkirs et coll. 1986a; (13) Ward et coll. 1981; (14) Wade et coll. 1988; (15) Maguire et coll. 1984; (16) Seidel et coll. 1980; (17) Laughlin et coll. 1986b; (18) Martin et coll. 1989; (19) Lee 1986; (20) Lee et coll. 1987.

* Medium = mélange eau/sédiments

Figure 2. Mécanismes qui influent sur le devenir des butylétains.

les micro-organismes dans l'eau naturelle et les sédiments, ainsi que dans les cultures de laboratoire (Maguire 1986; Olson et Brickman 1986; Seligman et coll. 1986a, 1986b; Sutter et Carey 1986; Walton et coll. 1986; Lee et coll. 1987; Hattori et coll. 1988). En général, la biodégradation des tributylétains se fait par débutylation séquentielle en di- et ensuite en monobutylétains, et, en dernier lieu, en étain inorganique. Des études en laboratoire ont démontré que la débutylation microbienne est plus lente pour les dibutylétains que pour les tributylétains. La demi-vie des tributylétains par biodégradation dépend grandement des conditions environnementales locales (p. ex., température, oxygène dissous et composition des espèces microbiennes). En règle générale, les demi-vies sont comprises entre 5 et 20 jours dans les eaux marines et estuariennes (Olson et Brinckman 1986; Seligman et coll. 1986a; Hattori et coll. 1988), et entre 4 et 5 mois dans l'eau douce et les sédiments d'eau douce (Maguire 1986). On estime que la persistance des tributylétains est de faible à modérée dans l'eau, et modérée dans les sédiments (Maguire et coll. 1986; Lee et coll. 1987; Hinga et coll. 1987). La dégradation anaérobie semble être très lente, les demi-vies allant de 1,5 mois à > 12 mois (Cardwell et Sheldon 1986; Maguire 1986). Il semble que la dégradation anaérobie soit plus rapide que la dégradation aérobie (Maguire 1986).

La dégradation plus rapide des tributylétains dans l'eau des marinas laisse supposer que certaines populations microbiennes peuvent acquérir une capacité accrue de dégradation des tributylétains, ou qu'elles peuvent se composer d'espèces différentes. Les concentrations élevées de tributylétains trouvées dans les baies et les marinas sont associées à des vitesses élevées de dégradation des tributylétains (Seligman et coll. 1986a; Lee et coll. 1987).

La dégradation des tributylétains par les mécanismes chimiques et photolytiques semble être limitée. La dégradation chimique dans des mélanges d'eau douce et sédiments est lente, les demi-vies dépassant 11 mois (Maguire et coll. 1983). Les vitesses d'élimination par volatilisation sont lentes également (Maguire et coll. 1983; Maguire 1986). On a démontré que la photolyse dégrade les tributylétains par débutylation séquentielle, bien que les vitesses de dégradation indiquées soient fort variables ($t_{1/2} = 1 - > 89$ jours; Maguire et coll. 1983; Cardwell et Sheldon 1986). Hinga et coll. (1987) ont indiqué que la photodégradation des tributylétains dans des mésocosmes est lente et peu importante. On attribue cet écart aux conditions locales (p. ex., types et concentrations des photosensibilisateurs naturels, comme l'acide fulvique). On ne comprend pas encore très bien le rôle que la photolyse peut

jouer dans la dégradation des butylétains (Cooney 1988).

La plupart des butylétains que l'on trouve dans l'eau sont soit dissous, soit associés à des particules de diamètre inférieur à 0,2 μ m. La variabilité des résultats obtenus dans les expériences destinées à quantifier le partage entre les phases dissoutes et particulaires est attribuée aux techniques physiques utilisées pour séparer les phases, aux analyses chimiques des diverses phases contenant les butylétains, et à la variabilité inhérente à la composition des particules en suspension qui ont été utilisées (Valkirs et coll. 1986a, 1987b; Johnson et coll. 1987). Peu importe la quantité relativement faible de butylétains associés à la phase particulaire dans l'eau, il est manifeste, d'après les concentrations de butylétains trouvées dans les eaux superficielles et les sédiments connexes, que les concentrations de butylétains dans les sédiments sont de 2 à 3 ordres de grandeur plus grandes que dans les eaux sur-jacentes (Valkirs et coll. 1986a). On a démontré expérimentalement l'affinité des butylétains pour les sédiments : plus de 90 % des tributylétains initialement présents dans la phase aqueuse ont été adsorbés sur les sédiments, l'équilibre entre les butylétains dissous dans l'eau de mer et les sédiments ayant été atteint en 30 min (Valkirs et coll. 1986a). Les tributylétains dissous dans l'eau de mer, d'un pH d'environ 8, ont formé trois produits à l'équilibre : du chlorure de tributylétain, de l'hydroxyde de tributylétain et un carbonate (Laughlin et coll. 1986b). À un pH inférieur à 7, le chlorure de tributylétain et un complexe aquo ($TBTOH_2^+$) prédominent, à un pH de 10, l'équilibre se déplace vers l'hydroxyde et le carbonate (Laughlin et coll. 1986b).

Les coefficients estimés de partage des tributylétains aqueux sur les sédiments ou la matière particulaire sont entre $3,4 \times 10^2$ et $1,9 \times 10^6$, la plupart des valeurs étant de l'ordre de 10^3 . On a étudié en laboratoire les effets de la salinité sur le coefficient de partage, en utilisant de l'hydroxyde de fer comme base particulaire en suspension, dans un système eau-acide fulvique. Cette simulation de matières particulaires a démontré que l'adsorption des tributylétains sur les particules en suspension augmente en fonction de la salinité (Randall et Weber 1986). On a également constaté cette tendance dans une étude sur l'adsorption des tributylétains sur des sédiments retournés en suspension, dans deux estuaires britanniques (Harris et Cleary 1987). Par contre, dans des sédiments provenant de ruisseaux maritimes se déversant dans la baie de Chesapeake, on a observé une diminution linéaire de l'adsorption des tributylétains lorsque la salinité dépassait l'intervalle 0 à 35 $g \cdot L^{-1}$ (Unger et coll. 1987, 1988).

Les études *in situ* des vitesses de désorption des tributylétains fixés à des sédiments estuariens, à une salinité constante, ont démontré que les tributylétains se désorbaient peu des sédiments. On a calculé que la vitesse d'adsorption correspondante pour les tributylétains était de $0,57 \text{ ng}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$. Toutefois, la désorption des dibutylétains à partir des sédiments semble se produire à une vitesse comprise entre 0,16 et $0,55 \text{ ng}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$. On n'a pas pu déterminer les vitesses d'adsorption et de désorption pour les monobutylétains (Stang et Seligman 1987).

Le partage des tributylétains dans la microcouche de surface des eaux superficielles naturelles est préoccupant. Bien qu'on n'ait pas étudié ce type de partage autant que le partage dans les sédiments, il est manifeste, d'après l'échantillonnage et l'analyse des microcouches de surface (annexe B), que les concentrations de tributylétains peuvent être de 2 à 3 ordres de grandeur plus élevées dans la microcouche de surface que dans les eaux sous-jacentes (Maguire et coll. 1982; Cleary et Stebbing 1987b; Gucinski 1986).

Les tributylétains sont métabolisés par plusieurs poissons marins et d'eau douce (p. ex., *Cyprinodon variegatus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Leistomus cantharus* et *Cyprinus carpio*), des invertébrés (p. ex., *Penaeus aztecus* et *Callinectes sapidus*), une diatomée (*Skeletonema costatum*) et une algue (*Ankistrodesmus falcatus*) (Ward et coll. 1981; Maguire et coll. 1984; Lee 1986; Lee et coll. 1987; Tsuda et coll. 1988; Martin et coll. 1989). Les produits de dégradation comprennent les dibutylétains, les monobutylétains, l'étain inorganique, l'hydroxybutyldibutylétain et plusieurs métabolites polaires. Chez une chlorophycée d'eau douce (*Ankistrodesmus falcatus*), le métabolisme des tributylétains se traduit par une demi-vie de 25 jours (Maguire et coll. 1984).

Phénylétains

En règle générale, on connaît peu le devenir et le comportement des phénylétains dans l'environnement aquatique (figure 3). Dans les eaux superficielles, jusqu'à une profondeur d'environ 0,5 m, il est probable que la photolyse soit la principale voie de dégradation des triphénylétains. La demi-vie photolytique des triphénylétains dans l'eau exposée à la lumière solaire ou dans un photoréacteur est comprise entre 14 et 21 jours; on n'a observé aucune dégradation des triphénylétains dans des solutions gardées à l'obscurité pendant 30 jours (Slesinger et Dressler 1978; Soderquist et Crosby 1980). La dégradation photolytique semble se produire par désarylation séquentielle, et on a constaté la formation de di- et monophénylétains polymères et solubles dans l'eau. Lorsqu'ils sont formés,

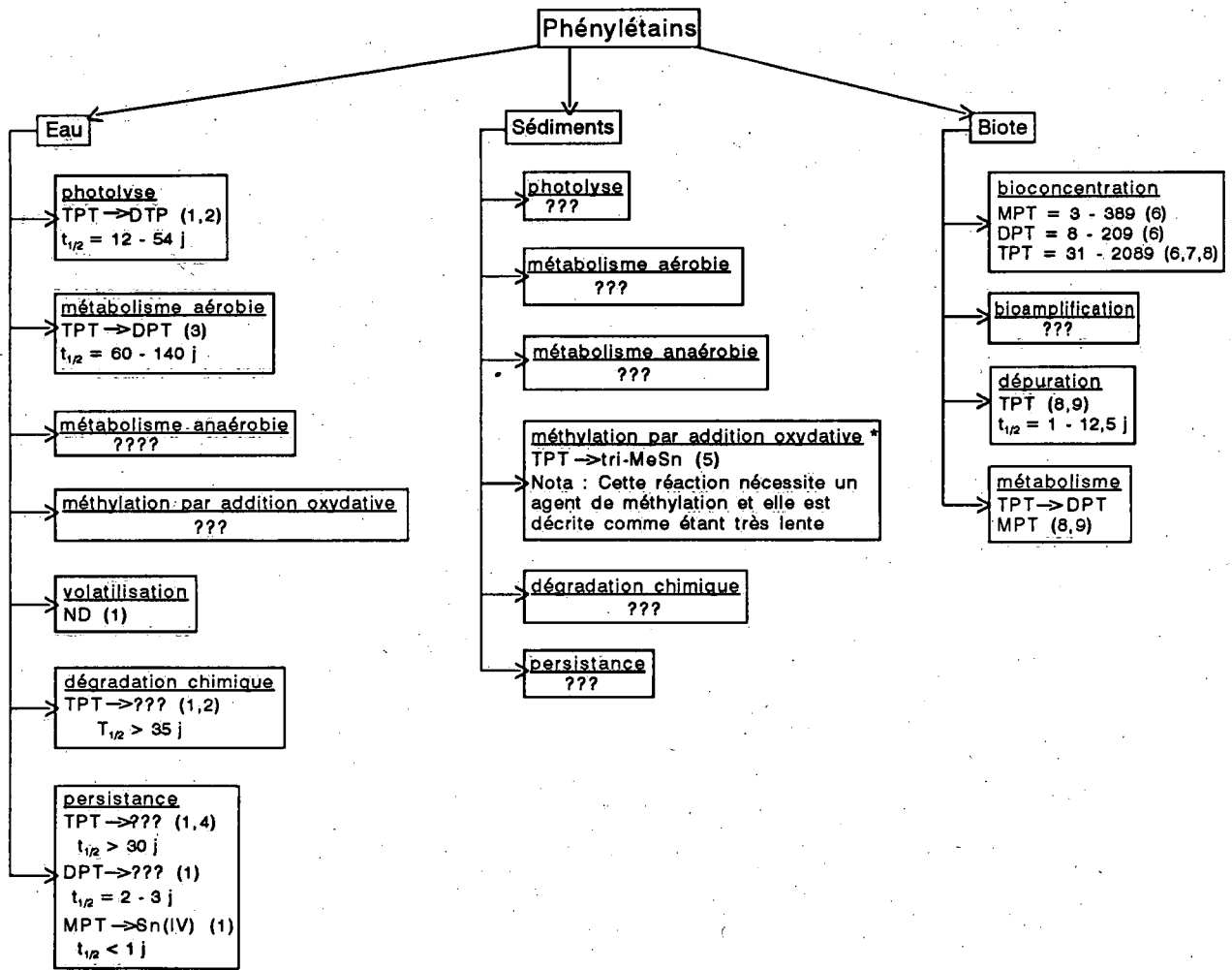
les di- et les monophénylétains sont rapidement hydrolysés avec une demi-vie de 2 à 3 jours. Dans une expérience d'une durée de 6 jours, on n'a pas décelé de volatilisation des triphénylétains, même à une température aussi élevée que 32°C à laquelle les pertes d'eau étaient importantes (Soderquist et Crosby 1980).

La biodégradation aérobie constitue probablement la principale voie de dégradation des triphénylétains dans les eaux ou les sédiments qui ne sont pas exposés directement à la lumière (Smith 1981b). On a observé une demi-vie de 60 à 140 jours, les diphenylétains étant les principaux produits de dégradation. On n'a trouvé aucune étude sur les vitesses de dégradation des triphénylétains dans des conditions anaérobies.

La dégradation microbienne des triphénylétains dans les sols est habituellement rapide, bien que la vitesse dépende de la nature du sol et du type de triphénylétain appliqué. En règle générale, la dégradation complète des acétates et des hydroxydes de triphénylétain prend de 12 à 240 h. Dans des expériences au cours desquelles on étudiait le dégagement de $^{14}\text{CO}_2$ par des triphénylétains marqués au ^{14}C , on n'a trouvé aucun signe de dégradation lorsqu'on utilisait des sols stérilisés (Barnes et coll. 1973; Suess et Eben 1973). Toujours en laboratoire, on a isolé différentes sortes de bactéries et de champignons pouvant dégrader les triphénylétains en étain inorganique dans le sol (Bock 1981). Comme on utilise surtout les triphénylétains en tant que pesticides agricoles, et comme leur biodégradation est rapide, il est probable que leur effet soit limité aux sources d'eau avoisinantes. Par conséquent, il y a eu peu d'études sur le devenir et le comportement des phénylétains dans les écosystèmes aquatiques, en particulier dans l'environnement marin (figure 3).

Autres organoétains

Le CNRC (1985) a résumé les données disponibles sur le devenir et le comportement des organoétains autres que les méthylétains, les butylétains et les phénylétains. En général, il y avait peu d'informations. Mazayev et coll. (1976) ont trouvé pour les diéthylétains une demi-vie de 1,5 jours dans l'eau d'un étang, et de 2,5 jours dans un mélange d'eau d'étang et de sédiments. Les demi-vies correspondantes pour les dioctylétains étaient de 6,2 jours et de 1,9 à 4,7 jours, respectivement. Dans les deux cas, la réaction de dégradation a été décrite de façon succincte par le terme «hydrolyse», et on n'a pas indiqué les produits de la réaction. Casida et coll. (1971) et Smith et coll. (1976) ont trouvé que les mono-, di- et tricyclohexylétains se dégradaient par photolyse dans l'eau (demi-vie non



* Medium = mélange eau/sédiments

Les demi-vies sont indiquées lorsqu'on les connaît. Les points d'interrogation indiquent que les mécanismes n'ont pas été étudiés, tandis que la mention ND indique que les mécanismes ont été étudiés, mais qu'on n'a pas trouvé de phénylétains en concentration détectable. Voici les références : (1) Soderquist et Crosby 1980; (2) Slesinger et Dressier 1978; (3) Smith 1981b; (4) Duncan 1980; (5) Chau et coll. 1981; (6) Tsuda et coll. 1987a; (7) Tsuda et coll. 1986a; (8) Tsuda et coll. 1987b; (9) Tsuda et coll. 1988.

Figure 3. Mécanismes qui influent sur le devenir des phénylétains.

indiquée) en cyclohexanone et en cyclohexanol. La demi-vie des tricyclohexylétains était inférieure à 35 jours dans des pommes et des poires (Getzendaener et Corbin 1972), et supérieure à 3 ans dans une couche de sol de 0 à 15 cm (Blair 1975). Dans les deux cas, les principaux produits de la dégradation étaient le di-, et le monocyclohexylétain, et l'étain inorganique. On n'a pas trouvé d'autres informations sur le devenir et le comportement des organoétains dans l'environnement.

BIOACCUMULATION

Accumulation

Généralités

Le potentiel de bioconcentration, par le biote aquatique, des organoétains présents dans l'environnement dépend du nombre et du type de fragments organiques liés à l'atome d'étain. Plus sont élevés le nombre et la masse moléculaire des groupes organiques liés à l'atome d'étain, plus le composé sera lipophile, et plus grand sera son potentiel de bioconcentration (CNRC 1985).

La plupart des organoétains ont un coefficient de partage octanol/eau modérément élevé (p. ex., pour l'oxyde de bis(tributylétain), $K_{ow} = 200$ à 7000 (Maguire et coll. 1983; Tsuda et coll. 1986a; Laughlin et coll. 1986b), ce qui indique que ces composés peuvent se bioaccumuler dans le biote aquatique. La valeur K_{ow} pour les tributylétains varie en fonction de la salinité; on a observé un coefficient K_{ow} de 5500 pour une salinité de $25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, et de 6300 pour une salinité de $45 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. Le coefficient K_{ow} des tributylétains dans l'eau de mer est davantage stable dans l'intervalle de salinité de 15 à 32 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Lorsque le taux de salinité est en-dessous de $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, on constate une diminution importante du coefficient K_{ow} des tributylétains, ce qui est surtout attribuable à l'absence de stabilisation ionique des tributylétains chargés (Laughlin et coll. 1986b).

On estime que plusieurs autres facteurs ont dû influencer sur les valeurs K_{ow} publiées. Par exemple, les produits de dégradation comme les di- et mono-organoétains qui peuvent avoir été formés pendant la synthèse ou le stockage des substances d'essai enrichissent la phase aqueuse du système octanol/eau, ce qui diminue la valeur K_{ow} finale (Laughlin et coll. 1986b). On a également observé un changement dans l'ordre de grandeur des valeurs K_{ow} après avoir modifié le rapport octanol/eau dans la solution d'essai (Tsuda et coll. 1986a).

Chez les invertébrés qui s'alimentent par filtration, on a observé des facteurs de bioconcentration pouvant

dépasser 10 000, en poids humide (Waldock et Thain 1983). La pénétration des tributylétains dans les bivalves est accentuée par le mode particulier d'alimentation de ces coquilles : l'eau circule sur leurs membranes branchiales, lesquelles recueillent les particules présentes dans l'eau. Ainsi, les organoétains dissous dans l'eau et adsorbés sur les particules peuvent être absorbés par l'appareil branchial ou le tractus intestinal des bivalves. Une fois absorbés par les branchies, les organoétains se retrouvent rapidement dans les autres tissus, via le système vasculaire. La concentration finale dans les tissus semble dépendre de la teneur des tissus en lipides, de sorte que les concentrations de tributylétains dans les différents tissus diminuent dans l'ordre suivant : branchies > viscères > manteau > muscle adducteur (Laughlin et French 1988). L'accumulation de tributylétains par les bivalves à partir de particules (p. ex., phytoplancton) est plus rapide que l'accumulation à partir de l'eau, pour une concentration équivalente de tributylétains (Laughlin et coll. 1986a). Les tributylétains accumulés à partir des particules sont eux aussi transportés dans les divers tissus, sauf que c'est dans les viscères et non dans les branchies qu'on a observé les concentrations les plus élevées (Laughlin 1986).

On a émis l'hypothèse d'un système d'élimination inductible pour les bivalves, de sorte qu'à de faibles concentrations (p. ex., $45 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) ou moins), les charges corporelles peuvent être réduites à un régime stationnaire ou à des conditions d'équilibre. Toutefois, lorsque les concentrations sont plus élevées (p. ex., égales ou supérieures à $63 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain)), le système d'élimination est incapable de suffire à la tâche, ce qui provoque une augmentation continue de la concentration de tributylétains dans le corps, pendant l'exposition (Laughlin et French 1988).

La bioaccumulation des organoétains dans les poissons a été moins étudiée que chez les bivalves. Dans les études réalisées sur le sujet, on a observé une relation inverse entre la concentration à laquelle les poissons étaient exposés (composés dissous dans l'eau) et le facteur de bioconcentration mesuré (Davies et McKie 1987; Tsuda et coll. 1988). La distribution des organoétains à l'intérieur des poissons dépend du type de tissu. Chez les poissons marins et estuariens, c'est dans le foie qu'on a observé les plus fortes concentrations, et ensuite dans les viscères et les muscles (Laughlin 1986). Chez les poissons d'eau douce, les tributylétains dissous dans l'eau se sont accumulés en plus grandes concentrations dans les matières grasses péritonéales, et en concentrations moindres dans le foie, la vésicule biliaire, les reins et d'autres tissus, dont les muscles (Martin et coll. 1989).

En ce qui concerne l'accumulation des tributylétains dans les bactéries et le phytoplancton, les valeurs publiées sont comprises entre 600 et 30 000 fois la concentration de ces composés dans l'eau, et l'on croit que ces valeurs sont attribuables à une adsorption en surface, plutôt qu'à un processus d'assimilation (Cardwell et Sheldon 1986). Toutefois, on a observé des signes d'un métabolisme des tributylétains dans les algues (Maguire et coll. 1984), ce qui indique une certaine absorption de ces composés par les microbes.

Méthylétains

Jusqu'à présent, on a peu étudié les facteurs de bioconcentration des méthylétains dans le biote aquatique. Dans la baie de San Diego, on a trouvé des macroalgues présentant des concentrations élevées de méthylétains; toutefois, ces organoétains peuvent être d'origine biologique, en raison de la présence dans ces eaux de bactéries épiphytiques qui assurent la méthylation de l'étain inorganique(IV) (Seidel et coll. 1980). Donard et coll. (1987) ont observé la méthylation successive en mono-, di-, tri- et tétraméthylétains, à la suite de réactions donnant lieu à la redistribution du groupe méthyle à la surface des macroalgues. Il est difficile d'établir expérimentalement dans quelle mesure la charge de méthylétains dans les algues est due à la bioconcentration de ces composés dans les eaux environnantes, ou à la biosynthèse et à la redistribution en surface. Plusieurs auteurs ont fait état d'un facteur de bioconcentration d'environ 1000, bien que les preuves expérimentales soient encore inexistantes (Ring et Weber 1988).

Butylétains

Le potentiel de bioaccumulation des butylétains et en particulier des tributylétains dans le biote aquatique a fait l'objet de nombreuses études (annexe E). Chez les poissons marins, on a trouvé pour les tributylétains des facteurs de bioconcentration compris entre 200 dans les tissus musculaires du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Short et Thrower 1986a, 1986c), et 4580 dans les viscères du fondule (*Cyprinodon variegatus*) (Ward et coll. 1981). Dans une étude portant sur l'accumulation des tributylétains dans ce fondule exposé à $1,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de ces composés, Ward et coll. (1981) ont trouvé des facteurs de bioconcentration, pour des spécimens entiers, de 457 après 14 j, 1490 après 28 j et 2600 après 58 j. Dans cette étude, l'équilibre entre la concentration dans l'eau et la concentration de tributylétains n'a pas été atteint. Il n'y a pas d'étude sur la bioconcentration des mono- et dibutylétains dans les poissons marins. Les facteurs de bioconcentration correspondants pour des poissons d'eau douce (spécimens entiers) sont compris entre 406 pour la truite

arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), après une exposition de 64 j à $0,51 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains (Martin et coll. 1989), et 1230 pour le cyprin doré (*Carassius auratus*), après une exposition de 14 j à $2,0 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains (Tsuda et coll. 1988). Dans une étude effectuée par Tsuda et coll. (1986a), on a constaté que par rapport aux tributylétains, les facteurs de bioconcentration des dibutylétains et des monobutylétains étaient inférieurs de 2 à 3 ordres de grandeur et de 1 à 2 ordres de grandeur respectivement, et ce, pour des tissus correspondants (annexe E).

Dans des spécimens entiers d'invertébrés marins, on a trouvé des facteurs de bioconcentration des tributylétains compris entre une valeur minimale de 192 pour l'huître *Ostrea edulis*, après une exposition de 45 jours à $2,62 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains provenant de panneaux enduits de peinture antisalissure (Thain et Waldoock 1985; Thain 1986), et une valeur maximale de 250 000 dans l'escargot *Nucella lapillus*, après une exposition de 540 jours à $0,001\text{--}0,002 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains (Gibbs et coll. 1988). Les méthodes différentes utilisées dans ces expériences expliquent probablement ce grand écart dans les résultats. Il n'y a pas eu d'étude visant à déterminer le potentiel de bioconcentration des di- et monobutylétains dans les invertébrés marins. Dans la seule étude ayant porté sur la bioconcentration des butylétains dans les invertébrés d'eau douce, Holwerda et Herwig (1986) ont observé chez la palourde *Anodonta anatina* des facteurs de bioconcentration compris entre 9 dans le manteau et 1570 dans les reins, après une exposition de 210 jours à $38 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de dibutylétains.

Chez la plante vasculaire marine *Zostera marina*, exposée pendant 14 jours à $0,067 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains, François et coll. (1989) ont observé un facteur de bioconcentration de 12 000. Il n'y a pas d'étude comparable sur la bioconcentration des di- et monobutylétains dans les plantes et les algues marines, ni d'études portant sur la concentration des butylétains dans les plantes et les algues d'eau douce (annexe E).

Phénylétains

En règle générale, les facteurs de bioconcentration des phénylétains dans le biote aquatique sont plus faibles que les facteurs observés avec les butylétains correspondants (annexe E). Dans un essai d'exposition de 14 jours à $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de triphénylétains, Tsuda et coll. (1988) ont trouvé un facteur de bioconcentration de 257 pour des spécimens entiers du cyprin doré d'eau douce *Carassius auratus*. Par ailleurs, Tsuda et coll. (1987b) ont comparé le potentiel de bioconcentration des mono-, di- et triphénylétains dans les tissus de la carpe d'eau douce *Cyprinus carpio*, et ils ont trouvé que les mono- et les diphenylétains avaient des facteurs de bioconcentration

tration similaires pour un même tissu (soit 3,3 et 7,9 respectivement, dans les muscles), tandis que les facteurs de bioconcentration des triphénylétains dans les tissus correspondants étaient beaucoup plus élevés (soit 269 dans les muscles). Il n'y a pas d'autres études sur les poissons, les invertébrés, ou les plantes d'eau douce ou salée.

Autres organoétains

On n'a pas trouvé d'études sur la bioconcentration des autres organoétains dans les poissons, les invertébrés, ou les plantes d'eau douce ou salée.

Métabolisme et élimination

On estime généralement que le métabolisme des organoétains dans le biote aquatique comporte la désarylation ou la désalkylation des divers fragments organiques, ce qui produit les dérivés di- et mono- à partir des organoétains triaryle ou trialkyle. Dans des études *in vivo* et *in vitro* du métabolisme de l'oxyde de bis(tributylétain) chez les crabes bleus (*Callinectes sapidus*), les chouettes de mer (*Libinia emarginata*), les huîtres (*Crassostrea virginica*) et les tambours croca (*Leiostomus xanthurus*), effectuées avec l'oxyde de bis(tributylétain) marqué au ^{14}C , on a observé la formation de métabolites par le système de l'oxygénase à fonction mixte lié au cytochrome P-450 (Lee 1985, 1986). Chez les crabes et les poissons exposés à l'oxyde de bis(tributylétain) marqué au ^{14}C , on a observé l'accumulation graduelle de radioactivité dans les tissus hépatiques. Dans les études *in vitro*, après 48 h d'exposition, 40 % à 50 % de la radioactivité était associée à des métabolites de l'oxyde de bis(tributylétain), y compris les di- et monobutylétains hydroxylés. Par contre, les huîtres ont métabolisé l'oxyde de bis(tributylétain) beaucoup plus lentement. Après 72 h, les dibutylétains et les métabolites polaires représentaient seulement environ 10 % de la radioactivité dans la glande digestive (Lee 1985, 1986).

D'après les études sur les mode d'excrétion des organoétains par le biote aquatique, il y a généralement une période initiale d'excrétion rapide après la fin de l'exposition, suivie d'une période secondaire et plus lente d'excrétion. Ce mode a été démontré par l'élimination des triphénylétains par le cyprin doré (*Carassius auratus*) (Tsuda et coll. 1988). La vitesse d'élimination des premiers 20 % de la charge de triphénylétains correspondait à une demi-vie de 6 jours, tandis que le reste correspondait à une demi-vie calculée de 1,3 année. Dans des études de courte durée (3 jours) portant sur l'excrétion des tributylétains et des triphénylétains par la carpe (*Cyprinus carpio*), on a démontré que les tissus musculaires éliminaient ces

composés, mais pas le foie, les reins ou la vésicule biliaire (Tsuda et coll. 1987a). Ces résultats indiquent qu'il y a probablement eu transfert des organoétains des tissus musculaires au foie, aux reins et à la vésicule biliaire. Des études de plus longue durée (64 jours) sur le métabolisme et la dépuración chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont démontré que les concentrations des métabolites des tributylétains étaient élevées dans le foie et la vésicule biliaire. D'après ces résultats, il semble que les tributylétains ont été désalkylés dans le foie et excrétés dans la bile. On sait que des mécanismes similaires se produisent dans les mammifères (Martin et coll. 1989).

Le fait qu'on ait trouvé des concentrations relativement élevées de tributylétains dans les reins de poissons ne signifie pas que cet organe joue un rôle majeur dans l'excrétion des tributylétains et de leurs métabolites. Il est plus probable que ces concentrations sont le résultat du transfert des tributylétains et des métabolites à partir du foie, via le sang, et de l'affinité des tissus rénaux pour les électrolytes ionisés (Martin et coll. 1989).

TOXICITÉ POUR LE BIOTE

Toxicité pour le biote aquatique

La qualité des données toxicologiques publiées est très variable, car les protocoles des normes pour les essais de toxicité peuvent devenir caduques, ou bien ils ne sont pas toujours disponibles ni même suivis. Afin d'assurer une évaluation scientifique uniforme de chaque organoétain, les données utilisées pour l'élaboration d'une recommandation doivent répondre à certains critères établis par le CCMRE (1987a). Ces critères comprennent des renseignements sur les conditions et les modes d'essai (p. ex., en circulation continue, ou en milieu statique), les concentrations d'essai, la température, la dureté de l'eau, le pH, la méthode expérimentale (contrôles, répétitions), ainsi qu'une description des statistiques utilisées pour l'évaluation des données. Chaque étude est évaluée d'après les renseignements ci-dessus, puis classée comme primaire, secondaire ou inacceptable (voir CCMRE 1987a pour une description détaillée des critères de classement). De plus, afin de s'assurer que chaque recommandation protège toutes les formes de vie aquatique, il est nécessaire d'inclure des données obtenues avec les poissons, les invertébrés et les plantes, pour former un ensemble minimal de données, et ce, pour chaque organoétain (CCMRE 1987a). Toutes les données incluses dans l'ensemble minimal de données doivent être primaires afin que l'on puisse élaborer des recommandations complètes; toutefois, si on trouve dans une étude secondaire une concentration moindre qui a un

effet sur une forme de vie, on peut l'utiliser afin de formuler une recommandation, si les critères de l'ensemble minimal de données sont satisfaits. Pour l'élaboration des recommandations provisoires, on peut utiliser les données primaires ou secondaires. Les données de toxicité qui ne satisfont pas aux critères des données primaires ou secondaires sont jugées inacceptables, et on ne peut pas les utiliser pour l'élaboration de l'un ou l'autre type de recommandations.

La base de données toxicologiques pour les organoétains est fort grande, notamment en ce qui concerne les tributylétains (annexes F, G et H). Toutefois, bon nombre des études disponibles ont été jugées inacceptables, et ne seront pas prises en considération dans le reste du présent rapport. Les raisons les plus courantes pour classer comme inacceptable une étude sont d'une part les réactions biologiques (p. ex., la survie) aux traitements de contrôle qui n'étaient pas indiquées, et d'autre part les renseignements qui provenaient d'une source secondaire n'avaient pas rendu possible de retracer l'étude originale. La section suivante décrit les principales tendances que l'on peut dégager de la base de données toxicologiques pour les organoétains. Les autres sections décrivent les données toxicologiques pour les principaux groupes d'organoétains, l'accent étant mis sur les études requises pour satisfaire aux critères d'une base minimale de données pour chaque composé. Toutes les concentrations publiées dans les études primaires et secondaires ont été converties, lorsque cela était nécessaire, en microgrammes de cation organoétain par litre.

Généralités

Une bonne partie des données toxicologiques produites avant les années 1970 portait sur les gastéropodes et la lutte contre la schistosomiase (p. ex., Frick et de Jimenez 1964; Deschiens et coll. 1966; Hopf et coll. 1967). L'intérêt continu manifesté à l'égard des applications biocides des organoétains a donné lieu à des essais additionnels avec d'autres organismes et d'autres stades plus vulnérables du cycle reproductif. C'est notamment le cas pour les tributylétains, en raison des inquiétudes suscitées par l'utilisation de ce composé dans les peintures antisalissures et ses effets connexes sur la productivité des crustacés estuariens. La figure 4 indique que les invertébrés marins, en particulier les espèces bivalves, sont les organismes aquatiques les plus vulnérables à la toxicité aiguë des tributylétains. D'autres groupes du biote aquatique semblent être moins vulnérables, bien que la vulnérabilité au sein des espèces d'un même groupe puisse différer de plusieurs ordres de grandeur.

La toxicité des organoétains dépend de la structure de la chaîne latérale, et elle est bien corrélée avec le comportement hydrophobe des différents composés. Le mode d'action semble être relié à la déstabilisation du gradient de pH à travers les membranes et à la rupture physique des membranes, après une accumulation excessive d'organoétains (Selwyn et coll. 1970; Laughlin et coll. 1985a; Gray et coll. 1986). La figure 5 indique que les composés de triorganoétains semblent être plus toxiques que les di- ou les monoorganoétains. De plus, la toxicité des alkylétains semble être corrélée avec la longueur de la chaîne latérale (p. ex., butyle > propyle > éthyle > méthyle) (figure 5). Les seuls arylétains pour lesquels on dispose d'informations toxicologiques acceptables sont les phénylétains, lesquels semblent être aussi toxiques que les butylétains (figure 5). On a démontré que le radical anionique associé au cation butylétain (p. ex., chlorure, fluorure, hydroxyde, oxyde, acétate) a peu d'influence sur la toxicité aquatique des organoétains en cause (Linden et coll. 1979; Walsh et coll. 1985).

Les études de toxicité effectuées sur l'huître *Crassostrea virginica* indiquent que la mortalité due aux tributylétains est plus élevée lorsque le degré de salinité de l'eau de mer est lui-même élevé (Bockman et Laughlin 1989). D'autres facteurs environnementaux peuvent influencer sur les effets toxiques des organoétains pour le biote aquatique. Par exemple, la liaison des tributylétains aux produits extracellulaires des microorganismes ou aux humeurs polyioniques dégagées par les invertébrés peut jouer un rôle important dans la réduction de la toxicité des organoétains (Laughlin 1986). C'est probablement ce qui explique la tolérance de plusieurs espèces d'algues marines aux tributylétains (Thomas et Robinson 1987).

La production commerciale de l'huître *Crassostrea gigas* a été grandement perturbée par la présence de tributylétains dans la baie d'Arcachon (France), avant l'interdiction de ces composés en 1982 (Alzieu 1986; Alzieu et coll. 1986). Les larves produites en présence de concentrations sublétales d'organoétains étaient faibles et incapables de se fixer aux collecteurs. Chez celles qui parvenaient à se fixer, on notait des déformations de la coquille, en raison de l'interférence des organoétains avec le processus de calcification des coquilles (Alzieu et coll. 1980, 1982). Un autre effet sublétal chez les gastéropodes a fait l'objet d'une documentation importante dans des études effectuées autant sur le terrain qu'en laboratoire, à savoir : le surajout des caractéristiques mâles chez les femelles. La grande incidence de l'imposexe (c.-à-d. la présence de parties génitales mâles chez les femelles) a provoqué un déclin des populations du pourpre de l'Atlantique *Nucella*

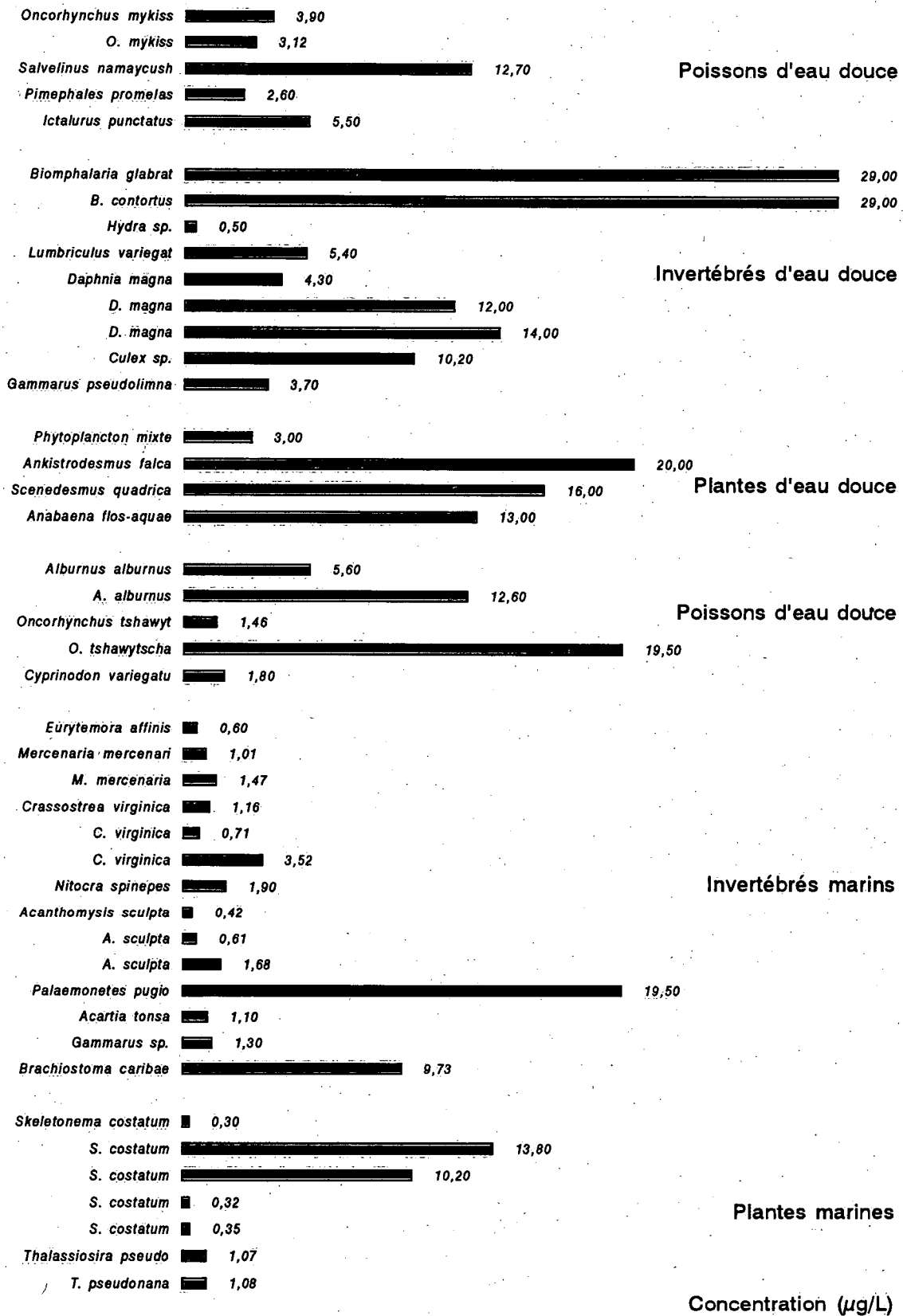


Figure 4. Réactions importantes observées dans le biote marin et d'eau douce après des expositions aiguës aux tributylétains.

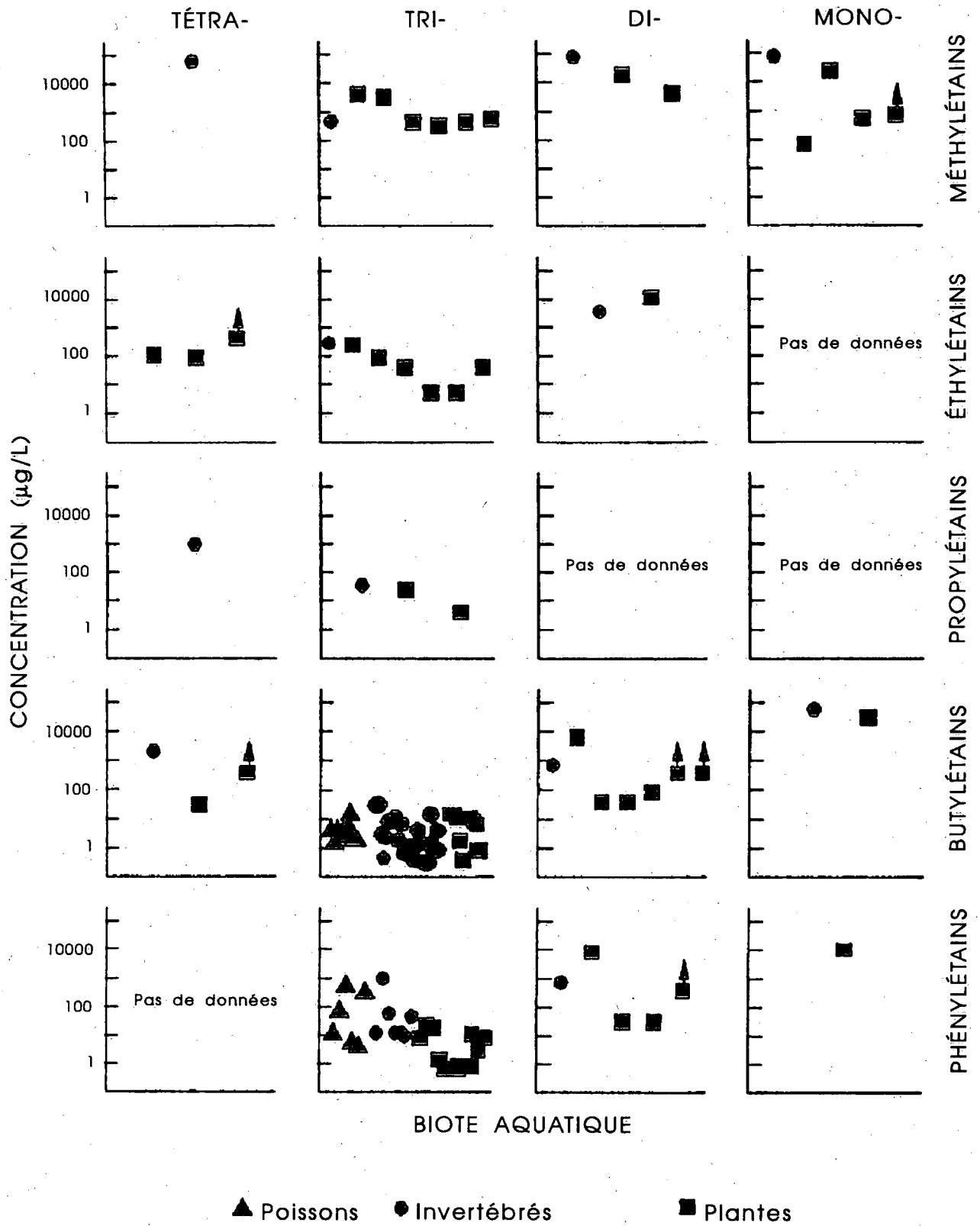


Figure 5. Réactions importantes observées dans le biote marin et d'eau douce après des expositions aiguës aux mono-, di-, tri- et tétraorganoétains.

lapillus et d'autres mollusques de la famille des néogastéropodes (Smith 1981a, 1981b; Brian et coll. 1986, 1987, 1988; Gibbs et Bryan 1986, 1987; Davies et coll. 1987; Gibbs et coll. 1987; Bailey et Davies 1988a, 1988b; Ellis et Pattisina 1990; Saavedra Alvarez et Ellis 1990).

L'étude de la pathologie des tissus rénaux a démontré qu'il y avait une dégénérescence hydropique importante des cellules épithéliales tubulaires chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée à une concentration létale de $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de chlorure de tributylétain pendant 10 jours (Seinen et coll. 1981). Chez la même espèce de poisson exposée à $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de chlorure de tributylétain pendant 110 jours, on a observé un accroissement du foie et une hyperplasie des hépatocytes, avec une morphologie nucléaire anormale, accompagnée d'un cytoplasme gonflé et vacuolisé (Seinen et coll. 1981). On a également fait état de modifications pathologiques de l'épithélium des branchies après une exposition de 6 jours à $11,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) (Chliamovitch et Kuhn 1977). Ces modifications ne s'étaient apparemment pas manifestées après une exposition de 110 jours à $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de chlorure de tributylétain (Seinen et coll. 1981). Chez le poisson tropical d'eau douce *Tilapia mossambica*, on a observé des blessures à la cornée après une exposition d'une durée de 24 h à $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) (Matthiessen 1974). Par ailleurs, on a observé chez la queue-de-voile (*Poecilia reticulata*) des effets histopathologiques à la suite d'une exposition chronique et sublétale à de l'oxyde de bis(tributylétain), à savoir : atrophie du thymus, vacuolisation du foie et hyperplasie des tissus hématopoïétiques (Wester et Canton 1987).

Le groupe des organoétains est un inhibiteur important de l'activité des enzymes ATP (Adénosine triphosphatases), y compris la Mg-ATP, la Na-ATP et la K-ATP. Dans des expériences *in vitro*, on a observé l'inhibition à 50 % de la Mg-ATP du cerveau du poisson, à une concentration de $0,025 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'hydroxyde de tricyclohexylétain (Plictran). Dans la même expérience, l'inhibition à 50 % de la Na-ATP et de la K-ATP a eu lieu à une concentration de $77 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Plictran (Desaiah et coll. 1973). Chez des poissons exposés à du chlorure de tributylétain en concentrations aussi faibles que $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, on a observé une perturbation importante des enzymes digestives, ainsi que de la phosphatase alcaline et de l'alanine amino-tranférase. Toutefois, la stabilisation des effets biochimiques provoqués par une exposition aux triméthylétains indique qu'il y a une certaine adaptation de la part des poissons à ces concentrations (Putintsev et Gameza 1980). Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée à $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

de chlorure de tributylétain pendant 110 jours, on a observé une diminution appréciable du nombre de globules rouges. Cet effet n'a pas été observé à une concentration de $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Seinen et coll. 1981).

L'absorption d'organoétains par les branchies diminue l'efficacité de l'incorporation du phosphore par la carpe (*Cyprinus carpio*) (Filenko et Parina 1981, 1983). De plus, une exposition pendant 40 jours à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de chlorure de triéthylétain a modifié l'absorption et la distribution du carbone, ce qui s'est manifesté par des modifications du métabolisme des glucides, des gras et des protéines dans le cerveau, le foie et les muscles (Stroganov et coll. 1974). Le métabolisme des glucides chez les poissons est sérieusement perturbé par une exposition de longue durée à de faibles concentrations de trialkylétains, ce qui se traduit par l'épuisement du glycogène du foie.

Méthylétains

La figure 5 indique que les méthylétains sont, parmi les méthyl-, éthyl-, propyl-, et butylétains, les moins toxiques pour le biote aquatique. Toutefois, comme ces composés peuvent être produits par des mécanismes naturels à partir de l'étain inorganique, les méthylétains peuvent être préoccupants pour l'environnement dans les régions où l'apport en étain est important à la suite de la dégradation des tributylétains (p. ex., dans les marinas), ou encore dans les endroits où la concentration naturelle d'étain inorganique dans la croûte terrestre est abondante.

Il y a eu peu d'études visant à déterminer les effets des méthylétains sur le biote aquatique d'eau douce (tableaux F-1, G-1, H-1). Dans des essais d'exposition aiguë réalisés avec la *Daphnia magna*, Vighi et Calamari (1985) ont obtenu des valeurs $\text{CL}_{50} - 24 \text{ h}$ de 50, 65, 0,39 et $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les mono-, di-, tri- et tétraméthylétains, respectivement. Wong et coll. (1982) ont réalisé des essais d'exposition aiguë d'une durée de 4 h sur trois espèces d'algues d'eau douce afin de déterminer les concentrations de méthylétains provoquant une réduction de 50 % de l'absorption de HCO_3 marqué au ^{14}C (Cl_{50}). Pour la chlorophycée *Ankistrodesmus falcatus*, on a obtenu des valeurs $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ de 23, 21, et $5,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les mono-, di-, et triméthylétains, respectivement. Pour la chlorophycée *Scenedesmus quadricauda*, on a obtenu des valeurs $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ de 4,1 et $2,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les di- et triméthylétains, respectivement. On a constaté que la cyanophycée *Anabaena flos-aquae*, était une espèce relativement tolérante, puisque sa $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ était supérieure à $5000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les di- et triméthylétains. Chez le phytoplancton, la réaction la plus forte a été observée avec un groupe d'espèces phytoplanctoniques indigènes du lac Ontario, exposées

aux tributylétains. La CL_{50} obtenue était de $0,35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Toutes les études qui viennent d'être mentionnées ont été jugées secondaires, parce que les concentrations de méthylétain n'ont pas été mesurées pendant les essais. On n'a trouvé aucune donnée acceptable sur la toxicité des méthylétains pour les poissons d'eau douce.

En ce qui concerne les espèces aquatiques marines, on a trouvé des données acceptables de toxicité pour un invertébré et deux espèces de diatomées (tableaux G-2, H-2). Dans les études effectuées sur le crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisi*), on a obtenu des CL_{50} - 14 jours de $92 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avec l'hydroxyde de tributylétain et de $13,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avec le dichlorure de diméthylétain (Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987). Pour la diatomée *Skeletonema costatum*, on a obtenu, pour la croissance de la population, des CE_{50} - 72 h, allant de $42,6\text{--}43,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le cation monométhylétain à $173\text{--}176 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les tributylétains. Pour cette espèce, les valeurs CL_{50} - 72 h correspondantes étaient toutes deux supérieures à $250 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (mort des cellules individuelles déterminée par coloration) (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986). Chez une autre espèce de diatomée, *Thalassiosira pseudonana*, Walsh et coll. (1985) ont observé pour la croissance de la population des CE_{50} de $190\text{--}192$ et de $284\text{--}287 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les mono- et les tributylétains, respectivement. Ces études ont été jugées secondaires, car les concentrations de méthylétain n'ont pas été mesurées pendant les essais.

Butylétains

La base de données sur la toxicité des butylétains pour la vie aquatique d'eau douce est fort abondante, notamment en ce qui concerne les tributylétains (tableaux F-1, G-1, H-1). Pour les poissons d'eau douce, sept études portant sur les tributylétains ont été classées comme primaires. D'après des études d'exposition aiguë d'une durée de 96 h, les espèces d'eau froide et d'eau chaude ont des réactions similaires. Chez les poissons d'eau froide *Oncorhynchus mykiss* et *Salvelinus namaycush*, les valeurs CL_{50} - 96 h étaient de $3,12\text{--}3,9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brooke et coll. 1986; Martin et coll. 1989), et de $12,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Martin et coll. 1989), respectivement, tandis que chez les espèces d'eau chaude *Pimephales promelas* et *Ictalurus punctatus*, les CL_{50} - 96 h étaient de $2,6$ et $5,5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Brooke et coll. 1986). La tête-de-boule (*P. promelas*) et le guppy (*Poecilia reticulata*) ont fait l'objet, après leur éclosion, d'essais de toxicité chronique avec des tributylétains, dans un système à circulation continue. Pour les têtes-de-boule, on a obtenu un niveau minimal d'effet observé NMEO - 33 jours (réduction de la longueur normale moyenne) de $0,08 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brooke et coll. 1986),

tandis que le NMEO - 90 jours pour les changements histopathologiques (hyperplasie des tissus hématopoïétiques) chez le guppy était de $0,031 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Wester et Canton 1987). Par contre, Wester et Canton (1987) ont trouvé que le cation dibutylétain était beaucoup moins toxique pour les guppys, le NMEO - 30 jours pour les modifications histopathologiques (atrophie du thymus, vacuolisation du foie et hyperplasie des tissus hématopoïétiques) s'établissant à $245 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour les di- et les monobutylétains, il n'y avait aucune étude primaire ou secondaire.

En règle générale, les invertébrés d'eau douce réagissent de même manière aux expositions aiguës et chroniques de tributylétains que les poissons. Dans des essais avec tributylétains classés comme primaires, Brooke et coll. (1986) ont obtenu pour l'espèce *Hydra* une CE_{50} - 96 h (raccourcissement de la colonne corporelle ou des tentacules) de $0,5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une CE_{50} pour la *Daphnia magna* (immobilisation complète) de $4,3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une CL_{50} - 96 h pour le *Gammarus pseudolimnaeus* de $3,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, une CE_{50} - 96 h pour le *Lumbriculus variegatus* (réaction retardée à des coups d'aiguille) de $5,4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et une CE_{50} - 96 h pour l'espèce *Culex* (immobilisation complète) de $10,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a trouvé une seule étude portant sur l'exposition chronique aux tributylétains; les auteurs ont observé chez *Daphnia magna* une réduction importante du nombre de jeunes produits par adulte ayant survécu à une exposition d'une durée de 21 jours, et du nombre de jeunes produits par adulte par journée de reproduction à une concentration de $0,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brooke et coll. 1986). Dans une étude réalisée avec l'escargot *Biomphalaria glabrata*, Richie et coll. (1974) ont observé une réduction importante de la ponte après que les escargots aient été exposés à $0,001 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) pendant 85 jours après l'éclosion. Cette étude a été jugée inacceptable, car les essais ont été réalisés dans des conditions de renouvellement statique pendant 85 jours, au lieu d'être faits dans un système à circulation continue, et parce que les autres conditions expérimentales n'étaient pas décrites avec suffisamment de détails. En ce qui concerne les di- et les monobutylétains, une seule étude a été jugée secondaire pour ce qui est des invertébrés d'eau douce. Cet essai a été réalisé sur de jeunes *Daphnia magna* (âgées de < 24 h), dans des conditions statiques, sans mesure des concentrations, et l'on a obtenu des valeurs CL_{50} - 24 h de 690 et $30\ 400 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les di- et les monobutylétains, respectivement (Vighi et Calamari 1985).

Aucune étude portant sur l'exposition des plantes d'eau douce aux mono-, di- ou tributylétains n'a été jugée primaire (tableau H-1). Dans des essais statiques effectués sans mesure des concentrations de butylétains, Wong et coll. (1982) ont déterminé que les

concentrations nominales causaient une réduction de 50 % de la productivité primaire, mesurée par l'absorption de HCO_3 marqué au ^{14}C (Cl_{50}), lors d'essais réalisés avec une seule espèce, ainsi qu'avec des espèces mixtes de phytoplancton. Pour la chlorophycée *Ankistrodesmus falcatus*, on a obtenu des Cl_{50} - 4 h de 25, 6,8 et 0,002 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les mono-, les di- et les tributylétains, respectivement. Les valeurs Cl_{50} - 4 h pour la chlorophycée *Scenedesmus quadricauda* et la cyanophycée *Anabaena flos-aquae* étaient de 0,016 et 0,013 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tributylétain, respectivement. La réaction la plus forte a été obtenue avec un groupement mixte de phytoplancton provenant du lac Ontario; on a obtenu une Cl_{50} - 4 h de 0,003 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tributylétain. Dans d'autres études de longue durée portant sur les effets des tributylétains sur le phytoplancton d'eau douce, on a obtenu une inhibition complète des réactions de croissances après 14 jours à des concentrations comprises entre 0,056 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'algue dorée *Raphidonema longiseta* et 1,78 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'algue jaune-verte *Monodus subterraneus* (Blanck et coll. 1984; Blanck 1986).

Il existe des études primaires, effectuées dans un milieu à circulation continue et avec mesure des concentrations de tributylétains, pour trois espèces de poissons marins (tableau F-2). Dans la première étude, Pinkney et coll. (1985) ont déterminé les concentrations de tributylétains provoquant un comportement d'évitement chez le fondulus hétéroclite (*Fundulus heteroclitus*), pendant une exposition de 40 min. Le NMEO efficace obtenu dans cet essai était de 3,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; par contre, à une concentration de 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, quatre des six groupes témoins de poissons ont également eu un comportement d'évitement, bien que les auteurs n'aient pas jugé cela important. Par conséquent, on ne peut considérer la concentration de 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ comme un NMEO (aucune concentration moindre n'a été testée). On a effectué des essais de toxicité chronique avec des tributylétains sur l'aloise tyran juvénile (*Brevoortia tyrannus*) et la larve du prêtre de marée (*Menidia beryllina*) (Hall et coll. 1988c). L'exposition de ces deux espèces de poissons pendant 28 jours à des concentrations de tributylétains de 0,093 et 0,49 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ n'a pas eu d'effets notables sur leur taux de survie, et n'a pas provoqué de modifications histologiques importantes. Toutefois, on a constaté chez (*M. beryllina*) une réduction importante de la croissance aux deux concentrations de tributylétains utilisées dans l'essai. En ce qui concerne les espèces de poissons marins, on n'a trouvé aucune étude de toxicité acceptable pour les di- ou les monobutylétains.

La base de données sur la toxicité des tributylétains pour les invertébrés marins est abondante, et comprend 14 études primaires (tableau G-2). Les essais d'exposition aiguë indiquent que la vulnérabilité aux

tributylétains chez cinq espèces d'invertébrés marins est variée, allant d'une CL_{50} - 96 h de 0,42 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la mysid juvénile (*Acanthomysis sculpta*) (Davidson et coll. 1986a, 1986b) à 19,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le bouquet (*Palaeomonetes pugio*) (Clark et coll. 1987). Les essais d'exposition chronique ont également indiqué que les cinq espèces d'invertébrés marins déjà étudiées présentent un intervalle étroit de vulnérabilité aux tributylétains. Les réactions indiquées dans les études primaires vont d'un NMEO - 6 jours (réduction du taux de survie) de 0,023-0,024 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les nauplius du copépode *Acartia tonsa* (Bushong et coll. 1990), à une CL_{50} - 66 jours de 0,97 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la moule commune (*Mytilus edulis*) (Valkirs et coll. 1987a). Toutefois, dans plusieurs études secondaires, on a trouvé des effets importants à des concentrations plus faibles. On a observé chez le naissain de l'huître *Crassostrea gigas* une réduction importante de la capacité de compenser l'hypoxie à une concentration de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Lawler et Aldrich 1987), et chez le pourpre de l'Atlantique (*Nucella lapillus*), on a constaté un pourcentage élevé d'imposexe à 0,019 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Bryan et coll. 1986). Laughlin et coll. (1988) trouvent qu'une concentration d'oxyde de bis(tributylétain) de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ arrête la croissance des moules *Mercenaria mercenaria*. On a trouvé des études acceptables sur la toxicité du dichlorure de dibutylétain pour une seule espèce d'invertébré marin, soit le zoé du crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisi*), pour lequel on a obtenu une CL_{50} - 14 jours de 661 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Laughlin et coll. 1984a, 1984b; laughlin 1987). On n'a pas trouvé d'études primaires ou secondaires sur la toxicité des butylétains pour les invertébrés marins.

Dans la seule étude primaire portant sur les plantes marines, Beaumont et Newman (1986) ont déterminé que les espèces de microalgues *Pavlova lutheri*, *Dunaliella tertiolecta* et *Skeletonema costatum* éprouvaient toutes une réduction importante de la croissance à une concentration de 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains (aucune concentration inférieure n'a été testée). Dans des essais d'exposition aiguë aux tributylétains, essais classés comme secondaires, on a observé diverses réactions, allant d'une CE_{50} - 72 h (réduction de la croissance) de 0,30-0,36 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la diatomée *S. costatum* (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986), à un NMEO - 30 min (réduction de l'absorption de nitrate, de phosphate et de silicate) de 29,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Thomas et Robinson 1987). Les réactions à l'exposition aiguë aux dibutylétains allaient d'une CE_{50} - 72 h de 23-53 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez *S. Costatum* (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986) à une CL_{50} - 72 h > 300 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la même espèce (Walsh et coll. 1985). Pareillement, on a obtenu, après une exposition aiguë aux tétrabutylétains, des réactions allant d'une CE_{50} - 72 h de 17,2-17,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour *S. costatum* (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh

1986) à une $CL_{50} - 72 \text{ h} > 500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la même espèce (Walsh et coll. 1985). On n'a trouvé aucune étude jugée primaire ou secondaire portant sur la toxicité des monobutylétains pour les espèces végétales marines.

Phénylétains

Dans la seule étude jugée primaire portant sur les poissons d'eau douce, Jarvinen et coll. (1988) ont déterminé les réactions des larves de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) aux expositions aiguës et chroniques de triphénylétains. Ils ont obtenu une $CE_{50} - 96 \text{ h}$ (modifications de comportement) de $3,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et une $CL_{50} - 96 \text{ h}$ de $6,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. De brèves expositions d'une durée de 24 et 72 h ont donné des $CL_{50} - 96 \text{ h}$ de 19,1 et $5,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement, et des $CL_{50} - 30 \text{ jours}$ comprises entre 3,7 et $15,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. On a trouvé également que l'exposition continue pendant 30 jours à une concentration de $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ produisait un effet chronique, soit la réduction de la croissance. Dans d'autres essais d'exposition aiguë au triphénylétains, et jugés comme secondaires (tableau F-1), les réactions allaient d'une $CL_{50} - 96 \text{ h}$ de $14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Tooby et coll. 1975) à une $CL_{100} - 24 \text{ h}$ de $860 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'anguille *Anguilla anguilla* (Gras et Rioux 1965). On n'a trouvé aucun essai pouvant être classé primaire ou secondaire et portant sur la toxicité des di- et des monophénylétains pour les poissons d'eau douce.

Parmi les cinq espèces d'invertébrés d'eau douce qui ont fait l'objet d'essais visant à déterminer leur réaction à des expositions aiguës aux triphénylétains (toutes ces études ont été jugées secondaires), les cladocères *Daphnia magna*, *D. pulex*, et *Ceriodaphnia dubia* (tous âgés <24 h) étaient les plus vulnérables, leur $CE_{50} - 48 \text{ h}$ (immobilisation) s'établissant à 13,8, 15,7 et $10,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Kline et coll. 1989). Pour les deux autres espèces d'invertébrés étudiées, la larve du moucheron (*Chironomus riparius*) et l'isopode *Asellus aquaticus*, on a obtenu des $CL_{50} - 48 \text{ h}$ de 30 et $660 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Cotta-Ramusino et Doci 1987). Dans la seule étude sur la toxicité des diphenylétains, on a constaté que *D. Magna* (âgée < 24 h) était moins vulnérable à ces composés qu'aux triphénylétains; la $CL_{50} - 24 \text{ h}$ était de $520 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Vighi et Calamari 1985). On n'a trouvé aucune donnée sur la toxicité des phénylétains pour les invertébrés d'eau douce.

Dans une étude secondaire, Wong et coll. (1982) ont trouvé une $CI_{50} - 4 \text{ h}$ (la concentration provoquant une réduction de 50 % de l'absorption de HCO_3 marqué au ^{14}C) de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la chlorophycée (*Ankistrodesmus falcatus*), de $40 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la chlorophycée

Scenedesmus quadricauda, de $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la cyanophycée *Anabaena flos-aquae*, et, enfin, de $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour un groupement mixte de phytoplancton provenant du lac Ontario, ces algues ayant été exposées à des tributylétains. Les valeurs $CI_{50} - 4 \text{ h}$ correspondantes pour l'algue *A. falcatus* exposée aux di- et aux monophénylétains étaient de 8000 et $19\,000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement. On n'a trouvé aucune autre donnée sur la toxicité des phénylétains pour les plantes d'eau douce.

Il existe très peu de données sur la toxicité des phénylétains sur le biote marin (tableaux F-2, G-2, H-2). Dans le seul essai de toxicité portant sur des espèces de poissons marins, Linden et coll. (1979) ont obtenu une $CL_{50} - 96 \text{ h}$ comprise entre 320 et $440 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'ablette (*Alburnus alburnus*), dans une étude d'exposition aux triphénylétains, qui a été classée secondaire. En ce qui concerne les invertébrés marins, la seule étude primaire portait sur le bouquet (*Palaemonetes pugio*), pour lequel on a obtenu une $CL_{50} - 96 \text{ h}$ de $48,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de triphénylétains (Clark et coll. 1987). Pour le crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisi*), on a obtenu des $CL_{50} - 14 \text{ jour}$ de 34 et $701 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les triphénylétains et les diphenylétains, respectivement, dans des études classées secondaires (Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987). Il n'y a pas d'informations sur la toxicité des diphenylétains pour les poissons marins, ni sur la toxicité des monophénylétains pour les poissons et les invertébrés marins. Walsh et coll. (1985, 1987), et Walsh (1986) ont obtenu pour la diatomée marine *Skeletonema costatum* des $CE_{50} - 72 \text{ h}$ (diminution de la croissance) de 0,63–0,79 et de 20–25 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les tri- et les diphenylétains, respectivement. Les valeurs CL_{50} correspondantes étaient de 4,2–14,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les triphénylétains, et $> 400 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les diphenylétains. Pour une autre diatomée marine, *Thalassiosira pseudonana*, on a obtenu des $CE_{50} - 72 \text{ h}$ de 1,0–1,3 et de 29 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les tri- et les diphenylétains, respectivement. Il n'y avait pas de données sur la toxicité des monophénylétains pour les plantes marines.

Autres organoétains

La majeure partie de la recherche sur la toxicité des autres organoétains a été réalisée au cours des années 1960 (p. ex., Frick et Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964; Seiffert et Schoof 1967; Hopf et coll. 1967). Ces travaux ne répondent pas aux normes récemment élaborées pour les études de toxicité et décrites dans CCMRE (1987a). Pour le biote d'eau douce, on a trouvé seulement deux études secondaires sur les organoétains autres que les méthylétains, les butylétains ou les phénylétains. Pour les jeunes *Daphnia magna* (âgées < 24 h), on a obtenu des $CI_{50} - 24 \text{ h}$ pour le

diéthylétain ($2800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), le triéthylétain ($190 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), le tripropylétain ($32 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et le tétrapropylétain ($1180 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Vighi et Calamari 1985). Pour l'algue d'eau douce *Ankistrodesmus falcatus*, on a obtenu des $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ (diminution de 50 % de l'absorption de HCO_3 marqué au ^{14}C) pour le diéthylétain ($16\ 000 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), le triéthylétain ($200 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et le tripropylétain ($20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Wong et coll. 1982). Pour le triéthylétain, on a obtenu une $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ de $100 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la chlorophycée *Scenedesmus quadricauda*; et pour un regroupement mixte de phytoplancton provenant du lac Ontario, on a obtenu des $\text{Cl}_{50} - 4 \text{ h}$ pour le triéthylétain et le tripropylétain de 55 et $4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Wong et coll. 1982). Ces données indiquent que les triorganoétains sont les plus toxiques pour le biote d'eau douce, et que les propylétains, à chaîne latérale plus longue, sont plus toxiques que les éthylétains (figure 5).

En ce qui concerne les invertébrés, on possède des données toxicologiques pour une seule espèce, soit le crabe de vase *Rhithropanopeus harrisi*, provenant d'une seule étude classée comme secondaire. Après 14 jours d'exposition, on a obtenu les CL_{50} suivantes : $80,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le triéthylétain, $92,4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tripropylétain, $90 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le triisopropylétain, $26 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le triisobutylétain, $7,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tricyclohexylétain, $2,58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le diéthylétain, $2,86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le dipropylétain, $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le dicyclohexylétain et $7,47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le dibenzylétain (Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité, pour les poissons marins, de l'éthylétain, du propylétain, du cyclohexylétain ou des autres organoétains non discutés précédemment. Walsh et coll. (1985, 1987) et Walsh (1986) ont réalisé une série d'essais de toxicité (jugés secondaires) sur des espèces de phytoplancton marin (tableau H-2). Pour la diatomée *Skeletonema costatum*, on a obtenu des $\text{CE}_{50} - 72 \text{ h}$ (diminution de 50 % de la croissance de la population) de $3,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et de $142\text{--}148 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avec le tri- et le tétraéthylétain, respectivement. Pour cette espèce, les $\text{CL}_{50} - 72 \text{ h}$ correspondantes étaient de $29 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $> 500 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Chez une autre espèce de diatomée marine, *Thalassiosira pseudonana*, la $\text{CE}_{50} - 72 \text{ h}$ était de $2,7\text{--}2,8$ et $116\text{--}121 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le tri- et le tétraéthylétain, respectivement. D'après ces données limitées, il semble que le phytoplancton marin est plus vulnérable à une exposition toxique aiguë que le phytoplancton d'eau douce.

Toxicité pour le bétail et le biote connexe

Le nombre de fragments organiques liés à l'atome d'étain et leur composition déterminent la toxicité des organoétains pour le bétail et le biote connexe (annexes I à M).

La toxicité des organoétains pour les mammifères diminue habituellement lorsqu'on passe des tri- aux monoorganoétains. La toxicité des tétraorganoétains ressemble à celle des triorganoétains, mais les effets des premiers sont souvent moindres que ceux des seconds, et quelque peu retardés. Dans chaque classe d'organoétains, la toxicité pour les mammifères dépend du nombre d'atomes de carbone par chaîne latérale. Les homologues inférieurs de la série des trialkylétains, soit les triméthylétains et les triéthylétains, sont les plus toxiques. L'accroissement de la longueur de la chaîne n-alkyle réduit la toxicité des mammifères, au point que les composés du trioctylétain sont à toutes fins pratiques non toxiques (Snoeij et coll. 1987a). Bien que l'on considère généralement que le radical anionique d'un organoétain a peu d'effet sur son activité biologique, cela ne semble pas être le cas lorsque le groupe anionique participe à la formation d'une structure polymère ou d'un monomère chélaté. Le cas échéant, on observe une réduction de l'activité biologique du composé (Blunden et coll. 1984).

Toxicité

L'annexe I résume les données sur la toxicité orale aiguë (c.-à-d. dose unique) de plusieurs composés de tributylétain, selon l'anion en cause. Les DL_{50} pour les rats, basées sur le composé total (c.-à-d., tributylétain + anion), sont comprises entre 94 et $224 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel. Toutefois, lorsqu'on base ces valeurs sur le nombre de millimoles de tributylétain sans tenir compte de l'anion, les valeurs sont comprises entre $0,24$ et $0,49 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel. Ainsi, les anions dans ces cas précis influent peu sur la toxicité des tributylétains. L'annexe J résume les données des études de toxicité orale avec doses répétées. Les études physico-chimiques corroborent la conclusion à l'effet que, peu importe l'espèce moléculaire ingérée, c'est le chlorure de tributylétain qui est absorbé par le tractus gastro-intestinal (Schweinfurth et Gunzel 1987). On croit que la toxicité des trialkylétains est due à l'inhibition d'une réaction dans la chaîne de transformation de l'énergie, entre le transport des électrons et la formation de triphosphate d'adénosine (McCollister et Schober 1975).

L'annexe K résume les données de toxicité orale aiguë des triphénylétains pour quelques animaux de laboratoire couramment utilisés. Pour les rats, la DL_{50} orale est comprise entre 110 et $491 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel. Dans l'intestin, les principales espèces moléculaires étaient l'hydroxyde de triphénylétain, peu importe l'anion de triphénylétain ingéré. L'oxyde de triphénylétain était moins toxique, et l'on croit que l'écart observé dans les résultats des essais de toxicité est peut-être dû à la formation possible de ce composé

dans les solutions huileuses d'hydroxyde qui ont été administrées. Les cobayes comptent parmi les mammifères les plus vulnérables aux triphénylétains. L'administration par voie orale a produit une mort lente, avec des symptômes de faiblesse, d'anorexie, de pelage rude, de diarrhée, de chancellement et de fluide lacrymal rougeâtre avant la mort comateuse. Le principal site d'action de la toxicité des triphénylétains semble être le système nerveux central (Bock 1981). Des études *in vitro* ont démontré que les triphénylétains inhibent la phosphorylation oxydative dans les mitochondries du foie, ainsi que l'activité du triphosphatase d'adénosine dans les microsomes du cerveau. L'inhibition de la phosphorylation oxydative était accompagnée d'une modification de la perméabilité sélective des membranes mitochondriales (McCollister et Schober 1975).

Les études biochimiques et pharmacologiques du mécanisme d'action de l'hydroxyde de tricyclohexylétain indiquent que les animaux de laboratoire présentent des symptômes similaires à ceux qui sont induits par les triphénylétains. Le principal site d'action semble être le système nerveux central (McCollister et Schober 1975).

Absorption et métabolisme

Les études *in vivo* et *in vitro* ont démontré que le métabolisme de l'acétate de tributylétain chez les mammifères donne lieu à la production de dérivés de l'hydroxybutylétain. Ces métabolites subissent ensuite une déstannylation pour former des dérivés de dibutylétain, du butanol, du butène ainsi que les cétones correspondantes (Kimmel et coll. 1977). La désalkylation séquentielle observée pour les tributylétains, qui modifie les tributylétains en di- et en monybutylétains, et ensuite en étain inorganique, semble généralement être à l'oeuvre tant chez les mammifères que chez les oiseaux (CNRC 1985).

Les études d'absorption réalisées sur des rats avec de l'étain radioactif, comme le chlorure de triphénylétain, ont démontré que 80 % à 88 % du triphénylétain administré par voie orale était éliminé dans les matières fécales et l'urine en 7 jours. Après l'ingestion, les concentrations de triphénylétain étaient toujours plus élevées dans le tractus gastro-intestinal, et ensuite dans le foie et les reins. Dans ces expériences, on n'a pas toujours déterminé si l'étain radioactif éliminé par le corps était en composés inorganiques ou organiques, mais d'autres expériences ont démontré que la quantité de triphénylétains semble diminuer avec le temps. Ces résultats laissent à entendre que le métabolisme et une possible décomposition microbienne sont à l'oeuvre dans les intestins. Des doses de 5 à 25 mg.kg⁻¹ dans la ration ne semblent pas produire d'accumulation de triphénylétains (Bock 1981).

Le métabolisme des triphénylétains dans le foie n'a pas lieu par l'intermédiaire du système de l'oxygénase à fonction mixte. Les études de la dégradation des triphénylétains après leur administration par voies orale et intrapéritonéale ont démontré qu'il y avait peu de modification du composé-mère avant son élimination par le corps (Bock 1981).

Les animaux de laboratoire excrètent le tricyclohexylétain principalement dans les matières fécales. Chez des rats ayant reçu une dose orale unique de tricyclohexylétain marqué au ¹¹⁹Sn, on a observé une radioactivité récupérable dans les excréments 10 jours après l'administration de la dose. La majeure partie de la radioactivité (97,5 % à 98,1 %) s'était retrouvée dans les matières fécales, et il y avait très peu de radioactivité dans l'urine. La majeure partie de la dose de tricyclohexylétain (75 % à 85 %) a été excrétée dès les 4 premiers jours suivant l'administration du composé. Vu ces résultats, les auteurs ont conclu que le tricyclohexylétain passe par le tractus intestinal en y étant très peu absorbé (McCollister et Schober 1975).

Effets physiologiques et biochimiques

On a observé chez des mammifères exposés à des composés de dialkylétain une diminution des réactions immunitaires. En particulier, les dipropylétains, les dibutylétains et les dioctylétains ont causé une diminution, dépendant de la dose, du poids du thymus, de la rate et des ganglions lymphatiques chez des rats, plusieurs semaines après l'ingestion des composés. Par conséquent, la réaction immunitaire de ces rats était amoindrie. Les triorganoétains, en particulier les tripropyl-, les tributyl- et les triphénylétains, sont également connus pour leurs propriétés immunotoxiques, lesquelles prennent généralement la forme d'une suppression des réactions immunitaires face aux agents infectieux. Quant aux homologues supérieurs des trialkylétains comme les trihexyl- ou les trioctylétains, leurs effets sur le thymus et les réactions immunitaires connexes sont soit limitées, soit non observables. Les propriétés immunotoxiques possibles des triméthyl- et des triéthylétains sont probablement masquées par leur neurotoxicité extrême (Snoeij et coll. 1987a).

Les études de longue durée sur la toxicité sublétales des tributylétains ingérés ont démontré que les principaux organes touchés sont ceux du système lymphatique. Chez des rats juvéniles auxquels on avait fait ingérer ces composés, dans des études de 4 et 13 semaines, l'atrophie du thymus était particulièrement manifeste. Les réactions immunitaires dépendant du thymus étaient également amoindries à des doses de 5 et de 50 mg.kg⁻¹ dans la ration des animaux. À des concentrations plus élevées dans la ration (c.-à-d., 80 mg.kg⁻¹), on a observé des modifications hormonales (Schweinfurth et Gunzel 1987).

Les études sur l'hépatotoxicité des organoétains portent surtout sur les dibutylétains et les blessures (inflammation, lésions) qu'ils provoquent au canal biliaire, lesquelles peuvent causer une péritonite et une pancréatite. Des blessures similaires sont provoquées par d'autres organoétains (diéthylétains, dipropylétains, diphénylétains et dihexylétains), mais à un degré moindre. On a également observé des blessures au canal biliaire chez des rats exposés de façon chronique à des tributylétains (Snoeijs et coll. 1987a). La mort et l'inflammation du canal biliaire hépatique surviennent chez 9 des 24 rats qui ont reçu des doses orales de $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'acétate de tributylétain pendant 28 jours (Mushak et coll. 1982).

Parmi les organoétains, seuls les triméthylétains et les triéthylétains semblent provoquer des effets neurotoxiques. On n'a pas observé de symptômes de blessures neurologiques chez des rats traités avec des diméthylétains, des diéthylétains ou l'un ou l'autre des homologues supérieurs des trialkylétains (Snoeijs et coll. 1987a).

La caille du Japon (*Coturnix japonica*) est moins vulnérable que les rats à l'ingestion de tributylétains, puisque des doses de $450 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans la ration n'ont pas produit d'effets. L'ingestion pendant une longue période de tributylétains ne produit pas de dommages distincts au système nerveux central, comme c'est le cas avec les méthylétains (Kimmel et coll. 1977).

Effets mutagènes, tératogènes et cancérigènes

On n'a pas démontré que l'oxyde de bis(tributylétain) provoque des mutations ponctuelles ou endommage l'ADN dans la majorité des systèmes cellulaires microbiens et mammifères *in vitro* testés jusqu'à présent. Bien qu'un rapport ait fait état d'une réaction mutagène (Davis et coll. 1987), cette réaction n'a pu être confirmée à la suite d'une réévaluation des données (Schweinfurth et Gunzel 1987). En outre, six esters de tributylétain ont donné des résultats négatifs avec le test d'Ames.

Des doses aussi élevées que $6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) administrées à des souris femelles n'ont pas produit d'effets tératogènes chez leur progéniture. Des doses de $11,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et plus ont produit une toxicité chez la femelle, et l'on croit qu'elles ont causé une augmentation de la fréquence des palais fendus chez la progéniture des femelles survivantes. Toutefois, il n'y a pas de données probantes. Le NSEO produisant la toxicité chez la femelle et une toxicité chez les embryons/foetus des lapins auxquels on avait administré de l'oxyde de bis(tributylétain) aux jours de gestation 6 à 18, était de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. On n'a pas fait état d'effets

tératogènes aux concentrations plus élevées qui produisaient une toxicité chez la femelle (Schweinfurth et Gunzel 1987).

Dans des études d'une durée de 2 ans dans lesquelles on a fait ingérer à des rats de l'oxyde de bis(tributylétain), on a constaté une augmentation de l'incidence de certaines tumeurs bénignes pour lesquelles le niveau de fond est habituellement élevé. On a estimé que cette augmentation était due à la perturbation, par l'oxyde de bis(tributylétain), de la physiologie normale des rats, plutôt qu'à un mécanisme génotoxique quelconque. Une réaction cancérigène à l'ingestion d'oxyde de bis(tributylétain) n'a pas été confirmée (Schweinfurth et Gunzel 1987).

L'acétate de triphénylétain, administré par voie orale à des souris âgées de 7 jours à 14 semaines, à la dose maximale tolérée ($0,464 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), n'a pas eu d'effet important sur l'incidence des tumeurs (Bock 1981). L'hydroxyde de triphénylétain ingéré par des rats a produit des effets tératogènes chez ceux-ci. Toutefois, on n'a pas pu déterminer le NSEO à partir des données disponibles. On a également indiqué que ce composé avait des effets immunotoxiques et des effets sur la reproduction. Dans une étude portant sur trois générations, on a calculé un NSEO de $0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$, étude qui toutefois a été jugée inacceptable car seul un sommaire des données avait été présenté (U.S. EPA 1984).

Toxicité pour les cultures non visées

La plupart des renseignements disponibles sur la toxicité des organoétains pour les plantes terrestres portent sur les triphénylétains (Annexe M). Les propriétés fongicides de ce groupe de composés sont connues depuis plus de 40 ans. Toutefois, pendant de nombreuses années, leur utilisation comme pesticide agricole a semblé peu pratique, en raison de leurs propriétés fortement phytotoxiques. L'acétate de triphénylétain, mis sur le marché en 1954, a été l'un des premiers fongicides foliaires qui fut efficace contre plusieurs champignons et qui présentait en même temps une phytotoxicité suffisamment faible pour protéger les plantes cultivées. Cependant, pour éviter de blesser les plantes cultivées, il convient d'utiliser les formulations appropriées aux espèces végétales en cause, et d'appliquer les doses recommandées (Bock 1981).

L'absence de données sur les formulations de différents fongicides à base de triphénylétains a nui à un examen des renseignements sur la phytotoxicité de ces fongicides (Bock 1981). Bock (1981) a conclu que les expériences sur la phytotoxicité des composés de triphénylétains étaient sujettes à diverses incertitudes et qu'il était difficile de les comparer. On a jugé que les

facteurs suivants influent sur la phytotoxicité des triphénylétains : (1) l'anion associé; (2) les effets antagonistes ou synergiques des autres composés présents dans la formulation; (3) le pH du liquide formulé; (4) la solubilité du triphénylétain spécifique utilisé; et (5) la taille des particules en suspension. L'anion associé est particulièrement important car les hydroxydes, les acétates, les sulfates et les chlorures de triphénylétain sont très phytotoxiques. Par contre, le mono- et le dithiocarbamate de triphénylétain sont des agents antifongiques efficaces, mais leur caractère phytotoxique n'est pas prononcé (Chandra et coll. 1987).

Presque toutes les données sur la phytotoxicité des phénylétains portent sur les applications foliaires de ces composés. Les renseignements sur leur phytotoxicité composés par absorption par les racines sont peu abondants, peut-être en raison de la forte adsorption des phénylétains sur les sols et de la diminution subséquente de leur biodisponibilité. De plus, il y a peu de renseignements sur la phytotoxicité foliaire des autres organoétains. L'acétate de tripropylétain et plusieurs tributylétains sont plus phytotoxiques que les hydroxydes et l'acétate de triphénylétain (Bock 1981). Dans des études *in vitro* portant sur des chloroplastes isolés, on a démontré qu'il y avait une inhibition de la photophosphorylation par les trialkylétains et les triphénylétains (Watling et Selwyn 1972; Watling-Payne et Selwyn 1974; Gould 1976).

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU

Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

Le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, n'a pas recommandé de concentrations limites pour aucun organoétain dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1989). Tant que de telles recommandations n'auront pas été établies, on ne tentera pas de formuler de recommandations sur les concentrations limites d'organoétains dans l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable.

Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

Une odeur, un goût ou une couleur désagréables peuvent nuire à l'aspect esthétique des eaux récréatives. Bien que les vapeurs dégagées par les éthylétains concentrés aient «une forte odeur âcre» (Zukerman et coll. 1978), nous n'avons trouvé aucune donnée à l'effet

que ce groupe de composés a déjà été détecté dans les eaux naturelles. Schweinfurth et Gunzel (1987) ont indiqué que les tributylétains utilisés comme matière active technique non diluée irritent fortement la peau des animaux de laboratoire et des humains. Les peintures à base de tributylétains irritent également la peau et les yeux des lapins. Toutefois, il est peu probable que l'on retrouve dans les eaux récréatives les mêmes concentrations de tributylétains utilisées dans les peintures. On n'a pas trouvé de données publiées sur les effets organoleptiques des autres organoétains sur l'eau ou la chair des poissons. Par conséquent, aucune recommandation n'est formulée pour cette utilisation de l'eau au Canada.

Le biote aquatique est relativement vulnérable à de faibles concentrations de tributylétains et de triphénylétains. Des recommandations (permanentes ou provisoires) ont déjà été formulées à cet égard. Cependant, l'eau contenant des organoétains à des concentrations pouvant être nuisibles aux utilisations récréatives de l'eau serait déjà gravement contaminée du point de vue des organismes aquatiques. Comme le Conseil canadien des ministres de l'environnement formule des recommandations afin de protéger les utilisations les plus vulnérables de l'eau au Canada, aucune concentration limite relative à la qualité et aux aspects esthétiques des eaux récréatives n'est recommandée pour aucun organoétain. Bien qu'on ait détecté des méthylétains et d'autres butylétains dans des échantillons prélevés au Canada, rien n'indique que ces composés pourraient nuire à la qualité et aux aspects esthétiques des eaux récréatives.

Vie aquatique

Vie aquatique d'eau douce

Parmi les organoétains, seuls les tributylétains et les triphénylétains font l'objet d'une recommandation provisoire ou permanente visant à protéger la vie aquatique d'eau douce. Pour les composés autres que les tributylétains et les triphénylétains, les données évaluées dans le présent rapport ne répondent pas aux exigences de l'ensemble minimal de données requises pour la formulation de recommandation (annexe N-1) (CCMRE 1987a).

En ce qui concerne les tributylétains, on recommande de façon provisoire une concentration limite de $0,008 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ afin de protéger et préserver la vie aquatique d'eau douce. On est arrivé à cette concentration en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la plus faible concentration publiée ayant produit un effet chronique, soit un NMEO - 33 jours de $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ qui a eu un effet sur la croissance des têtes-de-boule

(*Pimephales promelas*) après leur éclosion (Brooke et coll. 1986). Pour cette recommandation provisoire, on ne s'est pas basé sur le NMEO - 90 jours de $0,032 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, qui a produit des modifications histopathologiques chez le guppy (*Poecilia reticulata*), car ce poisson n'est pas indigène au Canada (Wester et Canton 1987). L'ensemble de données étudié dans le présent rapport ne comporte aucune étude primaire traitant des effets des tributylétains sur les plantes d'eau douce, et il n'y avait pas suffisamment de données primaires sur leur toxicité chronique pour les poissons et les invertébrés d'eau douce (annexe N-1). Par conséquent, il n'y a pas suffisamment de données pour formuler une recommandation permanente, et une concentration limite de $0,008 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains est donc recommandée à titre provisoire. D'après les données primaires et secondaires disponibles sur la toxicité, cette recommandation devrait assurer la protection de tout le biote aquatique d'eau douce, et de tous les stades du cycle reproductif en milieu aquatique (figure 6).

En ce qui concerne les triphénylétains, on recommande de façon provisoire une concentration limite de $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ afin de protéger et préserver la vie aquatique d'eau douce. On est arrivé à cette concentration en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la plus faible concentration de triphénylétains publiée ayant produit un effet chronique, soit un NMEO - 30 jours de $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ qui a eu un effet sur la croissance des têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) (Jarvinen et coll. 1988). Il n'y avait aucune étude primaire traitant de l'exposition des invertébrés ou des plantes d'eau douce aux triphénylétains; l'insuffisance des données n'a donc pas permis l'élaboration d'une recommandation permanente (annexe N-1). D'après les données primaires et secondaires disponibles sur la toxicité, cette recommandation devrait assurer la protection de tout le biote aquatique d'eau douce, et de tous les stades d'évolution en milieu aquatique (figure 7).

Vie aquatique marine

Il n'y a pas suffisamment de données pour recommander une concentration limite d'organoétains afin d'assurer la protection et la préservation de la vie aquatique marine au Canada, sauf pour ce qui est des tributylétains (annexe N-2) (CCMRE 1987a).

D'après les données disponibles, l'organisme marin le plus vulnérable aux tributylétains est le naissain de l'huître *Crassostrea gigas* (Lawler et Aldrich 1987). Dans une expérience de courte durée, le naissain exposé à $0,01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) était beaucoup moins capable de compenser l'hypoxie, un état fréquent rencontré dans les estuaires peu profonds

utilisés comme zones de reproduction par cette espèce. Toujours à une concentration de $0,01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain), Laughlin et coll. (1988) ont constaté une inhibition de la croissance chez la palourde *Mercenaria mercenaria*. Par conséquent, on recommande une concentration limite de $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains afin d'assurer la protection et la préservation de la vie aquatique marine au Canada. On est arrivé à cette valeur en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la concentration ci-dessus ayant produit un effet chronique. Pour ce composé, toutes les exigences de l'ensemble minimal de données ont été satisfaites (annexe N-2). Les données disponibles sur la toxicité de ce composé indiquent que la concentration recommandée de $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de tributylétains devrait être sûre pour tous les organismes marins et tous les stades du cycle reproductif en milieu aquatique (figure 8).

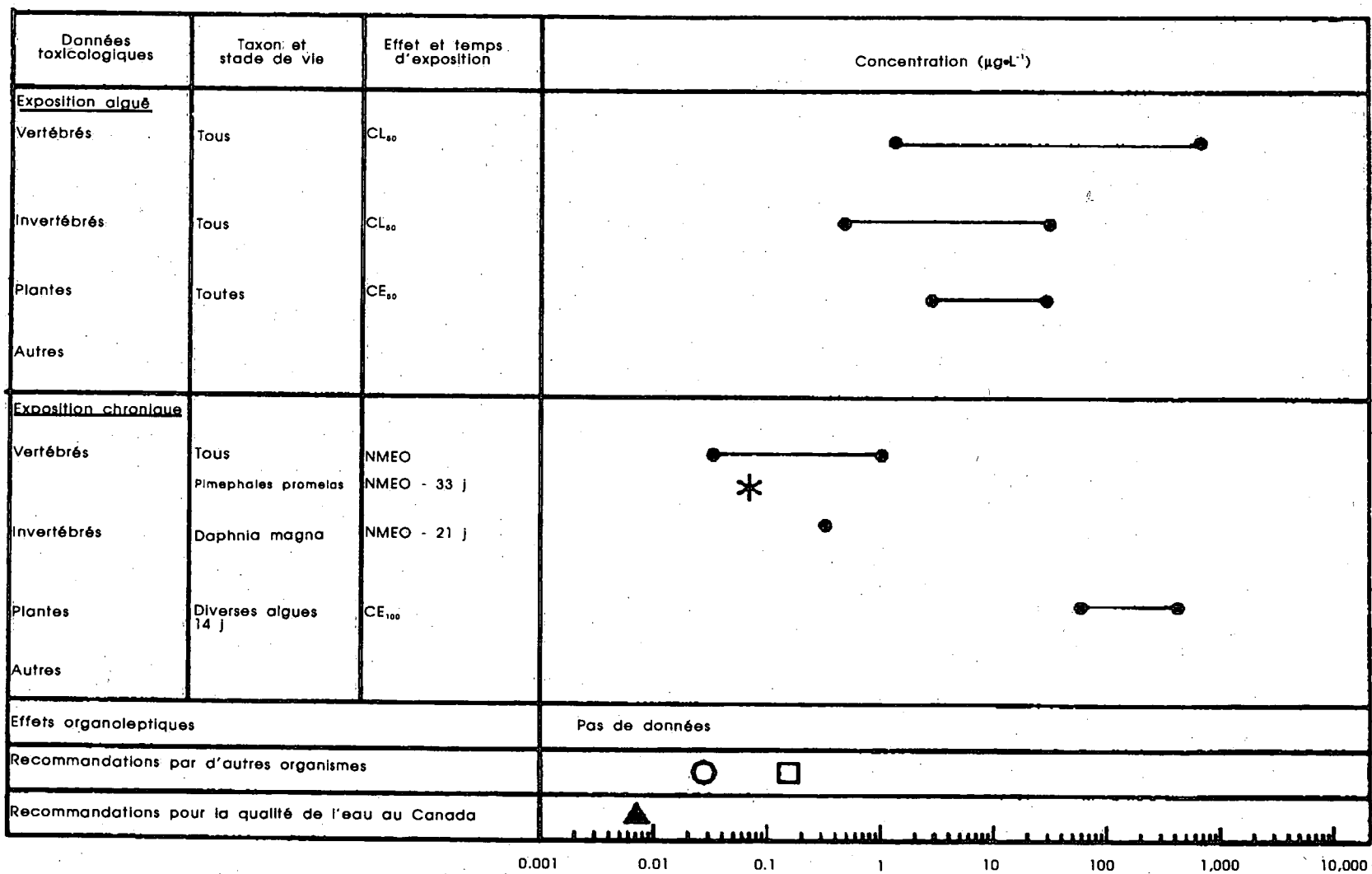
Agriculture

Eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage

Tributylétains

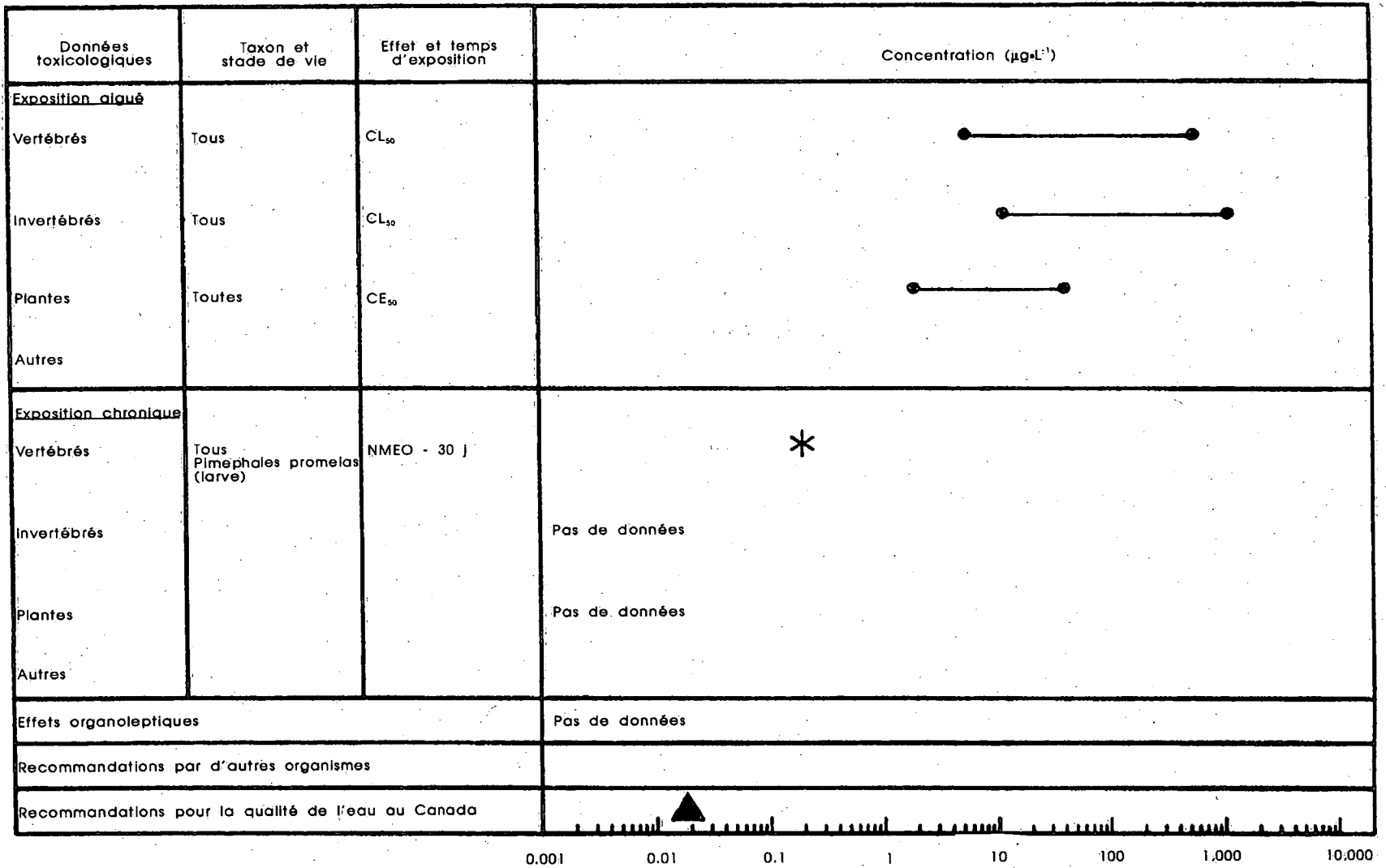
Les études de toxicité aiguë consistent habituellement en l'administration d'une dose simple, et visent à déterminer les effets d'une dose élevée (ce qui est représentatif, par exemple, de l'ingestion accidentelle d'un composé). En ce qui concerne l'ingestion orale de tributylétains, les DL_{50} obtenues avec les rats sont comprises entre 94 et $224 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel, et pour les souris, les DL_{50} sont comprises entre 46 et $230 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel (annexe I). L'exposition par inhalation et par voie cutanée ne constitue pas un danger pour le bétail, car on ne pense pas que celui-ci peut être exposé à des concentrations élevées de tributylétains par ces voies (Schweinfurth et Gunzel 1987). On a observé la mort et l'inflammation du canal biliaire hépatique chez 9 des 24 rats ayant reçu des doses orales de $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'acétate de tributylétain pendant 28 jours (Mushak et coll. 1982) (annexe J).

Pour calculer la concentration limite d'un toxique dans l'eau d'abreuvement du bétail au Canada, on utilise la dose journalière maximale (DJM), le poids du bétail et sa consommation journalière d'eau. Comme la consommation journalière d'eau des vaches laitières est élevée (jusqu'à $200 \text{ L}\cdot\text{j}^{-1}$), il est probable que ces animaux seront les plus vulnérables à la présence de tributylétains dans l'eau d'abreuvement. Comme le bétail peut également être exposé aux tributylétains par ingestin ou d'autres voies, on suppose que l'ingestion d'eau potable représente 20 % de l'exposition quotidienne à ces composés, et on utilise ce pourcentage dans le calcul des recommandations pour la qualité de l'eau (NAS 1977).



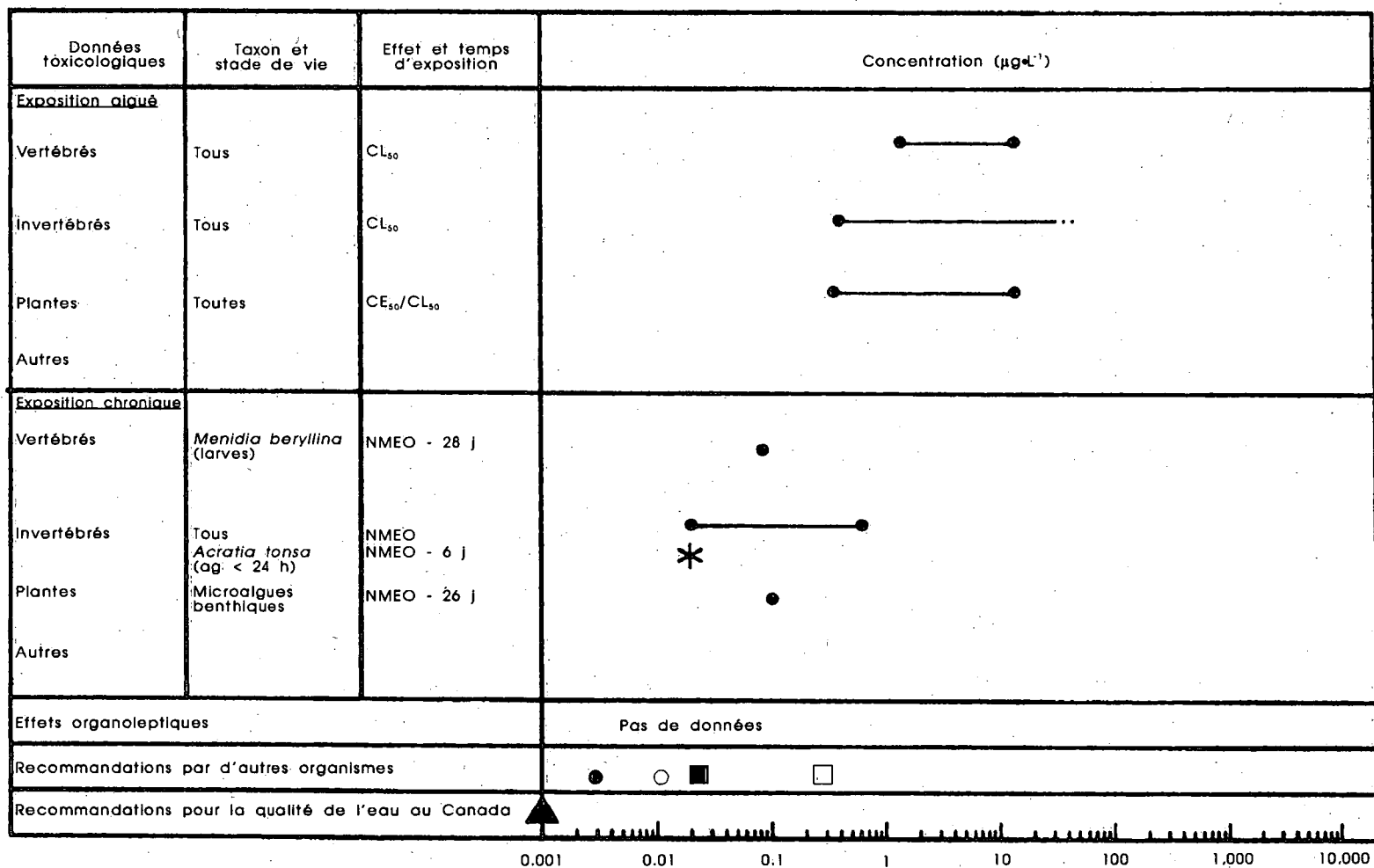
- * Essai de toxicité utilisé pour formuler la recommandation
- Critères de la U.S. EPA pour une exposition chronique en milieu marin
- Critères de la U.S. EPA pour une exposition aiguë en milieu marin

Figure 6. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des tributylétains pour la protection de la vie aquatique d'eau douce.



* Essai de toxicité utilisé pour formuler la recommandation

Figure 7. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des triphénylétains pour la protection de la vie aquatique d'eau douce.



- * Essai de toxicité utilisé pour formuler la recommandation
- Objectif britannique de qualité de l'environnement = $10 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$
- Critères de la U.S. EPA pour une exposition chronique en milieu marin
- Norme britannique de qualité de l'environnement = $2 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$
- Critères de la U.S. EPA pour une exposition aiguë en milieu marin

Figure 8. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des tributylétains pour la protection de la vie aquatique marine.

Par conséquent, on a fait le calcul suivant afin de recommander une concentration limite de tributylétains qui assure la protection et la préservation de l'eau d'abreuvement au Canada :

Dose journalière maximale	= 3 mg·kg ⁻¹ ·j ⁻¹ (Mushak et coll. 1982)
Facteur de sécurité	= 0,1 (pour l'exposition pendant une vie entière) (CCMRE 1987b)
Poids d'une vache laitière (maximal)	= 820 kg (W. Buckley, Agriculture Canada, comm. pers.)
Consommation d'eau journalière (maximale)	= 200 L·j ⁻¹ (W. Buckley, Agriculture Canada, comm. pers.)
Contribution relative en tributylétains (dans l'eau)	= 20 % (NAS 1977)
Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada	= [(3,0 mg·kg ⁻¹ ·j ⁻¹ × 0,1 × 820 kg) / 200 L·j ⁻¹] × 20 % = 0,25 mg·L ⁻¹ de tributylétains

Triphénylétains

Chez des rats ayant ingéré des triphénylétains, on a obtenu des DL₅₀ aiguës comprises entre 110 et 491 mg·kg⁻¹ de poids corporel (annexe K). Chez les souris, les DL₅₀ étaient comprises entre 80 et 1000 mg·kg⁻¹ de poids corporel; chez les cobayes et les lapins, les DL₅₀ étaient dans les intervalles 10–41,2 et 30–140 mg·kg⁻¹ du poids corporel, respectivement. D'après les études d'ingestion de longue durée effectuées sur plusieurs espèces mammifères, les rats, les cobayes et les chiens ont une même vulnérabilité aux triphénylétains administrés dans leur ration (Bock 1981). La plus forte réaction de longue durée a été observée chez les cobayes ayant ingéré dans leur ration de l'acétate de triphénylétain pendant 2 ans (Bock 1981). Dans cette étude, on a observé des modifications histopathologiques importantes dans les cellules du foie et du cœur, à une dose de 10 mg·kg⁻¹·j⁻¹ de triphénylétain. En utilisant cette valeur comme dose journalière maximale, et en suivant le même mode de calcul décrit ci-dessus pour les tributylétains, on obtient une concentration limite pour l'eau d'abreuvement de 0,8 mg·L⁻¹ de triphénylétains, concentration qui est recommandée pour assurer la qualité de l'eau au Canada.

Tricyclohexylétains

Les études sur la toxicité de l'hydroxyde de tricyclohexylétain ont démontré que ce composé, a des effets sur les animaux de laboratoire, des effets similaires à ceux des triphénylétains. On a obtenu une DL₅₀ orale aiguë de 540 mg·kg⁻¹ chez des rats (McCollister et Schober 1975). Dans une étude d'ingestion de longue durée (2 ans) sur des chiens et des rats, on a observé une diminution légère de la vitesse de croissance à des

doses de 3 et 6 mg·kg⁻¹·j⁻¹, respectivement (McCollister et Schober 1975). En utilisant les résultats obtenus dans l'étude sur des chiens et en suivant le même mode de calcul décrit ci-dessus pour les tributylétains, on recommande à titre provisoire une concentration limite de 0,25 mg·L⁻¹ de tricyclohexylétain afin d'assurer la protection et la préservation de l'eau servant à l'abreuvement du bétail au Canada. Cette valeur est recommandée à titre provisoire, car la base de données disponibles sur la toxicité de ces composés pour les mammifères, notamment en ce qui concerne les études de longue durée avec ingestion, est relativement restreinte.

Il n'y a pas suffisamment de renseignements disponibles pour recommander des concentrations limites pour les autres organoétains dans l'eau d'abreuvement.

Irrigation

Triphénylétains

Les triphénylétains ont abondamment été utilisés sur diverses cultures en raison de leurs propriétés fongicides. Toutefois, ces composés peuvent être phytotoxiques. La phytotoxicité d'une préparation dépend de la culture traitée, de la formule chimique de la matière active, de la formulation et du climat (Bock 1981). En raison des lacunes des données disponibles, les expériences comparatives destinées à établir la toxicité des triphénylétains sont entachées d'un fort degré d'incertitude. Par conséquent, il n'y a pas suffisamment de données pour qu'on puisse recommander une concentration limite pour aucun organoétain afin de protéger et préserver les eaux d'irrigation au Canada.

Approvisionnement en eau industrielle

À l'heure actuelle, rien ne permet de croire que les organoétains peuvent avoir des effets nocifs pour les approvisionnements en eau industrielle. Cependant, tant qu'une étude sur les besoins de l'industrie relatifs à la qualité de l'eau ne sera pas effectuée, on ne peut établir de recommandations relatives à la présence des organoétains dans l'eau industrielle. Une telle étude est actuellement en cours, et des recommandations pour cette utilisation de l'eau seront formulées ultérieurement.

LACUNES DES DONNÉES

Concentrations dans l'environnement

Compte tenu des modifications récentes apportées au statut réglementaire des organoétains, en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires, l'utilisation des biocides à base d'organoétains a beaucoup changé au cours des 3 dernières années. On ne dispose pas de données

sur le volume de pesticides à base d'organoétains actuellement utilisés au Canada. Ces renseignements sont nécessaires afin qu'on puisse évaluer de façon appropriée les risques que présentent ces composés pour l'environnement et la santé des Canadiens. En outre, il existe peu de données sur la concentration des organoétains autres que les butylétains dans l'eau, les sédiments et le biote.

Devenir et persistance dans l'environnement

On comprend assez bien le devenir et la persistance des butylétains dans l'environnement. Toutefois, il faut clarifier l'importance de la photolyse et du métabolisme anaérobie comme mécanismes possibles d'élimination des tributylétains dans l'eau, notamment en ce qui concerne l'effet de la salinité.

Les principaux mécanismes qui influent sur le devenir des méthylétains ont été étudiés. Cependant, on ignore la vitesse de réaction pour la plupart de ces mécanismes, ainsi que la persistance des méthylétains, dans divers compartiments environnementaux. On ne peut donc évaluer ni la mobilité des méthylétains dans l'environnement, ni les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels on a le plus de chance de trouver ces composés.

On connaît peu de choses sur le devenir et le comportement des phénylétains dans l'environnement. Les principaux mécanismes qui influent sur leur devenir et les produits des réactions en cause n'ont pas encore été étudiés, en particulier dans les sédiments. On ignore, à toute fin pratique, l'importance de la salinité dans le devenir et la persistance des phénylétains dans l'environnement.

Les informations sur le devenir et la persistance des autres organoétains dans l'environnement sont éparses et incomplètes. Toutefois, il est peu probable que ces composés suscitent des inquiétudes au Canada, en raison de leur faible utilisation dans l'industrie et l'agriculture.

Bioaccumulation

On semble bien comprendre les principaux mécanismes de bioaccumulation des butylétains. Toutefois, en ce qui concerne les méthylétains, les phénylétains et les autres organoétains, d'autres études sont nécessaires afin de déterminer leur potentiel de bioaccumulation dans le biote aquatique. En particulier, il faudra étudier plus à fond la possibilité que la bioaccumulation des méthylétains dans le biote aquatique soit due en partie à la méthylation biogène de l'étain inorganique. De plus, il faudra étudier la bioaccumulation des phénylétains dans les poissons marins,

dans les invertébrés d'eau douce, ainsi que dans les plantes et les invertébrés marins.

Toxicité pour le biote aquatique

L'annexe N indique les données de toxicité nécessaires à la formulation de recommandations pour la qualité de l'eau au Canada en ce qui concerne la présence des méthylétains, des butylétains et des phénylétains dans les environnements marins et d'eau douce. En règle générale, il y a peu d'études primaires et secondaires sur l'effet des mono- et des diorganoétains sur les poissons, les invertébrés ou les plantes. Des études sur l'exposition chronique à ces composés sont donc nécessaires, et elles devront porter sur plusieurs éléments du biote aquatique, y compris des poissons d'eau froide et d'eau chaude, deux classes d'invertébrés dont au moins une est planctonique, et une espèce de plante ou d'algue, afin qu'on puisse élaborer des recommandations pour la vie aquatique d'eau douce. En ce qui concerne les concentrations limites de mono- et diorganoétains et de triphénylétains pour la vie aquatique marine, il faudra effectuer des études sur l'exposition chronique avec trois espèces de poissons d'eau tempérée, deux classes d'invertébrés, et une espèce de plante ou d'algue. Les mêmes informations sont nécessaires à l'élaboration de recommandations pour les triméthylétains dans l'eau douce et l'environnement marin. Enfin, pour que toutes ces études soient jugées primaires et qu'elles puissent servir à l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada, elles doivent être réalisées dans des systèmes à circulation continue, les concentrations des toxiques doivent être mesurées, et on doit donner suffisamment de détails sur les conditions expérimentales et les réactions observées chez les témoins (CCMRE 1987a).

Afin que la recommandation provisoire pour l'eau douce pour les tributylétains devienne permanente, il faudra réaliser des études d'exposition chronique avec une espèce de poisson d'eau froide et une espèce d'invertébré autre que les cladocères, ainsi qu'une étude d'exposition chronique ou aiguë effectuée sur une espèce de plante ou d'algue. Afin de rendre permanentes les recommandations provisoires pour les triphénylétains dans l'eau douce, les études suivantes sont requises : (1) deux études additionnelles sur des poissons, dont une espèce d'eau froide et une étude sur les effets chroniques de ces composés; (2) deux études sur les effets chroniques de ces composés sur deux espèces d'invertébrés; et (3) une étude effectuée sur une espèce d'algue ou de plante. Pour recommander une concentration limite de triphénylétains dans les eaux marines, des études additionnelles sont requises, dont une étude de toxicité aiguë ou chronique effectuée sur

Tableau 4. Recommandations à l'égard des organoétains pour la qualité de l'eau au Canada

Utilisation	Recommandation
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	Pas de recommandation
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	Pas de recommandation
Vie aquatique	0,008 µg·L ⁻¹ de cation tributylétain (provisoire)
Eau douce	0,02 µg·L ⁻¹ de cation triphénylétain (provisoire)
Vie marine	0,001 µg·L ⁻¹ de cation tributylétain
Utilisation agricole	
Eau destinée à l'abreuvement des animaux d'élevage	250 µg·L ⁻¹ de cation tributylétain 800 µg·L ⁻¹ de cation triphénylétain 250 µg·L ⁻¹ de cation tricyclohexylétain (provisoire)
Irrigation	Pas de recommandation
Approvisionnement en eau industrielle	Pas de recommandation

une espèce de poisson ainsi qu'une étude d'exposition chronique sur une espèce de cladocère.

Toxicité pour le bétail et le biote connexe

Les informations sur les effets toxiques des tributylétains et des triphénylétains sur le bétail et le biote connexe semblent être suffisantes. Les données disponibles au sujet du tricyclohexylétain sont quelque peu variables et doivent être approfondies. Pour tous les autres organoétains, il y a peu d'informations toxicologiques disponibles.

Toxicité pour les plantes non visées

La plupart des informations disponibles sur la toxicité des organoétains datent de plus de 20 ans, et ne sont plus acceptables selon les normes actuelles. En outre, les données sur les triphénylétains ont été obtenues après seulement une ou quelques pulvérisations sur une culture, à une seule concentration, et l'on a peu ou pas fait état des réactions des témoins et des conditions environnementales. Pour convertir ces données afin de pouvoir formuler une recommandation pour l'exposition continue des zones d'irrigation à ces composés, il faudra faire de nombreuses hypothèses dont on ignore la validité. Les études futures devraient porter sur l'exposition continue des eaux d'irrigation à diverses concentrations de ces composés. Il y a peu de données toxicologiques pour les organoétains autres que les triphénylétains.

SOMMAIRE

Un vaste examen des études publiées sur les organoétains a conduit à des recommandations pour la

qualité des eaux au Canada (tableau 4). On a révisé toute l'information générale sur les organoétains : utilisations, propriétés physiques et chimiques, concentrations dans l'environnement, devenir et persistance, potentiel d'accumulation, et effets toxiques sur l'eau douce et le biote marin, sur les récoltes non visés et le bétail. La justification utilisée pour développer des recommandations a été résumée.

RÉFÉRENCES

- Abel, R., R.A. Hathaway, N.J. King, J.L. Vosser, et T.G. Wilkinson. 1987. Assessment and regulatory actions for TBT in the UK. Dans *Oceans '87 Conference Record*, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1314-1319.
- Agriculture Canada. 1987a. Registration of antifouling paints. Trade memorandum T-1-254. Direction générale des pesticides, 12 février.
- Agriculture Canada. 1987b. Tributyltin oxide. CAPCO Note 87-16. Direction générale des pesticides, 26 octobre.
- Agriculture Canada. 1989. Antifouling paints for ship hulls. CAPCO Note 89-02. Food Production and Inspection Branch, Direction générale des pesticides, 28 février.
- Agriculture Canada. 1990. Antifouling paints for ship hulls. CAPCO Note 90-08. Direction générale des pesticides, 15 mai.
- Alabaster, J.S. 1969. Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. *Int. Pest. Control*, 11(2): 29-35.
- Alzieu, C. 1986. TBT detrimental effects on oyster culture in France — evolution since antifouling paint regulation. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1130-1134.
- Alzieu, C., Y. Thibaud, M. Héral, et B. Boutier. 1980. Évaluation des risques dus à l'emploi des peintures antisalissures dans les zones conchylicoles. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 44(4): 301-348.
- Alzieu, C., M. Héral, Y. Thibaud, M.J. Dardignac, et M. Feuillet. 1982. Influence des peintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de la coquille de l'huitre *Crassostrea gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 45(2): 101-116. (Cité dans CNRC 1985.)

- Alzieu, C., S. Sanjuan, J.P. Deltrell, et M. Borel. 1986. Tin contamination in Arcachon Bay: Effects on oyster shell anomalies. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 494-498.
- Anderson, C.D., et R. Dalley. 1986. Use of organotins in antifouling paints. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1108-1113.
- Andraea, M.O., J.T. Byrd, et P.N. Froelich, Jr. 1983. Arsenic, antimony, germanium, and tin in the Tejo Estuary, Portugal: Modelling a polluted estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 17(12): 731-737.
- Andren, F., et B. Olofsson. 1959. Bekämpningsforsök mot bonflacksjuka. *Vaextskydd-notiser* 23(1): 3. (Cité dans Bock 1981.)
- Argaman, U., C.E. Hucks, et S.E. Shelby, Jr. 1984. The effects of organotin on the activated sludge process. *Water Res.*, 18(5): 535-542.
- Ascher, K.R.S., et J. Meisner. 1969. The antifeedant effect of organometallics for larvae of the potato tuber moth (*Gnortimoschema operculella* Zell.): A laboratory screening on leaves of eggplant. *Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz*, 76: 564. (Cité dans Bock 1981.)
- Ascher, K.R.S., et S. Nissim. 1964. Organotin compounds and their potential use in insect control. *World Rev. Pest Control*, 3(4): 188. (Cité dans Bock 1981.)
- Ascher, K.R.S., et G. Roncs. 1964. Fungicide has residual effect on larval feeding. *Int. Pest Control*, 6(3): 5. (Cité dans Bock 1981.)
- Ashby, J.R., et P.J. Craig. 1989. New method for the production of volatile organometallic species for analysis from the environment; some butyltin levels in U.K. sediments. *Sci. Total Environ.*, 78: 219-232.
- Bailey, S.K., et I.M. Davies. 1988a. Tributyltin contamination around an oil terminal in Sullom Voe (Shetland). *Environ. Pollut.*, 55: 161-172.
- Bailey, S.K., et I.M. Davies. 1988b. Tributyltin contamination in the Firth of Forth (1975-87). *Sci. Total Environ.*, 76: 185-192.
- Bailey, W.A. 1986. Assessing impacts of organotin paint use. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1101-1106.
- Barnes, J.M., et H.B. Stoner. 1958. Toxic properties of some dialkyl and trialkyl tin salts. *Br. J. Ind. Med.*, 15: 15-22. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987.)
- Barnes, R.D., A.T. Bull, et R.C. Poller. 1973. Studies on the persistence of the organotin fungicide fentin acetate (triphenyltin acetate) in the soil and on surfaces exposed to light. *Pestic. Sci.*, 4(3): 305-317.
- Barug, D. 1981. Microbial degradation of bis(tributyltin) oxide. *Chemosphere*, 10(10): 1145-1154.
- Batiuk, R. 1987. Survey of tributyltin and dibutyltin concentrations at selected harbours in Chesapeake Bay — Final report. CBP/TRS 14/87, U.S. Environmental Protection Agency, Chesapeake Bay Program.
- Baumann, J. 1958. Untersuchungen über die fungizide Wirksamkeit einiger Organo-Zinnverbindungen, insbesondere von Triphenyl-Zinn-acetat, ihren Einfluss auf die Pflanze und ihre Anwendung in der Landwirtschaft. Thesis, Landwirtschaftliche Hochschule Hohenheim. (Cité dans Bock 1981.)
- Beaumont, A.R., et M.D. Budd. 1984. High mortality of the larvae of the common mussel at low concentrations of tributyltin. *Mar. Pollut. Bull.*, 15: 402-405.
- Beaumont, A.R., et P.B. Newman. 1986. Low levels of tributyltin reduce growth of marine micro-algae. *Mar. Pollut. Bull.*, 17(10): 457-461.
- Beaumont, A.R., D.K. Mills, et P.B. Newman. 1987. Some effects of tributyltin (TBT) on marine algae. Dans *Oceans '87 Conference Record*, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1488-1493.
- Becerra-Huencho, R.M. 1984. The effect of organotin and copper sulfate on the late development and settlement behaviour of the hard clam *Mercenaria mercenaria*. Thèse de maîtrise, University of Maryland, College Park, Md.
- Blair, E.H. 1975. Biodegradation of tricyclohexyltin hydroxide. *Environ. Qual. Saf. Suppl.*, 3: 406-409.
- Blair, W.R., J.A. Jackson, G.J. Olson, F.E. Brinckman, et W.P. Iverson. 1981. Biotransformation of tin. Dans *Heavy Metals in the Environment*. International Conference, Amsterdam, Septembre. pp. 235-242.
- Blanck, H. 1986. Memorandum from University of Goteborg, Goteborg, Sweden, to D.J. Call, Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Wis, 11 mars. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Blanck, H., G. Wallin, et S.A. Wangberg. 1984. Species-dependent variation in algal sensitivity to chemical compounds. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 8: 339-351.
- Blunden, S.J. 1983. The ultraviolet degradation of the methyltin chlorides in carbon tetrachloride and water. *J. Organomet. Chem.*, 248(2): 149-160.
- Blunden, S.J., et A.H. Chapman. 1982. The environmental degradation of organotin compounds — A review. *Environ. Technol. Lett.*, 3(6): 267-272.
- Blunden, S.J., P.J. Smith, et B. Sugavanam. 1984. Structure-activity relations in triorganotin biocides: The influence of the anionic radical. *Pestic. Sci.*, 15: 253-257.
- Blunden, S.J., P.A. Cusack, et R. Hill. 1985. The industrial uses of tin chemicals. Royal Society of Chemistry, London. 337 p.
- Bock, R. 1981. Triphenyltin compounds and their degradation products. *Residue Rev.*, 79: 1-270.
- Bokman, E., et R.B. Laughlin. 1989. A study of steady state and kinetic regulation of chloride ion and osmotic pressure in hemolymph of oysters, *Crassostrea virginica*, exposed to tri-n-butyltin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18: 832-838.
- Braman, R.S., et M.A. Tompkins. 1979. Separation and determination of nanogram amounts of inorganic tin and methyltin compounds in the environment. *Anal. Chem.*, 51(1): 12-19.
- Brooke, L.T., D.J. Call, S.H. Poirier, T.P. Markee, C.A. Lindberg, D.J. McCauley, et P.G. Simonson. 1986. Acute toxicity and chronic effects of bis(tributyltin) oxide to several species of freshwater organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Wis.
- Bryan, G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone, et G.R. Burt. 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 66: 611-640.
- Bryan, G.W., P.E. Gibbs, G.R. Burt, et L.G. Hummerstone. 1987. The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dog-whelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. *J. Mar. Biol. Assoc., U.K.* 67: 525-544.
- Bryan, G.W., P.E. Gibbs, et G.R. Burt. 1988. A comparison of the effectiveness of tri-n-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 68: 733-744.
- Bushong, S.J., L.W. Hall, Jr., W.S. Hall, W.E. Johnson, et R.L. Herman. 1988. Acute toxicity of tributyltin to selected Chesapeake Bay fish and invertebrates. *Water Res.*, 22(8): 1027-1032.
- Bushong, S.J., M.C. Ziegenfuss, M.A. Unger, et L.W. Hall, Jr. 1990. Chronic tributyltin toxicity experiments with Chesapeake Bay copepod, *Acartia tonsa*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9: 359-366.
- Byrd, J.T., et M.O. Andraea. 1982. Tin and methyltin species in seawater: Concentrations and fluxes. *Science*, 218(4572): 565-569.
- Byrd, J.T., et M.O. Andraea. 1986. Geochemistry of tin in rivers and estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50: 835-845.
- Canada Gazette. 1989. Liste de priorité des substances. *Extrait Canada Gazette, Partie I*, 11 février, Approvisionnements et Services Canada.
- Cardwell, R.D. 1988. Fate and effects of tributyltin in the marine environment: An update on knowledge. Paper presented at Puget Sound Research, the first annual meeting, Seattle, Wash., 18-19 mars.

- Cardwell, R.D., et A.W. Sheldon. 1986. A risk assessment concerning the fate and effects of tributyltins in the aquatic environment. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1117-1129.
- Casida, J.E., E.C. Kimmel, B. Holm, et G. Widmark. 1971. Oxidative dealkylation of tetra-, tri-, and dialkyltins and tetra- and trialkylleads by liver microsomes. Acta Chem. Scand., 25(4): 1497-1499. (Cité dans CNRC 1985.)
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987a. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Annexe IX - Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991). Préparé par le Groupe de travail sur les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada du Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987b. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparé par le Groupe de travail sur les Recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- Champ, M.A. 1986. Organotin symposium: Introduction and overview. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.
- Champ, M.A., et D.F. Bleil. 1988. Research needs concerning organotin compounds used in antifouling paints in coastal environments. National Ocean Pollution Program Office, National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Dept. of Commerce, Rockville, Md., Mars.
- Chandra, S., B.D. James, B.J. Macauley, et R.J. Magee. 1987. Studies on the fungicidal properties of some organotin compounds. J. Chem. Technol. Biotechnol., 40: 65-73.
- Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramar, et G.A. Bengert. 1981. Methylation of tin in the aquatic environment. Dans Heavy Metals in the Environment. International Conference, Amsterdam, septembre.
- Chau, Y.K., R.J. Maguire, P.T.S. Wong, B.A. Glen, G.A. Bengert, et R.J. Tkacz. 1984. Occurrence of methyltin and butyltin species in environmental samples in Ontario. Institut national de recherche pour les eaux, Rapport n° 8401. Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington, Ont.
- Chilamovitch, Y.-P., et C. Kuhn. 1977. Behavioural, haematological and histological studies on acute toxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide on *Oncorhynchus mykiss* Richardson and *Tilapia rendalli* Boulenger. J. Fish Biol., 10(6): 575-585.
- Clark, E.A., R.M. Sterritt, et J.N. Lester. 1988. The fate of tributyltin in the aquatic environment. Environ. Sci. Technol., 22(6): 600-604.
- Clark, J.R., J.M. Patrick, Jr., L.C. Moore, et E.M. Loes. 1987. Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branichlostoma caribaeum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16: 401-407.
- Clavell, C., P.F. Seligman, et P.M. Stang. 1986. Automated analysis of organotin compounds: A method for monitoring butyltins in the marine environment. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1152-1154.
- Cleary, J.J. 1990. Organotins in coastal waters of southwest England: An assessment of environmental recovery. Dans Proceedings of the 3rd International Organotin Symposium, Monaco 17-19 avril. pp. 218-221.
- Cleary, J.J., et A.R.D. Stebbing. 1987a. Organotin in the surface microlayer and subsurface waters of southwest England. Mar. Pollut. Bull., 18(5): 238-246.
- Cleary, J.J., et A.R.D. Stebbing. 1987b. Organotins in the water column — Enhancement in the surface microlayer. Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1405-1410.
- CNRC. Conseil national de recherches du Canada. 1985. Organotin Compounds in the Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing Their Effects on Environmental Quality. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. Publ. No. 22494. Ottawa, Canada. 284 pp.
- Cooney, J.J. 1988. Microbial transformations of tin and tin compounds. J. Ind. Microbiol., 3: 195-204.
- Cooney, J.J., A.T. Kronick, G.J. Olson, W.R. Blair, et F.E. Brinckman. 1988. A modified method for quantifying methyl and butyltins in estuarine sediments. Chemosphere, 17(9): 1795-1802.
- Cotta-Ramusino, M., et A. Doi. 1987. Acute toxicity of Brestan and Fentin acetate on some freshwater organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38: 647-652.
- Craig, P.J., et S. Rapsomanikis. 1985. Methylation of tin and lead in the environment: Oxidative methyl transfer as a model for environmental reactions. Environ. Sci. Technol., 19: 726-730.
- Davidson, B.M., A.O. Valkirs, et P.F. Seligman. 1986a. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea). NOSC-TR-1116 or AD-A175-294-8, National Technical Information Service, Springfield, Va.
- Davidson, B.M., A.O. Valkirs, et P.F. Seligman. 1986b. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea). Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1219-1225.
- Davies, A.G., et P.J. Smith. 1980. Recent advances in organotin chemistry. Adv. Inorg. Chem. Radiochem., 23: 1-77.
- Davies, I.M., et J.C. McKie. 1987. Accumulation of total tin and tributyltin in muscle tissue of farmed Atlantic salmon. Mar. Pollut. Bull., 18(7): 405-407.
- Davies, I.M., S.K. Bailey, et D.C. Moore. 1987. Tributyltin in Scottish sea lochs, as indicated by degree of imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.). Mar. Pollut. Bull., 18(7): 400-404.
- Davis, A., R. Barale, G. Brun, R. Foster, T. Gunther, H. Hautefeuille, C.A. van der Heijden, A.G.A.C. Knaap, R. Krowke, T. Kuroki, N. Loprieno, C. Malaveille, H.J. Merker, M. Monaco, P. Mosesso, D. Neubert, H. Norppa, M. Sorsa, E. Vogel, C.E. Vogel, M. Umeda, et H. Bartsch. 1987. Evaluation of the genetic and embryotoxic effects of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBO), a broadspectrum pesticide, in multiple *in vivo* and *in vitro* short-term tests. Mutat. Res., 188: 65-95.
- de Baets, A. 1961. Bestrijding van *Peronospora tabacina* Adam Int. Symp. Fytoparm. Fytiatrie Rijkslandb. Hogeschool Gent. p. 1251. (Cité dans Bock 1981.)
- Desalah, D., L.K. Cutkomp, et R.B. Koch. 1973. Inhibition of spider mite ATPases by Plictran and three organochlorine acaricides. Life Sci., 13(12): 1693-1703.
- Deschiens, R., et H. Floch. 1962. Les propriétés molluscicides du chlorure et de l'acétate de triphénylétain dans le cadre de la prophylaxie des bilharzoses. C.R. Acad. Sci. Paris, 255: 1236-1237. (Cité dans CNRC 1985.)
- Deschiens, R., et H.A. Floch. 1968. Action biologique comparée de 6 molluscicides chimiques dans le cadre de la prophylaxie des bilharzoses. Conclusions pratiques. Bull. Soc. Pathol. Exot., 61(4): 640-650. (Cité dans CNRC 1985.)
- Deschiens, R., H. Brottes, et L. Mvogo. 1966. Application sur le terrain, au Cameroun, dans la prophylaxie des bilharzoses de l'action molluscicide de l'oxyde de tributylétain. Bull. Soc. Pathol. Exot., 59(2): 968-973.
- de Villiers, J.P., et J.G. MacKenzie. 1963. Organotin and organolead molluscicides. W.H.O. Inédit Mol/Inf/13. VIII/63, Organisation mondiale de la santé.
- Donard, O.F.X., S. Rapsomanikis, et J.H. Weber. 1986. Speciation of inorganic tin and alkyltin compounds by atomic absorption spectrometry using electrothermal quartz furnace after hydride generation. Anal. Chem., 58: 772-777.
- Donard, O.F.X., F.T. Short, et J.H. Weber. 1987. Regulation of tin and methyltin compounds by the green alga *Enteromorpha* under simulated estuarine conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 140-145.

- Dow Chemical Co. 1979. Plictran miticide. Technical Information Bulletin. Midland, Mich. (Cité dans CNRC 1985.)
- Duncan, J. 1980. The toxicology of molluscicides. The organotin. *Pharmacol. Ther.*, 10(2): 407-429.
- Ebdon, L., K. Evans, et S. Hill. 1988. The variation of tributyltin levels with time in selected estuaries prior to the introduction of regulations governing the use of tributyltin-based anti-fouling paints. *Sci. Total Environ.*, 68: 207-223.
- EG&G Bionomics. 1976. Acute toxicity of tri-n-butyltin oxide to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), the Freshwater Clam (*Elliptio complanatus*), the Common Mummichog (*Fundulus heteroclitus*) and the American Oyster (*Crassostrea virginica*). Final report to M&T Chemicals Co., Rahway, N.J. EPA Acc. No. 136470. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- EG&G Bionomics. 1977. Toxicity of tri-n-butyltin oxide (TBTO) to embryos of eastern oysters (*Crassostrea virginica*). Final report to M&T Chemicals Co., Rahway, N.J. EPA Acc. No. 114085. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- EG&G Bionomics. 1979. Acute toxicity of three samples of TBTO (tributyltin oxide) to juvenile sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). Report L14-500 to M&T Chemicals Inc., Rahway, N.J. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- EG&G Bionomics. 1981a. Comparative toxicity of tri-n-butyltin oxide (TBTO) produced by two different chemical processes to the marine alga *Skeletonema costatum*. Report BP-81-6-109 to M&T Chemicals Inc., Rahway, N.J. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- EG&G Bionomics. 1981b. Unpublished laboratory data on acute toxicity of tributyltin to sheepshead minnow, *Cyprinodon variegatus*. Pensacola, Fla. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Eisler, R. 1989. Tin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 86(1.15), Contaminant Hazard Reviews Report No. 15, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. 83 p.
- Ellis, D.V., et L.A. Pattisina. 1990. Widespread neogastropod imposex: a biological indicator of global TBT contamination? *Mar. Pollut. Bull.*, 21(5): 248-253.
- Eisea, J.R., et O.E. Paynter. 1958. Toxicological studies on bis(tri-n-butyltin)oxide. *AMA Arch. Ind. Health*, 18: 214-217. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987.)
- Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada. 1979. Environmental Contaminants Act Priority Chemicals - 1979. Dans *The Canada Gazette*, Part 1, décembre pp. 7365-7370. (Cité dans Maguire 1989.)
- Estienne, V., et G. Hennebert. 1959. Perspectives des composés organiques de l'étain en phytopharmacie. *Agricultura*, 7: 483. (Cité dans Bock 1981.)
- Evans, D.W., et R.B. Laughlin, Jr. 1984. Accumulation of bis(tributyltin) oxide by the mud crab, *Rhithropanopeus harrisi*. *Chemosphere* 13: 213-219.
- Fanchiang, Y.-T., et J.M. Wood. 1981. Alkylation of tin by alkylcobalaminus kinetics and mechanism. *J. Am. Chem. Soc.*, 103(17): 5100-5103.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1969. FAO Fisheries Technical Paper No. 94. United Nations Food and Agriculture Organization.
- Federal Register. 1988. Tributyltin antifoulants; notice of intent to cancel; denial of applications for registration; partial conclusion of special review. *Fed. Regist.*, 53: 39022-39041.
- Federal Register. 1989. Water quality criteria; Request for comments. 1^{er} juil. *Fed. Regist.* 54: 23529-23531.
- Fileiko, O.F., et O.V. Parina. 1981. Quantitative interrelationship of the accumulation of organotin compounds and inorganic phosphate by carp tissues. *Vestn. Mosk. Univ. Biol.*, 36(3): 46-52. (Cité dans CNRC 1985.)
- Fileiko, O.F., et O.V. Parina. 1983. Organotin compounds and the regulation of phosphate intake in organs and tissues of carp. Dans *Reakts. Gidrobiontov Zagryaz*, éd. N.S. Stroganov. Izd. Nauka, Moscow. pp. 151-158. (En russe.) (Cité dans CNRC 1985.)
- Floch, H., et Deschliens, R. 1962. Étude comparée de l'action molluscicide du 5,2'-dichloro-4'-nitro-salcylanilide (Bayer 73) et des sels (acétate et chlorure) de triphénylétain. *Bull. Soc. Pathol. Exot.*, 55: 816-831.
- Floch, H., R. Deschliens, et T. Floch. 1964. Sur les propriétés molluscicides de l'oxyde et de l'acétate de tributylétain (prophylaxie des bilharzioses). *Bull. Soc. Pathol. Exot.*, 57(3): 454-465.
- Foster, R.B. 1981. Use of Asiatic clam larvae in aquatic hazard evaluations. Dans *Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms*. éd. J.M. Bates et C.I. Weber. ASTM Spec. Tech. Publ. 730., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa. pp. 280-288.
- François, R., F.T. Short, et J.H. Weber. 1989. Accumulation and persistence of tributyltin in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Environ. Sci. Technol.*, 23(2): 191-196.
- Franz, W. 1972. Erfahrungen zur Bekämpfung der Mohrenscharze. *Gesunde Pflanz*. 24(6): 97. (Cité dans Bock 1981.)
- Frick, L.P., et W.Q. de Jimenez. 1964. Molluscicidal qualities of three organotin compounds revealed by 6-hour and 24-hour exposures against representative stages and sizes of *Australorbis glabratus*. *Bull. W.H.O.*, 31(3): 429-431.
- Getzander, M.E., et H.B. Corbin. 1972. Residues on apples and pears from use of Plictran miticide. *J. Agric. Food Chem.*, 20(4): 881-885.
- Gibbs, P.E., et G.W. Bryan. 1986. Reproductive failure in populations of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 66: 767-777.
- Gibbs, P.E., et G.W. Bryan. 1987. TBT paints and the demise of the dog-whelk, *Nucella lapillus* (Gastropoda). Dans *Oceans '87 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1482-1487.
- Gibbs, P.E., G.W. Bryan, P.L. Pascoe, et G.R. Burt. 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 67: 507-523.
- Gibbs, P.E., P.L. Pascoe, et G.R. Burt. 1988. Sex change in the female dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 68: 715-731.
- Gilmour, C.C., J.H. Tuttle, et J.C. Means. 1985. Tin methylation in sulfide bearing sediment. In *Marine and Estuarine Geochemistry*, éd. A.C. Sigleo et A. Hattori. Lewis Publ., Inc., Chelsea, Mich. pp. 239-258. (Cité dans Cooney 1988.)
- Gilmour, C.C., J.H. Tuttle, et J.C. Means. 1987. Anaerobic microbial methylation of inorganic tin in estuarine sediment slurries. *Microb. Ecol.* 14: 233-242.
- Gould, M.J. 1976. Inhibition by triphenyltin chloride of a tightly-bound membrane component involved in photophosphorylation. *Eur. J. Biochem.*, 62: 567-575.
- Gras, G., et J.-A. Rioux. 1965. Relation entre la structure chimique et l'activité insecticide des composés organiques de l'étain (essai sur les larves de *Culex pipiens pipiens* L.). *Arch. Inst. Pasteur, Tunis*, 42(1): 9-22.
- Gray, B.H., M. Porvaznik, C. Flemming, et L.H. Lee. 1986. Tri-n-butyltin aggregates and membrane cytotoxicity in human erythrocytes. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1234-1239.
- Grovhoug, J.G., P.F. Seligman, G. Vafa, et R.L. Fransham. 1986. Baseline measurements of butyltin in U.S. harbours and estuaries. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1283-1288.
- Guard, H.E., A.B. Cobet, et W.M. Cobet III. 1981. Methylation of trimethyltin compounds by estuarine sediments. *Science*, 213(4509): 770-771.
- Gucinski, H. 1986. The effect of sea surface microlayer enrichment on TBT transport. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1266-1274.

- Haertel, K. 1958. Anwendungsmöglichkeiten organischer Zinnverbindungen in der Landwirtschaft. *Angew. Chem.*, 70: 135. (Cité dans Bock 1981.)
- Haertel, K. 1962. Triphenyltin compounds. *Agric. Vet. Chem.*, 3: 19. (Cité dans Bock 1981.)
- Hall, L.W. Jr., M.J. Lenkevick, W.S. Hall, A.E. Pinkney, et S.J. Bushong. 1986. Monitoring organotin concentrations in Maryland waters of Chesapeake Bay. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1275-1279.
- Hall, L.W., Jr., M.J. Lenkevich, W.S. Hall, A.E. Pinkney, et S.J. Bushong. 1987. Evaluation of butyltin compounds in Maryland waters of Chesapeake Bay. *Mar. Pollut. Bull.*, 18(2): 78-83.
- Hall, L.W., Jr., S.J. Bushong, W.S. Hall, et W.E. Johnson. 1988a. Acute and chronic effects of tributyltin on a Chesapeake Bay copepod. *Environ. Toxicol. Chem.*, 7: 41-46.
- Hall, L.W., Jr., S.J. Bushong, W.E. Johnson, et W.S. Hall. 1988b. Spatial and temporal distribution of butyltin compounds in a northern Chesapeake Bay marine and river system. *Environ. Monit. Assess.*, 10: 229-244.
- Hall, L.W. Jr., S.J. Bushong, M.C. Ziegenfuss, W.E. Johnson, R.L. Herman, et D.A. Wright. 1988c. Chronic toxicity of tributyltin to Chesapeake Bay biota. *Water Air Soil Pollut.*, 39: 365-376.
- Hallas, L.E., J.C. Means, et J.J. Cooney. 1982. Methylation of tin by estuarine microorganisms. *Science*, 215(4539): 1505-1507.
- Harding, L., et B. Kay. 1988. 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 p.
- Harris, J.R.W., et J.J. Cleary. 1987. Particle-water partitioning and organotin dispersal in an estuary. Dans *Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1370-1374.
- Hattori, Y., A. Kobayashi, S. Takemoto, K. Takami, Y. Kuge, A. Sugimae, et M. Nakamoto. 1984. Determination of trialkyltin, dialkyltin, and triphenyltin compounds in environmental water and sediments. *J. Chromatogr.*, 315: 341-349.
- Hattori, Y., A. Kobayashi, K. Nonaka, A. Sugimae, et M. Nakamoto. 1988. Degradation of tributyltin and dibutyltin compounds in environmental waters. *Water Sci. Technol.*, 20(6-7): 71-76.
- Henderson, R.S. 1986. Effects of organotin antifouling paint leachates on Pearl Harbor organisms: A site specific flow-through bioassay. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1226-1233.
- Hinga, K.R., D. Adelman, et M.E.Q. Pilson. 1987. Radiolabelled butyltin studies in the MERL enclosed ecosystems. Dans *Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1416-1419.
- Hodge, V.F., S.L. Seidel, et E.D. Goldberg. 1979. Determination of tin(IV) and organotin compounds in natural waters, coastal sediments and macroalgae by atomic absorption spectrometry. *Anal. Chem.*, 51(8): 1256-1259.
- Holwerda, D.A., et H.J. Herwig. 1986. Accumulation and metabolic effects of di-n-butyltin dichloride in the freshwater clam, *Anodonta anatina*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 756-762.
- Hopf, H.S., et R.L. Muller. 1962. Laboratory breeding and testing of *Australorbis glabrata* for molluscicidal screening. *Bull. W.H.O.*, 27: 783-789.
- Hopf, H.S., J. Duncan, J.S.S. Beesley, D.J. Webley, et R.F. Sturrock. 1967. Molluscicidal properties of organotin and organolead compounds with particular reference to triphenyllead acetate. *Bull. W.H.O.* 36(6): 955-961.
- Huey, C., F.E. Brinckman, S. Grim, et W.P. Iverson. 1974. The role of tin in bacterial methylation of mercury. Dans *Proc. Int. Conf. Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems*, Ottawa, 1-3 mai, 1974, éd. A.S.W. deFreitas, D.J. Kushner, Q.N. Lattam, et S.A. Conseil national de recherche du Canada, Ottawa, pp. 73-78.
- Huggett, R.J., M.A. Unger, et D.J. Westbrook. 1986. Organotin concentrations in the southern Chesapeake Bay. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1262-1265.
- Ishaaya, I., J.L. Engel, et J.E. Cusida. 1976. Dietary triorganotins affect lymphatic tissues and blood composition of mice. *Pest. Biochem. Physiol.*, 6: 270-279.
- Ishii, T. 1982. Tin in marine algae. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 48(11): 1609-1615. (Cité dans CNRC 1985.)
- Jackson, J.A., W.R. Blair, F.E. Brinckman, et W.P. Iverson. 1982. Gas-chromatographic speciation of methylstannanes in the Chesapeake Bay using purge and trap sampling with a tin-selective detector. *Environ. Sci. Technol.*, 16(2): 110-119.
- Jarvinen, A.W., D.K. Tanner, E.R. Kline, et M.L. Knuth. 1988. Acute and chronic toxicity of triphenyltin hydroxide to fathead minnows (*Pimephales promelas*) following brief and continuous exposure. *Environ. Pollut.*, 52: 289-301.
- Johnson, W.E., L.W. Hall Jr., S.J. Bushong, et W.S. Hall. 1987. Organotin concentrations in centrifuged versus uncentrifuged water column samples and in sediment pore waters of a northern Chesapeake Bay tributary. Dans *Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1364-1369.
- Johnson, W.W., et M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Fish and Wildlife Service Resource Publication 137, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.
- Jones, P.A., M.F. Millson, D.C. McBain, et J.A. Ruddick. 1982. Organotins in the Canadian environment: A synopsis. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. EPS 3-EC-82-1. 9 p.
- Jones, P.A., R.J. Maguire, et M.F. Millson. 1987. The status of the organotin issue in Canada. INRE, Contribution #87-137. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont. 14 p.
- Junk, G.A., et J.J. Richard. 1987. Solid phase extraction, GC separation and EC detection of tributyltin chloride. *Chemosphere*, 16(1): 61-68.
- Kaye, K., D. Hope, et B. Humphrey. 1986. Organotin Concentrations in Esquimalt Harbour. Contractor Report Series No. 86-35. Defence Research Establishment Pacific. Ministère de la défense nationale, Victoria, C.-B. (Cité dans Maguire 1987.)
- Kleley, K.M. 1989. Use of tri-n-butyltins in the Atlantic Region 1986/87. Surveillance Report EPS-5-AR-89-2. Région de l'Atlantique, Protection de l'environnement, Environnement Canada. 18 p.
- Kimmel, E.C., R.H. Fish, et J.E. Casida. 1977. Bioorganotin chemistry. Metabolism of organotin compounds in microsomal monooxygenase systems and in mammals. *J. Agric. Food Chem.*, 25(1): 1-9.
- Kline, E.R., A.W. Jarvinen, et M.L. Knuth. 1989. Acute toxicity of triphenyltin hydroxide to three cladoceran species. *Environ. Pollut.*, 56: 11-17.
- Knauf, W. 1974. Brestan 60 - Fischtoxizität; interner Versuchsbericht der Pflanzenschutz - Forschung der HOECHST AG, 24.1. (Cité dans Bock 1981.)
- Kroeber, H., et D. Massfeller. 1961. Untersuchungen über die Blauschimmel-Krankheit des Tabaks in Deutschland. *Nahr.-Bl. d. Deutsch. Pflanzenschutz-Dienstes*, 13(4): 49. (Cité dans Bock 1981.)
- Kubo, H. 1965. Preparations of organotin-phosphorus compounds and their biological activities. *Agric. Biol. Chem. (Tokyo)*, 29(1): 43. (Cité dans Bock 1981.)
- Laughlin, R.B., Jr. 1986. Bioaccumulation of tributyltin: The link between environment and organism. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium*. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1206-1209.
- Laughlin, R.B., Jr. 1987. Quantitative structure-activity studies of di- and triorganotin compounds. In *QSAR in Environmental Toxicology - II*, éd. K.L.E. Kaiser. D. Reidel Publ. Co. pp. 189-206.

- Laughlin, R.B., Jr., et W.J. French. 1980. Comparative study of the acute toxicity of a homologous series of trialkyltins to larval shore crabs, *Hemigrapsus nudus*, and lobster, *Homarus americanus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 25(5): 802-809.
- Laughlin, R.B., Jr., et W. French. 1988. Concentration dependence of bis(tributyltin) oxide accumulation in the mussel, *Mytilus edulis*. Environ. Toxicol. Chem., 7: 1021-1026.
- Laughlin, R.B., Jr., et O. Linden. 1982. Sublethal responses of the tadpoles of the European frog *Rana temporaria* to two tributyltin compounds. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 28: 494-499.
- Laughlin, R.B., Jr., et O. Linden. 1985. Fate and effects of organotin compounds. Ambio, 14(2): 88-94.
- Laughlin, R.B., Jr., et O. Linden. 1987. Tributyltin — Contemporary environmental issues. Ambio, 16(5): 252-256.
- Laughlin, R.B., Jr., O. Linden, et H.E. Guard. 1982a. Toxicity of tributyltins and leachates from antifouling paints on marine amphipods. IVL Publ. B 676, Luftvaardsforsk. Inst. Vatten.
- Laughlin, R.B., Jr., O. Linden, et H.E. Guard. 1982b. Acute toxicity of tributyltins and tributyltin leachates from marine antifouling paints. Bull. Liaison C.O.I.P.M. 13: 3-26.
- Laughlin, R.B., Jr., W. French, et H.E. Guard. 1983. Acute and sublethal toxicity of tributyltin oxide (TBTO) and its putative environmental product, tributyltin sulfide (TBTS) to zoeal mud crabs, *Rhithropanopeus harrisi*. Water Air Soil Pollut., 20: 69-79.
- Laughlin, R.B., Jr., W. French, R.B. Johannesen, H.E. Guard, et F.E. Brinckman. 1984a. Predicting toxicity using computed molecular topologies: The example of triorganotin compounds. Chemosphere, 13(4): 575-584.
- Laughlin, R.B., Jr., K. Nordlund, et O. Linden. 1984b. Long-term effects of tributyltin compounds on the Baltic amphipod, *Gammarus oceanicus*. Mar. Environ. Res., 12: 243-271.
- Laughlin, R.B., Jr., R.B. Johannesen, W. French, H. Guard, et F.E. Brinckman. 1985a. Structure-activity relationships for organotin compounds. Environ. Toxicol. Chem., 4: 343-351.
- Laughlin, R.B., Jr., W. French, et H.E. Guard. 1985b. On the correlation between acute and sublethal stress in mud crab larvae, *Rhithropanopeus harrisi*. The example of triorganotin compounds. Dans Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms éd. J.S. Gray, et M.E. Christiansen. John Wiley & Sons Ltd. pp. 513-526.
- Laughlin, R.B., Jr., W. French, et H.E. Guard. 1986a. Accumulation of bis(tributyltin) oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. Environ. Sci. Technol., 20(9): 884-890.
- Laughlin, R.B., Jr., H.E. Guard, et W.M. Coleman III. 1986b. Tributyltin in seawater: Speciation and octanol-water partition coefficient. Environ. Sci. Technol., 20(2): 201-204.
- Laughlin, R.B., Jr., P. Pendoley, et R.G. Gustafson. 1987. Sublethal effects of tributyltin on the hard clam, *Mercenaria mercenaria*. Harbor Branch Foundation, Fort Pierce, Fla.
- Laughlin, R.B., Jr., R.G. Gustafson, et P. Pendoley. 1988. Chronic embryo-larval toxicity of tributyltin (TBT) to the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 48: 29-36.
- Laughlin, R.B., Jr., R.G. Gustafson, et P. Pendoley. 1989. Acute toxicity of tributyltin (TBT) to early life history stages of the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 42(3): 352-358.
- Lawler, I.F., et J.C. Aldrich. 1987. Sublethal effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on *Crassostrea gigas* spat. Mar. Pollut. Bull., 18(6): 274-278.
- Lee, R.F. 1985. Metabolism of tributyltin oxide by crabs, oysters and fish. Mar. Environ. Res., 17: 145-148.
- Lee, R.F. 1986. Metabolism of bis(tributyltin)oxide by estuarine animals. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1182-1188.
- Lee, R.F., A.O. Valkirs, et P.F. Sellgman. 1987. Fate of tributyltin in estuarine waters. Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1411-1415.
- Lieberman, S.H., V. Homer, et P.F. Sellgman. 1985. *In-situ* determination of butyltin release rates from anti-fouling coatings on navy test ships. Technical Report No. 1027, U.S. Naval Ocean Systems Center (NOSC), San Diego, Calif. 17 p. (Cité dans Champ and Bleil 1988).
- Linden, E., B.-E. Bengtsson, O. Svanberg, et G. Sundstrom. 1979. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid (*Nitocra spinipes*). Chemosphere, 8(11/12): 843-851.
- M&T Chemicals Inc. 1978. Acute toxicity of bis (tri-n-butyltin oxide) (TBTO) to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Report submitted by EG&G Blonomics, Wareham, Mass. to M&T Chemicals Inc., Rahway, N.J. 10 p.
- Maguire, R.J. 1984. Butyltin compounds and inorganic tin in sediments in Ontario. Environ. Sci. Technol., 18(4): 291-294.
- Maguire, R.J. 1986. Review of the occurrence, persistence and degradation of tributyltin in freshwater ecosystems in Canada. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1252-1255.
- Maguire, R.J. 1987. Environmental aspects of tributyltin. Appl. Organomet. Chem., 1: 475-498.
- Maguire, R.J. 1989. Tributyltin in Canadian waters. INRE Contribution #89-103, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont. 24 p.
- Maguire, R.J., et R.K. Tkacz. 1985. Degradation of tri-n-butyltin species in water and sediment from Toronto Harbour. J. Agric. Food Chem., 33: 947-953.
- Maguire, R.J., et R.J. Tkacz. 1987. Concentration of tributyltin in the surface microlayer of natural waters. Water Pollut. Res. J. Can., 22(2): 227-233.
- Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong, et O. Kramar. 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. Environ. Sci. Technol., 16(10): 698-702.
- Maguire, R.J., J.H. Carey, et E.J. Hale. 1983. Degradation of the tributyltin species in water. J. Agric. Food Chem., 31: 1060-1065.
- Maguire, R.J., P.T.S. Wong, et J.S. Rhamey. 1984. Accumulation and metabolism of tri-n-butyltin cation by a green alga, *Ankistrodesmus falcatus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 537-540.
- Maguire, R.J., R.K. Tkacz, et D.L. Sartor. 1985. Butyltin species and inorganic tin in water and sediment of the Detroit and St. Clair rivers. J. Great Lakes Res., 11(3): 320-327.
- Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert, et P.T.S. Wong. 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere, 15(3): 253-274.
- Martin, R.C., D.G. Dixon, R.J. Maguire, P.V. Hodson, et R.J. Tkacz. 1989. Acute toxicity, uptake, depuration and tissue distribution of tri-n-butyltin in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquat. Toxicol., 15: 37-52.
- Matthias, C.L., J.M. Bellama, G.J. Olson, et F.E. Brinckman. 1986a. Comprehensive method for determination of aquatic butyltin and butylmethyltin species at ultratrace levels using simultaneous hydridization/extraction with gas chromatography-flame photometric detection. Environ. Sci. Technol., 20(6): 609-615.
- Matthias, C.L., J.M. Bellama, et F.E. Brinckman. 1986b. Determination of ultratrace concentrations of butyltin compounds in water by simultaneous hydridization/extraction with GC-FFD detection. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1146-1151.
- Matthiessen, P. 1974. Some effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on the tropical food fish, *Tilapia mossambica* Peters. Proc. Int. Controlled Release Pestic. Symp., Akron, Ohio, 16-18 septembre. p. 25.1-25.17. (Cité dans CNRC 1985.)
- Mayer, F.L. Jr., et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species

- of freshwater animals. Fish and Wildlife Service Resource Publication 160, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.
- Mazayev, V.T., O.V. Golovanov, A.S. Igumnov, et V.N. Tsay. 1976. The problem of the transformation of organic compounds in water. *Gig. Sanit.*, 3: 17-20. (en russe avec résumé en anglais). (Cité dans CNRC 1985).
- McCullister, D.D., et A.E. Schober. 1975. Assessing toxicological properties of organotin compounds. Dans *Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment*, Vol. 4. New York: Academic Press, pp. 80-95.
- Meador, J.P. 1986. An analysis of photobehaviour of *Daphnia magna* exposed to tributyltin. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1213-1218.
- Mueller, M.D. 1984. Tributyltin detection at trace levels in water and sediments using GC with flame-photometric detection and GC-MS. *Fresenius Z. Anal.*, 317: 32-36.
- Mueller, M.D. 1987. Comprehensive trace level determination of organotin compounds in environmental samples using high-resolution gas chromatography with flame photometric detection. *Anal. Chem.*, 59(4): 617-623.
- Mushak, P., M.R. Krigman, et R.B. Mailman. 1982. Comparative organotin toxicity in the developing rat: Somatic and morphological changes and relationship to accumulation of total tin. *Neurobehav. Toxicol. Teratol.*, 4: 209-215.
- NAS, National Academy of Sciences. 1977. *Drinking Water and Health*, Vol. 1. National Research Council, Washington, D.C.
- Newton, F., A. Thum, B. Davidson, A. Valkirs, et P. Seligman. 1985. Effects on the growth and survival of eggs and embryos of the California grunion (*Leuresthes tenuis*) exposed to trace levels of tributyltin. NOSC-TR-1040 or AD-A162-445-1, National Ocean Systems Center, San Diego, Calif.
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 1977. Criteria for a recommended standard. Occupational exposure to organotin compounds. NIOSH, Criteria Document No. 77-115, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Washington, D.C. 186 p.
- Olson, G.J., et F.E. Brinckman. 1986. Biodegradation of tributyltin by Chesapeake Bay microorganisms. Dans *Oceans '86 Conference Record*, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1196-1201.
- Paullini, E. 1964. Laboratory experiments with some organotin compounds. Document inédit, Mol/Inf16. III/1-3, Organisation mondiale de la santé.
- Peilkan, Z., et E. Cerny. 1968. Die toxische Wirkung von Tri-n-butylzinn-Verbindungen auf weisse Mause. *Arch. Toxicol.*, 23: 283-292. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987).
- Picco, D. 1957. Prove preliminari di attività anticirrotogamica del trifenilacetato di stagno. *Notiz. Mal. Piante*, 42: 33. (Cité dans Bock 1981.)
- Picco, D. 1958. Prove con trifenilacetato di stagno. *Notiz. Mal. Piante*, 43: 325. (Cité dans Bock 1981.)
- Picco, D. 1965. Controllo comparato della *Cercospora beticola* Sacc. con trifenil-acetato di stagno ed alcuni sali di rame. *Notiz. Mal. Piante*, 72-73: 3. (Cité dans Bock 1981.)
- Pickwell, G.V., et S.A. Steinert. 1988. Accumulation and effects of organotin compounds in oysters and mussels: Correlation with serum biochemical and cytological factors and tissue burdens. *Mar. Environ. Res.*, 24: 215-218.
- Pinkney, A.E., L.W. Hall, Jr., M.L. Lenkevich, D.T. Burton, et S. Zeger. 1985. Comparison of avoidance responses of an estuarine fish, *Fundulus heteroclitus*, and crustacean, *Palaemonetes pugio*, to bis(tri-n-butyltin) oxide. *Water Air Soil Pollut.*, 25: 33-40.
- Plum, H. 1981. Comportement des composés organo-stanniques vis-à-vis de l'environnement. *Inf. Chim.*, 220: 135-139.
- Poitou, P., B. Marignac, C. Certin et coll. 1978. Étude de l'effet sur le système nerveux central et du pouvoir sensibilisant de l'oxyde de tributylétain. *Ann. pharm. fr.*, 36(11-12): 569-572. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987).
- Pollman, C.D., et I.B. Chou. 1987. Bis-tributyltin oxide (TBTO) in Norfolk Harbor: A simulation analysis using toxiwasp (draft). KBN Engineering and Applied Science. Submitted to Ecological Effects Branch, Office of Pesticides programs, U.S. Environmental Protection Agency.
- Polster, M. von, et K. Halacka. 1971. Beitrag zur hygienisch-toxikologischen Problematik einiger antimikrobiell gebrauchter organozinnverbindungen. *Ernährungsforschung*, 16(4): 527-535.
- Portmann, J.E., et K.W. Wilson. 1971. The toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals. Shell Information Leaflet No. 22, Ministry of Agriculture and Food, Burnham-on-Crouch, Essex, Angleterre.
- Putintsev, A.I., et N.A. Gameza. 1980. Changes in the biochemical indices of carp during experimental intoxication of trimethyltin chloride. *Biol. Nauki (Moscow)*, 0(8): 29-34. (en russe.) (Cité dans CNRC 1985.)
- Randall, L., et J.H. Weber. 1986. Adsorptive behaviour of butyltin compounds under simulated estuarine conditions. *Sci. Total Environ.*, 57: 191-203.
- Rapsomanikis, S., et J.H. Weber. 1985. Environmental implications of methylation of tin(II) and methyltin(IV) ions in the presence of manganese dioxide. *Environ. Sci. Technol.*, 19: 352-357.
- Rapsomanikis, S., O.F.X. Donard, et J.H. Weber. 1987. Methylation of tin(II) and lead(II) in sediment by carbanion donors. *Appl. Organomet. Chem.*, 1: 115-118.
- Ring, R.M., et J.H. Weber. 1988. Methylation of tin(II) by methyl iodide under simulated estuarine conditions in the absence and presence of fulvic acid. *Sci. Total Environ.*, 68: 225-239.
- Ritchie, L.S., L.A. Berrios-Duran, L.P. Frick, et I. Fox. 1964. Molluscicidal time-concentration relationships of organotin compounds. *Bull. W.H.O.*, 31(1): 147-149.
- Ritchie, L.S., V.A. Lopez, et J.M. Cora. 1974. Prolonged applications of an organotin against *Biophalaria glabrata* and *Schistosoma mansoni*. Dans *Molluscicides in Schistosomiasis Control*, éd. T.C. Cheng. New York: Academic Press. pp. 77-88.
- Roberts, M.H., Jr. 1987. Acute toxicity of tributyltin chloride to embryos and larvae of two bivalve mollusks, *Crassostrea virginica* and *Mercenaria mercenaria*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 1012-1019.
- Saavedra Alvarez, M.M.S., et D.V. Ellis. 1990. Widespread neogastropod imposex in the Northeast Pacific: Implications for TBT contamination surveys. *Mar. Pollut. Bull.*, 21(5): 244-247.
- Salazar, S.M. 1985. The effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on three species of marine phytoplankton. Technical Report NOSC-TR-1039 or AD-A162-115-0, Naval Ocean Systems Center, San Diego, Calif.
- Salazar, M.H., et S.M. Salazar. 1985a. Ecological evaluation of organotin-contaminated sediment. Technical Report NOSC-TR-1050, Naval Ocean Systems Center, San Diego, Calif.
- Salazar, M.H., et S.M. Salazar. 1985b. The effects of sediment on the survival of mysids exposed to organotins. Communication présentée à la 11th U.S.-Japan Experts Meeting on Management of Sediments Containing Toxic Substances, 4-6 novembre 1985, Seattle, Wash. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Salazar, M.H., et S.M. Salazar. 1988. Tributyltin and mussel growth in San Diego Bay. Dans *Oceans '88 Conference Record*, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.
- Salazar, M.H., et S.M. Salazar. Sans date. Acute effects of (bis)tributyltin oxide on marine organisms. Manuscript. Naval Ocean Systems Center, San Diego, Calif. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.
- Sasaki, K., T. Suzuki, et U. Saito. 1988. Determination of tri-n-butyltin and di-n-butyltin compounds in yellowtails. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 41: 888-893.

- Schatzberg, P., et L. Harris. 1978. Organotin detoxification. Dans Report of the Organotin Workshop, éd. M. Good. University of New Orleans, New Orleans, La. pp. 95-107. (Cité dans CNRC 1985.)
- Schenk, N.C., et J.M. Crall. 1963. Watermelon, downy mildew, *Pseudoperonospora cubensis*. Fungicide nematocide tests. Results of 1963. Am. Phytopathol. Soc., 19: 81. (Cité dans Bock 1981.)
- Schicke, P., K.R. Appel, et L. Schroeder. 1968. Neue Zinnkomplexverbindungen als Pflanzenschutz-Fungizide. Pflanzenschutzberichte (Wien), 38: 189. (Cité dans Bock 1981.)
- Schmidt, T. 1962a. Über Versuche zur Bekämpfung der Brennfleckenkrankheit der Bohne. Pflanzenarzt, 15(4): 35. (Cité dans Bock 1981.)
- Schmidt, T. 1962b. Versuche zur Bekämpfung von Bohnenkrankheiten. I. Brennfleckenkrankheit der Bohne (*Colletotrichum lindemuthianum* Brl. et Cav.). Pflanzenschutz-Berichte, 28(5/6): 65. (Cité dans Bock 1981.)
- Schmidt, T. 1965. Ergebnisse dreijähriger Versuche zur Bekämpfung des Blattbrandes der Karotte (Mohrenscharze). Pflanzenarzt, 18(9): 99. (Cité dans Bock 1981.)
- Scholz, J., et R. Brünk. 1968. Triphenylzinacetat-chronische orale Toxizität an Hunden (120-Tage-Fütterungsversuch). Laboratorium f. Gewerbe- u. Arzneimitteltoxikologie der Hoechst AG, Bericht v. 29.8. (Cité dans Bock 1981.)
- Schroeder, W.T. 1963. Tomato, early blight (*Alternaria solani*), anthracnose (*Colletotrichum*, spp.). Fungicide nematocide tests. Am. Phytopathol. Soc., 19: 85. (Cité dans Bock 1981.)
- Schweinfurth, H. 1985. Toxicology of tributyltin compounds. Tin Its Uses, 143: 9-12. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987.)
- Schweinfurth, H. 1986. The tributyltin compounds — A review of their systematic toxicity. Paper presented at the ORTEPA Workshop "Toxicity and Analytics of the Tributyltins — The Present Status", Berlin, 15-16 mai. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987.)
- Schweinfurth, H.A., et P. Gunzel. 1987. The tributyltins: Mammalian toxicity and risk evaluation for humans. Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1421-1431.
- Seldel, S.L., V.F. Hodge, et E.D. Goldberg. 1980. Tin as an environmental pollutant. Thalassia Jugosl., 16(2-4): 209-223.
- Seiffer, E.A., et H.F. Schoof. 1967. Tests of 15 experimental molluscicides against *Australorbis glabratus*. Public Health Rep., 82(9): 833-839.
- Seinen, W., T. Helder, H. Vernij, A. Penninks, et P. Leeuwangh. 1981. Short term toxicity of tri-n-butyltin chloride in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Richardson) yolk sac fry. Sci. Total Environ., 19(2): 155-166.
- Seligman, P.F., A.O. Valkirs, et R.F. Lee. 1986a. Degradation of tributyltin in marine and estuarine waters. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1189-1195.
- Seligman, P.F., J.G. Grovhoug, et K.E. Richter. 1986b. Measurement of butyltins in San Diego Bay, CA: A monitoring strategy. In Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1289-1296.
- Seligman, P.F., C.M. Adema, P.M. Stang, A.O. Valkirs, et J.G. Grovhoug. 1987. Monitoring and prediction of tributyltin in the Elizabeth River and Hampton Roads, Virginia. Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1357-1363.
- Selwyn, M.J., A.P. Dawson, M. Stockdale, et N. Gains. 1970. Chloride-hydroxide exchange across mitochondrial, erythrocyte and artificial lipid membranes mediated by trialkyl- and triphenyltin compounds. Eur. J. Biochem., 14(1): 120-126.
- Short, J.W. 1987. Measuring tri-n-butyltin in salmon by atomic absorption: Analysis with and without gas chromatography. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39: 412-416.
- Short, J.W., et F.P. Thrower. 1986a. Accumulation of butyltins in muscle tissue of chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1177-1181.
- Short, J.W., et F.P. Thrower. 1986b. Tri-n-butyltin caused mortality of chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, on transfer to a TBT-treated marine net pen. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1202-1205.
- Short, J.W., et F.P. Thrower. 1986c. Accumulation of butyltins in muscle tissue of chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin. Mar. Pollut. Bull., 17: 542-545.
- Short, J.W., et F.P. Thrower. 1987. Toxicity of tri-n-butyltin to chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, adapted to seawater. Aquaculture, 61: 193-200.
- Sitterly, W.R. 1963a. Cucumber, downy mildew (*Pseudoperonospora cubensis*), powdery mildew (*Erysiphe cichoracearum*), gummy stem blight (*Mycosphaerella melonis*). Fungicide nematocide tests. Am. Phytopathol. Soc., 19: 74. (Cité dans Bock 1981.)
- Sitterly, W. R. 1963b. Cucumber, fruit rot, *Pythium* and *Rhizoctonia* spp. Fungicide nematocide tests. Am. Phytopathol. Soc., 19: 75. (Cité dans Bock 1981.)
- Slesinger, A.E. 1979. The fate of tributyltin oxide in the environment. Rapport inédit, M&T Chemicals, Inc. Rahway, N.J. (Cité dans NRCC 1985.)
- Slesinger, A.E., et I. Dressler. 1978. The environmental chemistry of three organotin chemicals. In Report of the Organotin Workshop, 17-19 février, éd. M. Good. University of New Orleans, New Orleans, La. pp. 115-162.
- Smith, B.S. 1981a. Male characteristics on female mud snails caused by antifouling bottom paints. J. Appl. Toxicol., 1: 22-25.
- Smith, B.S. 1981b. Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. J. Appl. Toxicol., 1(3): 141-144.
- Smith, G.N., F.S. Fischer, et R.J. Axelson. 1976. Volatilization and photodecomposition of Plictran miticide. J. Agric. Food Chem., 24(6): 1225-1229.
- Snoei, N.J., A.A.J. van Iersel, et A.H. Penninks. 1985. Toxicity of triorganotin compounds: Comparative *in vivo* studies with a series of trialkyltin compounds and triphenyltin chloride in male rats. Toxicol. Appl. Pharmacol., 81: 274-286.
- Snoei, N.J., A.H. Penninks, et W. Seinen. 1987a. Biological activity of organotin compounds — An overview. Environ. Res., 44: 335-353.
- Snoei, N.J., A.H. Penninks, et W. Seinen. 1987b. Toxicity of triorganotin compounds: Species-dependency, dose-effect relationships and kinetics of the thymus atrophy induced by tri- and diorganotin compounds. Dans Snoei, N.J., Dissertation, Université d'Utrecht. (Cité dans Schweinfurth et Gunzel 1987.)
- Soderquist, C.J., et D.G. Crosby. 1980. Degradation of triphenyltin hydroxide in water. J. Agric. Food Chem., 28(1): 111-117.
- Springborn Bionomics. 1984. Acute and chronic toxicity of tributyltin fluoride to pacific oyster (*Crassostrea gigas*). Report submitted to M&T Chemicals, Inc., Rahway, N.J. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Stallard, M., V. Hodge, et E.D. Goldberg. 1987. TBT in California coastal waters: Monitoring and assessment. Environ. Monit. Assess., 9: 195-220.
- Stang, P.M., et P.F. Seligman. 1986. Distribution and fate of butyltin compounds in the sediment of San Diego Bay. Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1256-1261.
- Stang, P.M., et P.F. Seligman. 1987. *In situ* adsorption and desorption of butyltin compounds from Pearl Harbor, Hawaii, sediment. Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1386-1391.
- Statistics Canada. 1983. Imports: Merchandise Trade, Commodity Detail 1980. Catalogue No. 65-207.

- Statistique Canada. 1984. Importation: commerce, détail des marchandises 1983. Catalogue n° 65-207.
- Stroganov, N.S., O.V. Parian, et K.F. Sorvachev. 1974. Effect of triethyltin chloride on the uptake of inorganic carbon ($\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$) by carp. *Hydrobiol. J.*, 10: 20-24 (trad. anglaise).
- Stromgren, T., et T. Bongard. 1987. The effect of tributyltin oxide on growth of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 18(1): 30-31.
- Suess, A., et C. Eben. 1973. Fate of triphenyltin acetate in soil and uptake by plants from treated soils. *Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz*, 80(5): 288-294. (Cité dans Bock, 1981).
- Sutter, H.P., et J.K. Carey. 1986. Bioassay to determine detoxification of tri-n-butyltin oxide by species of *Phialophora*. *Int. Biodeterior. Bull.*, 22(3): 195-200.
- Takahashi, K., et Y. Ohyagi. 1987. Determination of trace amounts of tributyltin compounds in seawater and sediment by GC. *Bunseki Kagaku*, 36(3): 131-137.
- Thain, J.E. 1983. The acute toxicity of bis(tributyltin) oxide to the adults and larvae of some marine organisms. *Int. Counc. Explor. Sea, Mar. Environ. Qual. Comm. CM 1983/E:13*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, U.K. 4 p.
- Thain, J.E. 1986. Toxicity of TBT to bivalves: Effects on reproduction, growth and survival. *Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1306-1313.*
- Thain, J.E., et M.J. Waldock. 1985. The growth of bivalve spat exposed to organotin leachates from antifouling paints. *Int. Counc. Explor. Sea, Mariculture Comm. E:28*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, U.K.
- Thain, J.E., et M.J. Waldock. 1986. The impact of tributyltin (TBT) anti-fouling paints on molluscan fisheries. *Water Sci. Technol.*, 18: 193-202.
- Thomas, T.E., et M.G. Robinson. 1987. Time course studies of short term N, P and Si uptake by *Amphora coffeaeformis* exposed to copper or tributyltin fluoride. *Bot. Mar.*, 30: 351-356.
- Til, H.P., et V.J. Feron. 1968. Chronic (two-year) toxicity study with triphenyltin-hydroxide (TPTH) in beagle dogs. (Unpublished TNO-Report 1968, submitted by Phillips Duphar, No. 2717). Quoted by FAO/WHO Evaluations 1971. (Cité dans Bock 1981.)
- Til, H.P., V.J. Feron, et A.P. de Groot. 1970. Chronic toxicity study with triphenyltin-hydroxide in rats for two years. (Unpublished TNO-Report 1970, submitted by Phillips Duphar, No. R-3138). Quoted by FAO/WHO-Evaluations 1971. (Cité dans Bock 1981.)
- Tooby, T.E., P.A. Hursey, et J.S. Alabaster. 1975. The acute toxicity of 102 pesticides and miscellaneous substances to fish. *Chem. Ind. (Londres)*, 12: 523-526.
- Tsuda, T., H. Nakanishi, S. Aoki, et J. Takebayashi. 1986a. Bioconcentration of butyltin compounds by round crucian carp. *Toxicol. Environ. Chem.*, 12: 137-143.
- Tsuda, T., H. Nakanishi, T. Morita, et J. Takebayashi. 1986b. Simultaneous gas chromatographic determination of dibutyltin and tributyltin compounds in biological and sediment samples. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 69(6): 981-984.
- Tsuda, T., M. Wada, S. Aoki, et Y. Matsui. 1987a. Excretion of bis(tri-n-butyltin)oxide and triphenyltin chloride from carp. *Toxicol. Environ. Chem.*, 16: 17-22.
- Tsuda, T., H. Nakanishi, S. Aoki, et J. Takebayashi. 1987b. Bioconcentration and metabolism of phenyltin chlorides in carp. *Water Res.*, 21(8): 949-953.
- Tsuda, T., M. Wada, S. Aoki, et Y. Matsui. 1988. Bioconcentration, excretion and metabolism of bis(tri-n-butyl) tin oxide and triphenyltin chloride by gold fish. *Toxicol. Environ. Chem.*, 18: 11-20.
- Tugrul, S., T.I. Balkas, et E.D. Goldberg. 1983. Methyltins in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 14(8): 297-303.
- Ueda, K., K. Iijima, et S. Yoshida. 1961. Acute oral toxicity of organotin compounds for mice. Tokyo Dental College. (Cité dans Bock 1981.)
- Uhler, A.D., T.H. Coogan, K.S. Davis, G.S. Durell, W.G. Steinhauer, S.Y. Freitas, et P.D. Boehm. 1989. Findings of tributyltin, dibutyltin and monobutyltin in bivalves from selected U.S. coastal waters. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 971-979.
- Unger, M.A., W.G. MacIntyre, J. Greaves, et R.J. Huggatt. 1986. GC determination by flame photometric detection of hexyl derivatives with mass spectrometric confirmation. *Chemosphere*, 15(4): 461-470.
- Unger, M.A., W.G. MacIntyre, et R.J. Huggatt. 1987. Equilibrium sorption of tributyltin chloride by Chesapeake Bay sediments. *Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1381-1385.*
- Unger, M.A., W.G. MacIntyre, et R.J. Huggatt. 1988. Sorption behaviour of tributyltin on estuarine and freshwater sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 7: 907-915.
- U'ren, S.C. 1983. Acute toxicity of bis(tributyltin) oxide to a marine copepod. *Mar. Pollut. Bull.*, 14(8): 303-306.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1975. Preliminary investigations of effects on the environment of boron, indium, nickel, selenium, tin, vanadium and their compounds, Vol. 5. *Tin. Report 560/2-75-005E*, Office of Toxic Substances, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1984. Special review of certain pesticide products. Triphenyltin hydroxide (TPTH): Position Document 1. EPA/540/9-84/013. Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987a. Ambient aquatic life water quality advisories for tributyltin. Office of Research and Development, Duluth, Minn.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987b. Tributyltin support document: Position Document 2/3. EPA/540/9-88/027, Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- Valkirs, A., B. Davidson, et P. Sellgman. 1985a. Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves and fish from long-term exposure to tributyltin. Technical Report NOSC-TR-1042 or AD-A162-629-0, Naval Ocean Systems Center, San Diego, Calif.
- Valkirs, A.O., P.F. Sellgman, G. Vafa, P.M. Stang, V. Homer, et S.H. Lieberman. 1985b. Speciation of butyltins and methyltins in seawater and marine sediments by hydride derivatization and atomic absorption detection. Technical Report NOSC-TR-1037, Naval Ocean Systems Center, San Diego, Calif. (Cité dans Maguire 1987.)
- Valkirs, A.O., P.F. Sellgman, et R.F. Lee. 1986a. Butyltin partitioning in marine waters and sediments. *Dans Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1165-1170.*
- Valkirs, A.O., P.F. Sellgman, P.M. Stang, V. Homer, S.H. Lieberman, G. Vafa, et C.A. Dooley. 1986b. Measurement of butyltin compounds in San Diego Bay. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 319-324.
- Valkirs, A.O., B.M. Davidson, et P.F. Sellgman. 1987a. Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves from long-term exposure to tributyltin. *Chemosphere*, 16(1): 201-220.
- Valkirs, A.O., M.O. Stallard, et P.F. Sellgman. 1987b. Butyltin partitioning in marine waters. *Dans Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1375-1380.*
- Valkirs, A.O., P.F. Sellgman, G.J. Olson, F.E. Brinckman, C.L. Matthias, et J.M. Bellama. 1987c. Di- and tributyltin species in marine and estuarine waters: Interlaboratory comparison of two ultratrace analytical methods employing hydride generation and atomic absorption or flame photometric detection. *Analyst*, 112: 17-21.
- Vighi, M., et D. Calamari. 1985. QSARs for organotin compounds on *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 14: 1925-1932.
- Wade, T.L., B. Garcia-Romero, et J.M. Brooks. 1988. Tributyltin contamination in bivalves from United States coastal estuaries. *Environ. Sci. Technol.*, 22(12): 1488-1493.

- Waldock, M.J., et D. Miller. 1983. The determination of total and tributyl tin in seawater and oysters in areas of high pleasure craft activity. *Mar. Environ. Qual. Comm.* CM 1983/E:12, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, U.K. (Cité dans Maguire 1987.)
- Waldock, M.J., et J.E. Thain. 1983. Shell thickening in *Crassostrea gigas*: Organotin antifouling or sediment induced? *Mar. Pollut. Bull.*, 14(11): 411-415.
- Waldock, M.J., J.E. Thain, et D. Miller. 1983. The accumulation and depuration of bis(tributyltin) oxide in oysters. A comparison between the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) and the European flat oyster (*Ostrea edulis*). *Int. Counc. Explor. Sea, Mariculture Comm.* E:52, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, U.K. (Cité dans U.S. EPA 1987a.)
- Waldock, M.J., J.E. Thain, et M.E. Waite. 1987a. The distribution and potential toxic effects of TBT in UK estuaries during 1986. *Appl. Organomet. Chem.*, 1: 287-301.
- Waldock, M.J., M.E. Waite, et J.E. Thain. 1987b. Changes in concentrations of organotins in U.K. rivers and estuaries following legislation in 1986. Dans *Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.* pp. 1352-1356.
- Waldock, M.J., M.E. Waite, et J.E. Thain. 1988. Inputs of TBT to the marine environment from shipping activity in the U.K. *Environ. Technol. Lett.*, 9: 999-1010.
- Walsh, G.E. 1986. Organotin toxicity studies conducted with selected marine organisms at EPA's Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, Florida. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.* pp. 1210-1212.
- Walsh, G.E., L.L. McLaughlin, E.M. Lores, M.K. Louie, et C.H. Deans. 1985. Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. *Chemosphere*, 14: 383-392.
- Walsh, G.E., M.K. Louie, L.L. McLaughlin, et E.M. Lores. 1986. Lugworm (*Arenicola cristata*) larvae in toxicity tests: Survival and development when exposed to organotins. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 749-754.
- Walsh, G.E., C.H. Deans, et L.L. McLaughlin. 1987. Comparison of the EC₅₀s of algal toxicity tests calculated by four methods. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6: 767-770.
- Walton, R., C.M. Adema, et P.F. Sellman. 1986. Mathematical modelling of the transport and fate of organotin in harbors. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.* pp. 1297-1301.
- Wangberg, S.A., et H. Blanck. 1988. Multivariate patterns of algal sensitivity to chemicals in relation to phylogeny. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 16: 72-82.
- Ward, G.S., G.C. Cramm, P.R. Parrish, H. Trachman, et A. Slesinger. 1981. Bioaccumulation and chronic toxicity of bis(tributyltin) oxide (TBTO): Tests with a saltwater fish. Dans *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. Fourth Conference*, éd. D.R. Branson et K.L. Dickson. ASTM Spec. Tech. Publ. 737 American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa. pp. 183-200.
- Watling, A.S., et M.J. Selwyn. 1972. Effects of diphenylene iodonium and trialkyltin compounds on photophosphorylation and chloride-hydroxide exchange in isolated chloroplasts. *Biochem. J.*, 128(3): P86-P87.
- Watling-Payne, A.S., et M.J. Selwyn. 1974. Inhibition and uncoupling of photophosphorylation in isolated chloroplasts by organotin, organomercury and diphenylene iodonium compounds. *Biochem. J.*, 142: 65-74.
- Webbe, G. 1963. Laboratory tests of some new molluscicides (organotin compounds). Document inédit Mol/Inf/14. VII 1-2, Organisation mondiale de la santé.
- Weber, J.H., O.F.X. Donard, L. Randall, et J.S. Han. 1986. Speciation of methyl- and butyltin compounds in the Great Bay Estuary (N.H.), 1986. Dans *Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.* pp. 1280-1282.
- Welgand, W. 1975. Special investigations of the toxicity and metabolic balance of triphenyltin acetate. Présenté au 8th Int. Plant Prot. Congr., Moscou. (Cité dans Bock 1981.)
- Welgand, W., et H. Klef. 1965. Triphenylzinnacetat-2-Jahres-Fütterungsversuch an Meerschweinchen. *Laboratorium f. Gewerbe- und Arzneimitteltoxikologie der Hoechst AG, Bericht v. 25.5.* (Cité dans Bock 1981.)
- Wels, J.S., et K. Kim. 1988. Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 17: 583-587.
- Wels, J.S., J. Gottlieb, et J. Kwiatkowski. 1987. Tributyltin retards regeneration and produces deformities of limbs in the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 16: 321-326.
- Wester, P.W., et J.H. Canton. 1987. Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term exposure to bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and di-n-butyltindichloride (DBTC). *Aquat. Toxicol.*, 10: 143-165.
- Wolniakowski, K.U., M.D. Stephenson, et G.S. Ichikawa. 1987. Tributyltin concentrations and Pacific oyster deformations in Coos Bay, Oregon. Dans *Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.* pp. 1438-1442.
- Wong, P.T.S., Y.K. Chau, O. Kramar, et G.A. Bengert. 1982. Structure-toxicity relationship of tin compounds on algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 483-488.
- Wong, P.T.S., R.J. Maguire, Y.K. Chau, et O. Kramer. 1984. Uptake and accumulation of inorganic tin by a freshwater alga *Ankistrodesmus falcatus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1570-1574.
- Worthing, C.R., et S.B. Walker (éd.). 1987. *The Pesticide Manual*. 8th ed. The British Crop Protection Council, Lavenham, Suffolk, U.K.
- Zuckerman, J.J., R.P. Reisdorf, H.V. Ellis III, et R.R. Wilkinson. 1978. Organotins in biology and the environment. Dans *Organometals and Organometalloids, Occurrence and Fate in the Environment*, éd. F.E. Brinckman et J.J. Bellama. Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 82, American Chemical Society, Washington, D.C. pp. 388-424.

Annexe A
Propriétés physiques et chimiques
et utilisations des organoétains

Tableau A-1. Propriétés physiques et chimiques et utilisations des organoétains

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
MONOORGANOÉTAINS					
Trisulfure de bis(butylétain)	$(C_4H_9)_2Sn_2S_3$	895,28			S
Trichlorure de monobutylétain	$(C_4H_9)SnCl_3$	282,08	Liquide incolore; PE=102	Un peu sol.	C,S,2,10,11
Trichlorure de monoéthylétain	$(C_2H_5)SnCl_3$	254,11			C
Trichlorure de mono-octylétain	$(C_8H_{17})SnCl_3$	338,12	Liquide incolore; PF=-63; PE=98		11
Tribromure de monophénylétain	$(C_6H_5)SnBr_3$	435,45			C
Trichlorure de monophénylétain	$(C_6H_5)SnCl_3$	302,10			C
DIORGANOÉTAINS					
Oxyde de bis(dibutylacétatoétain)	$[(C_4H_9)_2SnOOC_2H_5]_2O$	599,58			C,S
Oxyde de bis(dibutylchloroétain)	$[(C_4H_9)_2SnClO]_2O$	1104,88	PF=110-112		C
Oxyde de bis(diméthylacétatoétain)	$[(CH_3)_2SnOOC_2H_5]_2O$	431,46	PF=236		S
Oxyde de bis(dipropylchloroétain)	$[(C_3H_7)_2SnClO]_2O$	992,80	PF=121-122		C
Oxyde de bis(dipropylpropionatoétain)	$[(C_3H_7)_2SnOOC_2H_5]_2O$	543,54			C
Bis(isooctylthioglycolate) de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(SCH_2CO_2C_8H_{17})_2$	639,11	Liquide un peu jaunâtre		C,S,B,1,3
Diacétate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OOC_2H_5)_2$	350,81	Liquide incolore; PF=10; PE=142-145	Insol.	C,S,B,3
Bis(acétonyl) de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn[(CH_3CO)_2CH]_2$	430,87			S
Bis(benzylsulfure) de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(SCH_2C_6H_5)_2$	479,03			S
Dibromure de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnBr_2$	392,74	Petites aiguilles; PF=20; PE=118-170	Insol.	C
Dibutanolate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OC_4H_9)_2$	378,85			C

Source : adapté de NIOSH (1977), et données additionnelles tirées de Tsuda et coll. 1986b(1), CNRC 1985(2), Laughlin et coll. 1986b(3), Maguire et coll. 1983(4), Chenier comm. pers.(5), et Worthing et Walker 1987(6).

Utilisations

C = catalyseur; S = agent stabilisant; B = biocide; 1 = solvant; 2 = utilisé dans les polyesters ininflammables; 3 = placage des métaux; 4 = additifs pour essence; 5 = utilisé dans la soudure; 6 = agent antibrouillard; 7 = agent d'amélioration de l'adhésion des polychloroprènes; 8 = agent de préservation du bois; 9 = additif antiusure; 10 = agent de prise; 11 = utilisé dans les enduits thermiques ou électriques; 12 = utilisé dans les enduits hydrofuges; 13 = antioxydant ou inhibiteur de corrosion; 14 = additif pour pellicule photographique.

Caractéristiques

FBC = facteur de bioconcentration; sol. = soluble; insol. = insoluble; PE = point d'ébullition (°C); PF = point de fusion (°C); PV = pression de vapeur en mm Hg.

K_{ow} = coefficient de distribution octanol/eau

Tableau A-1. (suite)

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
DIORGANOÉTAINS (suite)					
Dicaprylate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(O_2CC_7H_{13})_2$	518,93	PF=-22		C,S,B
Dichlorure de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnCl_2$	303,83	Aiguilles blanches; PF=113,6; PE=142; K_{ow} =9,33(1)	Sol (chaud)	C,S,B,10
Diéthylalate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OC_2H_5)_2$	322,81			C,S
Bis(2-éthylhexanoate) de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(O_2CCH_2C_2H_5)_2$	518,93			C,S,B
Difluorure de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnF_2$	270,77			S,B
Diiodure de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnI_2$	486,57			2
Dilaurate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OOCC_{11}H_{23})_2$	631,55	Liquide ou solide à faible PF, selon le type et la pureté; PF=27; K_{ow} =1318(1)		C,S,B,13
Diméthanolate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OCH_3)_2$	294,79			C,2,12
Bis(méthylmaléate) de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(O_2CCH:CHCO_2CH_3)_2$	490,87			
Distéarate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(O_2CC_{17}H_{33})_2$	799,13			C,S,B
Malate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnO_2CCH:CHCO_2$	346,81	Poudre blanche; K_{ow} =18,6(1)	Insol.	C,S,13
Acétate et méthanolate de dibutylétain	$(C_4H_9)_2Sn(OOC_2H_5)OCH_3$	322,80			C
Oxyde de dibutylétain	$(C_4H_9)_2SnO$	248,92	Poudre blanche	Insol.	C,S,2,7,10,11
Dibenzoate de diéthylétain	$(C_2H_5)_2Sn(OOCC_6H_5)_2$	418,89			S
Dicaprylate de diéthylétain	$(C_2H_5)_2Sn(O_2CC_7H_{13})_2$	462,89			C
Dichlorure de diéthylétain	$(C_2H_5)_2SnCl_2$	247,63			C,S,5
Diméthanolate de diéthylétain	$(C_2H_5)_2Sn(OCH_3)_2$	238,75			C
Oxyde de diéthylétain	$(C_2H_5)_2SnO$	192,81	Poudre blanche; infusible	Insol.	C,B
Sulfure de diéthylétain	$(C_2H_5)_2SnS$	208,79	Liquide un peu jaunâtre		C,S,B,9,13
Bis(butylsulfure) de diméthylétain	$(CH_3)_2Sn(SC_4H_9)_2$	326,91			C,S,B
Dihydure de diméthylétain	$(CH_3)_2SnH_2$	150,71			C
Diméthanolate de diméthylétain	$(CH_3)_2Sn(OCH_3)_2$	210,73	PF=86		12

Tableau A-1. (suite)

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
DIORGANOÉTAINS (suite)					
Oxyde de diméthylétain	$(\text{CH}_3)_2\text{SnO}$	164,70	Poudre blanche	Insol.	C
Sulfure de diméthylétain	$(\text{CH}_3)_2\text{SnS}$	180,78	PF=148		S
Dichlorure de dioctylétain	$(\text{C}_8\text{H}_{17})_2\text{SnCl}_2$	415,75			C,2
Oxyde de dioctylétain	$(\text{C}_8\text{H}_{17})_2\text{SnO}$	360,85			C,S
Dibromure de diphenylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{SnBr}_2$	432,72	Cristaux incolores; PF=38; PE=230		C
Dichlorure de diphenylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{SnCl}_2$	343,81	Cristaux incolores; PF=42; PE=333-337	env. 50 mg/L @ 20 °C	C,13
Oxyde de diphenylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{SnO}$	288,90	Poudre incolore		S
TRIORGANOÉTAINS					
Oxyde de bis(tributylétain)	$[(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{Sn}]_2\text{O}$	595,62	Liquide jaune; PE=254; FBC=125 $K_{ow}=1996(2)$; $K_{ow}=4592(1)$; $K_{ow}=200(3)$; $K_{ow}=2185(3)$; $K_{ow}=1550(3)$; $K_{ow}=5500(3)$; $K_{ow}=7000(3)$; PV=6,4 x 10 ⁻⁷ (4)	Insol.	C,B,2,8,10,12,13
Oxyde de bis(triéthylétain)	$[(\text{C}_2\text{H}_5)_3\text{Sn}]_2\text{O}$	427,50			C
Oxyde de bis(triisobutylétain)	$[(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{Sn}]_2\text{O}$	595,62			B
Oxyde de bis(triphenylétain)	$[(\text{C}_6\text{H}_5)_3\text{Sn}]_2\text{O}$	715,74			C
Oxyde de bis(tripropylétain)	$[(\text{C}_3\text{H}_7)_3\text{Sn}]_2\text{O}$	511,56			B
<u>N,N</u> -bis(tributylstannio)diphénylurée	$[(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnNC}_6\text{H}_5]_2\text{CO}$	789,77			C,S,B
<u>N</u> -tributylstannio- <u>N</u> -phénylcarbamate de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnNC}_6\text{H}_5\text{CO}_2\text{Sn}(\text{C}_4\text{H}_9)_3$	714,70			C,S,B
Acétate de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{Sn}(\text{OOC}_2\text{H}_5)$	349,08	Solide blanc cireux; PE=80-83; $K_{ow}=281,9(1)$	Insol.	B,2,8,10,11
Benzoate de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnOOC}_6\text{H}_5$	410,88			B
Borate de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnBO}_2$	332,62			B,8
Butoxyde de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnOC}_4\text{H}_9$	362,85			C
Chlorure de tributylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{SnCl}$	326,16	$K_{ow}=1310(2)$; $K_{ow}=118(1)$; $K_{ow}=1300(3)$; FBC=79(2)		B

Tableau A-1. (suite)

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
TRIORGANOÉTAINS (suite)					
Fluorure de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnF$	308,81	$K_{ow}=1580(2)$; $K_{oc}=1400(3)$; PE=341-342; FBC=100(2)		S
Hydruure de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnH$	290,81			C,B,5
Isocyanate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnNCO$	331,83			C,B
Isouthiocyanate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnNCS$	347,89	PE=150-153		C,B
Laurate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnO_2CC_{11}H_{23}$	488,93			C,S,B
Méthanolate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnOCH_3$	320,82			C,S,B
Oléate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnO_2C(CH_2)_7CH:CHC_8H_{17}$	570,99			C
Phénate de tributylétain	$(C_4H_9)_3SnOC_6H_5$	382,87			C
Méthacrylate de tributylétain	$C_{16}H_{32}O_2Sn$	375,12			B(5)
Maléate de tributylétain	$C_{16}H_{30}O_4Sn$	405,10(5)			
Oxyde de fenbutatin ¹	$C_{60}H_{78}OSn_2$	1052,66(5)	PF=138-139(6)	0,005 mg·L ⁻¹ @ 23 °C(6)	B(6)
Hydruure de tricyclohexylétain	$(C_6H_{11})_3SnH$	368,87	PE=147-150		C
Hydroxyde de tricyclohexylétain	$(C_6H_{11})_3SnOH$	384,87	$K_{ow}=4,3(2)$; FBC=1000(2)		B
Chlorure de tricyclopropylétain	$(C_3H_5)_3SnCl$	277,41			B
Acétate de triéthylétain	$(C_2H_5)_3Sn(OOC_2H_3)$	264,77			C,B,8
Azoture de triéthylétain	$(C_2H_5)_3SnN_3$	247,93			B,9
Chlorure de triéthylétain	$(C_2H_5)_3SnCl$	241,33	Liquide incolore; PF=15,8; PE=208-210	Sol.	C,B
Hydruure de triéthylétain	$(C_2H_5)_3SnH$	206,75			C
Isocyanate de triéthylétain	$(C_2H_5)_3SnNCO$	247,77			C,B
Méthanolate de triéthylétain	$(C_2H_5)_3SnOCH_3$	236,76			S

¹Oxyde de di(tri(2-méthyl-2-phénylpropyl)étain).

Tableau A-1. (suite)

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
TRIORGANOÉTAINS (suite)					
Hydroxyde de triéthylétain	(C ₂ H ₅) ₃ SnOH	222,88		B	
Chlorure de trihexylétain	(C ₆ H ₁₃) ₃ SnCl	409,32			12
Chlorure de triisobutylétain	(C ₄ H ₉) ₃ SnCl	325,49	PF=30,2; PE=174		B
Chlorure de triisopropylétain	(C ₃ H ₇) ₃ SnCl	283,41	K _{ow} =50,12(2); PE=134-137; FBC=5,6(2)		B
Hydure de triisopropylétain	(C ₃ H ₇) ₃ SnH	248,78	PE=68-70		C
Bromure de triméthylétain	(CH ₃) ₃ SnBr	243,70	Liquide ou cristaux incolores; PF=27; PE=165	Sol.	C
Chlorure de triméthylétain	(CH ₃) ₃ SnCl	199,24	Cristaux incolores; PF=27; PE=154; K _{ow} =0,00125(2);	Un peu sol.	C
Hydure de triméthylétain	(CH ₃) ₃ SnH	164,80	Liquide huileux incolore; PE=59-61	Un peu sol.	C
Hydroxyde de triméthylétain	(CH ₃) ₃ SnOH	180,72	PF=118		C,B,12
Acétate de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ Sn(OOC ₂ H ₃)	408,89	PF=118	28 mg·L ⁻¹ @ 20 °C	B,8
Bromure de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ SnBr	429,92	Cristaux incolores; PF=120,5; PE=249	Insol.	C,B
Chlorure de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ SnCl	385,46	Cristaux incolores; K _{ow} =1259(2); K _{ow} =128,8(1); FBC=630(2); PF=106; PE=240	40 mg·L ⁻¹ @ 20 °C 78 mg·L ⁻¹ @ 30 °C	B,13,14
Fluorure de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ SnF	369,01	Prismes fins; PF=357	Insol.	B
Hydroxyde de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ SnOH	367,02	Poudre blanche; PF=118	8 mg·L ⁻¹ @ 20 °C	C,B,2,10
Isothiocyanate de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ SnNCS	407,95	PF=171-172		9
Méthanolat de triphénylétain	(C ₆ H ₅) ₃ OCH ₃	380,88	PF=171-172		B
Chlorure de tripropylétain	(C ₃ H ₇) ₃ SnCl	283,41	Liquide incolore; PF=-23,5; PE=123		B
Fluorure de tripropylétain	(C ₃ H ₇) ₃ SnF	266,96	Prismes plats; PF=275		B
Hydure de tripropylétain	(C ₃ H ₇) ₃ SnH	248,78			C

Tableau A-1. (suite)

Composé	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Apparence et propriétés physiques	Solubilité dans l'eau	Utilisations
TRIORGANOÉTAINS (suite)					
Acétate de tris(2-cyanoéthyl)étain	$(\text{NCCH}_2\text{CH}_2)_3\text{Sn}(\text{OOC}_2\text{H}_5)$	339,80			S,B
Borate de tris(tributylétain)	$[(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{Sn}]_3\text{BO}_3$	928,24			B,8
Borate de tris(triisopropylétain)	$[(\text{C}_3\text{H}_7)_3\text{Sn}]_3\text{BO}_3$	803,15			B,8
TÉTRAORGANOÉTAINS					
Allyltriphénylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5)_3\text{Sn}(\text{CH}_2\text{CHCH}_2)$	390,90			C
Tétraallylétain	$(\text{CH}_2=\text{CHCH}_2)_4\text{Sn}$	282,81			C
Tétrabenzylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_2)_4\text{Sn}$	483,23	Prismes incolores; PF=42-43	Insol.	C
Oxyde de tétrabutylloxyacétatodietain	$\text{Sn}_4\text{C}_{40}\text{H}_{80}\text{O}_8[(\text{Bu}_2\text{SnOAc})\text{O}(\text{Bu}_2\text{SnOH})]_2$	1163,16			C,S
Tétraéthylétain	$(\text{C}_2\text{H}_5)_4\text{Sn}$	234,94	Liquide incolore; PF=-112; PE=181	Un peu sol.	C,2,3
Tétraisopropylétain	$(\text{C}_3\text{H}_7)_4\text{Sn}$	291,05			C
Tétraméthylétain	$(\text{CH}_3)_4\text{Sn}$	178,85	Liquide incolore; PF=-54,8; PE=78	Insol.	C,1
Tétrabutylétain	$(\text{C}_4\text{H}_9)_4\text{Sn}$	347,21	Liquide incolore (odeur caract. désagréable); PF=-97; PE=145	Insol.	C,S,B,1,2,4,5,7
Tétraoctylétain	$(\text{C}_8\text{H}_{17})_4\text{Sn}$	571,59	Liquide; PE=268	Insol.	1
Tétraphénylétain	$(\text{C}_6\text{H}_5)_4\text{Sn}$	427,12	Cristaux tétragonaux incolores; PF=226; PE=420	Insol.	C,S,5,6
Tétrapropylétain	$(\text{C}_3\text{H}_7)_4\text{Sn}$	291,05	Liquide incolore; PE=222-225	Insol.	C,3
Tétravinylétain	$(\text{CH}=\text{CH}_2)_4\text{Sn}$	226,87	Liquide incolore; PE=55-57		C
Triméthylphénylétain	$(\text{CH}_3)_3\text{Sn}(\text{C}_6\text{H}_5)$	240,92	PE=62-63		6

Annexe B
Concentrations d'organoétains
dans les eaux de surface

Tableau B-1. Concentrations d'organoétains dans les eaux de surface

Milieu	Concentration ¹ (ng·L ⁻¹)	Endroit	Référence
MONOMÉTHYLÉTAÏN (MeSn²⁺)			
Eau douce	n.d.-13,5	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau douce	3,4-10	Lac Michigan, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau douce	n.d.-1,6	Rivières dans le S.-E. des É.-U.	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	79	Rhin, Allemagne	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	n.d.-1220	Tout le Canada	Maguire et coll. 1982, 1986
Eau de pluie	n.d.-5,6	Californie, É.-U.	Tugrul et coll. 1983
Eau de pluie	0,73-24,8	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau d'estuaire	n.d.-9,6	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau de mer	n.d.-16,9	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau de mer	n.d.-4,5	Californie, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau de mer	n.d.-4,5	Californie, É.-U.	Tugrul et coll. 1983
Eau de mer	n.d.-23,5	Méditerranée	Tugrul et coll. 1983
DIMÉTHYLÉTAÏN (Me₂Sn²⁺)			
Eau douce	n.d.-9,4	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau douce	n.d.-42,7	Lac Michigan, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau douce	n.d.-3,9	Rivières dans le S.-E. des É.-U.	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	263,6	Rhin, Allemagne	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	0,5	Main, Allemagne	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	n.d.-320	Tout le Canada	Maguire et coll. 1982, 1986
Eau de pluie	n.d.-6	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau d'estuaire	0,94-5,8	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau d'estuaire	<5-100	Port de Baltimore, É.-U.	Jackson et coll. 1982
Eau de mer	0,8-8,8	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau de mer	n.d.-30	Californie, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau de mer	n.d.-31	Baie de San Diego, É.-U.	Tugrul et coll. 1983
TRIMÉTHYLÉTAÏN (Me₃Sn⁺)			
Eau douce	n.d.-10,6	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau douce	n.d.-248	Tout le Canada	Maguire et coll. 1982, 1986
Eau douce	n.d.-2,3	Rivières dans le S.-E. des É.-U.	Byrd et Andreae 1982
Eau douce	2,2	Rhin, Allemagne	Byrd et Andreae 1982

Source : adapté d'après Maguire 1987, avec données additionnelles.

n.d. = non détecté

dét. = détecté, mais non quantifiable

¹En nanogrammes du cation organoétain, sauf pour les tétraorganoétains, lesquels ne sont pas cationiques.

Tableau B-1. (suite)

Milieu	Concentration (ng·L ⁻¹)	Endroit	Référence
TRIMÉTHYLÉTAIN (Me₃Sn⁺) (suite)			
Eau douce	0,4	Main, Allemagne	Byrd et Andreae 1982
Eau de pluie	n.d.-1,5	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau d'estuaire	n.d.-5,6	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
Eau d'estuaire	<5-20	Port de Baltimore, É.-U.	Jackson et coll. 1982
Eau de mer	n.d.-1,4	Floride, É.-U.	Braman et Tompkins 1979
TÉTRAMÉTHYLÉTAIN (Me₄Sn)			
Eau d'estuaire	<10-300	Port de Baltimore, É.-U.	Jackson et coll. 1982
MONOBUTYLÉTAIN (BuSn⁺)			
Eau douce	13,7-760	Lac Michigan, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau douce	n.d.-8500	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire et coll. 1982
Eau douce	n.d.-168	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
Eau douce	n.d.-135	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
Eau douce	n.d.-2800	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
Eau douce	8-32	Lac de Zurich et rivières en Suisse	Mueller 1987
Eau douce microcouche de surface	n.d.-100 200	Rivières et lacs au Canada	Maguire et Tkacz 1987
Eau d'estuaire	50-300	Port de Baltimore, É.-U.	Jackson et coll. 1982
Eau d'estuaire	n.d.-1,8	Estuaire de la riv. Tejo, Portugal	Andreae et coll. 1983
Eau d'estuaire	n.d.-188	Estuaire de Great Bay, É.-U.	Donard et coll. 1986
Eau d'estuaire	<2-18,9	Rivière Elizabeth, ruisseau Sarah, baie de Chesapeake, É.-U.	Unger et coll. 1986
Eau d'estuaire	<1,5-3	Rivière Tamar, R.-U.; riv. Tejo, Portugal; baie de Delaware, É.-U.	Byrd et Andreae 1986
Eau d'estuaire	21-750	Baie de Chesapeake, É.-U.	Mathias et coll. 1986b
Eau d'estuaire	<1-9,3	Ports et mouillages au R.-U.	Waldock et coll. 1988
Eau d'estuaire microcouche de surface	42-218	Estuaire de Great Bay, É.-U.	Donard et coll. 1986
Eau d'estuaire microcouche de surface	248	Port de Baltimore, É.-U.	Mathias et coll. 1986a
Eau de mer	<1-210	Sud du R.-U.	Waldock et coll. 1987b
Eau de mer	n.d.-30	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
Eau de mer	n.d.-75	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986a
Eau de mer	<1-1,2	Port d'Esquimalt, Canada	Kaye et coll. 1986
Eau de mer	12-45	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986b

Tableau B-1. (suite)

Milieu	Concentration (ng·L ⁻¹)	Endroit	Référence
MONOBUTYLÉTAIN (BuSn³⁺) (suite)			
Eau de mer	n.d.-19,7	Baie de San Diego, É.-U.	Seligman et coll. 1986b
Eau de mer	n.d.-240	Eaux côtières de Californie	Stallard et coll. 1987
Effluents d'usine d'épuration	127 500-3 825 000	Suisse	Mueller 1987
DIBUTYLÉTAIN (Bu₂Sn²⁺)			
Eau douce	7,7-1200	Lac Michigan, É.-U.	Hodge et coll. 1979
Eau douce	n.d.-7300	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire et coll. 1982
Eau douce	n.d.-199	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
Eau douce	n.d.-196	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
Eau douce	n.d.-2700	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
Eau douce	4,7-31	Lac de Zürich et rivières en Suisse	Mueller 1987
Eau douce microcouche de surface	n.d.-2 600 000	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire et coll. 1982
Eau douce microcouche de surface	n.d.-10	Rivière St. Clair, Canada	Maguire et coll. 1985
Eau douce microcouche de surface	n.d.-715 000	Rivières et lacs au Canada	Maguire et Tkacz 1987
Eau d'estuaire	n.d.-118	Ports et mouillages au R.-U.	Waldock et coll. 1988
Eau d'estuaire	2-131	Rivière Elizabeth, ruisseau Sarah, baie de Chesapeake, É.-U.	Unger et coll. 1986
Eau d'estuaire	5-666	Nord de la baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1988b
Eau d'estuaire	<4-539	Baie de Chesapeake, É.-U.	Matthias et coll. 1986b
Eau d'estuaire	n.d.-59	Estuaires en Angleterre	Ebdon et coll. 1988
Eau d'estuaire	24-145	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1987
Eau d'estuaire	n.d.-39	Baie de Chesapeake, É.-U.	Olson et Brinckman 1986
Eau d'estuaire	<10-129	Baie de Chesapeake, É.-U.	Batiuk 1987
Eau d'estuaire microcouche de surface	178	Port de Baltimore, marina d'Annapolis, baie de Chesapeake, É.-U.	Matthias et coll. 1986a
Eau d'estuaire microcouche de surface	n.d.-1200	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1987
Eau de mer	dét-294	Port de Sutton, R.-U.	Waldock et coll. 1987b
Eau de mer	39-118	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
Eau de mer	7,8-294	Port de Baltimore, marina d'Annapolis, baie de San Diego, É.-U.	Matthias et coll. 1986a
Eau de mer	n.d.-392	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986a

Tableau B-1. (suite)

Milieu	Concentration (ng·L ⁻¹)	Endroit	Référence
DIBUTYLÉTAIN (Bu₂Sn²⁺) (suite)			
Eau de mer	<2-1,6	Port d'Esquimalt, Canada	Kaye et coll. 1986
Eau de mer	235-510	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986a
Eau de mer	2,7-114	Baie de San Diego, É.-U.	Seligman et coll. 1986b
Eau de mer	1,6-208	Baie de San Diego, ports de Baltimore et d'Annapolis, É.-U.	U.S. EPA 1975
Eau de mer	n.d.-461	Eaux côtières de Californie	Stallard et coll. 1987
Effluents d'usine d'épuration	384 160-568 400	Suisse	Mueller 1987
TRIBUTYLÉTAIN (Bu₃Sn⁺)			
Eau douce	n.d.-2900	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire et coll. 1982
Eau douce	1,0-13,2	Rivières et lacs en Suisse	Mueller 1987
Eau douce	n.d.-170	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
Eau douce	n.d.-480	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
Eau douce	n.d.-5500	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
Eau douce	4,3-13,2	Lac de Zurich et rivières en Suisse	Mueller 1987
Eau douce microcouche de surface	n.d.-60 700	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire et coll. 1982
Eau douce microcouche de surface	n.d.-80	Rivière St. Clair, Canada	Maguire et coll. 1985
Eau douce microcouche de surface	n.d.-11 352 000	Rivières et lacs au Canada	Maguire et Tkacz 1987
Eau d'estuaire	<1,0-648	Ports et mouillages au R.-U.	Waldock et coll. 1988
Eau d'estuaire	7-13,7	Estuaire de la baie de Coos, OR, É.-U.	Wolniakowski et coll. 1987
Eau d'estuaire	5-1800	Nord de la baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1988b
Eau d'estuaire	<2-158	Rivière Elizabeth, ruisseau Sarah, baie de Chesapeake, É.-U.	Unger et coll. 1986
Eau d'estuaire	n.d.-439	Rivière Elizabeth, baie de Chesapeake, É.-U.	Seligman et coll. 1987
Eau d'estuaire	<5-1300	Baie de Chesapeake, É.-U.	Matthias et coll. 1986b
Eau d'estuaire	n.d.-96	Ruisseau Sarah, baie de Chesapeake, É.-U.	Huggett et coll. 1986
Eau d'estuaire	n.d.-456	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1986
Eau d'estuaire	<9,8-500	Baie de Chesapeake, É.-U.	Batiuk 1987
Eau d'estuaire	n.d.-1476	Divers endroits en Angleterre	Waldock et coll. 1987a
Eau d'estuaire	n.d.-146	Baie de Chesapeake, É.-U.	Olson et Brinckman 1986

Tableau B-1. (suite)

Milieu	Concentration (ng·L ⁻¹)	Endroit	Référence
TRIBUTYLÉTAIN (Bu₃Sn⁺) (suite)			
Eau d'estuaire	n.d.-91	Port de Norfolk, É.-U.	Pollman et Chou 1987
Eau d'estuaire	3100	Estuaire de la Tamise, Angleterre	Waldock et coll. 1987b
Eau d'estuaire	19,7-672	Six estuaires dans le sud et le sud-ouest de l'Angleterre	Ebdon et coll. 1988
Eau d'estuaire microcouche de surface	n.d.-300	Estuaire de Great Bay, NH, É.-U.	Donard et coll. 1986
Eau d'estuaire microcouche de surface	n.d.-4600	Port de Baltimore, marina d'Annapolis, baie de Chesapeake, É.-U.	Mathias et coll. 1986a
Eau d'estuaire microcouche de surface	n.d.-1200	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1986
Eau de mer	168-1300	Port de Sutton, R.-U.	Waldock et coll. 1987b
Eau de mer	n.d.-2200	Burnham-on-Crouch, Angleterre	Waldock et Miller 1983
Eau de mer	24-144	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
Eau de mer	dét-163	Port de Baltimore, marina d'Annapolis, baie de San Diego, É.-U.	Mathias et coll. 1986a
Eau de mer	n.d.-816	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986a
Eau de mer	<2-6,5	Port d'Esquimalt, C.-B.	Kaye et coll. 1986
Eau de mer	<17-336	Baie de San Diego, É.-U.	Clavell et coll. 1986
Eau de mer	216-696	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1986b
Eau de mer	n.d.-312	Divers ports aux É.-U.	Grovhoug et coll. 1986
Eau de mer	2,6-206	Baie de San Diego, É.-U.	Seligman et coll. 1986b
Eau de mer	<4,3-74	Ports d'Annapolis et de San Diego, É.-U.	Junk et Richard 1987
Eau de mer	4,3-295	Baie de San Diego, ports de Baltimore et d'Annapolis, É.-U.	Valkirs et coll. 1987c
Eau de mer	528-1488	Japon	Takahashi et Ohyagi 1987
Eau de mer	n.d.-576	Eaux côtières de Californie	Stallard et coll. 1987
Effluents d'usine d'épuration	288 000-6 000 000	Suisse	Mueller 1987
TÉTRABUTYLÉTAIN (Bu₄Sn)			
Estuarine	n.d.-3,8	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1986
Eau d'estuaire microcouche de surface	n.d.-520	Baie de Chesapeake, É.-U.	Hall et coll. 1986

Annexe C
Concentrations d'organoétains
dans les sédiments

Tableau C-1. Concentrations d'organoétains dans les sédiments

Concentration ¹ (µg·L ⁻¹)	Endroit	Référence
MONOMÉTHYLÉTAÏN (MeSn²⁺)		
n.d.-10,6 (poids sec)	Méditerranée	Tugrul et coll. 1983
n.d.-19 360 (poids sec)	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
DIMÉTHYLÉTAÏN (Me₂Sn²⁺)		
n.d.-13,4 (poids sec)	Méditerranée	Tugrul et coll. 1983
n.d.-200 (poids sec)	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
TRIMÉTHYLÉTAÏN (Me₃Sn³⁺)		
n.d.-19,4 (poids sec)	Méditerranée	Tugrul et coll. 1983
n.d.-900	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
MONOBUTYLÉTAÏN (BuSn²⁺)		
n.d.-7,8 (poids sec)	Côte californienne, É.-U.	Seidel et coll. 1980
n.d.-600 (poids sec)	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire 1984
n.d.-51 (poids sec)	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
n.d.-120 (poids sec)	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
5-29 (poids frais)	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
n.d.-7095 (poids sec)	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
500-11 000 (poids sec)	Port d'Esquimalt, Canada (jetées et cales sèches)	Kaye et coll. 1986
n.d.-83 (poids sec)	Baie de San Diego, É.-U.	Stang et Seligman 1986
5-45 (poids sec)	Estuaire de Great Bay, É.-U.	Weber et coll. 1986
n.d.-28,4 (poids sec)	Port de Boston, É.-U.	Cooney et coll. 1988
trace (poids sec) (présent mais non quantifiable)	Rivière Hamble, R.-U.	Ashby et Craig 1989
35 (poids sec)	Lac de Zurich, Suisse (résultats de 1980-1984)	Mueller 1987
DIBUTYLÉTAÏN (Bu₂Sn²⁺)		
n.d.-350 (poids sec)	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire 1984
350 (poids sec)	Rivière au Japon	Hattori et coll. 1984
n.d.-70 (poids sec)	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
n.d.-1000 (poids sec)	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
6-43 (poids frais)	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
n.d.-16 000 (poids sec)	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
1-3 (poids frais)	Lac Biwa, Japon	Tsuda et coll. 1986b
200-2700 (poids sec)	Port d'Esquimalt, Canada (jetées et cales sèches)	Kaye et coll. 1986

n.d. = non détecté

¹En microgrammes (µg) de cation organoétain, sauf pour les tétraorganoétains, lesquels ne sont pas cationiques.

Tableau C-1. (suite)

Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Endroit	Référence
DIBUTYLÉTAIN ($\text{Bu}_2\text{Sn}^{2+}$) (suite)		
n.d.-184 (poids sec)	Baie de San Diego, É.-U.	Stang et Seligman 1986
2-29 (poids sec)	Estuaire de Great Bay, É.-U.	Weber et coll. 1986
108 (poids sec)	Lac de Zurich, Suisse (résultats de 1980-1984)	Mueller 1987
36-70 (poids sec)	Port de Boston, É.-U.	Cooney et coll. 1988
778-3945 (poids sec)	Rivière Hamble, R.-U.	Ashby et Craig 1989
n.d.-1200 (poids sec)	Rivière Beaulieu, R.-U.	Ashby et Craig 1989
n.d.-2617 (poids sec)	Rivière Lymington, R.-U.	Ashby et Craig 1989
TRIBUTYLÉTAIN (Bu_3Sn^+)		
n.d.-264 (poids sec)	Baie de San Diego, É.-U.	Stang et Seligman 1986
29-106 (poids sec)	Estuaire de Great Bay, É.-U.	Weber et coll. 1986
245 (poids sec)	Lac de Zurich, Suisse (résultats de 1980-1984)	Mueller 1987
79-132 (poids sec)	Côte du Japon	Takahashi et Ohyagi 1987
n.d.-528 (poids sec)	Rivières et lacs en Ontario, Canada	Maguire 1984
980 ²	Rivière japonaise	Hattori et coll. 1984
1,7-13,9 (poids sec)	Lacs de Constance et de Zurich, Suisse	Mueller 1984
n.d.-177 (poids sec)	Rivières Detroit et St. Clair, Canada et É.-U.	Maguire et coll. 1985
n.d.-8450 (poids sec)	Port de Toronto, Canada	Maguire et Tkacz 1985
19-106 (poids frais)	Baie de San Diego, É.-U.	Valkirs et coll. 1985b
n.d.-25 900 (poids sec)	Tout le Canada	Maguire et coll. 1986
n.d.-2,2 (poids frais)	Lac Biwa, Japon	Tsuda et coll. 1986b
700-17000 (poids sec)	Port d'Esquimalt, Canada (jetées et cales sèches)	Kaye et coll. 1986
82,6-102,2 (poids sec)	Port de Boston, É.-U.	Cooney et coll. 1988
451-5600 (poids sec)	Rivière Hamble, R.-U.	Ashby et Craig 1989
206-1100 (poids sec)	Rivière Beaulieu, R.-U.	Ashby et Craig 1989
276-4200 (poids sec)	Rivière Lymington, R.-U.	Ashby et Craig 1989

²Le poids frais ou sec n'était pas indiqué.

Annexe D
Concentrations d'organoétains
dans les organismes d'eau douce,
estuariens et marins

Tableau D-1. Concentrations d'organoétains dans les organismes dulcicoles, estuariens et marins

Espèce et type d'organisme	Concentration ¹ (µg·L ⁻¹)	Référence
MONOMÉTHYLÉTAÏN (MeSn²⁺)		
Poisson		
(<i>Upeneus moluccensis</i>)	27 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
(<i>Mullus barbatus</i>)	0,8 (p.s.)	
Touladi et éperlan arc-en-ciel (<i>Salmo namaycush</i>) (<i>Osmerus mordax</i>)	250-990 (p.f.)	Chau et coll. 1984
Échantillons de crustacés (mollusques - Espèce n.i.)	0,14-0,51 ²	Braman et Tompkins 1979
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-0,222 (p.f.)	Ishii 1982
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-0,66 (p.f.)	Ishii 1982
Plantes marines (Espèce n.i.)	16,8 (p.s.)	Tugrul et al. 1983
DIMÉTHYLÉTAÏN (Me₂Sn²⁺)		
Poissons		
(<i>Upeneus moluccensis</i>)	2,6 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
(<i>Mullus barbatus</i>)	2,9 (p.s.)	
Touladi (<i>Salmo namaycush</i>)	225 (p.f.)	Chau et coll. 1984
Patelle (<i>Patella caerulea</i>)	0,2-18 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
Échantillons de crustacés (mollusques - Espèce n.i.)	n.d.-0,26 ²	Braman et Tompkins 1979
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-2,8 (p.f.)	Seidel et coll. 1980
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-0,135 (p.f.)	Ishii 1982
Algues marines (Espèce n.i.)	0,27-1,5 (p.f.)	Ishii 1982
Plantes marines (Espèce n.i.)	0,5-12 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
Plantes marines (Espèce n.i.)	37 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
TRIMÉTHYLÉTAÏN (Me₃Sn⁺)		
Poissons		
(<i>Upeneus moluccensis</i>)	1,2 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
(<i>Mullus barbatus</i>)	1,3 (p.s.)	
Patelle (<i>Patella caerulea</i>)	0,7-63 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-0,249 (p.f.)	Ishii 1982
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-5,8 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983
Plantes marines (Espèce n.i.)	0,9 (p.s.)	Tugrul et coll. 1983

n.d. = non détecté
n.i. = non indiqué

p.s. = poids sec
p.f. = poids frais

¹En microgrammes (µg) de cation organoétain, sauf pour les tétraorganoétains, lesquels ne sont pas cationiques.

²Le poids frais ou sec n'était pas indiqué.

Tableau D-1. (suite)

Espèce et type d'organisme	Concentration (ng·L ⁻¹)	Référence
TÉTRAMÉTHYLÉTAÏN (Me₄Sn)		
Invertébrés marins côtiers (Espèce n.i.)	n.d.-8,99 (p.s.)	Seidel et coll. 1980
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-18,8 (p.s.)	Seidel et coll. 1980
Algues marines (Espèce n.i.)	n.d.-9,95 (p.f.)	Ishii 1982
MONOBUTYLÉTAÏN (BuSn²⁺)		
Poisson (<i>Clupea harengus</i>)	n.d.-90 (p.f.)	Maguire et coll. 1986
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	<8-1380 (p.s.)	Wade et coll. 1988
Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	<8-1860 (p.s.)	Wade et coll. 1988
DIBUTYLÉTAÏN (Bu₂Sn²⁺)		
Poissons (<i>Clupea harengus</i>) (<i>Perca flavescens</i>) (<i>Catostomus commersoni</i>) (<i>Cyprinus carpio</i>)	n.d.-98 (p.f.)	Maguire et coll. 1986
Limande à queue jaune muscles blancs muscles rouges foie (Espèce n.i.)	5-20 (p.f.) 3,9-225 (p.f.) 24,9-3700 (p.f.)	Sasaki et coll. 1988
Pourpre de l'Atlantique (<i>Nucella lapillus</i>)	41-733 (p.s.)	Gibbs et coll. 1988
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	<10-529 (p.s.)	Wade et coll. 1988
Moule	<10-1700 (p.s.)	Wade et coll. 1988 (<i>Mytilus edulis</i>)
Huître (<i>Ostrea sandwichensis</i>)	2509 (p.s.)	Wade et coll. 1988
TRIBUTYLÉTAÏN (Bu₃Sn⁺)		
Poisson (<i>Clupea harengus</i>) (<i>Perca flavescens</i>) (<i>Catostomus commersoni</i>) (<i>Cyprinus carpio</i>)	n.d.-580 (p.f.)	Maguire et coll. 1986
Huîtres (Espèce n.i.)	n.d.-10 800 ²	Waldock et Miller 1983
Crustacés (Espèce n.i.)	26 ²	Tsuda et coll. 1986b
Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)	96,5-167,3 (p.f.)	Short 1987
Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>)	67,9 (p.f.)	Short 1987

Tableau D-1. (suite)

Espèce et type d'organisme	Concentration (ng·L ⁻¹)	Référence
TRIBUTYLÉTAIN (Bu₃Sn⁺) (suite)		
Pourpre de l'Atlantique (<i>Nucella lapillus</i>)	170-187 (p.s.)	Gibbs et Bryan 1987
	86-1519 (p.s.)	Gibbs et Bryan 1986; Gibbs et coll. 1987
	94-1774 (p.s.)	Gibbs et coll. 1988
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>)	119-454 (p.f.)	Wolniakowski et coll. 1987
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>)	1800 (p.f.)	Harding et Kay 1988
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	<12-1900 ²	Wade et coll. 1988
Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	240-3700 ²	Wade et coll. 1988
Huître (<i>Ostrea sandwichensis</i>)	3700 ²	Wade et coll. 1988
Limande à queue jaune		
muscles blancs	8,9-1540 (p.f.)	Sasaki et coll. 1988
muscles rouges	17,7-2350 (p.f.)	
foie	29,5-1700 (p.f.)	
(Espèce n.i.)		

Annexe E
Bioaccumulation des organoétains
par les organismes d'eau douce,
estuariens et marins

Tableau E-1. Bioaccumulation des organoétains par les organismes dulcicoles, estuariens et marins

Organisme	Composé	Salinité (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹) ¹	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA ²	Référence
VERTÉBRÉS							
Saumon chinook (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>) (adulte, ES)	TBTO	28	1,49	4	Foie	4300	Short et Thrower 1986a, Short et Thrower 1986c
	TBTO	28	1,49	4	Cerveau	1300	
	TBTO	28	1,49	4	Muscle	200	
Fondule (<i>Cyprinodon variegatus</i>) (adulte, ES)	TBTO	n.i.	1,6	58	Muscle	1810	Ward et coll. 1981
	TBTO	n.i.	1,6	58	Tête	2120	
	TBTO	n.i.	1,6	58	Viscères	4580	
	TBTO	n.i.	1,6	58	Spécimen entier	2600	
Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>) (ES)	TBT	n.i.	0,1	26	Cæcum	900	Davies et McKie 1987
	TBT	n.i.	0,1	26	Muscle	2100	
	TBT	n.i.	0,1	26	Gonade	2100	
	TBT	n.i.	0,1	26	Branchie	2400	
	TBT	n.i.	0,1	26	Rein	900	
	TBT	n.i.	0,1	26	Foie	3900	
	TBT	n.i.	0,3	26	Cæcum	533	
	TBT	n.i.	0,3	26	Muscle	633	
	TBT	n.i.	0,3	26	Gonade	1300	
	TBT	n.i.	0,3	26	Branchie	600	
	TBT	n.i.	0,3	26	Rein	900	
	TBT	n.i.	0,3	26	Foie	2567	
	TBT	n.i.	1,0	26	Cæcum	240	
	TBT	n.i.	1,0	26	Muscle	310	
	TBT	n.i.	1,0	26	Gonade	390	
	TBT	n.i.	1,0	26	Branchie	340	
TBT	n.i.	1,0	26	Rein	600		
TBT	n.i.	1,0	26	Foie	1620		
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>) (ED)	MPTC	ED	6,4±1,1	14	Muscle	3,31	Tsuda et coll. 1987b
	MPTC	ED	6,4±1,1	14	Foie	257	
	MPTC	ED	6,4±1,1	14	Rein	389	
	MPTC	ED	6,4±1,1	14	Vés. biliaire	61,7	
	DPTC	ED	2,0±0,4	14	Muscle	7,94	
	DPTC	ED	2,0±0,4	14	Foie	209	
	DPTC	ED	2,0±0,4	14	Rein	50,1	
	DPTC	ED	2,0±0,4	14	Vés. biliaire	50,1	
	TPTC	ED	5,6±0,6	10	Muscle	269	

TBTO = oxyde de tributylétain; TBT = tributylétain (anion non indiqué); MPTC, DPTC, TPTC = chlorure de mono-, di- et triphénylétain, respectivement; DBDC = dichlorure de dibutylétain; DBDL = dilaurate de dibutylétain; TBTC = chlorure de tributylétain; MBTC = trichlorure de monobutylétain; n.i. = non indiqué; ED = eau douce; ES = eau salée ou estuarienne; p.s. = poids sec; s.f.d. = sous forme de.

¹Concentration mesurée du cation arylétain au alkylétain.

²Les facteurs de bioconcentration (FBC) sont ici synonymes de facteurs de bioaccumulation, et sont calculés d'après les concentrations mesurées du cation organoétain dans l'eau et dans les tissus (poids frais), sauf où cela est indiqué.

Tableau E-1. (suite)

Organisme	Composé	Salinité (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹)	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA	Référence
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>) (ED) (suite)	TPTC	ED	5,6±0,6	10	Foie	912	Tsuda et coll. 1987b
	TPTC	ED	5,6±0,6	10	Rein	2089	
	TPTC	ED	5,6±0,6	10	Vés. biliaire	257	
Carassin (<i>Carassius carassius</i> <i>grandoculis</i>) (ED)	DBDC	ED	13,2±1	7	Muscle	12	Tsuda et coll. 1986a
	DBDC	ED	13,2±1	7	Vertèbre	46	
	DBDC	ED	13,2±1	7	Foie	134	
	DBDC	ED	13,2±1	7	Rein	60	
	TBTC	ED	6,9±0,4	7	Muscle	363	
	TBTC	ED	6,9±0,4	7	Vertèbre	338	
	TBTC	ED	6,9±0,4	7	Foie	3380	
	TBTC	ED	6,9±0,4	7	Rein	2390	
	TPTC	ED	7,5±0,5	7	Muscle	50	
	TPTC	ED	7,5±0,5	7	Vertèbre	50	
	TPTC	ED	7,5±0,5	7	Foie	112	
	TPTC	ED	7,5±0,5	7	Rein	31	
	TBTO	ED	5,4±0,3	7	Muscle	588	
	TBTO	ED	5,4±0,3	7	Vertèbre	457	
	TBTO	ED	5,4±0,3	7	Foie	5010	
	TBTO	ED	5,4±0,3	7	Rein	3160	
	DBDL	ED	10,4±1,2	7	Muscle	31	
	DBDL	ED	10,4±1,2	7	Vertèbre	54	
	DBDL	ED	10,4±1,2	7	Foie	812	
	DBDL	ED	10,4±1,2	7	Rein	138	
	TBTO	ED	2	15	Muscle	741	
	TPTC	ED	6	10	Muscle	251	
	TBTO	ED	2,1±0,2	14	Muscle	501	
	TBTO	ED	2,1±0,2	14	Foie	631	
	TBTO	ED	2,1±0,2	14	Rein	3160	
	TBTO	ED	2,1±0,2	14	Vés. biliaire	1250	
	DBDC	ED	4,3±0,2	14	Muscle	0,13	
DBDC	ED	4,3±0,2	14	Foie	10		
DBDC	ED	4,3±0,2	14	Rein	5		
DBDC	ED	4,3±0,2	14	Vés. biliaire	8		
MBTC	ED	6,5±0,4	14	Muscle	2		
MBTC	ED	6,5±0,4	14	Foie	125		
MBTC	ED	6,5±0,4	14	Rein	50		
MBTC	ED	6,5±0,4	14	Vés. biliaire	125		
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>) (ED)	TBTO	ED	2,0	14	Spécimen entier	1230	Tsuda et coll. 1988
	TPTC	ED	3,2	14	Spécimen entier	257	
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (ED)	TBTO	ED	0,51	64	Spécimen entier	406	Martin et coll. 1989
	TBTO	ED	1,03	15	Foie	2869	

Tableau E-1. (suite)

Organisme	Composé	Salinité (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹)	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA	Référence
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (ED) (suite)	TBTO	ED	1,03	15	Vés. biliaire	806	
	TBTO	ED	1,03	15	Rein	5453	
	TBTO	ED	1,03	15	Carcasse	3272	
	TBTO	ED	1,03	15	Graisses péritonéales	13182	
	TBTO	ED	1,03	15	Branchie	2466	
	TBTO	ED	1,03	15	Sang	1588	
	TBTO	ED	1,03	15	Intestin	1185	
	TBTO	ED	1,03	15	Muscle	759	
INVERTÉBRÉS							
Crabe de vase (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>) (ES)	TBTO	15	5,937	6	Carapace	24	Evans et Laughlin 1984
	TBTO	15	5,937	6	Hépatopancréas	6	
	TBTO	15	5,937	6	Testicules	0,6	
	TBTO	15	5,937	6	Branchie	41	
	TBTO	15	5,937	6	Muscle chélate	1,5	
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (naissain, ES)	TBT ³	28,5-34,2	0,24	45	Parties molles	6833	Thain et Waldoock 1985; Thain 1986
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (ES)	TBTO	28-31,5	1,216	21	Parties molles	1874	Waldoock <i>et al.</i> 1983
	TBTO	28-31,5	0,1460	21	Parties molles	6047	
	TBT ³	28,5-34,2	0,24	45	Parties molles	7292	Thain et Waldoock 1985; Thain 1986
	TBTO	29-32	1,557	56	Parties molles	2300	
	TBTO	29-32	0,1460	56	Parties molles	11 400	
Huître (<i>Ostrea edulis</i>) (ES)	TBTO	28-31,5	1,216	21	Parties molles	960 ⁴	Waldoock et coll. 1983
	TBTO	28-34,2	0,24	75	Parties molles	875 ⁴	
	TBTO	28-34,2	2,62	75	Parties molles	397 ⁴	Thain 1986
	TBT ³	28,5-34,2	0,24	45	Parties molles	1167 ⁴	Thain et Waldoock 1985;
	TBT ³	28,5-34,2	2,62	45	Parties molles	192 ⁴	Thain 1986
Escargot (<i>Nucella lapillus</i>) (ES)	TBT	n.i.	env. 1500 Sn s.f.d. TBT	408	Parties molles	83 000 (mâle) (ps), 95 200 (femelle)	Bryan et coll. 1987
	TBT	n.i.	env. 1500 de Sn s.f.d. TBT	249	Parties molles	147 000 (mâle) (ps), 114 000 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	3400 de Sn s.f.d. TBT	249	Parties molles	112 000 (mâle) (ps), 89 700 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	18 700 de Sn s.f.d. TBT	408	Parties molles	77 900 (mâle) (ps), 99 700 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	107 000 de Sn s.f.d. TBT	366	Parties molles	22 800 (mâle) (ps), 32 700 (femelle) (ps)	

³TBT = Test d'exposition des organismes à l'eau de lessivage provenant de panneaux recouverts d'une couche de peinture antisalissure contenant du tributylétain.

⁴Les FBC calculé en tenant compte de l'accroissement au-dessus de la concentration du TBT dans les organismes.

Tableau E-1. (suite)

Organisme	Composé	Salinité: (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹)	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA	Référence
Escargot (<i>Nucella lapillus</i>) (ES) (suite)	TBT	n.i.	0,001-0,002 de Sn s.f.d. TBT	360	Parties molles	92 500-185 000 (mâle), (ps) 73 500-147 000 (femelle) (ps)	Gibbs et coll. 1988
	TBT	n.i.	0,001-0,002 de Sn s.f.d.	540	Parties molles	95 000-190 000 (mâle) (ps), 125 000-250 000 (femelle)	
	TBT	n.i.	TBT0,001-0,002 de Sn s.f.d. TBT	720	Parties molles	(ps)119 000-238 000 (mâle) (ps), 119 500-239 000 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,003-0,005 de Sn s.f.d. TBT	720	Parties molles	120 400-201 000 (mâle) (ps), 113 800-190 000 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,02 de Sn s.f.d. TBT	360	Parties molles	82 300 (mâle) (ps), 77 600 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,02 de Sn s.f.d. TBT	540	Parties molles	60 300 (mâle) (ps), 93 200 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,02 de Sn s.f.d. TBT	720	Parties molles	73 200 (mâle) (ps), 84 800 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,1 des Sn s.f.d. TBT	540	Parties molles	35 200 (mâle) (ps), 26 200 (femelle) (ps)	
	TBT	n.i.	0,1 de Sn s.f.d. TBT	720	Parties molles	25 200 (mâle) (ps), 31 600 (femelle) (ps)	
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (adulte, ES)	TBTO	30±2	0,5 s.f.d. TBT dissous dans l'eau	1	Branchie	973 ^s	Laughlin et coll. 1986a
					Manteau	547 ^s	
					Muscle	747 ^s	
					Viscères	1693 ^s	
				10	Branchie	2400	
					Manteau	2400	
					Muscle	2400	
					Viscères	8300	
					Corps entier	4700	
					TBTO	30±2	
	Manteau	75					
	Muscle	75					
	Viscères	275					
	10	Branchie	8300				
Manteau		4700					
Muscle		4700					
Viscères		15 000					

^sFacteurs de bioconcentration calculés en régime stationnaire.

Tableau E-1. (suite)

Organisme	Composé	Salinité (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹)	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA	Référence		
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (adulte, ES) (suite)	TBTO	30±2	0,5 s.f.d. TBT dissous dans l'eau	47	Branchies et Viscères Manteau et Muscle	6000 2000	Laughlin et French 1988		
	TBTO	30±2	0,023	14	Branchie Manteau Muscle Viscères	1300 ^s 850 ^s 770 ^s 830 ^s			
	TBTO	30±2	0,045	14	Branchie Manteau Muscle Viscères	970 ^s 420 ^s 420 ^s 470 ^s			
	TBTO	30±2	0,063	45	Branchie Manteau Muscle Viscères	2700 1400 1300 1600			
	TBTO	30±2	0,141	45	Branchie Manteau Muscle Viscères	3900 1500 1600 3300			
	TBTO	30±2	0,670	45	Branchie Manteau Muscle Viscères	7300 2200 1900 3100			
	Palourde (<i>Anodonta anatina</i>) (adulte, ED)	DBDC	ED	38 eau (15 µg Sn·L ⁻¹)	210	Branchie Manteau Pied Glande de l'intestin moyen Rein		63 9 15 40 1570	Holwerda et Herwig 1986
ALGUES									
Chlorophycée ⁶ (<i>Ankistrodesmus falcatus</i>) (ED)		TBTO		5,2	7		300	Maguire et coll. 1984	
		TBTO		4,7	17		253		
		TBTO		2,1	21		448		
	TBTO		1,5	28		467			

⁶La croissance des algues a eu lieu dans un milieu Chu-10.

Tableau E-1. (suite)

Organisme	Composé	Salinité (g·L ⁻¹)	Conc. dans l'eau (µg·L ⁻¹)	Durée de l'expos. (j)	Tissu	FBC ou FBA	Référence
PLANTES VASCULAIRES AQUATIQUES							
Zostère (<i>Zostera marina</i>) (ES)	TBT	14	0,067	14	Pouce	12 000	François et coll. 1989

Annexe F
Sommaire des données sur la
toxicité aiguë et chronique des
organoétains pour les vertébrés
d'eau douce, estuariens et marins

Tableau F-1. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les vertébrés d'eau douce

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₅₀ =0,028 mg·L ⁻¹	IN	Soln 95 % Dur. = 250 mg·L ⁻¹ ; Essai renouv. stat.; Conc. non mesurée	Alabaster 1969
		48 h	CL ₅₀ =0,021 mg·L ⁻¹			
	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,074 mg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. cont.; Conc. non mesurée; Dur. = 270 mg·L ⁻¹ ; 15 °C	Tooby et coll. 1975
Guppy (<i>Poecilia reticulata</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CL ₅₀ =0,029 mg·L ⁻¹		Résistant jusqu'à 0,03 mg·L ⁻¹ ; mortalité observée pendant 48 h après la fin de l'exposition	Floch et coll. 1964
		96 h	CL ₅₀ =0,014 mg·L ⁻¹			
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,02 mg·L ⁻¹	IN		Schatzberg et Harris 1978
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,12 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions inconnues	Knauf 1974
		48 h	CL ₅₀ =0,054 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions inconnues	
		24 h	CL ₁₀₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Résistant jusqu'à 0,02 mg·L ⁻¹ ; mortalité observée pendant 48 h après la fin de l'exposition	Floch et coll. 1964
	48 h	CL ₁₀₀ =0,03 mg·L ⁻¹				
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =0,05-0,2 mg·L ⁻¹	IN	Eaux brutes et traitées; essai stat.; conc. non mesurée	Argaman et coll. 1984
Gambusie (<i>Gambusia affinis</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,4 mg·L ⁻¹	SE	Essai stat.; conc. non mesurée; pH = 6,8	Gras et Rioux 1965
Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,86 mg·L ⁻¹	SE	Essai stat.; conc. non mesurée; pH = 6,8	Gras et Rioux 1965
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,34 mg·L ⁻¹	SE	Essai stat.; conc. non mesurée; pH = 6,8	Gras et Rioux 1965

¹Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées dans les études primaires et secondaires sont les concentrations du cation organoétain. Les résultats des essais réalisés avec des composés ayant contenu moins de 95 % de l'organoétain actif ont été corrigés en conséquence (limites de confiance de 95 %). En ce qui concerne les études jugées inacceptables, les données sont présentées telles qu'elles ont été publiées.

conc. = concentration

< = plus petit que

> = plus grand que

n.i. = non indiqué

Soln = Solution

Dur. = Dureté exprimée en mg·L⁻¹ CaCO₃

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>) (suite)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Résistant jusqu'à 0,03 mg·L ⁻¹ ; mortalité observée pendant 48 h après la fin de l'exposition	Floch et coll. 1964
	Chlorure de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et Deschiens 1962
		48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹			
	Oxyde de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Résistant jusqu'à 0,03 mg·L ⁻¹ ; mortalité observée pendant 48 h après la fin de l'exposition	Floch et coll. 1964
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,521 mg·L ⁻¹	IN	Conditions inconnues; données non publ.	Ueda et coll. 1961
		48 h	CL ₅₀ =0,32 mg·L ⁻¹			
		24 h	CL ₅₀ =1,2 mg·L ⁻¹	IN	Conditions inconnues; données non publ.	Knauf 1974
		48 h	CL ₅₀ =0,84 mg·L ⁻¹			
Crapet (espèces inconnues)	Acétate de triphénylétain	48 h	CL ₁₀₀ =1 mg·L ⁻¹	IN	Étude faite dans un étang; conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
Téléostéen d'eau douce (<i>Idus idus melanotus</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,18 mg·L ⁻¹	IN	22 °C; autres conditions inconnues	Knauf 1974
		48 h	CL ₅₀ =0,11 mg·L ⁻¹	IN	22 °C; autres conditions inconnues	
Poisson harlequin (<i>Rasbora heteromorpha</i>)	Acétate de triphénylétain (solution à 20 %)	24 h	CL ₅₀ =0,084 mg·L ⁻¹	IN	Dur. = 20 mg·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.;	Alabaster 1969
		48 h	CL ₅₀ =0,044 mg·L ⁻¹		Conc. non mesurée; soln à 20 % (Lirostanol)	
	Hydroxyde de triphénylétain (solution à 100 %)	24 h	CL ₅₀ =0,059 mg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. cont.; conc. non mesurée; Dur. = 20 mg·L ⁻¹ ; 20 °C;	Tooby et coll. 1975
	Hydroxyde de triphénylétain (solution à 20 %)	24 h	CL ₅₀ =0,072 mg·L ⁻¹			
		48 h	CL ₅₀ =0,046 mg·L ⁻¹			
		96 h	CL ₅₀ =0,014 mg·L ⁻¹			

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Épinoche (frai) (espèces inconnues)	Chlorure de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et Deschiens 1962
		48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	48 h	CL ₉₀ =0,033 mg·L ⁻¹	IN		FAO 1969
	Hydroxyde de tricyclohexylétain	96 h	CL ₉₀ =6,7 µg·L ⁻¹ (5,8-7,7 µg·L ⁻¹)	IN	18 °C; Dur. = 40-50 mg·L ⁻¹	Johnson et Finley 1980
Achigan à grande bouche (<i>Micropterus salmoides</i>)	Hydroxyde de tricyclohexylétain	24 h	CL ₉₀ =0,06 mg·L ⁻¹	IN		Dow Chemical Co. 1979
		96 h	CL ₉₀ =2,1 µg·L ⁻¹ (1,9-2,3 µg·L ⁻¹)	IN	18 °C; Dur. = 272 mg·L ⁻¹	Johnson et Finley 1980
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₉₀ =0,012 mg·L ⁻¹	IN	Conditions inconnues; données non publ.	Slesinger 1979
Tilapia (<i>Tilapia nilotica</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	24-48 h	CL ₇₀ =0,044 mg·L ⁻¹	SE	Pas de mortalité à 0,015-0,03 mg·L ⁻¹ après 15 j	Deschiens et coll. 1966
Ide mélanote (<i>Leuciscus idus melanotus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CL ₉₀ =0,05 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Plum 1981
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₉₀ =0,578 mg·L ⁻¹	SE	pH=7,4; Dur.=307 mg·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Cotta-Ramusino et Doci 1987
		48 h	CL ₉₀ =0,53 mg·L ⁻¹	SE	pH=7,4; Dur.=307 mg·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₉₀ =100 µg·L ⁻¹	IN	pH=7,1; Dur.=44 mg·L ⁻¹ ; 13 °C; essai stat.; conc. mesurée	Mayer et Ellersieck 1986
	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₉₀ <28 µg·L ⁻¹	IN	pH=7,1; Dur.=44 mg·L ⁻¹ ; 13 °C; essai stat.; conc. mesurée	
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₉₀ =121 µg·L ⁻¹ (99-149)	IN	Comme ci-dessus, sauf 18 °C	Mayer et Ellersieck 1986
	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₉₀ =62 µg·L ⁻¹ (49-75)	IN	Comme ci-dessus, sauf 18 °C	
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₉₀ =76 µg·L ⁻¹ (58-100)	IN	Comme ci-dessus, sauf 18 °C	Mayer et Ellersieck 1986

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (suite)	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₅₀ =20 µg·L ⁻¹ (9,0-42)	IN	Comme ci-dessus, sauf 18 °C	
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =76 µg·L ⁻¹	IN	Comme ci-dessus, sauf 24 °C	Mayer et Ellersieck 1986
	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₅₀ =23 µg·L ⁻¹ (19-28)	IN	Comme ci-dessus, sauf 24 °C	
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =3,9 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,6 mg·L ⁻¹	Brooke et coll. 1986
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (poids moyen = 1,5 g)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =3,63 µg·L ⁻¹ CL ₅₀ =3,12 µg·L ⁻¹ CL ₅₀ =3,56 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 135 mg·L ⁻¹ ; 15,5 °C; pH = 7,76	Martin et coll. 1989
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>) (poids moyen = 5,94 g)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =12,7 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 135 mg·L ⁻¹ ; 15,5 °C; pH = 7,76	Martin et coll. 1989
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =2,6 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,6 mg·L ⁻¹	Brooke et coll. 1986
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =5,5 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,6 mg·L ⁻¹	Brooke et coll. 1986
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =240 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Foster 1981
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (larve)	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₅₀ =6,8 µg·L ⁻¹	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹	Jarvinen et coll. 1988
		96 h	CE ₅₀ =3,5 µg·L ⁻¹ Changement de comportement	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹	

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (larve) (suite)		12 h	CL ₅₀ -96 h=58,9 µg·L ⁻¹	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		12 h	CE ₅₀ -96 h=48,0 µg·L ⁻¹ (41,2-55,9) Changement de comportement	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		24 h	CL ₅₀ -96 h=19,1 µg·L ⁻¹ (16,3-22,2)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		24 h	CE ₅₀ -96 h=15,1 µg·L ⁻¹ (12,7-17,9) Changement de comportement	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		48 h	CL ₅₀ -96 h=6,2 µg·L ⁻¹ (5,7-6,8)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		48 h	CE ₅₀ -96 h=4,77 µg·L ⁻¹ (4,1-5,4) Changement de comportement	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		72 h	CL ₅₀ -96 h=5,72 µg·L ⁻¹ (4,9-6,8)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		72 h	CE ₅₀ -96 h=3,34 µg·L ⁻¹ Changement de comportement	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		24 h	CL ₅₀ -30 j=15,6 µg·L ⁻¹ (13,9-17,6)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
		48 h	CL ₅₀ -30 j=8,20 µg·L ⁻¹	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)	
	72 h	CL ₅₀ -30 j=3,72 µg·L ⁻¹ (3,3-4,2)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹ (exposition partielle pour la période d'essai de 96 h)		

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Grenouille (<i>Rana temporaria</i>) (embryon, larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	5 j	CL ₄₀ =28,4 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Laughlin et Linden 1982
	Fluorure de tributylétain	5 j	CL ₃₀ =28,2 µg·L ⁻¹			
Guppy (<i>Poecilia reticulata</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	7 j	CL ₃₀ =0,039 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Polster et Halacka 1971
	Acétate de triphénylétain	7 j	CL ₃₀ =0,032 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
	Chlorure de tributylétain	7 j	CL ₃₀ =0,021 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
	Oléate de tributylétain	7 j	CL ₃₀ =0,033 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
	Benzoate de tributylétain	7 j	CL ₃₀ =0,025 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
	Laurate de tributylétain	7 j	CL ₃₀ =0,030 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
	Acétate de tributylétain	7 j	CL ₃₀ =0,028 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (alevin vésiculé)	Chlorure de tributylétain	12 j	CL ₁₀₀ =4,9 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. cont.; conc. non mesurée; Dur. = 94-102 mg·L ⁻¹ ; 15 °C	Seinen et coll. 1981
		110 j	à 0,19 µg·L ⁻¹ : diminution du stockage du glycogène; croissance retardée; diminution de poids	SE		
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (larve)	Hydroxyde de triphénylétain	30 j	CL ₃₀ =1,43 µg·L ⁻¹ (1,4-1,6) INMEO=0,22 µg·L ⁻¹ (Croissance)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; 24,2 °C-25,3 °C; Dur. = 46,6 mg·L ⁻¹	Jarvinen et coll. 1988

Tableau F-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	33 j après la fertilisation	à 0,08 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: réduction importante de la longueur standard moyenne 28 j après l'éclosion	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Brooke et coll. 1986
Guppy (<i>Poecilia reticulata</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	90 j	INMEO = 0,97 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la croissance	PR	pH=7,8-8,3; 21 °C-25 °C; essai renouv. stat.; conc. mesurée	Wester et Canton 1987
		90 j	INMEO = 0,031 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les modifications histopathologiques			
	Dibutylétain	30 j	INSEO = 1,44 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la mortalité et le comportement	PR	pH=7,8-8,3; 21 °C-25 °C; essai renouv. stat.; conc. mesurée	
		30 j	INME = 245 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les modifications histopathologiques			

Tableau F-2. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les vertébrés estuariens et marins

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Fondulus hétéroclite (<i>Fundulus heteroclitus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	40 min	Évitement important à 3,7 µg Sn·L ⁻¹	PR	Essai renouv cont; conc mesurée; 22 °C-275 °C; Sal = 99-112 g·L ⁻¹	Pinkney et coll. 1985
Fondule (<i>Cyprinodon variegatus</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =16,54 µg·L ⁻¹	IN	Sal = 20 g·L ⁻¹ ; essai stat; conc non mesurée	EG&G Bionomics 1979
		96 h	CL ₅₀ =12,65 µg·L ⁻¹	IN	Sal = 20 g·L ⁻¹ ; essai stat; conc non mesurée	
Fondule (<i>Cyprinodon variegatus</i>) (33-49 mm)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =23,15 µg·L ⁻¹	IN	Sal = 28-32 g·L ⁻¹ ; essai renouv cont; conc mesurée	EG&G Bionomics 1981b
Fondulus hétéroclite (<i>Fundulus heteroclitus</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =23,36 µg·L ⁻¹	IN	Sal = 25 g·L ⁻¹ ; essai stat; conc non mesurée	EG&G Bionomics 1976
Ablette commune (<i>Alburnus alburnus</i>)	Fluorure de triphénylétain	96 h	CL ₅₀ =0,32-0,44 mg·L ⁻¹	SE	Essai stat; conc non mesurée; 10 °C; pH=7,8; Sal = 7 g·L ⁻¹	Linden et coll. 1979
	Fluorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =5,6-7,5 µg·L ⁻¹	SE	Essai stat; conc non mesurée; 10 °C; pH=7,8; Sal = 7 g·L ⁻¹	
Ablette commune (<i>Alburnus alburnus</i>) (suite)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =12,6-16,5 µg·L ⁻¹	SE	Essai stat; conc non mesurée; 10 °C; pH=7,8; Sal = 7 g·L ⁻¹	Linden et coll. 1979
Sole commune (<i>Solea solea</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CL ₅₀ =0,088 mg·L ⁻¹	IN	Essai renouv stat; autres conditions n.i.	Thain 1983
		96 h	CL ₅₀ =0,036 mg·L ⁻¹	IN		
Sole commune (<i>Solea solea</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CL ₅₀ =0,0085 mg·L ⁻¹	IN	Essai renouv stat; autres conditions n.i.	Thain 1983
		96 h	CL ₅₀ =0,0021 mg·L ⁻¹	IN		
Souris de mer (<i>Agonus cataphactus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CL ₅₀ =0,026 mg·L ⁻¹	IN	Essai renouv stat; autres conditions n.i.	Thain 1983
		96 h	CL ₅₀ =0,016 mg·L ⁻¹	IN		

¹Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées dans les études primaires et secondaires sont les concentrations du cation organoétain. En ce qui concerne les études jugées inacceptables, les données sont présentées telles qu'elles ont été publiées.

conc = concentration

n.i. = non indiqué

Sal = Salinité

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada

Tableau F-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Saumon chinook (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =1,46 µg·L ⁻¹	SE	Sal = 28 g·L ⁻¹ ; essai stat; conc mesurée	Short et Thrower 1986b
Limande tachetée (<i>Chithorichthys stigmaeus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =18,5 µg·L ⁻¹	IN	Sal = 33-34 g·L ⁻¹	Salazar et Salazar (sans date)
Saumon chinok (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	6 h	CL ₅₀ =52,6 µg·L ⁻¹	SE	Essai stat; 3 °C-5 °C; Sal = 28 g·L ⁻¹ ; conc. mesurée	Short et Thrower 1987
		12 h	CL ₅₀ =19,5 µg·L ⁻¹			
		96 h	CL ₅₀ =1,46 µg·L ⁻¹	SE	Essai stat; 3 °C-5 °C; S1 = 28 g·L ⁻¹ ; conc. mesurée	
Fondule (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	7 j	CL ₅₀ =1,75 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv cont; conc mesurée; la conc de TBT a changé pendant l'essai	Ward et coll. 1981
		14 j	CL ₅₀ =0,97 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv cont; conc mesurée; la conc de TBT a changé pendant l'essai	
		21 j	CL ₅₀ =0,93 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv cont; conc mesurée; la conc de TBT a changé pendant l'essai	
Grunion (californien) (<i>Leuresthes tenuis</i>) (oeufs jusqu'aux embryons)	Tributylétain	10 j	50 % de réduction du succès de l'éclosion à 74 µg·L ⁻¹ ; pas d'effets nuisibles sur le succès de l'éclosion ou la croissance à 0,14-1,72 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv cont; conc mesurée; exposition à des TBT dégagés par des panneaux peints	Newton et coll. 1985
Alose tyran (<i>Brevoortia tyrannus</i>) (juvénile)	Chlorure de tributylétain	28 j	Survie non perturbée par 93 ou 490 ng·L ⁻¹ ; pas de modifications histologiques définitives	PR	Essai renouv cont; conc mesurée; 20 °C; Sal=10-11 g·L ⁻¹	Hall et coll. 1988c
Prêtre de marée (<i>Menidia beryllina</i>) (larve)	Chlorure de tributylétain	28 j	Survie non perturbée par 93 ou 490 ng·L ⁻¹ ; les deux conc ont grandement réduit la croissance de 20 %-22 %	PR	Essai renouv cont; conc mesurée; 20 °C; Sal=10-11 g·L ⁻¹	Hall et coll. 1988c
Poisson plat (<i>Citharichthys stigmaeus</i>)	Tributylétain	66 j	CL ₅₀ =1,89-280 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv cont; conc mesurée; 17 °C; exposition aux TBT dégagés par des panneaux peints; mortalité de 47 % chez les témoins	Valkirs et coll. 1985a

Annexe G
Sommaire des données sur la toxicité aiguë
et chronique des organoétains pour les
invertébrés d'eau douce, estuariens et
marins

Tableau G-1. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les invertébrés d'eau douce

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria glabrata</i>) (adulte)	Oxyde de tripropylétain	24 h	CL ₅₀ =0,085 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964 ; Ritchie et coll. 1964.
	Oxyde de tripropylétain	24 h	CL ₅₀ =0,115 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de tripropylétain	6 h	CL ₅₀ =0,78 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de tripropylétain	6 h	CL ₅₀ =1,05 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de tripropylétain	6 h	CL ₅₀ =0,65 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Oxyde de tripropylétain	6 h	CL ₉₅ =1,7 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Oxyde de tripropylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,28 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Paulini 1964
	Oxyde de tripropylétain	24 h	CL ₅₀ =0,05-0,1 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; observation de mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Pentachlorophénate de tripropylétain	24 h	CL ₅₀ =0,1-0,5 mg·L ⁻¹	IN		
	Acétate de tributylétain	24 h	CL ₅₀ =0,085 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964.
	Acétate de tributylétain	24 h	CL ₅₀ =0,115 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964
Acétate de tributylétain	6 h	CL ₅₀ =0,19 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964	

¹Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées dans les études primaires et secondaires sont les concentrations du cation organoétain. Les résultats des essais réalisés avec des composés ayant contenu moins de 95 % de l'organoétain actif ont été corrigés en conséquence. En ce qui concerne les études jugées inacceptables, les données sont présentées telles qu'elles ont été publiées.

Dur. = Dureté exprimée en mg·L⁻¹CaCO₃

conc. = concentration

n.i. = non indiqué

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria glabrata</i>) (adulte) (suite)	Acétate de tributylétain	6 h	CL ₉₀ =0,3 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964; Ritchie et coll. 1964
	Acétate de tributylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,30 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et coll. 1964
			CL ₃₀ =0,17 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Paulini 1964
	Acétate de tributylétain	24 h	CL ₃₀ =0,1-0,3 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Pentachlorophénate de tributylétain	24 h	CL ₃₀ =0,05-0,1 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₁₀₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et coll. 1964; Deschiens et Floch 1968
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₃₀ =0,029 mg·L ⁻¹	SE		Deschiens et coll. 1966
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₃₀ =0,05-0,1 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Oxyde de bis(tributylétain)	6 h	CL ₃₀ =0,41 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Oxyde de bis(tributylétain)	6 h	CL ₉₅ =0,84 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₃₀ =0,04 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₃₀ =0,105 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de bis(tributylétain)	6 h	CL ₃₀ =0,37 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de bis(tributylétain)	6 h	CL ₉₀ =0,9 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
Oxyde de bis(tributylétain)	cont.	à 10 µg·L ⁻¹ : inhib. de l'oviposition à 100 %; à 1 µg·L ⁻¹ : inhib. de l'oviposition à > 90 %	IN	conc. non mesurée	Ritchie et coll. 1974	

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria glabrata</i>) (adulte) (suite)	Oxyde de bis(tributylétain)	cont.	à 0,1 µg·L ⁻¹ : inhib. de l'oviposition à 50 %;	IN	conc. non mesurée	Ritchie et coll. 1974
	Oxyde de bis(tributylétain)	cont.	à 10 µg·L ⁻¹ : non-développement des oeufs juste éclos; à 0,001 µg·L ⁻¹ : réduction importante de la ponte des oeufs d'escargot après éclosion; entre 1 et 0,1 µg·L ⁻¹ : croissance gravement retardée	IN	conc. non mesurée	Ritchie et coll. 1974
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,05 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et Muller 1962; Hopf et coll. 1967
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =1,0 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Deschiens et Floch 1962; Floch et Deschiens 1962
	Acétate de triphénylétain	48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Deschiens et Floch 1962
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,66 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =1,55 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; autres conditions n.i.	Frick et de Jimenez 1964
	Acétate de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,26 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Paulini 1964
	Acétate de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,50 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Paulini 1964
	Acétate de triphénylétain	6 h	CL ₅₀ =0,4 mg·L ⁻¹	IN	Soln 20 %; essai stat. autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
Acétate de triphénylétain	6 h	CL ₅₀ =1,4 mg·L ⁻¹	IN	Soln 20 %; essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967	
Chlorure de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =1,00 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et Deschiens 1962; Deschiens et Floch 1962	

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria glabrata</i>) (adulte) (suite)	Chlorure de triphénylétain	48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg•L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et Deschiens 1962; Deschiens et Floch 1962
	Chlorure de triphénylétain	6 h	CL ₅₀ =5,5 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Chlorure de triphénylétain	6 h	CL ₉₅ =19,0 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; autres conditions n.i.	Seiffer et Schoof 1967
	Fluorure de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,05 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Pentachlorophénate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,1-1,0 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de tris-p-chlorphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,05 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de tris(2-phenyléthyl)-étain	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,05 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Pentachlorophénate de tribenzylétain	24 h	CL ₅₀ =1,0 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de tri(cyclopentyl-méthyl)étain	24 h	CL ₅₀ =0,05-0,1 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de tricyclopentylétain	24 h	CL ₅₀ =0,05-0,1 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
Escargot (<i>Biomphalaria sudanica</i>)	Acétate de tri-m-tolylétain	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,05 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de tri-p-tolylétain	24 h	CL ₅₀ =0,01-0,05 mg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; mortalité pendant 24 h après la fin de l'exposition	Hopf et coll. 1967
	Acétate de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,04 mg•L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Webbe 1963
	Acétate de tributylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,03 mg•L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Webbe 1963

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria contortus</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =0,30 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et coll. 1964
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₁₀₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et coll. 1964; Deschiens et Floch 1968
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₅₀ =0,029 mg·L ⁻¹	SE	Étude sur le terrain; eau statique; conc. non mesurée	Deschiens et coll. 1966
	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =1,00 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Deschiens et Floch 1962 Floch et Deschiens 1962
	Acétate de triphénylétain	48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Deschiens et Floch 1962
	Chlorure de triphénylétain	24 h	CL ₁₀₀ =1,00 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Floch et Deschiens 1962
	Chlorure de triphénylétain	48 h	CL ₁₀₀ =0,25 mg·L ⁻¹	IN	Conditions n.i.	Deschiens et Floch 1962
Escargot (<i>Biomphalaria tropicus</i>)	Acétate de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,075 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	de Villiers et MacKenzie 1963
	Hydroxyde de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,05 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	de Villiers et MacKenzie 1963
	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,165 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,232 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,335 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,53 mg·L ⁻¹	IN	25 °C; Autres conditions n.i.	Ritchie et coll. 1964
	Oxyde de bis(tributylétain)	n.i.	CL ₅₀ =0,01 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	de Villiers et Mackenzie 1963
Escargot (<i>Biomphalaria nasutus</i>)	Acétate de triphénylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,03 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Webbe 1963

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Escargot (<i>Biomphalaria nasutus</i>) (suite)	Acétate de tributylétain	n.i.	CL ₅₀ =0,03 mg·L ⁻¹	IN	Cond. inconnues; données non publ.	Webbe 1963
Hydre (<i>Hydra</i> sp.)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CE ₅₀ =0,5 µg·L ⁻¹ (tentacules raccourcies)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; Dur. = 50,5-51,5 mg·L ⁻¹ ; pH = 7,48-7,60; 24,1-27,4 °C	Brooke et coll. 1986
Annélide (<i>Lumbriculus variegatus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CE ₅₀ =5,4 µg·L ⁻¹ (immobile)	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,8-53,1 mg·L ⁻¹ ; pH = 7,07-7,11; 16,7-19,2 °C	Brooke et coll. 1986
Copépode (<i>Daphnia magna</i>) (âgé < 24 h)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CE ₅₀ =4,3 µg·L ⁻¹ (immobile)	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,7-52,1 mg·L ⁻¹ ; pH = 7,46-7,57; 22,4-25,9 °C	Brooke et coll. 1986
Amphipode (<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =3,7 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; Dur. = 50,8-53,1 mg·L ⁻¹ ; pH = 7,07-7,11; 16,7-19,2 °C	Brooke et coll. 1986
Moustique (<i>Culex</i> sp.) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CE ₅₀ =10,2 µg·L ⁻¹ (immobile)	PR	Essai stat.; conc. mesurée; Dur. = 50,0-56,0 mg·L ⁻¹ ; pH = 7,52-7,59; 16,5-17,2 °C	Brooke et coll. 1986
Copépode (<i>Daphnia magna</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	CE ₅₀ =70 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. de TBTO non mesurée;	Foster 1981
		96 h	CL ₅₀ =66,3 µg·L ⁻¹			
Copépode (<i>Daphnia magna</i>)	Chlorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =5,26 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Meador 1986
Petite corbeille d'Asie (<i>Corbicula fluminea</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CE ₅₀ =2,1 mg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Foster 1981
Copépode (<i>Daphnia magna</i>) (âgé < 24 h)	Trichlorure de monométhylétain	24 h	CI ₅₀ =50,2 mg·L ⁻¹	SE	conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Trichlorure de monobutylétain	24 h	CI ₅₀ =30,4 mg·L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg·L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Dichlorure de diméthylétain	24 h	CI ₅₀ =65,4 mg·L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg·L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Dichlorure de diéthylétain	24 h	CI ₅₀ =2,78 mg·L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg·L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Copépode (<i>Daphnia magna</i>) (âgé < 24 h) (suite)	Dichlorure de dibutylétain	24 h	CL ₅₀ =0,69 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Dichlorure de diphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,52 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Chlorure de triméthylétain	24 h	CL ₅₀ =0,39 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Bromure de triéthylétain	24 h	CL ₅₀ =0,19 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Chlorure de tripropylétain	24 h	CL ₅₀ =0,032 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Chlorure de tributylétain	24 h	CL ₅₀ =0,012 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₅₀ =0,014 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Chlorure de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =0,017 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Tétraméthylétain	24 h	CL ₅₀ =40 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Tétrapropylétain	24 h	CL ₅₀ =1,18 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
	Tétrabutylétain	24 h	CL ₅₀ =1,55 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,5; Dur.=200 mg•L ⁻¹ ; 20 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Vighi et Calamari 1985
Amphipode (<i>Gammarus fasciatus</i>)	Hydroxyde de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =2600 µg•L ⁻¹ (1870-3620)	IN	pH=7,1; Dur.=44 mg•L ⁻¹ ; 12 °C; essai stat.; conc. mesurée	Mayer et Ellersieck 1986
	Hydroxyde de triphénylétain	96 h	CL ₅₀ =66 µg•L ⁻¹ (42-103)	IN	pH=7,1; Dur.=44 mg•L ⁻¹ ; 12 °C; essai stat.; conc. mesurée	Mayer et Ellersieck 1986
Isopode (<i>Asellus aquaticus</i>)	Acétate de triphénylétain	24 h	CL ₅₀ =2,1 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,4; Dur.=307 mg•L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Cotta-Ramusino et Doci 1987
	(60 % de Brestan)	48 h	CL ₅₀ =0,66 mg•L ⁻¹			

Tableau G-1. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Moucheron (<i>Chironomus riparius</i>) (larve)	Acétate de triphénylétain (60 % de Brestan)	24 h	CL ₅₀ =0,042 mg•L ⁻¹	SE	pH=7,4; Dur.=307 mg•L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Cotta-Ramusino et Doci 1987
		48 h	CL ₅₀ =0,03 mg•L ⁻¹			
Amphipode (<i>Gammarus fasciatus</i>)	Hydroxyde de tricyclohexylétain	96 h	CL ₅₀ =5 µg•L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; autres conditions n.i.	Johnson et Finley 1980
Copépode (<i>Daphnia magna</i>)	Hydroxyde de tricyclohexylétain	48 h	CL ₅₀ =0,17 µg•L ⁻¹ (0,12 to 2,26)	IN	Essai stat.; conc. non mesurée; autres conditions n.i.	Johnson et Finley 1980
Cladocère (<i>Daphnia pulex</i>) (âgé < 24 h)	Hydroxyde de triphénylétain	48 h	CL ₅₀ =13,8 µg•L ⁻¹	SE	Essai stat.; 23,2 °C; Dur.=46,5 mg•L ⁻¹ ; pH=7,1-7,8	Kline et coll. 1989
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>) (âgé < 24 h)	Hydroxyde de triphénylétain	48 h	CL ₅₀ =15,7 µg•L ⁻¹	SE	Essai stat.; 23,2 °C; Dur.=46,5 mg•L ⁻¹ ; pH=7,1-7,8	Kline et coll. 1989
Cladocère (<i>Ceriodaphnia dubia</i>) (âgé < 24 h)	Hydroxyde de triphénylétain	48 h	CL ₅₀ =10,8 µg•L ⁻¹	SE	Essai stat.; 23,2 °C; Dur.=46,5 mg•L ⁻¹ ; pH=7,1-7,8	Kline et coll. 1989
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>) (cycle reproductif)	Oxyde de bis(tributylétain)	21 j	NMEO=0,2 µg•L ⁻¹ (Reproduction)	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; Dur. = 50,7-52,1 mg•L ⁻¹ ; pH = 7,46-7,57; 22,4-25,9 °C	Brooke et coll. 1986

Tableau G-2. Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique des organoétains pour les invertébrés estuariens et marins

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Copépode (<i>Eurytemora affinis</i>)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =2,2 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; photopériode=16L:8S; TBT mesuré tous les 24 h; essai stat.	Hall et coll. 1988a
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =0,6 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; photopériode=16L:8S; TBT mesuré tous les 24 h; essai stat.	Hall et coll. 1988a
Palourde américaine (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (embryon)	Chlorure de tributylétain	24 h	CL ₅₀ > 1,16 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =1,01 µg·L ⁻¹ (0,64-1,17)	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
Palourde américaine (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (larva)	Chlorure de tributylétain	24 h	CL ₅₀ > 3,74 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =1,47 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
Crabe appelant (<i>Uca pugnator</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	Retard de la croissance régénérative des membres, retard de l'exuviation, difformités des membres régénérés à une conc. de 0,5 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=25 g·L ⁻¹ ; solutions renouv. 3 fois par semaine; conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Weis et coll. 1987
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (naissain)	Oxyde de bis(tributylétain)	1-2 h	À 0,01 µg·L ⁻¹ : réduction importante de la capacité du naissain de compenser l'hypoxie; 0,01 µg·L ⁻¹ était la plus faible conc. testée	SE	Conc. non mesurée; essai stat.	Lawler et Aldrich 1987

¹Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées dans les études primaires et secondaires sont les concentrations du cation organoétain. Les résultats des essais réalisés avec des composés ayant contenu moins de 95 % de l'organoétain actif ont été corrigés en conséquence. En ce qui concerne les études jugées inacceptables, les données sont présentées telles qu'elles ont été publiées.

Dur. = Dureté exprimée en mg·L⁻¹CaCO₃

Sal. = Salinité

L = lumière

S = sombre

conc. = concentration

n.i. = non indiqué

renouv. cont. = renouvellement continu

renouv. stat. = renouvellement statique

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>) (embryon)	Chlorure de tributylétain	24 h	CL ₅₀ = >1,23 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =1,16 µg·L ⁻¹ (0,69-1,22)	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =0,71 µg·L ⁻¹ (0,63-1,07)	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>) (larve)	Chlorure de tributylétain	24 h	CL ₅₀ = >3,74 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =3,52 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C ou 24 °C; Sal.=18-22 g·L ⁻¹	Roberts 1987
Copépode (<i>Nitocra spinipes</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =1,9 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=7 g·L ⁻¹ ; pH=7,8; 10 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Linden et coll. 1979
	Fluorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =1,9 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=7 g·L ⁻¹ ; pH=7,8; 10 °C; essai stat.; conc. non mesurée	Linden et coll. 1979
Homard (<i>Homarus americanus</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CL ₁₀₀ =19 µg·L ⁻¹	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Laughlin et French 1980
(4e stade)	Oxyde de bis(tributylétain)	n.i.	la conc de 1-10 µg·L ⁻¹ était toxique	IN		Jones et coll. 1982
Crevette (<i>Crangon crangon</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =1,5 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983
Crabe vert (<i>Carcinus maenus</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =10 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983
Polychète (<i>Neanthes arenaceodentata</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =6,81 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
Polychète (<i>Neanthes arenaceodentata</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =21,4 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =34,1 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>) (embryon)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =0,89 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=18-22 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	EG&G Bionomics 1977

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Palourde (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (postlarvaire)	Chlorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =0,015 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Becerra-Huencho 1984
Myside (<i>Acanthomysis sculpta</i>) (juvénile)	Tributylétain	96 h	CL ₅₀ =0,42 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. stat.; organismes exposés au lixiviat de panneaux de peinture antisalissures contenant un polymère de tributylétain et de l'oxyde cuivreux; conc. mesurée;	Davidson et coll. 1986a, 1986b
	Tributylétain	96 h	CL ₅₀ =0,61 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints	Valkirs et coll. 1985a
Myside (<i>Acanthomysis sculpta</i>) (adulte)	Tributylétain	96 h	CL ₅₀ =1,68 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints	Valkirs et coll. 1985a
Myside (<i>Metamysidopsis elongata</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ = <0,97 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
(subadulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =1,95 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
(adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =6,8 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33-34 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
Amphipode (<i>Orchestia traskiana</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ = >14,6 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; Sal.=30 g·L ⁻¹ ; conc. mesurée	Laughlin et coll. 1982b
	Fluorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ = >14,1 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; Sal.=30 g·L ⁻¹ ; conc. mesurée	Laughlin et coll. 1982b
Crabe de vase (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>) (larve)	Sulfure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =34,9 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; Sal.=15 g·L ⁻¹ ; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1983
	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =24,3 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; Sal.=15 g·L ⁻¹ ; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1983
Crevette (<i>Acanthomysis sculpta</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ = 0,6-2,9 µg·L ⁻¹	SE	Particules dans l'eau provenant des sédiments contaminés de la baie de San Diego; conc. mesurée; essai stat.	Salazar et Salazar 1985a
Copépode (<i>Acartia tonsa</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	24 h	CE ₅₀ =2,2 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 20 °C; Autres conditions n.i.	U'ren 1983
		24 h	CL ₅₀ =3,0 µg·L ⁻¹			
		72 h	CE ₅₀ =0,75 µg·L ⁻¹			
		72 h	CL ₅₀ =2,1 µg·L ⁻¹			
		96 h	CE ₅₀ =0,65 µg·L ⁻¹			
96 h	CL ₅₀ =1,0 µg·L ⁻¹					

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Palourde (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (postlarvaire)	Chlorure de tributylétain	96 h	à 0,00073 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: inhibition du comportement nataatoire; à 0,0029 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: réduction du nombre d'animaux ayant développé un pied	IN	Essai stat.; conc. non mesurée	Becerra-Huencho 1984
(larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	8 h	$\text{CL}_{35}=0,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai renouv. stat.; conc. mesurée	Laughlin et coll. 1987
(postlarvaire)	Oxyde de bis(tributylétain)	25 h	$\text{CL}_{100}=9,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; à 7,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: taux de survie meilleur que chez les témoins	SE	Essai renouv. cont.; conc. mesurée	Laughlin et coll. 1987
Palourde (<i>Protothaca stamina</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	Survie de 100 % aux conc. > 2,92 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Sal.=33-34 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; essai stat.; conc. non mesurée	Salazar et Salazar (sans date)
Copépode (<i>Acartia tonsa</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	$\text{CL}_{50}=1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Particules dans l'eau provenant des sédiments de la baie de San Diego; conc. mesurée; essai stat.	Salazar et Salazar 1985b
Bouquet (<i>Palaemonetes pugio</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	40 min	Pas d'évitement à 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'étain organique total	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; 22 °C-27,5 °C; Sal.=9,9-11,2 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Pinkney et coll. 1985
Bouquet (<i>Palaemonetes pugio</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	$\text{CL}_{50}=19,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée	Clark et coll. 1987
Bouquet (<i>Palaemonetes pugio</i>)	Oxyde de triphénylétain	96 h	$\text{CL}_{50}=48,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée	Clark et coll. 1987
Amphioxus (<i>Branchiostoma caribaeum</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	$\text{CL}_{100}=9,73 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée	Clark et coll. 1987
Crevette (<i>Crangon crangon</i>)	Acétate de triphénylétain	48 h	$\text{CL}_{50} > 33 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. stat.; conc. non mesurée; 15 °C	Portmann et Wilson 1971
Palourde (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (véligères)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 h	$\text{CL}_{50}=0,9-2,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; 25 °C; Sal.=32 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Laughlin et coll. 1989
Huitre (<i>Crassostrea gigas</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	$\text{CL}_{50}=1,557 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983
(adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	$\text{CL}_{50}=282,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =2,238 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	CL ₅₀ =37,0 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. stat.; autres conditions n.i.	Thain 1983
Arénicole (<i>Arenicola cristata</i>) (larve)	Oxyde de triphénylétain	96 h	À 4 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; à 2 µg·L ⁻¹ : 1 larve sur 20 a été tuée; les 20 larves ont survécu à 1,5 µg·L ⁻¹ , mais avec un développement anormal	IN	Essai stat.; 20 °C conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
Arénicole (<i>Arenicola cristata</i>)	Chlorure de triphénylétain	96 h	À 10 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; les 20 larves ont survécu à 2,5 µg·L ⁻¹ , mais 6 sur 20 ont eu un développement anormal	IN	Essai stat.; 20 °C conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
	Oxyde de bis(tributylétain)	96 h	À 4 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; les 20 larves ont survécu à 2 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; 20 °C; conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
Copépode (<i>Eurytemora affinis</i>) (subadulte)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =1,4 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =2,5 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =0,6 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =0,5 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Copépode (<i>Acartia tonsa</i>) (subadulte)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =1,1 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Amphipode (<i>Gammarus</i> sp.) (jeune)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =12,5 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =4,3 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Amphipode (<i>Gammarus</i> sp.) (jeune) (suite)	Chlorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =1,3 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Amphipode (<i>Gammarus</i> sp.) (adulte)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ =20,2 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =10,1 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Amphipode (<i>Gammarus</i> sp.) (adulte)	Chlorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ =5,3 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Bouquet (<i>Palaemonetes</i> sp.) (subadulte)	Chlorure de tributylétain	48 h	CL ₅₀ > 32,2 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ > 31 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Bouquet (<i>Palaemonetes</i> sp.) (subadulte) (suite)	Chlorure de tributylétain	96 h	CL ₅₀ > 31 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1988
Pourpre de l'Atlantique (<i>Nucella lapillus</i>) (adulte)	Tributylétain	120 j	41 % de surimposition des caractéristiques anatomiques mâles sur les femelles à 0,019 µg·L ⁻¹	SE	Organismes exposés au lixiviat de panneaux enduits d'une peinture antisalissures	Bryan et coll. 1986
Nassaire des vases de l'est (<i>Nassarius obsoletus</i>) (Adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	35-75 j	Surimposition sexuelle induite chez les escargots femelles; suspension à 0,02 %	IN	Sal.=23 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Smith 1981a
	Chlorure de tributylétain	56 j	CE ₁₀ =4,5-5,5 µg·L ⁻¹ pour l'induction de la surimposition sexuelle; CL ₁₀ =5,5 µg·L ⁻¹ CL ₅₀ =7,5 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=16-20 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Smith 1981b
Copépode (<i>Acartia tonsa</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	120 h 120 h 144 h 144 h	CE ₅₀ =0,50 µg·L ⁻¹ CL ₅₀ =0,75 µg·L ⁻¹ CE ₅₀ =0,40 µg·L ⁻¹ CL ₅₀ =0,55 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouvelé; stat.; conc. mesurée; 20 °C; Autres conditions n.i. Activité réduite	U'ren 1983

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (naissain)	Tributylétain	45 j	Réduction importante de la croissance; pas de mortalité à 0,24 µg·L ⁻¹ ; 100 % de mortalité à 2,6 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Sal.=28,5-34,2 g·L ⁻¹ Autres conditions n.i.	Thain et Waldock 1985; Thain 1986
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	15 j	CL ₅₀ =0,1 µg·L ⁻¹ ; croissance réduite des survivants à 0,0973 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=33 g·L ⁻¹ ; essai renouv. stat.; conc. mesurée; 15 °C; Autres conditions n.i	Beaumont et Budd 1984
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (2,5-4,1 cm)	Tributylétain	66 j	Diminution importante de la croissance des coquilles à 0,31 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints	Valkirs et coll. 1985a
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (naissain)	Tributylétain	45 j	CL ₄₀ =0,24 µg·L ⁻¹ ; croissance réduite des survivants	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Sal.=28,5-34,2 g·L ⁻¹ ; Autres conditions n.i.	Thain et Waldock 1985; Thain 1986
	Tributylétain	45 j	CL ₉₀ =2,6 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Sal.=28,5-34,2 g·L ⁻¹ ; Autres conditions n.i.	Thain et Waldock 1985; Thain 1986
Huître (<i>Ostrea edulis</i>) (naissain)	Oxyde de bis-(tributylétain)	20 j	Retard important de la croissance à 0,01946 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=30 g·L ⁻¹ ; Autres conditions n.i.	Thain et Walrock 1985;
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (larve)	Tributylétain	30 j	CL ₁₀₀ =2,0 µg·L ⁻¹	IN	Alzieu et coll. 1980	
	Tributylétain	113 j	CL ₃₀ =0,2 µg·L ⁻¹	IN		Alzieu et coll. 1980
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (larve)	Fluorure de tributylétain	21 j	Nombre réduit de larves normalement développées et de naissain en place à 0,0235 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=18-21 g·L ⁻¹	Springborn Bionomics 1984
	Fluorure de tributylétain	15 j	CL ₁₀₀ =0,0472 µg·L ⁻¹	IN	Sal.=18-21 g·L ⁻¹	Springborn Bionomics 1984
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>) (2,7-5,3)	Tributylétain	67 j	Diminution du poids corporel à 0,73 µg·L ⁻¹ ; pas d'effet sur la survie à 1,89 µg·L ⁻¹	PR	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints;	Valkirs et coll. 1985a

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>) (adulte)	Tributylétain	57 j	Diminution de l'indice de condition à 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Sal.=33-36 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; cuivre lessivé des panneaux	Henderson 1986
	Tributylétain	30 j	$\text{CL}_{50}=2,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Sal.=33-36 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; cuivre lessivé des panneaux	Henderson 1986
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	Tributylétain	56 j	Mortalité importante à 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; autres conditions n.i.; les conc. de TBT ont fluctué dans les traitements	Roberts 1987
Huître (<i>Ostrea edulis</i>) (naissain)	Oxyde de bis(tributylétain)	20 j	Retard important de la croissance à 0,01946 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Sal.=30 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; Autres conditions n.i.	Thain et Waldock 1985;
	Tributylétain	45 j	Diminution de la croissance à 0,239 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 70 % de mortalité à 2,6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Sal.=28,5-34,2; essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Autres conditions n.i.	Thain et Waldock 1985; Thain 1986
Huître (<i>Ostrea edulis</i>) (adulte)	Tributylétain	75 j	Inhibition complète de la production de larves à 0,24 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et retard du changement de sexe; développement des gonades empêché à 2,6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	IN	Sal.=28,5-34,2; essai renouv. cont.; conc. mesurée; TBT dégagés par des panneaux peints; Autres conditions n.i.	Thain 1986
Moule (<i>Mytilus edulis</i>) (juvénile)	Tributylétain	84 j	Réduction importante des vitesses de croissance à la conc. moyenne de 0,20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ou plus	PR	Étude sur le terrain; conc. mesurée	Salazar et Salazar 1988
Crabe appelant (<i>Uca pugilator</i>)	Tributylétain	7 j	Difformités importantes dans les membres régénérés lorsque l'exposition à 5,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ avait lieu dans la 2e sem. du cycle de régénération de 4 sem. Mêmes effets que pour une exposition continue pendant 4 sem.	IN	Pas d'effets clairs avec 1 sem. d'exposition à 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pendant le cycle de régénération de 4 sem.; difformités également observées à 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; conc. mesurée; essai stat.; autres conditions n.i.	Weis et Kim 1988

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Moule (<i>Mytilus edulis</i>)	Chlorure de tributylétain	30 j	À 0,7 µg·L ⁻¹ : environ 50 % de mortalité; augmentation des protéines sériques avec la durée de l'exposition	IN	TBT dégagés par des panneaux peints dans de l'eau salée en circulation; autres conditions n.i.	Pickwell et Steinert 1988
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	Chlorure de tributylétain	30 j	À 0,7 µg·L ⁻¹ : «pratiquement pas de morts»; les protéines sériques n'ont pas augmenté avec la durée de l'exposition.	IN	TBT dégagés par des panneaux peints dans de l'eau salée en circulation; autres conditions n.i.	Pickwell et Steinert 1988
Palourde (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (postlarvaire)	Oxyde de bis(tributylétain)	25 j	CL ₅₀ =7,1-9,5 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; 25 °C; Sal.=32 g·L ⁻¹	Laughlin et coll. 1989
(véligères)	Oxyde de bis(tributylétain)	8 j	Pas de croissance marquée à 0,6 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 25 °C; Sal.=32 g·L ⁻¹	Laughlin et coll. 1988
Palourde (<i>Mercenaria mercenaria</i>) (embryons)	Oxyde de bis(tributylétain)	14 j	Pas de métamorphose à 0,1 µg·L ⁻¹ Inhibition de la croissance à 0,010 µg·L ⁻¹	SE	Essai renouv. stat.; conc. mesurée; 25 °C; Sal.=32 g·L ⁻¹	Laughlin et coll. 1988
Arénicole (<i>Arenicola cristata</i>) (larve)	Oxyde de triphénylétain	168 h	À 2 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; les 20 larves ont survécu à 1,5 µg·L ⁻¹ , mais avec un développement anormal; NSEO=0,5 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; 20 °C conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
	Chlorure de triphénylétain	168 h	À 5 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; les 20 larves ont survécu à 2,5 µg·L ⁻¹ , mais avec un développement anormal; NSEO=0,5 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; 20 °C conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
Arénicole (<i>Arenicola cristata</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	168 h	À 5 µg·L ⁻¹ : 20 larves sur 20 ont été tuées; NSEO=0,5 µg·L ⁻¹	IN	Essai stat.; 20 °C conc. non mesurée; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Copépode (<i>Eurytemora affinis</i>)	Chlorure de tributylétain	13 j	À 0,2 µg·L ⁻¹ : diminution importante de la survie pas d'effets importants à des conc. de 0,0125-0,1 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10 g·L ⁻¹ ; 20 °C photopériode=16L:8O; conc. mesurée 3 fois par semaine; Essai renouvelé.	Hall et coll. 1988a
Copépode (<i>Acartia tonsa</i>) (nauplius âgé < 24 h)	Chlorure de tributylétain	6 j	NMEO pour la survie : 0,023-0,024 µg·L ⁻¹	PR	Sal.=10,5-11,9 g·L ⁻¹ ; 20,1 °C-21,4 °C; pH=8,21-8,44; essai renouvelé; conc. mesurée	Bushong et coll. 1990
Crabe de vase (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>) (zoé)	Hydroxyde de triméthylétain	14 j	CL ₅₀ =92 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Hydroxyde de triéthylétain	14 j	CL ₅₀ =80,7 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Oxyde de tripropylétain	14 j	CL ₅₀ =92,4 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Oxyde de triisopropylétain	14 j	CL ₅₀ =90 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Oxyde de tributylétain	14 j	CL ₅₀ =31,1 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Oxyde de triisobutyltin	14 j	CL ₅₀ =26 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Hydroxyde de triphénylétain	14 j	CL ₅₀ =34 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Bromure de tricyclohexylétain	14 j	CL ₅₀ =7,2 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de diméthylétain	14 j	CL ₅₀ =13,7 mg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de diéthylétain	14 j	CL ₅₀ =2,58 mg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de dipropylétain	14 j	CL ₅₀ =2,86 mg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de dibutylétain	14 j	CL ₅₀ =661 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Crabe de vase (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>) (zoé) (suite)	Dichlorure de diphénylétain	14 j	CL ₅₀ =701 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et al. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de dicyclohexylétain	14 j	CL ₅₀ =100 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
	Dichlorure de dibenzylétain	14 j	CL ₅₀ =7468 µg·L ⁻¹	SE	Sal.=15 g·L ⁻¹ ; 25 °C; essai stat.; chang. chaque jour; conc. non mesurée	Laughlin et coll. 1984a, 1985b; Laughlin 1987
Ophiure (<i>Ophioderma brevispina</i>)	Oxyde de bis(tributylétain) Oxyde de triphénylétain	28 j	Régénération des bras inhibée à 0,1 µg·L ⁻¹	IN	Essai renouv. cont.; conc. mesurée; 20 °C Sal.=20 g·L ⁻¹ ; Autres conditions n.i.	Walsh et coll. 1986
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (adulte)	Oxyde de bis(tributylétain)	56 j	Diminution de la croissance à 0,15 µg·L ⁻¹ ; épaissement prononcé de la valve de la coquille supérieure	IN	18 °C; Sal. = 29-32 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. mesurée; Autres conditions n.i.	Waldock et Thain 1983
	Oxyde de bis(tributylétain)	56 j	Inhibition grave de la croissance chez les survivants à 1,6 µg·L ⁻¹	IN	18 °C; Sal. = 29-32 g·L ⁻¹ ; essai stat.; conc. mesurée; autres conditions n.i.	Waldock et Thain 1983
Moule commune (<i>Mytilus edulis</i>)	Tributylétain	66 j	CL ₅₀ =0,97 µg·L ⁻¹	PR	TBT lessivés de panneaux peints (peinture anti-salissures SPC-954); conc. mesurées 14 fois pendant l'essai; Sal.=32 g·L ⁻¹ ; essai renouv. cont.	Valkirs et coll. 1985a
Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	Tributylétain	67 j	Diminution du poids corporel à 0,73-1,89 µg·L ⁻¹ ; pas d'effets à 0,04-0,31 µg·L ⁻¹	PR	TBT lessivés de panneaux peints (peinture anti-salissures SPC-954); conc. mesurées 14 fois pendant l'essai; Sal.=32 g·L ⁻¹ ; essai renouv. cont.	Valkirs et coll. 1985a
Moule commune (<i>Mytilus edulis</i>) (juvénile)	Oxyde de bis(tributylétain)	7 j	Réduction importante de la vitesse de croissance en longueur aux conc. de 0,4 µg·L ⁻¹ et plus	IN	Essai renouv. cont.; conc. non mesurée; Sal.=33,7 g·L ⁻¹ ; 8 °C; Autres conditions n.i.	Stromgren et Bongard 1987
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (naissain)	Oxyde de bis(tributylétain)	14 j	À 0,049 µg·L ⁻¹ : diminution importante de la consommation de O ₂ , diminution de la vitesse d'alimentation; à 0,02 µg·L ⁻¹ : pas d'effets sur la consommation de O ₂ ou la vitesse d'alimentation	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Lawler et Aldrich 1987

Tableau G-2. (suite)

Organisme	Organoétain	Durée de l'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Huître (<i>Crassostrea gigas</i>) (naissain) (suite)	Oxyde de bis(tributylétain)	48 j	À 0,019 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: réduction importante de la croissance à 20 °C; à 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: pas d'effets sur la vitesse de croissance; épaissement de la coquille observé à 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Lawler et Aldrich 1987
Amphipode (<i>Gammarus oceanicus</i>) (adultes)	Oxyde de bis(tributylétain) Fluorure de tributylétain	10-12 j	$\text{CL}_{50}=2,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai renouv. stat.; conc. non mesurée; 10-15 °C; Sal.=7 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Laughlin et coll. 1984b
	Oxyde de bis(tributylétain) Fluorure de tributylétain	56 j	$\text{CL}_{100}=2,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai renouv. stat.; conc. non mesurée; 10-15 °C; Sal.=7 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Laughlin et coll. 1984b
(larve)	Oxyde de bis(tributylétain) Fluorure de tributylétain	56 j	Diminution importante du taux de survie des larves à 0,28 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai renouv. stat.; conc. non mesurée; 10-15 °C; Sal.=7 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Laughlin et coll. 1984b
Homard (<i>Homarus americanus</i>) (larve)	Oxyde de bis(tributylétain)	jusqu'à 6 j	Toxicité aiguë à 4,7-14 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Laughlin et French 1980
	Oxyde de bis(tributylétain)	jusqu'à 6 j	Pas d'effet sur la métamorphose des larves à 0,9 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Laughlin et French 1980
Amphipode (<i>Orchestoidea californiana</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	9 j	À 5,7, 9,5 et 14 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: taux de survie de 53 %, 20 % et 7 %	SE	Essai renouv. stat.	Laughlin et coll. 1982a
Myside (<i>Acanthomysis sculpta</i>)	Tributylétain	63 j	NMEO=0,19 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Production de jeunes)	PR	Organismes exposés au lixiviat de panneaux enduits avec de la peinture antisalissures contenant un polymère de tributylétain et de l'oxyde cuivreux; conc. mesurée; essai avec renouvellement continu	Davidson et coll. 1986a, 1986b
Amphipode (<i>Gammarus</i> sp.)	Chlorure de tributylétain	24 j	À 0,58 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: même mortalité que chez les témoins; la relation dose/réaction n'était pas uniforme en ce qui concerne les réactions sur la croissance	SE	20 °C; Sal.=9,7-10,7 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; pH=8,3; essai renouv. cont.; conc. mesurée	Hall et coll. 1988c

Annexe H
Sommaire des données sur la toxicité des
organoétains pour les algues d'eau douce,
estuariennes et marines

Tableau H-1. Sommaire des données sur la toxicité des organoétains pour les algues d'eau douce

Organisme	Composé	Temps d'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Chlorophycée (<i>Ankistrodesmus falcatus</i>)	Chlorure de triméthylétain	4 h	CI ₅₀ =5,5 mg·L ⁻¹	SE	CI ₅₀ =conc. causant 50 % de réduction de l'adsorption de ¹⁴ C-HCO ₃ dans un milieu CHU-10; conc. non mesurée.	Wong et coll. 1982
	Bromure de triéthylétain	4 h	CI ₅₀ =0,2 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tripropylétain	4 h	CI ₅₀ =0,02 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	4 h	CI ₅₀ =0,02 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphénylétain	4 h	CI ₅₀ =0,01 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diméthylétain	4 h	CI ₅₀ =21 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diéthylétain	4 h	CI ₅₀ =16 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de dibutylétain	4 h	CI ₅₀ =6,8 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diphenylétain	4 h	CI ₅₀ =8,0 mg·L ⁻¹	SE		
	Trichlorure de monométhylétain	4 h	CI ₅₀ =23,0 mg·L ⁻¹	SE		
	Trichlorure de monobutylétain	4 h	CI ₅₀ =25,0 mg·L ⁻¹	SE		
	Trichlorure de monophénylétain	4 h	CI ₅₀ =19,0 mg·L ⁻¹	SE		

¹ Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées dans les études primaires et secondaires sont les concentrations du cation organoétain. Les résultats des essais réalisés avec des composés ayant contenu moins de 95 % de l'organoétain actif ont été corrigés en conséquence.

conc. = concentration

n.i. = non indiqué

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau H-1. (suite)

Organisme	Composé	Temps d'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Chlorophycée (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	Chlorure de triméthylétain	4 h	CI ₅₀ =2,6 mg·L ⁻¹	SE	CI ₅₀ =conc. causant 50 % de réduction de l'absorption de ¹⁴ C-HCO ₃ dans un milieu CHU-10; conc. non mesurée	Wong et coll. 1982
	Chlorure de triéthylétain	4 h	CI ₅₀ =0,1 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	4 h	CI ₅₀ =0,016 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphénylétain	4 h	CI ₅₀ =0,04 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diméthylétain	4 h	CI ₅₀ =4,1 mg·L ⁻¹	SE		
Cyanophycée (<i>Anabaena flos-aquae</i>)	Chlorure de triméthylétain	4 h	CI ₅₀ > 5000 mg·L ⁻¹	SE	CI ₅₀ =conc. causant 50 % de réduction de l'absorption de ¹⁴ C-HCO ₃ dans un milieu CHU-10; conc. non mesurée	Wong et coll. 1982
	Chlorure de tributylétain	4 h	CI ₅₀ =0,013 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphénylétain	4 h	CI ₅₀ =0,02 mg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diméthylétain	4 h	CI ₅₀ > 5000 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	14 j	CL ₁₀₀ =0,223 mg·L ⁻¹	SE		
Blue-green alga (<i>Anabaena</i> sp.)	Chlorure de tributylétain	14 j	CL ₁₀₀ =0,111 mg·L ⁻¹	SE	Conc. non mesurée; Essai stat.	Wangberg et Blanck 1988
Regroupement de phyto- planctons indigènes du lac Ontario (espèces non indiquées)	Chlorure de triméthylétain	4 h	CI ₅₀ =0,35 mg·L ⁻¹	SE	CI ₅₀ =conc. causant 50 % de réduction de l'absorption de ¹⁴ C-HCO ₃ conc. non mesurée	Wong et coll. 1982
	Bromure de triéthylétain	4 h	CI ₅₀ =0,055 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tripropylétain	4 h	CI ₅₀ =0,004 mg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	4 h	CI ₅₀ =0,003 mg·L ⁻¹	SE		

Tableau H-1. (suite)

Organisme	Composé	Temps d'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
	Chlorure de triphénylétain	4 h	CI ₅₀ =0,002 mg·L ⁻¹	SE		
Cyanophycée (<i>Oscillatoria</i> sp.)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 223 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Cyanophycée (<i>Synechococcus leopoliensis</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Chlamydomonas dysosmas</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Chlorella emersonii</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 445 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Kirchneriella contoria</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Monoraphidium pusillum</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Scenedesmus obtusiusculus</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 445 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Chlorophycée (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Algue jaune-verte (<i>Bumilleriopsis filiformis</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Algue jaune-verte (<i>Monodus subterraneus</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 1,78 mg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Algue jaune-verte (<i>Tribonema aequale</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 111 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Algue jaune-verte (<i>Klebsormidium morinum</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 223 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986
Algue dorée (<i>Raphidonema longiseta</i>)	Chlorure de tributylétain	14 j	Pas de croissance à 56,1 µg·L ⁻¹	SE	Cultures de 250 µL en plateaux de microdosage conc. non mesurée	Blanck et coll. 1984; Blanck 1986

Tableau H-2. Sommaire des données sur la toxicité des organoétains pour les algues estuariennes et marines

Organisme	Organoétains	Temps d'expos.	Effets ¹	Class. de l'essai	Observations	Référence
Diatomée (<i>Skeletonema costatum</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	5 j	Algistatique à 0,97-17,5 µg·L ⁻¹ ; Algice à > 17,5 µg·L ⁻¹	IN	Méthode d'essai mal indiquée	Thain 1983
		14 j	CE ₅₀ =0,063 µg·L ⁻¹	IN	Conc. causant 50 % de diminution du poids sec des cellules	EG&G Bionomics 1981a
Chlorophycée (<i>Dunaliella</i> sp.)	Oxyde de bis(tributylétain)	72 h	CL ₅₀ approx. 1,46 µg·L ⁻¹ ; CL ₁₀₀ =2,92 µg·L ⁻¹	SE	Conc. non mesurée	Salazar 1985
Diatomée (<i>Phaeodactylum tricorutum</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	72 h	Pas d'effet sur la croissance à 1,46-5,84 µg·L ⁻¹	SE	Conc. non mesurée	Salazar 1985
Dinoflagellé (<i>Gymnodinium splendens</i>)	Oxyde de bis(tributylétain)	72 h	CL ₁₀₀ =1,46 µg·L ⁻¹	SE	Conc. non mesurée	Salazar 1985
Diatomée (<i>Skeletonema costatum</i>)	Trichlorure de méthylétain	72 h	CE ₅₀ =42,6-43,7 µg·L ⁻¹	SE	Conc. causant 50 % de diminution de la croissance de la population; conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986
	Chlorure de triméthylétain	72 h	CE ₅₀ =173-176 µg·L ⁻¹	SE		
	Bromure de triéthylétain	72 h	CE ₅₀ =3,17-3,24 µg·L ⁻¹	SE		
	Tétraéthylétain	72 h	CE ₅₀ =142-148 µg·L ⁻¹	SE	Conc. causant 50 % de diminution de la croissance de la population; conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986
	Diacétate de dibutylétain	72 h	CE ₅₀ =22,8-24,1 µg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de dibutylétain	72 h	CE ₅₀ =37,6-44,1 µg·L ⁻¹	SE		
	Difluorure de dibutylétain	72 h	CE ₅₀ =47,9-52,7 µg·L ⁻¹	SE		

¹Sauf indication contraire, toutes les concentrations indiquées sont les concentrations du cation organoétain.

conc. = concentration

n.i. = non indiqué

PR - Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations permanentes ou provisoires pour la qualité de l'eau au Canada

SE - Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada

IN - Étude inacceptable qui ne peut pas être incluse dans l'ensemble minimal de données en vue de l'élaboration des recommandations provisoires ou permanentes pour la qualité de l'eau au Canada

Tableau H-2. (suite)

Organisme	Organoétains	Temps d'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Diatomée (<i>Skeletonema costatum</i>) (suite)	Acétate de tributylétain	72 h	CE ₅₀ =0,30-0,35 µg·L ⁻¹	SE		
	Fluorure de tributylétain	72 h	CE ₅₀ =0,32-0,35 µg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	72 h	CE ₅₀ =0,35-0,365 µg·L ⁻¹	SE		
	Tétraethylétain	72 h	CE ₅₀ =17,2-17,4 µg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de diphenylétain	72 h	CE ₅₀ =20,1-24,8 µg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphenylétain	72 h	CE ₅₀ =0,77-0,79 µg·L ⁻¹	SE		
	Hydroxyde de triphenylétain	72 h	CE ₅₀ =0,63-0,69 µg·L ⁻¹	SE		
Diatomée (<i>Thalassiosira pseudonana</i>)	Oxyde de bis(triphenylétain)	72 h	CE ₅₀ =0,79-0,84 µg·L ⁻¹	SE		
	Trichlorure de monométhylétain	72 h	CE ₅₀ =190-192 µg·L ⁻¹	SE	Conc. causant 50 % de diminution de la croissance de la population; et conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986
	Chlorure de triméthylétain	72 h	CE ₅₀ =284-287 µg·L ⁻¹	SE		
	Bromure de triéthylétain	72 h	CE ₅₀ =2,74-2,81 µg·L ⁻¹	SE		
	Tétraéthylétain	72 h	CE ₅₀ =116-121 µg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de dibutylétain	72 h	CE ₅₀ =131-133 µg·L ⁻¹	SE		
	Difluorure de dibutylétain	72 h	CE ₅₀ =270-276 µg·L ⁻¹	SE		
	Acétate de tributylétain	72 h	CE ₅₀ =1,08 µg·L ⁻¹	SE		
Oxyde de tributylétain	72 h	CE ₅₀ =1,07 µg·L ⁻¹	SE			

Tableau H-2. (suite)

Organisme	Organoétains	Temps d'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Diatomée (<i>Thalassiosira pseudonana</i>) (suite)	Dichlorure de diphénylétain	72 h	CE ₅₀ =28,5-29,6 µg·L ⁻¹	SE		
	Acétate de triphénylétain	72 h	CE ₅₀ =1,03-1,11 µg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphénylétain	72 h	CE ₅₀ =1,18-1,27 µg·L ⁻¹	SE		
	Hydroxyde de triphénylétain	72 h	CE ₅₀ =1,14 µg·L ⁻¹	SE		
	Oxyde de bis-(triphénylétain)	72 h	CE ₅₀ =1,27 µg·L ⁻¹	SE	Conc. causant 50 % de diminution de la croissance de la population; et conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986
Diatomée (<i>Skeletonema costatum</i>)	Trichlorure de méthylétain	72 h	CL ₅₀ = > 279 µg·L ⁻¹	SE	Mort des cellules individuelles déterminée par coloration; conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985
	Dichlorure de diméthylétain	72 h	CL ₅₀ = > 371 µg·L ⁻¹	SE		
	Bromure de triéthylétain	72 h	CL ₅₀ =29,0 µg·L ⁻¹	SE		
	Tétraéthylétain	72 h	CL ₅₀ = > 500 µg·L ⁻¹	SE		
	Dichlorure de dibutylétain	72 h	CL ₅₀ = > 383 µg·L ⁻¹	SE		
	Diacétate de dibutylétain	72 h	CL ₅₀ = > 332 µg·L ⁻¹	SE		
	Acétate de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =12,2 µg·L ⁻¹	SE		
	Oxyde de bis-(tributylétain)	72 h	CL ₅₀ =13,8 µg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =10,2 µg·L ⁻¹	SE		
	Fluorure de tributylétain	72 h	CL ₅₀ =11,2 µg·L ⁻¹	SE		

Tableau H-2. (suite)

Organisme	Organoétains	Temps d'expos.	Effets	Class. de l'essai	Observations	Référence
Diatomée (<i>Skeletonema costatum</i>) (suite)	Tétrabutylétain	72 h	CL ₅₀ = > 500 µg·L ⁻¹	SE	Mort des cellules individuelles déterminée par coloration; conc. non mesurée	Walsh et coll. 1985
	Dichlorure de diphénylétain	72 h	CL ₅₀ = > 397 µg·L ⁻¹	SE		
	Acétate de triphénylétain	72 h	CL ₅₀ = 14,4 µg·L ⁻¹	SE		
	Oxyde de bis-(triphénylétain)	72 h	CL ₅₀ = 4,18 µg·L ⁻¹	SE		
	Chlorure de triphénylétain	72 h	CL ₅₀ = 12,5 µg·L ⁻¹	SE		
	Hydroxyde de triphénylétain	72 h	CL ₅₀ = 13,3 µg·L ⁻¹	SE		
Microalgue benthique (<i>Pavlova lutheri</i>)	Oxyde de bis-(tributylétain)	3 h	À 0,97 µg·L ⁻¹ : augmentation importante de la respiration	SE	Conc. mesurée; Essai stat.; la conc. a varié	Beaumont et coll. 1987
Microalgue benthique (<i>Ulva lactuca</i>)	Oxyde de bis-(tributylétain)	3 h	À 0,097 µg·L ⁻¹ : augmentation importante de la respiration	SE	Conc. mesurée; Essai stat.; la conc. a varié	Beaumont et coll. 1987
Diatomée (<i>Amphora coffeaeformis</i>)	Fluorure de tributylétain	30 min	À 29,0 µg·L ⁻¹ : réduction de l'absorption de nitrate, de phosphate et de silicate	SE	Essai stat.; conc. non mesurée	Thomas et Robinson 1987
Microalgue benthique (<i>Pavlova lutheri</i>)	Oxyde de bis-(tributylétain)	26 j	À 0,097 µg·L ⁻¹ : réduction importante de la croissance	PR	Essai stat.; conc. mesurée 19°C; Sal.=34-40 g·L ⁻¹	Beaumont et Newman 1986
Microalgue benthique (<i>Dunaliella tertiolecta</i>)	Oxyde de bis-(tributylétain)	26 j	À 0,097 µg·L ⁻¹ : réduction importante de la croissance	PR	Essai stat.; conc. mesurée 19°C; Sal.=34-40 g·L ⁻¹	Beaumont et Newman 1986
Microalgue benthique (<i>Skeletonema costatum</i>)	Oxyde de bis-(tributylétain)	26 j	À 0,097 µg·L ⁻¹ : réduction importante de la croissance	PR	Essai stat.; conc. mesurée 19°C; Sal.=34-40 g·L ⁻¹	Beaumont et Newman 1986

Annexe I
Sommaire des données sur la toxicité orale
aiguë des tributylétains pour les rats et les
souris

Tableau I-1. Sommaire des données sur la toxicité orale aiguë des tributylétains (TBT) pour les rats et les souris

Animal	Anion tributylétain	DL ₅₀ ¹	Référence
Rat	Fluorure	94	Schweinfurth 1985;
	Chlorure	122	Schweinfurth et Gunzel 1987
	Oxyde	127	
	Benzoate	99/203	
	Linoléate	190	
	Abiétate	158	
	Naphthénate	224	
Souris	Chlorure	117	Pelikan et Cerny 1968;
	Benzoate	108	Poitou et coll. 1978.
	Acétate	46	
	Oléate	230	
	Laurate	108	
	Oxyde	152(M)/92(F)	

M = mâle

F = femelle

¹Milligrammes de tributylétains plus anion par kilogramme de poids corporel.

Annexe J
Sommaire des données sur la toxicité des
tributylétains avec doses orales répétées

Tableau J-1. Sommaire des données sur la toxicité des tributylétains avec doses orales répétées

Composé	Voie	Durée	Espèce	Animaux/ groupe	Dose	Observations	Référence
Acétate de tributylétain	Ration	90 j	Rat	12M (?)	25 ppm	Pas d'effets observés	Barnes et Stoner 1958
					50 ppm	Retarde la croissance	
					100 ppm	Mortalité (2/12), inflammation du conduit biliaire	
Acétate de tributylétain	Intragastrique	28 j (24 doses)	Rat	24 rats (12M/12F)	1 mg·kg ⁻¹	Pas d'effet observé	Mushak et coll. 1982
					3 mg·kg ⁻¹	Mort de 9 rats sur 24, inflammation du conduit hépato-biliaire	
					10 mg·kg ⁻¹	Mort de 17 rats sur 24, inflammation du conduit hépatobiliaire, pas de modifications du SNC	
					30 mg·kg ⁻¹	Mort après 5-8 doses	
Chlorure de tributylétain	Ration	14 j	Rat	10M	15 ppm	Diminution du poids du thymus et de la rate" (douteux-voir Schweinfurth 1986)	Snoeij et coll. 1985
					50 ppm	Diminution des lymphocytes du cortex thymique; rosettes dans les ganglions lymphatiques du mésentère	
					150 ppm	Diminution de la nourriture ingérée et du poids corporel	
Chlorure de tributylétain	Ration	28 j	Rat	6M (10x6M)	100 ppm Récupération	Diminution du poids du thymus Normal après une semaine	
Chlorure de tributylétain	Ration	14 j	Souris	10M	50 ppm 150 ppm	Diminution de la nourriture ingérée, du poids corporel du poids du thymus et de la rate	Snoeij et coll. 1987b
Oxyde de bis-(tributylétain)	Ration	7 j	Jeune souris	10M	77 ppm	Diminution du gain en poids et du poids de la rate	Ishaaya et coll. 1976
		4 j			Souris adulte	4M	
Oxyde de bis-(tributylétain)	Ration	30 j	Rat	10M	32 ppm	Diminution du gain en poids	Elsea and Paynter 1958

Source : Tableau adapté d'après Schweinfurth et Gunzel 1987.

M = mâles

F = femelles

Tableau J-1. (suite)

Composé	Voie	Durée	Espèce	Animaux/ groupe	Dose	Observations	Référence
Oxyde de bis- (tributylétain) (suite)					100 ppm	Diminution de gain en poids	
					320 ppm	Diminution de la consommation de nourriture, mortalité (6/10), pas de modifications macroscopiques	
Oxyde de bis- (tributylétain)	Intragastrique	10-11 j	Rat	10M/10F	1 mg·kg ⁻¹	Pas d'effet observé	Schweinfurth 1986
					25 mg·kg ⁻¹	Mortalité (2M/2F), anémie microcytique, inflammation chronique du conduit biliaire, lymphotoxicité	
Oxyde de bis- (tributylétain)	Ration	28 j (déter. de l'intervalle)	Rat	5M/5F	4 ppm	Pas d'effet observé	Schweinfurth 1985
					20 ppm	Pas d'effet observé	
					100 ppm	Diminution de la consommation de nourriture, du gain en poids et du poids du thymus (M)	
					500 ppm	Mortalité élevée, apathie, émaciation diminution du poids du thymus et des ganglions lymphatiques, épuisement des lymphocytes dans les organes lymphatiques	

Annexe K
Sommaire des données sur la toxicité orale
aiguë des triphénylétains pour les mammifères

Tableau K-1. Sommaire des données sur la toxicité orale aiguë des triphénylétains pour les mammifères

Animal	Anion tributylétain	DL ₅₀ ¹
Rat	Acétate	136-491
	Chlorure	125-135
	Hydroxyde	110-360
	Oxyde	155
Souris	Acétate	81-93.3
	Chlorure	80-90
	Hydroxyde	80-619
	Oxyde	1000
Cobaye	Acétate	10-41.2
	Hydroxyde	25-31.1
Lapin	Acétate	30-140

¹En milligrammes de triphénylétains plus anion par kilogramme de poids corporel.

Source : Bock 1981.

Annexe L
Études de toxicité chronique sur l'effet des
organoétains sur les animaux domestiques

Tableau L-1. Études de toxicité chronique sur l'effet des organoétains sur les animaux domestiques

Composé	Voie	Durée	Espèces	Animaux/ groupe	Dose	Effet	Référence
Hydroxyde de triphénylétain	Ration	2 ans	Rats	6x25M+F	0,5 ppm	Pas d'effet observé	Til et coll. 1970
					1,0 ppm	Pas d'effet observé	
					2,0 ppm	Pas d'effet observé	
					5,0 ppm	Pas d'effet observé	
					10 ppm	Légère diminution du poids de la glande thyroïde, nombre moindre de leucocytes dans la 1 ^{re} année, et taux de mortalité légèrement supérieur (F)	
Acétate de triphénylétain	Ration	2 ans	Cobayes	7x10M/10F	1,0 ppm	Pas d'effet observé	Weigand et Kief 1965; Weigand 1975
					5,0 ppm	Pas d'effet observé	
					10 ppm	Dépôts lipidiques dans les cellules du coeur et du foie	
					50 ppm	Mortalité de 100 % en 16 semaines perte de poids, apparition de dépôts lipidiques dans les cellules du foie et du coeur	
					100 ppm	Mortalité de 100 % en 16 semaines perte de poids, apparition de dépôts lipidiques dans les cellules du foie et du coeur	
Acétate de triphénylétain	Ration	2 ans	Cobayes	7x10M/10F	200 ppm	Mortalité de 100 % en 16 semaines perte de poids, apparition de dépôts lipidiques dans les cellules du foie et du coeur	Weigand et Kief 1965; Weigand 1975
Acétate de triphénylétain	Ration	2 ans	Beagles	3M/3F	0,5 ppm	Pas d'effet observé	Scholz et Brunk 1968
					1,0 ppm	Pas d'effet observé	
					5,0 ppm	Gain en poids légèrement moindre	
Hydroxyde de triphénylétain	Ration	2 ans	Beagles	4x3M/3F	0,5 ppm	Pas d'effet observé	Til et Feron 1968
					2,5 ppm	Pas d'effet observé	
					5,0 ppm	Poids relatifs du foie et des reins et teneur en eau du cerveau légèrement supérieurs à ceux des témoins	
					10,0 ppm	Poids relatifs du foie et des reins et teneur en eau du cerveau légèrement supérieurs à ceux des témoins	

Source : Tableau adapté de Bock 1981.

M = mâle

F = femelle

Annexe M
Phytotoxicité des triphénylétains pour
diverses plantes

Tableau M-1. Phytotoxicité des triphénylétans pour diverses plantes

Plante	Composé de triphénylétain	Concentration ou quantité	Phytotoxicité	Référence
Tomate	Acétate	0,1-1 %	Toxicité légère à élevée	Baumann 1958
	Acétate	0,08 %	Toxique	Picco 1957, 1958, 1965
	Hydroxyde, acétate, chlorure, etc.	50-100 ppm	Toxique	Haertel 1962
	Hydroxyde	0,2-0,3 kg·ha ⁻¹	Toxique	Schroeder 1963
	Acétate, hydroxyde, chlorure, complexes avec chlorure	250-1000 ppm	Toxique	Schicke et coll. 1968
	Chlorure	25-250 µg·cm ⁻²	Très toxique	Kubo 1965
	Ester de l'acide phosphorique	25-250 µg·cm ⁻²	Très toxique	Kubo 1965
Aubergine	Acétate, hydroxyde, chlorure, oxyde, sulfure, disulfure	0,05 %	Pas toxique	Ascher et Meisner 1969
Pastèque	Hydroxyde	0,3 kg·ha	Toxique	Schenk et Crall 1963
Concombre	Hydroxyde	0,38 kg·ha ⁻¹	Toxique	Sitterly 1963a, 1963b
	Ester de l'acide phosphorique	25-250 µg·cm ⁻²	Très toxique	Kubo 1965
Radis	Ester de l'acide phosphorique	25-250 µg·cm ⁻²	Très toxique	Kubo 1965
Soja	Ester de l'acide phosphorique	25-250 ppm	Toxicité légère	Kubo 1965
Haricot	Acétate, hydroxyde, chlorure, complexes avec chlorure	250-1000 ppm	Toxicité légère	Schicke et coll. 1968
Haricot nain	Acétate	0,1-1 %	Toxicité légère à élevée	Baumann 1958
	Acétate	0,05 %	Pas toxique	Andren et Olofsson 1959
	Acétate	0,05-0,25 %	Pas toxique	Schmidt 1962a, 1962b
Chou-rave	Acétate	0,1-1 %	Toxicité légère à élevée	Baumann 1958
Carotte	Acétate	0,04-0,06 %	Pas toxique	Schmidt 1965
	Acétate	—	Pas toxique	Ascher et Nissim 1964
	Acétate	0,04-0,06 %	Pas toxique	Franz 1972

Source : Tableau adapté de Bock 1981.

Tableau M-1. (suite)

Plante	Composé de triphénylétain	Concentration ou quantité	Phytotoxicité	Référence
Vigne	Acétate	0,1-1 %	Toxicité distincte à élevée	Baumann 1958
	Acétate	—	Toxique	Haertel 1958, 1962
Houblon	Acétate	0,1-1 %	Toxicité distincte à élevée	Baumann 1958
Fruit	Acétate	—	Toxique	Haertel 1958
Tabac	Acétate	63-500 ppm	Toxicité légère à modérée	Kubo 1965
	Ester de l'acide phosphorique	63-500 ppm	Toxicité légère à modérée	Kubo 1965
	Acétate	0,005-0,08 %	Toxique	Kroeber et Massfeller 1961
	Acétate	0,008 %	Toxicité modérée	de Baets 1961
Lin	Acétate	30-120 g·ha ⁻¹	Toxicité élevée	Estienne et Hennebert 1959
Orge	Acétate	25-250 µg·cm ⁻³	Toxicité légère à élevée	Kubo 1965
	Ester de l'acide phosphorique	25-250 µg·cm ⁻³	Toxicité légère à élevée	Kubo 1965
Luzerne	Acétate	—	Toxicité légère	Ascher et Roncs 1964

Annexe N
Fiche de données toxicologiques minimales
pour le calcul des recommandations visant
à protéger la vie aquatique d'eau douce et
marine

Annexe N-1. Fiches de données toxicologiques minimales pour le calcul des recommandations visant à protéger la vie aquatique d'eau douce.

Les organoétains étudiés comprennent les composés suivants :

- (a) monométhylétains
- (b) diméthylétains
- (c) triméthylétains
- (d) monobutylétains
- (e) dibutylétains

La référence est :
Wester et Canton (1987)

- (f) tributylétains

Les références sont :
1. Brooke et coll. (1986)
2. Martin et coll. (1989)

- (g) monophénylétains
- (h) diphénylétains
- (i) triphénylétains

La référence est :
1. Jarvinen et coll. (1988)

Annexe N-1(a)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Monométhylétain (MMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non ___

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non ___

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui ___ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui ___ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(b)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Diméthylétain (DMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui __ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui __ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui __ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui __ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui __ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui __ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non __

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non __

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui __ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui __ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui __ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui __ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(c)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Triméthylétain (TMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non ___

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non ___

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui ___ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui ___ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(d)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Monobutylétain (MBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui ___ Non X

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui ___ Non X

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui ___ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui ___ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(e)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Dibutylétain (DBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1. <i>Peocilia reticulata</i>	<u>X</u>		<u>X</u>	<u>1</u>
	2.				
	3.				
Invertébrés	1.				
	2.				
Plantes	1.				

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non X

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non X

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(f)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Tributylétain (TBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1. <i>Peocilia reticulata</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>1</u>
	2. <i>Oncorhynchus mykiss</i>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>2</u>
	3. <i>Salvelinus namaycush</i>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>2</u>
Invertébrés	1. <i>Daphnia magna</i>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>1</u>
	2. <i>Hydra sp.</i>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>1</u>
Plantes	1.				

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui X Non

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui X Non

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui X Non

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui X Non

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui X Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui X Non

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui X Non

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui X Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(g)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Monophénylétain (MPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui ___ Non X

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui ___ Non X

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui ___ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui ___ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(h)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Diphénylétain (DPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui ___ Non X

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui ___ Non X

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui ___ Non X

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui ___ Non X

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-1(I)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : Triphénylétain (TPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Étude de toxicité chronique	Référence
Poissons	1. Pimephales promelas	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>1</u>
	2.	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____

(1) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce de poisson d'eau douce froide et d'eau douce chaude? Oui ___ Non X

(2) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins deux classes d'invertébrés d'eau douce? Oui ___ Non X

(3) Les études ci-dessus ont-elles porté sur au moins une espèce d'invertébré planctonique d'eau douce? Oui ___ Non X

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui ___ Non X

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui ___ Non X

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui ___ Non X

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui ___ Non X

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui X Non ___

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui X Non ___

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui X Non ___

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2. Fiches de données toxicologiques minimales pour le calcul des recommandations visant à protéger la vie aquatique marine.

Les organoétains étudiés comprennent les composés suivants :

- (a) monométhylétains
- (b) diméthylétains
- (c) triméthylétains
- (d) monobutylétains
- (e) dibutylétains
- (f) tributylétains

Les références sont :

1. Hall et coll. (1988c)
2. Pinkney et coll. (1985)
3. Davidson et coll. (1986a)

- (g) monophénylétains
- (h) diphénylétains
- (i) triphénylétains

La référence est :

1. Clark et coll. (1987)

Annexe N-2(a)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Monométhylétain (MMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? *Oui Non
- (2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(b)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Diméthylétain (DMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(c)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Triméthylétain (TMT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____	_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(d)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine.

Composé : Monobutylétain (MBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui X Non ___
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non ___
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non ___
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui X Non ___

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui ___ Non X
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui ___ Non X
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(e)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Dibutylétain (DBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non X

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non X. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui X Non ___
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui X Non ___
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui X Non ___
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui X Non ___

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui ___ Non X
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui ___ Non X
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui ___ Non X

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(f)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Tributylétain (TBT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1. Menidia beryllina	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>1</u>
	2. Brevoortia tyrannus	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>1</u>
	3. Fundulus heteroclitus	<u>X</u>	<u>X</u>			<u>2</u>
Invertébrés	1. Acanthomyia sculpta	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>3</u>
	2. Eurytemora affinis	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>		<u>4</u>
Plantes	1. Pavlova lutheri	<u>X</u>	<u>X</u>			<u>5</u>

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(g)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Monophénylétain (MPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(h)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Diphénylétain (DPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____		_____
	2.	_____	_____	_____		_____
	3.	_____	_____	_____		_____
Invertébrés	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____		_____
Plantes	1.	_____	_____			_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Annexe N-2(I)

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Triphénylétain (TPT)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Espèces	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	_____	_____	_____	_____	_____
	2.	_____	_____	_____	_____	_____
	3.	_____	_____	_____	_____	_____
Invertébrés	1. Palaemonetes pugio	X	X	X	X	1
	2.	_____	_____	_____	_____	_____
Plantes	1.	_____	_____	_____	_____	_____

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le dévenir du composé dans l'environnement.

- (1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non
- (2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non
- (3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non
- (4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

- (1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui Non
- (2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non
- (3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2824 3