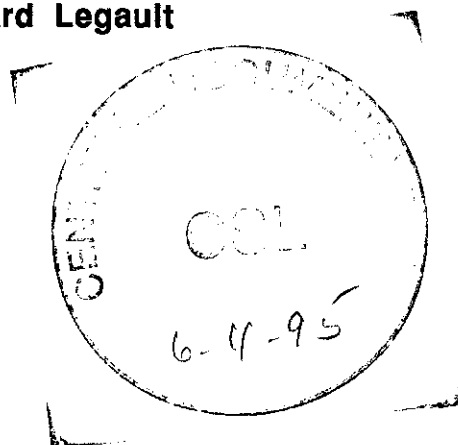


7D
428
M47
B68
1993
C1

**ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE
SOMMAIRE DES EFFLUENTS
DE SEPT ALUMINERIES**

**Daniel Boudreau, Georges Costan,
Norman Bermingham et Richard Legault**

Écotoxicologie



Centre Saint-Laurent
Conservation et Protection
Environnement Canada - Région du Québec

Mars 1993



PERSPECTIVE DE GESTION

Ce document est publié dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, dont l'objectif principal était de réduire de 90 p. 100 les rejets liquides toxiques des 50 établissements industriels jugés les plus polluants. Le Plan d'action Saint-Laurent est une initiative d'Environnement Canada en collaboration avec Industrie, Sciences et Technologies Canada et Pêches et Océans. Il vise à protéger, conserver et restaurer le Saint-Laurent.

MANAGEMENT PERSPECTIVE

This document is published as part of the St. Lawrence Action Plan, whose main objective is to reduce by 90% the toxic liquid wastes produced by the 50 industries considered to be the most serious polluters. The St. Lawrence Action Plan was initiated by Environment Canada, in cooperation with Industry, Science and Technology Canada, and Fisheries and Oceans with the goal of protecting, conserving and restoring the St. Lawrence River.



RÉSUMÉ

Le potentiel toxique et génotoxique de 11 effluents de sept alumineries, situées le long du fleuve Saint-Laurent, a été évalué à l'aide d'un ensemble de bioessais utilisant des organismes de plusieurs niveaux trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et secondaires). Trois niveaux de toxicité ont été analysés: 1) létalité chez les crustacés et les poissons, 2) sublétaleté aiguë chez les bactéries (test Microtox), 3) sublétaleté chronique chez les algues (inhibition de croissance d'une population) et chez les crustacés (inhibition de la reproduction). Le SOS Chromotest a été utilisé pour détecter la génotoxicité des effluents (lésions du matériel génétique).

Les 11 effluents n'ont démontré aucune toxicité létale envers les crustacés et les poissons. Une toxicité sublétaleté aiguë (seuil toxique de 2,5 à 23 UT_{sa}) est détectée dans trois échantillons d'effluent. Une toxicité sublétaleté chronique pour les crustacés a été observée dans deux effluents (seuil toxique 1,4 et 5,6 UT_{sc}). Le test d'inhibition de croissance chez les algues montre les résultats les plus élevées de toxicité (seuil toxique 1,4 à 50 UT_{sc} pour 5 effluents). La biodégradation des échantillons ne montre pas de diminution importante de la toxicité sublétaleté chronique (seuil toxique 1,2 à 16 pour 4 effluents). Une activité génotoxique est détectée dans 6 échantillons d'effluent (seuil toxique 4,5 à 23 U_g). Deux échantillons indiquent une génotoxicité potentielle après ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9).

Les données bioanalytiques obtenues suite à l'étape d'aération qui favorise la dégradation de toxiques facilement biodégradables, montrent une diminution importante de la toxicité sublétaleté aiguë et de la génotoxicité. Cependant, un seul des cinq effluents montre une diminution des effets phytotoxiques sublétaux chroniques.

Plusieurs métaux (aluminium, cuivre, mercure), retrouvés dans de nombreux effluents même à de faibles concentrations, pourraient expliquer une partie de la toxicité sublétaleté observée. Une génotoxicité potentielle détectée dans tous les effluents où l'on retrouve des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) est aussi à prendre en considération.

Une seule aluminerie a une valeur supérieure à 4 sur l'échelle du Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) (SECAL Jonquière : 4,3). Ce qui fait que l'ensemble des alumineries ne contribue que faiblement ($< 0,02$ p. 100) à la somme de la charge toxique potentielle rejetée par les 49 établissements industriels du PASL.

ABSTRACT

The (geno)toxic potential of liquid effluents discharged to the St. Lawrence River by seven aluminum refiners was studied using a battery of screening bioassays on test organisms of various trophic levels (decomposers, primary producers, primary and secondary consumers). Three levels of toxicity were assessed: 1) lethality to fish and crustaceans, 2) acute exposure sublethality to bacteria (Microtox test), and 3) chronic exposure sublethality to algae (growth inhibition) and crustaceans (reproductive inhibition). Genotoxicity was assessed using the SOS Chromotest (endogenicity).

No lethality to either rainbow trout or the microcrustacean *C. dubia* was detected in any of the 11 effluent samples tested. Acute sublethal toxicity, reported as threshold values (2.5 to 23 _{as}TU), was detected in 3 of the 11 effluent samples analyzed. Chronic sublethal toxicity, reported as threshold values, was observed in 5 of the 11 samples tested with the algal *S. capricornutum* growth inhibition test (1.4 to 50 _{cs}TU), as well as with the microcrustacean reproductive test (1.4 to 5.6 _{cs}TU) in 2 of the 11 samples tested. Six of the eleven samples tested with the SOS Chromotest showed minor potential genotoxic activity (threshold values 4.5 to 23 _gU). Genotoxic activity persisted for two of these six samples with the addition of rat liver enzymes (+S9) to the assay medium.

Following aeration to promote the degradation of easily biodegradable toxics, bioassay data displayed an important reduction of toxicity for all acutely sublethal and genotoxic effluents. However, marked reductions are noted for only one of the five chronically sublethal phytoxic effluents.

The presence of metals (aluminum, copper, mercury), even though in weak concentration, certainly influenced the observed toxic effects. An interesting point of concern is the observation of potential genotoxic activity whenever polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were detected.

Only one plant had a Potential ecotoxic effects probe (PEEP) value of greater than four : Alcan Jonquière 4.3. Therefore the potential toxic loading to the St. Lawrence River from this industrial sector, as calculated by PEEP, reveals only a weak (< 0.02%) contribution relative to the potential toxicity of characterized effluents of the 49 St. Lawrence Action Plan priority plants.

AVANT-PROPOS

Ce document concerne l'évaluation écotoxicologique sommaire des effluents finaux de sept alumineries soit quatre de la **Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan (SÉCAL)** situées à Mélocheville, La Baie, Jonquière et Alma, ainsi que deux alumineries de la **Société de Métaux Reynolds** (Baie-Comeau et Cap de la Madeleine) et l'aluminerie **Bécancour Inc. (ABI)**. Ces usines font partie du groupe des 50 établissements prioritaires visés par le Plan d'action Saint-Laurent. Une courte introduction précède la méthodologie d'échantillonnage et d'analyse chimique ainsi que la description des bioessais utilisés. Le chapitre 2 détaille les résultats pour chaque usine. Un bref aperçu du traitement et de la physico-chimie de chaque effluent considéré est donné d'après les rapports de caractérisation produits par les firmes de consultants. Les résultats de toxicité létale, sublétale aiguë et chronique suivent dans l'ordre. Lorsque pertinent, une figure accompagne les résultats pour appuyer l'interprétation. Un tableau sommaire pour chaque niveau de toxicité sert de base à la discussion. Les problèmes particuliers associés à un bioessai sont indiqués si nécessaire. Dans la mesure du possible, les liens probables entre les résultats de l'analyse physico-chimique et les effets observés sur les organismes sont discutés. Une figure comparative indiquant le classement de chacune des industries d'après l'indice BEEP, un outil de gestion développé par le Centre Saint-Laurent, complète ce document.

Par ailleurs, le lecteur est prié de consulter le glossaire en début de document pour le sens donné aux termes employés en écotoxicologie. Certains termes doivent être considérés dans un contexte précis. En premier lieu, l'évaluation écotoxicologique est considérée comme sommaire, car elle ne contient que des analyses chimiques et des résultats de six à neuf bioessais. Il n'y a aucune donnée sur le milieu récepteur ni sur les phénomènes de bioaccumulation. En second lieu, le terme chronique s'applique à une période d'exposition relativement longue correspondant à au moins 10 p. 100 du cycle de vie de l'organisme utilisé. Cette durée varie beaucoup selon les organismes (quelques heures pour les bactéries, quelques jours pour les algues et les microcrustacés et quelques mois pour les rats de laboratoire). En dernier lieu, le terme génotoxicité défini dans ce document évalue les agressions toxiques du patrimoine génétique (ADN). Celles-ci se répartissent en cinq types selon une gravité croissante : endogénicité, mutagénicité, clastogénicité,

tératogénicité et cancérogénicité. Le présent rapport se limite aux deux premiers types vu qu'aucun bioessai normalisé n'est encore disponible pour les autres types d'agression.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Mesdames Manon Harwood et Linda Bouffard du groupe Analex et M. Yves Bois du groupe Technitrol-Eco pour leur collaboration à ce travail.

Nous tenons à remercier aussi Marc Villeneuve de l'Équipe d'intervention Saint-Laurent et Raymond Van Coillie de la Direction de la protection de l'environnement pour leurs précieux conseils lors de la révision de ce document.

TABLE DES MATIÈRES

PERSPECTIVE DE GESTION	iii
MANAGEMENT PERSPECTIVE	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vi
AVANT-PROPOS	vii
REMERCIEMENTS	viii
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES TABLEAUX	xii
GLOSSAIRE	xiii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xvi
1 INTRODUCTION	1
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	3
2.1 Échantillonnage	3
2.2 Procédure analytique	3
2.3 Tests biologiques	3
2.3.1 Bioessais létaux (poissons, crustacés)	3
2.3.2 Bioessai sublétaux aigu (bactéries)	5
2.3.3 Bioessais sublétaux chroniques (algues, crustacés, bactéries)	5
2.4 Biodégradation et persistance de la toxicité	6
3 RÉSULTATS	7
3.1 SÉCAL (Usine Beauharnois), Mélocheville	7
3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	7
3.1.2 Bioessais	8
3.2 SÉCAL (Usine Isle-Maligne), Alma	9
3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	9
3.2.2 Bioessais	10
3.3 SÉCAL (Usine Grande-Baie), La Baie	12
3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	12
3.3.2 Bioessais	12

3.4	SECAL (Complexe Jonquière), Jonquière	13
3.4.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	13
3.4.2	Bioessais	16
3.5	Société canadienne des métaux Reynolds, (Baie-Comeau)	17
3.5.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	17
3.5.2	Bioessais	21
3.6	Société canadienne des métaux Reynolds, (Cap-de-la-Madeleine)	22
3.6.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	22
3.6.2	Bioessais	23
3.7	Aluminerie de Bécancour inc., (Bécancour)	24
3.7.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	24
3.7.2	Bioessais	25
4	DISCUSSION	27
4.1	Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité	27
4.1.1	Létalité	27
4.1.2	Sublétalité aiguë	27
4.1.3	Sublétalité chronique	31
4.2	Classement sur l'échelle BEEP	36
	RÉFÉRENCES	40

LISTE DES FIGURES

1	SÉCAL Isle Maligne (Alma). Inhibition de la croissance (avant biodégradation) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	11
2	SÉCAL Usine Grande-Baie (La Baie). Inhibition de la croissance (après biodégradation) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	14
3	SÉCAL (Jonquière: point C). Inhibition de la croissance (avant et après biodégradation) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	18
4	SÉCAL (Jonquière: point C). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	19
5	SÉCAL (Jonquière: point B). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	20
6	ABI (Bécancour). Inhibition de la croissance (avant biodégradation) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	26
7	Classement des sept alumineries sur l'échelle BEEP comparativement à l'ensemble des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent	39

LISTE DES TABLEAUX

1	Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents des sept alumineries	4
2	Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés pour les sept alumineries	28
3	Sommaire du test de sublétaleté aiguë avec bactéries pour les sept alumineries	29
4	Sommaire des tests de sublétaleté chronique avec l'algue <i>S. capricornutum</i> et le crustacé <i>C. dubia</i> pour les sept alumineries	34
5	Sommaire du test de génotoxicité avec bactéries pour les sept alumineries	37

GLOSSAIRE

Termes techniques généraux

Dureté : Concentration dans l'eau de cations réagissant avec une solution savonneuse de sodium pour entraîner la précipitation d'un résidu insoluble. En règle générale, la dureté correspond à la concentration d'ions calcium et magnésium dans l'eau et s'exprime en milligrammes par litre (mg/L) de carbonate de calcium (CaCO_3) ou l'équivalent.

pH : Logarithme négatif de l'activité des ions hydrogène, mesuré par leur concentration de moles par litre. Cette valeur exprime le degré ou l'intensité des réactions acides et alcalines selon une échelle de 0 à 14, où le nombre 7 représente la neutralité et les nombres inférieurs correspondent, en ordre décroissant, à des réactions acides de plus en plus fortes; les chiffres supérieurs à 7 indiquent, en ordre croissant, des réactions basiques ou alcalines de plus en plus fortes.

Pourcentage (p. 100 ou %) : Concentration exprimée en partie par cent. Un pour cent représente une unité ou partie d'une substance (p. ex., effluent, éluatriat, lixiviat ou milieu récepteur) diluée dans de l'eau, jusqu'à concurrence de 100 parties. On peut préparer des concentrations en volume (v/v) et on les exprime en pourcentage de la substance à expérimenter dans la solution finale.

Termes désignant les substances servant aux essais

Contrôle : Synonyme de «témoin».

Eau de contrôle/de dilution : Eau utilisée pour constituer le témoin d'échantillon et pour diluer la substance à expérimenter afin d'en préparer différentes concentrations pour les divers traitements compris dans l'essai biologique.

Eaux usées : Terme général englobant les effluents, les lixiviats et les éluatriats.

Effluent : Tout déchet liquide (p. ex., industriel ou urbain) rejeté dans le milieu aquatique.

Éluatriat : Solution aqueuse obtenue après avoir ajouté de l'eau à une substance solide (p. ex., sédiments), avoir agité le mélange, puis l'avoir centrifugé ou filtré ou avoir décanté le surnageant.

Lixiviat : Eau ou eaux usées ayant traversé une colonne de sol ou de déchets solides dans l'environnement.

Milieu récepteur : Eau de surface (p. ex., d'un ruisseau, d'une rivière ou d'un lac) dans laquelle un rejet a été évacué ou va être évacué (p. ex., immédiatement en amont du point de rejet).

Termes de toxicologie

Aigu : Qui se produit dans un bref intervalle (quelques secondes, minutes, heures ou jours) par rapport à la durée de vie de l'organisme soumis à l'essai.

Chronique : Qui se produit dans un intervalle d'exposition relativement prolongé correspondant généralement à une partie importante de la durée de vie de l'organisme, par exemple 10 p. 100 ou plus.

CI₅₀ : Concentration inhibitrice 50. Estimation de la concentration à laquelle la substance à expérimenter ou l'effluent provoquent une réduction donnée d'une fonction biologique de caractère quantitatif, comme la reproduction ou la croissance.

CL₅₀ : Concentration létale 50 (médiane). Concentration d'une substance dans l'eau ou d'un effluent qu'on estime léthal pour 50 p. 100 des organismes soumis à l'essai. La durée de l'essai est précisée (p. ex., CL₅₀-96 h)

CMEO : Concentration minimale avec effet observé. La plus faible concentration d'une substance qui provoque des effets nocifs détectés par l'observateur et statistiquement significatifs. Traduction du terme LOEC : «lowest observable effect concentration».

CSEO : Concentration sans effet observé. La plus forte concentration d'une substance qui ne provoque aucun effet nocif observé et statistiquement significatif. Traduction du terme NOEC : «no observable effect concentration».

Génotoxicité : Effets d'une substance ou d'un effluent qui affectent le matériel génétique (ADN) d'un organisme vivant, en l'occurrence une bactérie.

Létal : Qui entraîne la mort par effet direct.

Létalité aiguë : Mort survenant après une brève exposition à une substance à expérimenter (5 min, 48 h, 96 h).

Mutagénicité : Effets d'une substance ou d'un effluent qui produisent des mutations spontanées chez les bactéries *Salmonella typhimurium* de diverses souches.

ST : Seuil toxique. Moyenne géométrique de la CMEO et de la CSEO. Concentration seuil d'effet ou seuil de toxicité sont d'autres termes utilisés. Traduction du terme CV : «chronic value».

Toxicité chronique : Effets à long terme liés à des modifications d'éléments tels que le métabolisme, la croissance, la reproduction.

Unité toxique : Unité de mesure correspondant à 100 divisé par le paramètre de mesure utilisé (CL₅₀, CI₅₀, seuil toxique). Une augmentation en unités toxiques correspond à une augmentation de la toxicité.

Termes techniques en épuration des eaux

Bassin d'égalisation : Bassin ayant pour objet de régulariser la composition, la température, le pH et la densité de l'eau brute avant de l'envoyer dans une station d'épuration.

Boues activées : Boues floculantes ou floculées produites par aération prolongée des eaux d'égout. Par les micro-organismes qu'elles contiennent, ces boues sont capables de transformer la matière organique en produits stables.

Charbon actif ou activé : Charbon végétal auquel un traitement a donné une surface spécifique considérable. Utilisé pour l'adsorption des matières communiquant à l'eau un goût, une odeur ou une couleur. Il est aussi employé pour adsorber l'excès de chlore dans les eaux désinfectées.

Clarification : Élimination des matières en suspension dans l'eau ou des eaux usées, accélérée généralement par la floculation ou la coagulation.

Coagulation des effluents : Procédé utilisant un produit chimique pour provoquer l'adsorption ou l'entraînement par agglomération (floculation) des particules fines en suspension ou en dispersion colloïdale dans un liquide.

Décantation : Séparation, par l'action de la pesanteur, des matières en suspension ou de deux liquides de densité différente.

Demande biochimique en oxygène (DBO₅) : Unité de mesure de la pollution de l'eau, définie par la quantité d'oxygène utilisée dans l'oxydation biochimique de la matière organique, par des bactéries, pendant une période d'incubation de cinq jours à 20 °C.

Demande chimique en oxygène (DCO) : Mesure de la capacité de la consommation d'oxygène de la matière organique et inorganique présente dans l'eau ou dans les eaux usées.

Eau de refroidissement : Eau utilisée principalement pour le refroidissement des moteurs à combustion interne, des condensateurs de vapeur, etc.

Floculation : Voir coagulation.

Flottation à air dissous : Extraction sous forme d'écume des matières solides en suspension dans l'eau ou les eaux usées en les amenant à la surface, généralement par insufflation d'air.

Neutralisation : Addition de produits chimiques en vue de rendre l'eau neutre, ni acide ni alcaline, et dans la pratique non agressive à l'égard des matériaux.

Sédimentation : Formation d'un sédiment, d'un dépôt, dans une masse fluide contenant des matières en suspension.

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Ap : Après l'étape d'aération

Av : Avant l'étape d'aération

BEEP: Barème d'effets écotoxiques potentiels

CSL : Centre Saint-Laurent

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

MES : Matières en suspension

PASL : Plan d'action Saint-Laurent

U_g : Unités génotoxiques

U_{Tl} : Unités toxiques létales

U_{Tsa} : Unités toxiques sublétales aiguës

U_{Tsc} : Unités toxiques sublétales chroniques

v/v: Volume sur volume

L'industrie de l'aluminium au Québec, avec l'ouverture récente de deux alumineries - Alumax à Deschambault et Alouette à Sept-Îles - compte maintenant neuf usines de production et représente un secteur très important de l'économie. Ce secteur constitue cependant la principale source d'émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). En effet, l'électrolyse de l'alumine est responsable de plus de 60 p. 100 des émissions atmosphériques de HAP au Québec (Environnement Canada, 1988). De plus, une certaine quantité de HAP peuvent se retrouver dans les effluents liquides, suite au contact direct de l'eau de refroidissement avec les briquettes servant à la fabrication des anodes ou avec les électrodes précuites. Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, sept usines réparties le long du Saint-Laurent et de la rivière Saguenay ont fait l'objet d'une caractérisation chimique et biologique de leurs effluents.

L'évaluation écotoxicologique met surtout l'emphasis sur les bioessais en utilisant l'analyse chimique (organique et inorganique) des effluents comme support à l'interprétation des résultats. Les objectifs majeurs de cette évaluation concernent donc : a) le dépistage des effets toxiques; b) la nature et la persistance des polluants; c) les relations probables entre les substances identifiées et les effets observés. Ces derniers intègrent l'ensemble des phénomènes antagonistes, additifs ou synergiques qui résultent de la présence simultanée de nombreuses substances (Cairns Jr. et Mount, 1990).

L'utilisation de bioessais pour évaluer la toxicité potentielle de substances chimiques est relativement récente. C'est en 1945 que l'on a utilisé pour l'une des premières fois un bioessai avec poissons pour évaluer la toxicité de rejets industriels (Hart *et al.*, 1945). Dans les années 1960, l'utilisation du bioessai de létalité avec la Truite arc-en-ciel s'est généralisée. En 1971, le gouvernement canadien imposait dans son *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1971) son utilisation pour évaluer la toxicité des effluents liquides. Par la suite, d'autres secteurs comme les raffineries de pétrole et les mines ont été assujettis à des contrôles similaires. Plus récemment, l'utilisation d'une gamme de bioessais a été recommandée pour l'évaluation d'effluents industriels (OECD, 1987; Sergy, 1987).

La stratégie de dépistage des effets toxiques (Blaise *et al.*, 1985, 1988) repose sur l'utilisation d'organismes représentatifs de plusieurs niveaux trophiques

(décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et secondaires). L'approche expérimentale en laboratoire est préconisée pour les besoins de simplicité, reproductibilité, coût-efficacité, sensibilité et disponibilité des bioessais (Cairns Jr. et Pratt, 1989; Blaise, 1991).

Trois niveaux de toxicité sont analysés: 1) létal (stress entraînant la mortalité); 2) sublétal aigu (stress altérant les fonctions physiologiques sur une courte période de temps par rapport au cycle vital de l'organisme); 3) sublétal chronique (stress à plus long terme impliquant l'inhibition de la croissance d'une population, l'inhibition de la reproduction, les lésions du matériel génétique).

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Échantillonnage

La procédure d'échantillonnage utilisée est celle établie par Environnement Canada (Vezeau, 1982; Environnement Canada, 1992a). Les échantillons sont maintenus à 4 °C durant la période d'échantillonnage, de transport et d'entreposage. Les échantillons suivants ont été prélevés dans l'effluent final de chaque usine :

- Un échantillon de 35 L, composé sur 24 heures dans un récipient de verre, servant pour les analyses biologiques et physico-chimiques.
- Deux échantillons de 60 L composés sur 24 heures dans des réservoirs opaques de type «Rubbermaid» doublés de sacs de polyéthylène, destinés aux bioessais avec poissons et crustacés.

2.2 Procédure analytique

Les tests biologiques et les mesures physico-chimiques sont réalisés à partir de portions filtrées ou non filtrées de l'échantillon, selon les contraintes analytiques (Environnement Canada, 1989a). Les paramètres physico-chimiques sont mesurés selon les méthodes normalisées (APHA, 1989) et les protocoles analytiques développés dans nos laboratoires. Les résultats des analyses chimiques pour chaque usine considérée dans ce document sont détaillés dans les rapports de caractérisation des diverses firmes de consultants.

2.3 Tests biologiques

Tous les résultats des tests biologiques sont exprimés en unités toxiques létales (UT_l), sublétales aiguës (UT_{sa}), sublétales chroniques (UT_{sc}) ou génotoxiques (U_g). Selon la nomenclature proposée par Sprague et Ramsay (1965), l'unité toxique est égale à 100 divisé par la concentration de % v/v du paramètre de mesure considéré (e.g. CL_{50} , CI_{50} , seuil toxique). Le tableau 1 présente les principales caractéristiques descriptives des bioessais utilisés.

2.3.1 Bioessais létaux (poissons, crustacés).- La létalité des composantes physiques, chimiques et bactériologiques de l'effluent est déterminée par des bioessais avec la Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* = *Salmo Gairdneri* Richardson (Environnement Canada, 1990) et le crustacé *Ceriodaphnia dubia* = *C. reticulata* Jurine (Environnement Canada, 1992c). Le degré de toxicité létale

Tableau 1 Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de sept alumineries

Bioessai	Variable d'effet	Niveau de toxicité	Paramètre de mesure
Microtox <i>Photobacterium phosphoreum</i>	Inhibition de l'émission de bioluminescence	Subléthalité aiguë	Seuil toxique CL ₅₀
Algue <i>Selenastrum capricornutum</i>	Inhibition de croissance de la population	Subléthalité chronique	Seuil toxique CL ₅₀
Crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	Létalité	Seuil toxique CL ₅₀
Crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Inhibition de la reproduction	Subléthalité chronique	Seuil toxique
SOS Chromotest (-S9) <i>Escherichia coli</i>	Induction du gène SOS (lésion de l'ADN)	Génotoxicité (génotoxique)	Seuil toxique
SOS Chromotest (+S9) <i>Escherichia coli</i>	Induction du gène SOS (lésion de l'ADN)	Génotoxicité (pro-génotoxique)	Seuil toxique
Truite <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	Létalité	CL ₅₀

de l'effluent pour les poissons est déterminé par la CL₅₀₋₉₆ heures (concentration de l'effluent en % v/v produisant 50 p. 100 de mortalité au terme d'une exposition de quatre jours). Chez les crustacés, la CL₅₀ et le seuil toxique sont déterminés après une exposition de sept jours. La moyenne géométrique (MG) de la CSEO (concentration sans effet observé) et de la CME0 (concentration minimale avec effet observé) détermine le **seuil toxique** :

$$\text{M.G.} = (\text{CSEO} \times \text{CME0})^{1/2}$$

Les résultats sont exprimés sous forme d'unités toxiques létales (UT_l). Les tests statistiques utilisés (analyse de régression pour la détermination de la CL₅₀, ANOVA et contraste à posteriori ou l'équivalent non paramétrique pour déterminer les valeurs de CSEO et de CME0) sont détaillés dans les méthodes normalisées d'Environnement Canada (1990, 1992c).

2.3.2 Bloessal subléta1 aigu (bactéries).- Le test Microtox (Beckman, 1982; Environnement Canada, 1992d) mesure l'inhibition de lumière émise par la bactérie *Photobacterium phosphoreum* Cohn exposée à diverses concentrations d'un effluent durant 15 minutes. La Cl₅₀ (concentration d'un effluent inhibant 50 p. 100 de l'émission lumineuse) et la moyenne géométrique de la CSEO et de la CME0 sont déterminées. Les résultats sont exprimés en unités toxiques sublétales aiguës (UTsa).

2.3.3 Bloessais sublétaux chroniques (algues, crustacés, bactéries)

2.3.3.1 Inhibition de la croissance algale.- Le test avec l'algue *Selenastrum capricornutum* Printz (Blaise, 1986; Environnement Canada, 1992b) mesure l'inhibition de croissance d'une population exposée durant 96 heures à diverses concentrations d'effluent. Les résultats du seuil toxique (moyenne géométrique de la CSEO et de la CME0) sont exprimés en unités toxiques sublétales chroniques (UTsc).

2.3.3.2 Inhibition de la reproduction.- Le test avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* (Environnement Canada, 1992c) mesure l'inhibition de la reproduction d'individus exposés à diverses concentrations d'effluent durant sept jours. La moyenne géométrique de la CSEO et de la CME0 est déterminée et les résultats sont exprimés en unités toxiques sublétales chroniques (UTsc).

2.3.3.3 Génotoxicité.- Les lésions du matériel génétique (ADN) sont mises en évidence à l'aide du SOS Chromotest (Quillardet *et al.*, 1982; Environnement Canada, 1992e). Une souche bactérienne de *Escherichia coli* Migula, modifiée génétiquement pour permettre un dosage colorimétrique, est utilisée pour évaluer le potentiel génotoxique d'un effluent. L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) permet de déceler la présence de substances pro-génotoxiques activables par les voies métaboliques d'un mammifère (biotransformation), et par inférence inductive de tout organisme. Mentionnons que la concordance entre le SOS Chromotest et le

test d'Ames (nombre de réponses positives et négatives) varie de 60 à 100 p. 100 en fonction de la procédure utilisée et du nombre de classes de substances chimiques testées (Hofnung *et al.*, 1989; Legault *et al.*, 1994). La CSEO et la CMEO sont déterminées et les résultats du seuil génotoxique sont exprimés en unités génotoxiques (Ug). Le test indique aussi la toxicité (non quantifiée) pour les bactéries.

2.4 Biodégradation et persistance de la toxicité

Ce test simule un traitement biologique (aérobie) de l'effluent avant son rejet dans le milieu récepteur. Un sous-échantillon de l'effluent est aéré pendant cinq jours pour évaluer la biodégradabilité des substances présentes dans l'effluent et les modifications de la toxicité résultant de l'activité microbologique (Environnement Canada, 1989b). Le pH et le carbone organique total sont alors mesurés, et les résultats comparés aux valeurs initiales (temps t_0).

Le test Microtox, le test avec algues et le SOS Chromotest sont repris après l'étape d'aération de l'échantillon d'effluent et les résultats de toxicité comparés à ceux obtenus avant biodégradation. Les bioessais avec crustacés ne sont pas répétés après biodégradation en raison de leur coût très élevé.

3 RÉSULTATS

3.1 SÉCAL (Usine Beauharnois), Mélocheville

3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- L'émissaire final se déverse dans la rivière Saint-Louis. Aucun traitement n'existe pour les eaux de refroidissement et pluviales. Après décantation, la liqueur d'épuration est recirculée et les boues produites sont éliminées en conformité avec les exigences du MENVIQ (GIPASL, 1992).

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées. Une première, relativement complète, s'est échelonnée du 25 au 28 juin 1991. Une deuxième campagne, plus spécifique, a été réalisée récemment du 29 septembre au 2 octobre 1992.

Pour la journée d'évaluation écotoxicologique de la première campagne (26 au 27 juin 1991), le débit est évalué à 5638 m³/d. Les paramètres conventionnels sont détectés à de faibles concentrations. Mentionnons une demande chimique en oxygène (DCO) de 4,0 mg/L, une concentration de matières en suspension (MES) de 8,0 mg/L, de 0,7 mg/L pour les huiles et graisses et de 1,1 mg/L pour les fluorures.

Parmi les paramètres inorganiques, signalons une concentration de 0,6 mg/L d'aluminium total, valeur qui dépasse les limites recommandées pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

L'analyse des substances organiques a révélé la présence de divers HAP dont le benzo (a) pyrène (6,8 µg/L) et le dibenzo (a,h) anthracène (3,3 µg/L), tous deux reconnus pour leur pouvoir cancérigène très élevé chez les mammifères (CNRC 1983). Mentionnons aussi la présence de deux congénères de biphényles polychlorés (BPC), détectés ce jour-là seulement, soit : l'arochlor 1242 (0,2 µg/L) et l'arochlor 1254 (0,2 µg/L) qui dépassent les concentrations jugées souhaitables pour la protection du milieu aquatique (CCMRE, 1987).

Le pH de l'effluent composé utilisé pour l'évaluation écotoxicologique se situe à 7,5 et la dureté est élevée (193 mg/L de CaCO₃). L'analyse du carbone organique total indique une faible quantité de matière organique (5,8 mg/L) relativement peu biodégradable (35 p. 100) après 5 jours d'aération.

Pour la journée d'évaluation écotoxicologique de la deuxième campagne (30 septembre au 01 octobre 1992), trois paramètres inorganiques détectés qui ont

été analysés soit les fluorures (0,33 mg/L), l'aluminium dissous (0,03 mg/L) et total (0,06 mg/L) ne dépassent pas les recommandations pour la protection de la vie aquatique (CCMRE, 1987).

Parmi les paramètres organiques détectés, signalons la présence de quelques HAP, dont le benzo (b) fluoranthène (0,23 µg/L) et le benzo (a) pyrène (0,05 µg/L), tous deux reconnus pour leur fort potentiel de cancérogénicité (CNRC, 1983). Aucun BPC n'a été détecté lors de cet échantillonnage.

Le pH du composé d'effluent de cette évaluation écotoxicologique se situait à 8,2 et la dureté a été évaluée à 134 mg/L de CaCO₃. L'analyse du carbone organique total indique une faible concentration initiale de matière organique (2,4 mg/L) qui reste inchangée (2,6 mg/L) après cinq jours d'aération.

3.2.1 Bioessais

Les échantillons d'effluent prélevés lors des deux campagnes d'échantillonnage indiquent une absence similaire d'effets écotoxiques importants pour les organismes des bioessais.

3.2.1.1 Létalité.- Les échantillons d'effluent des deux campagnes n'ont occasionné aucune létalité, chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et chez les crustacés (*C. dubia*).

3.2.2.2 Sublétalité aiguë.- Les bactéries du test Microtox n'ont montré aucune inhibition significative de la bioluminescence lors des deux campagnes.

3.2.3.3 Sublétalité chronique.- Les tests avec algues réalisés lors des deux campagnes, n'ont révélé aucune inhibition significative de la croissance avant et après l'étape de biodégradation des échantillons.

Chez les crustacés, aucune inhibition significative de la reproduction n'a été décelée pour les deux échantillons d'effluent.

Le SOS Chromotest réalisé lors de la première campagne (juin 1991) est le seul bioessai qui s'est révélé positif. Une activité génotoxique a été observée sur l'échantillon original (-S9), avant biodégradation, à la concentration de 50 % v/v d'effluent (seuil toxique de 4,5 Ug). Après biodégradation de l'échantillon ainsi qu'après bioactivation avec de l'extrait enzymatique de foie de rat (+S9), aucune activité génotoxique n'est décelée. Une stimulation de la croissance bactérienne (non quantifiée) a été observée sur l'échantillon original après biodégradation. La campagne d'octobre 1992 n'indique aucune activité génotoxique.

3.2 SÉCAL (Usine Isle-Maligne), Alma

3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- L'usine possède quatre émissaires qui se déversent dans le bras sud de la Grande-Décharge, pour ensuite rejoindre la rivière Saguenay. Les émissions des cellules d'électrolyse sont épurées par voie humide. La liqueur d'épuration est recyclée pour produire de la cryolite. Les eaux pluviales de ruissellement et de refroidissement indirect sont recueillies et rejetées sans traitement. Les eaux domestiques sont raccordées au réseau municipal (GIPASL, 1992).

La caractérisation chimique a été effectuée sur les quatre émissaires. Pour la journée d'échantillonnage écotoxicologique (20 au 21 août 1991) un échantillon composé intégré (24 h), proportionnel au débit de chaque émissaire, a été formé.

Pour cette journée, l'émissaire n° 1 avait un débit moyen de 804 m³/d et un pH se situant autour de 6,4. Les paramètres conventionnels sont détectés à de faibles concentrations. Mentionnons une DCO de 32 mg/L, une concentration de solides totaux de 97 mg/L et de 0,83 mg/L pour les fluorures. Les concentrations d'huiles et de graisses sont faibles (1,4 mg/L) et celles de matières en suspension sont inférieures à 1 mg/L. L'aluminium total (0,6 mg/L) dépasse les recommandations pour la protection de la vie aquatique (CCMRE, 1987). Le phtalate de di-(éthyl-2 hexyle) (8,2 µg/L), un cancérigène reconnu chez les rongeurs (Soderman, 1987), dépasse aussi ces recommandations.

L'émissaire n° 2 a un débit moyen de 6460 m³/d et un pH de 6,6. La DCO a été évaluée à 135 mg/L, les solides totaux à 112 mg/L et les concentrations d'huiles et graisses à 3,1 mg/L. Les fluorures sont présents à une faible concentration (0,37 mg/L) et les matières en suspension sont non détectées (< 1 mg/L). La concentration d'aluminium total est similaire à celle de l'émissaire n° 1 soit 0,7 mg/L. Aucun phtalate n'a été détecté ce jour là.

Pour l'émissaire n° 3, le débit moyen est de 1263 m³/d et le pH est stable à 6,9. Pour les paramètres conventionnels, la DCO est évaluée à 6,6 mg/L, les solides totaux à 108 mg/L et les fluorures à 1,5 mg/L. La concentration d'huiles et de graisses est faible (0,2 mg/L) et on ne détecte pas de matières en suspension. La concentration d'aluminium (0,4 mg/L) et celle de phtalate de di-(éthyl-2 hexyle) (43 µg/L) dépassent les concentrations limites recommandées pour la vie aquatique (CCMRE, 1987).

L'émissaire n° 4 a un débit moyen de 4697 m³/d et un pH (instantané) de 6,3. Parmi les paramètres conventionnels, la DCO est élevée (219 mg/L), les solides totaux et les fluorures se retrouvent à des concentrations respectives de 62 mg/L et 0,14 mg/L. Les matières en suspension sont toujours inférieures à 1 mg/L et les concentrations d'huiles et de graisses totales sont faibles (0,6 mg/L). Mentionnons finalement une concentration d'aluminium total de 0,8 mg/L similaire à celle des deux premiers émissaires.

L'échantillon composé des quatre émissaires montre un pH de 6,4, une dureté inférieure à 20 mg/L et une concentration d'oxygène dissous de 4,5 mg/L. L'analyse du carbone organique total (49,4 mg/L) indique la présence de substances organiques biodégradable à 60 p. 100 après cinq jours d'aération.

3.2.2 Bioessais

3.2.2.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été mise en évidence chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) ainsi que chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia*.

3.2.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox (inhibition de bioluminescence) s'est avéré négatif avant et après l'étape de biodégradation.

3.2.2.3 Sublétalité chronique.- Avant biodégradation, une faible inhibition de la croissance algale a été observée, à la concentration de 100 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 1,4 UTsc (figure 1). Après l'étape de biodégradation, aucune inhibition significative n'a été décelée.

Chez les crustacés, aucune inhibition significative de la reproduction n'a été notée.

Le SOS Chromotest n'a révélé aucune activité génotoxique lors de la réalisation des quatre étapes du test. Une stimulation (non quantifiée) de la croissance bactérienne a été observée sur l'échantillon original c'est à dire avant l'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (-S9) et après aération de celui-ci.

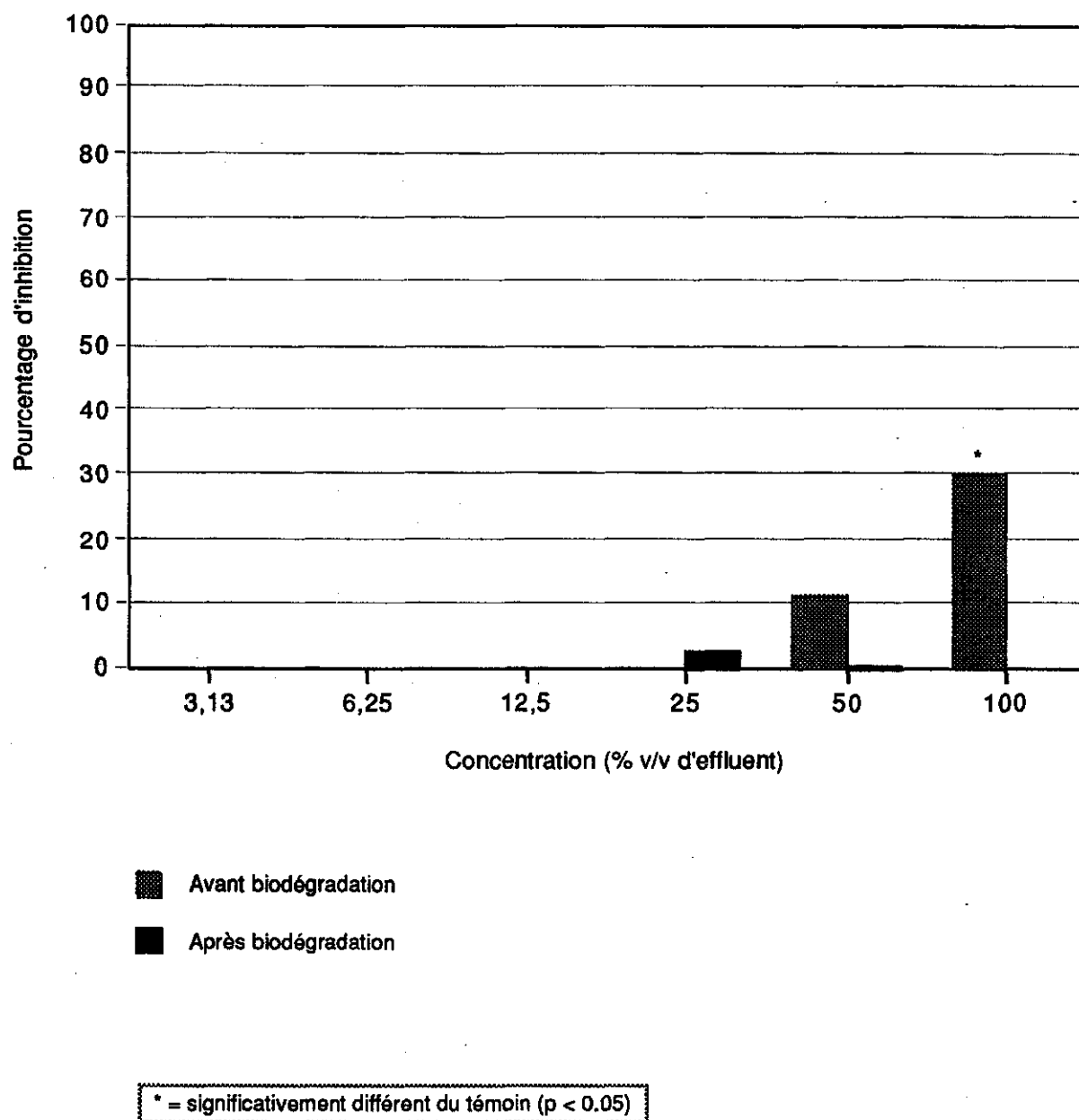
SÉCAL (Usine Isle Maligne), Alma

Figure 1 Inhibition de la croissance (avant et après biodégradation) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

3.3 SÉCAL (Usine Grande-Baie), La Baie

3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Les deux émissaires de l'usine rejoignent la rivière à Mars pour ensuite se jeter dans la rivière Saguenay. Les eaux domestiques et certaines eaux de procédés (purge des eaux du centre de coulée) subissent un traitement biologique. Les eaux de l'autre émissaire comprenant des eaux pluviales sont rejetées sans traitement à la rivière (GIPASL, 1992).

Pour la journée d'échantillonnage écotoxicologique (15 au 16 janvier 1992) le débit des émissaires n° 1 et n° 2 était respectivement de 251 m³/d et de 45 m³/d. Le pH de l'échantillon composé (proportionnel au débit des deux effluents) se situait à 8, la dureté était moyenne (65 mg/L de CaCO₃) et la concentration d'oxygène dissous était évaluée à 5,1 mg/L d'O₂. L'analyse du carbone organique total de cet échantillon montre une faible concentration initiale (7,9 mg/L) de substances organiques biodégradables à 60 p. 100 après cinq jours d'aération.

Pour l'émissaire n° 1, la caractérisation chimique du 15 au 16 janvier indique de faibles concentrations des principaux paramètres conventionnels : DCO (29 mg/L) et MES (2 mg/L). Des fluorures et des huiles et graisses sont présents respectivement à une concentration de 2,5 mg/L et 0,4 mg/L. Aucun paramètre inorganique ne dépasse les limites recommandées pour la vie aquatique (CCMRE, 1987). Pour les substances organiques, le phtalate de di-(éthyl-2 hexyle) (2,7 µg/L), un cancérigène reconnu chez les rongeurs (Soderman, 1987), dépasse ces recommandations.

Pour l'émissaire n° 2, la DCO est faible (10 mg/L) et les fluorures se retrouvent à une concentration de 1,43 mg/L. Les MES (2 mg/L) et les huiles et graisses (0,4 mg/L) sont aussi présentes en faibles concentrations. Parmi les paramètres inorganiques, mentionnons une concentration de cuivre (0,05 mg/L) supérieure ou égale aux valeurs de seuil toxique pour une dizaine d'espèces de poissons (CCMRE, 1987). À noter finalement la présence de quelques HAP, dont le benzo (a) pyrène (0,11 µg/L), considéré comme ayant un fort potentiel cancérigène (CNRC, 1984).

3.3.2 Bioessais

3.3.2.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été détectée, tant chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) que chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia*.

3.3.2.2 Sublétaleté aiguë.- Le test Microtox n'a révélé aucune toxicité reliée à l'échantillon composé.

3.3.2.3 Sublétaleté chronique.- Avant biodégradation, aucune inhibition de la croissance des algues n'a été observée. Après biodégradation, on note une inhibition significative de la croissance à la concentration de 25 % v/v, soit un seuil toxique de 5,7 UT_{sc} (figure 2). La Cl₅₀ se situe entre 2 à 4 UT_{sc}.

Chez les crustacés, aucune inhibition significative de la reproduction n'a été décelée.

Le SOS Chromotest a montré une activité génotoxique sur l'échantillon original, avant biodégradation, à la concentration de 50 % v/v; le seuil toxique s'établissant alors à 4,5 U_g. Après biodégradation, ainsi qu'après bioactivation enzymatique (+S9), aucune activité génotoxique n'a été observée.

3.4 SÉCAL (Complexe Jonquière)

3.4.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Ce complexe se compose de deux usines : Arvida et Vaudreuil. Les eaux usées du complexe sont acheminées par trois émissaires (A-D, C et B) dans trois ruisseaux qui se déversent dans la rivière Saguenay. Les eaux de l'émissaire principal (B) passent par deux bassins de sédimentation avant leur rejet. La liqueur des épurateurs à voie humide est traitée et recirculée. Une unité de traitement des cyanures contenus dans les eaux de lixiviation des brasques, a été mise en place en 1989. Des mesures particulières (système de dérivation et de recyclage) sont en cours de réalisation pour contrôler le rejet de plusieurs substances telles que l'aluminium, l'arsenic et les HAP (GIPASL, 1992).

La campagne de caractérisation a duré 14 jours, du 3 au 17 mars 1989. Cependant, l'échantillonnage pour l'évaluation écotoxicologique a été réalisé plusieurs mois plus tard, du 1 au 2 octobre 1990. Aucun lien formel ne peut donc être établi entre les résultats des bioanalyses et la caractérisation chimique. On peut quand même mentionner, à titre indicatif, les résultats de la caractérisation effectuée en mars 1989.

Pour le point A-D, le pH oscille entre 6,4 et 8 pour les 14 journées d'échantillonnage. Les trois principaux paramètres inorganiques qui dépassent les limites jugées souhaitables pour la protection de la vie aquatique du CCMRE (1987)

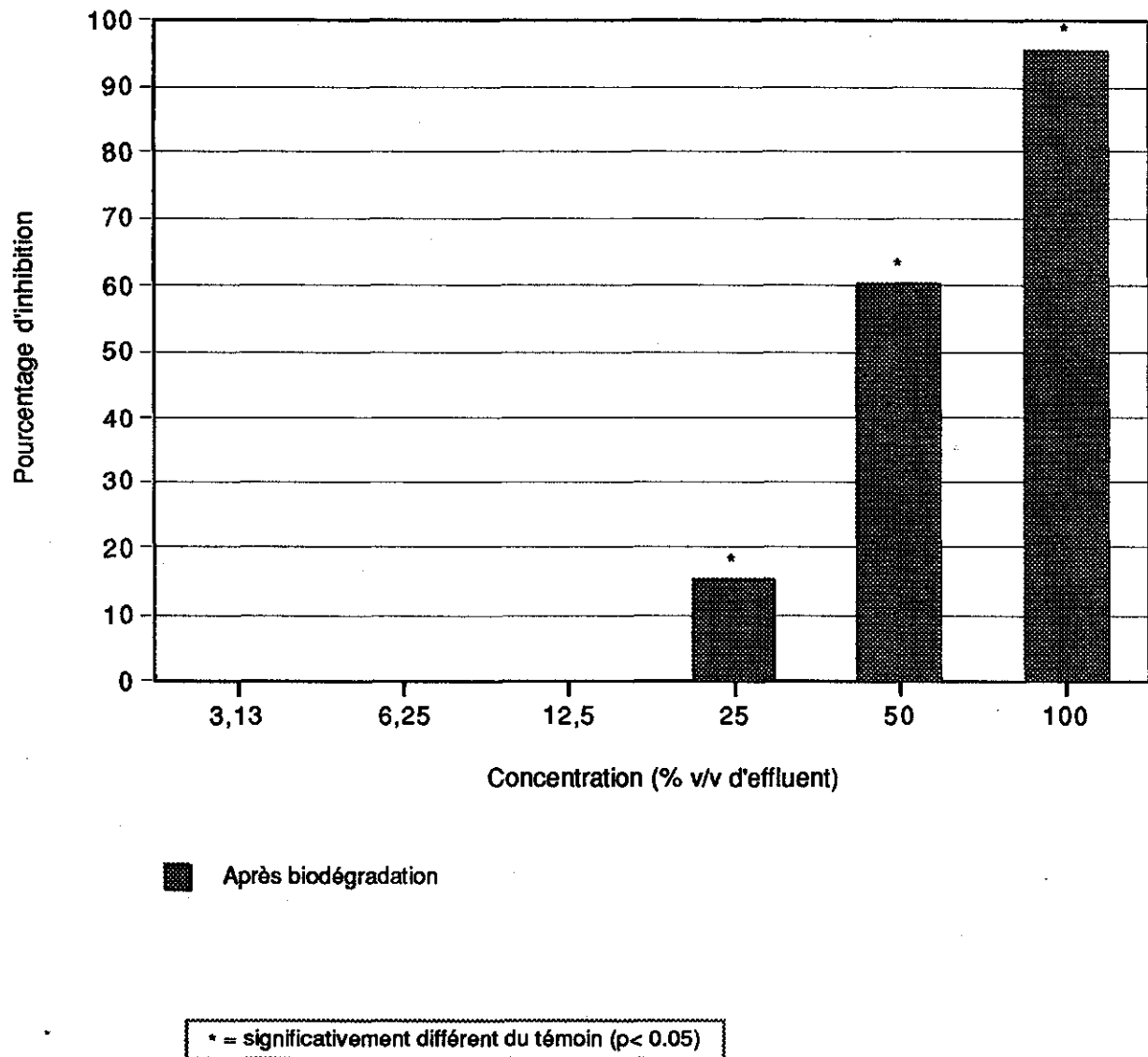
SÉCAL (Usine Grande-Baie), La Baie

Figure 2 *Inhibition de la croissance (après biodégradation) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent*

sont : l'aluminium (0,34 à 9,62 mg/L), le cuivre (0,015 à 0,027 mg/L) et le mercure (0,01 à 0,66 µg/L). Les HAP totaux, avec des valeurs de 1,62 à 60,86 µg/L sont les principales substances organiques détectées. Parmi ceux-ci, trois ont un fort pouvoir cancérigène reconnu : le benzo (a) pyrène (< 0,02 à 1,8 µg/L), le benzo (b) fluoranthène (< 0,02 à 2,82 µg/L) et le dibenzo (a,h) anthracène (< 0,02 à 2,74 µg/L) (CNRC, 1984).

Pour l'effluent de l'émissaire B, le pH varie de 2 à 11,6 pour les 14 journées d'échantillonnage. Plusieurs contaminants inorganiques dépassent les concentrations limites recommandées pour la protection du milieu aquatique (CCMRE, 1987) soit : l'aluminium (1,1 à 216 mg/L), le cuivre (< 0,01 à 0,016 mg/L), le mercure (0,1 à 0,95 µg/L) et les cyanures (0,014 à 0,081 mg/L). Parmi les paramètres organiques, signalons la présence de divers HAP, dont les trois cités plus haut : le benzo (a) pyrène (0,03 à 0,32 µg/L), le benzo (b) fluoranthène (0,06 à 0,32 µg/L) et le dibenzo (a,h) anthracène (0,02 à 0,54 µg/L). Mentionnons aussi le phtalate de di-(éthyl-2 hexyle), un cancérigène reconnu (Soderman, 1987), qui dans le cas de douze échantillons (1,4 à 76,4 µg/L) dépasse les limites recommandées pour la protection de la vie aquatique.

Pour l'effluent de l'émissaire C, le pH oscille entre 9,3 et 11,6. Les principaux contaminants inorganiques sont : l'aluminium (3,57 à 20,1 mg/L), le cuivre (0,01 à 0,018 mg/L), le mercure (< 0,1 à 0,37 µg/L) et les cyanures (0,047 à 0,107 mg/L). Pour les HAP jugés potentiellement cancérigènes, on retrouve le benzo (a) pyrène (0,09 et 0,11 µg/L), le benzo (b) fluoranthène (< 0,02 à 0,26 µg/L) et le dibenzo (a) anthracène (< 0,02 à 0,92 µg/L). Le phtalate de di-(éthyl-2 hexyle) (DEHP) a été trouvé dans 13 échantillons à des concentrations s'échelonnant de 1,3 à 41 µg/L, donc supérieures aux limites recommandées pour la protection de la vie aquatique (CCMRE, 1987).

Lors de l'évaluation écotoxicologique (échantillonnage du 1 au 2 octobre 1990), l'échantillon composé d'effluent de l'émissaire A-D a montré un pH de 7,7 et une concentration initiale de carbone organique total (8,7 mg/L) qui a diminué légèrement (25 p. 100) après cinq jours d'aération. L'échantillon d'effluent prélevé à l'émissaire B avait un pH de 6,4 et la teneur en carbone organique total (7,9 mg/L à 4,7 mg/L) a diminuée de 40 p. 100 après aération. Celui de l'émissaire C avait un pH de 9,4 et une valeur initiale de carbone organique total de 10,6 mg/L qui a diminué de 30 p. 100 après aération.

3.4.2 Bioessais

3.4.2.1 Létalité.- Pour les trois points d'échantillonnage, aucune mortalité n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) ainsi que chez le cladocère *Ceriodaphnia dubia*.

3.4.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox s'est avéré négatif pour l'échantillon de l'émissaire A-D. L'échantillon du point C a révélé, avant l'étape de biodégradation, une faible inhibition de la bioluminescence pour un seuil toxique de 2,5 UT_{sa} et une CI₅₀ de 1 UT_{sa}. Après biodégradation, aucune inhibition de la bioluminescence n'a été décelée. L'effluent du point B a montré, avant biodégradation, une toxicité un peu plus élevée (seuil toxique de 4 UT_{sc}) et après biodégradation, aucune toxicité n'a été décelée. On n'a mesuré aucune CI₅₀ sur cet échantillon.

3.4.2.3 Sublétalité chronique.- Pour le point d'échantillonnage A-D, avant biodégradation, on ne note aucune inhibition significative de la croissance des algues. Cependant, après cette étape, une légère inhibition de la croissance (seuil toxique de 1,2 UT_{sc}) a été mise en évidence. Pour l'émissaire C, on remarque une forte inhibition de la croissance algale, avec un seuil toxique identique, avant et après biodégradation, de 15,6 UT_{sc}. On notera aussi l'intensité élevée de l'inhibition algale aux plus fortes concentrations testées (20 à 100 % v/v d'effluent; figure 3). La CI₅₀ se situe entre 10-20 UT_{sc} avant biodégradation, et diminue à 5-10 UT_{sc} après biodégradation. Pour le point B, une faible inhibition de la croissance algale a été observée avant biodégradation (seuil toxique de 1,2 UT_{sc}). Après biodégradation, aucune inhibition significative de la croissance n'a été décelée.

Chez les crustacés, on observe aucune inhibition de la reproduction pour l'échantillon de l'émissaire A-D. Le point C montre une inhibition de la reproduction à la concentration de 12,5 % v/v, pour un seuil toxique de 5,7 UT_{sc} (figure 4). Au point B, une faible inhibition de la reproduction (seuil toxique de 1,4 UT_{sc}) a été observée, à la concentration de 100 % v/v d'effluent (figure 5).

Le SOS Chromotest s'est avéré négatif pour l'échantillon de l'émissaire A-D. Au point C, une activité génotoxique a été mise en évidence sur l'échantillon original, avant biodégradation, avec un seuil génotoxique de 8,2 Ug. Les trois autres étapes du test n'ont révélé aucune activité génotoxique significative, mais elles indiquent une toxicité (non quantifiée) pour les bactéries. L'émissaire B montre une

activité génotoxique sur l'échantillon original, avant biodégradation (seuil génotoxique de 11,4 Ug). Aucune génotoxicité n'est présente dans les autres étapes du bioessai. On observe cependant, après bioactivation métabolique (+S9), une toxicité (non quantifiée) pour les bactéries. Celle-ci persiste après l'étape de biodégradation.

3.5 Société canadienne des Métaux Reynolds, (Baie-Comeau)

3.5.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- L'usine compte deux émissaires (points n^{os} 1 et 2) qui se déversent dans la baie des Anglais. La compagnie a complété en 1992, la mise en place d'un système de traitement des effluents liquides composé de deux stations de pompage et qui a nécessité la modification du réseau domestique. Les eaux domestiques subissent un prétraitement et sont évacuées au réseau municipal. Le système d'épuration par voie humide des salles de cuves de type Soderberg a été remplacé en 1984 par un système à voie sèche et celui de l'usine au carbone l'a été en 1988 (GIPASL, 1992).

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, deux campagnes d'échantillonnage écotoxicologique ont été effectuées. La première a été réalisée du 5 au 6 février 1991, cependant la caractérisation chimique date de mars 1989. Aucun lien formel ne peut donc être établi entre ces deux types d'analyses. À titre indicatif, mentionnons les résultats, en charge (kg/d), pour quelques contaminants chimiques détectés suite à cette première caractérisation. On y retrouve des rejets d'huiles et de graisses évalués à 125 kg/d ainsi que des rejets de HAP (102 kg/d) et de BPC (0,0036 kg/d).

L'échantillon composé formé lors de la caractérisation biologique (5 au 6 février 1991) provenait d'un mélange proportionnel au débit des deux effluents finaux (points n^{os} 1 et 2) qui rejoignent le fleuve. Le débit moyen de ces deux effluents a été calculé à 959,2 m³/h et le pH du composé a été évalué à 7,25. L'analyse du carbone organique total indiquait une valeur initiale de 12,8 mg/L qui a diminué à 8,2 mg/L après cinq jours d'aération.

L'échantillonnage de la deuxième campagne s'est échelonné sur une période de cinq jours, du 19 au 24 octobre 1992. Les analyses biologiques ont été

**SÉCAL (Complexe Jonquière)
Point C**

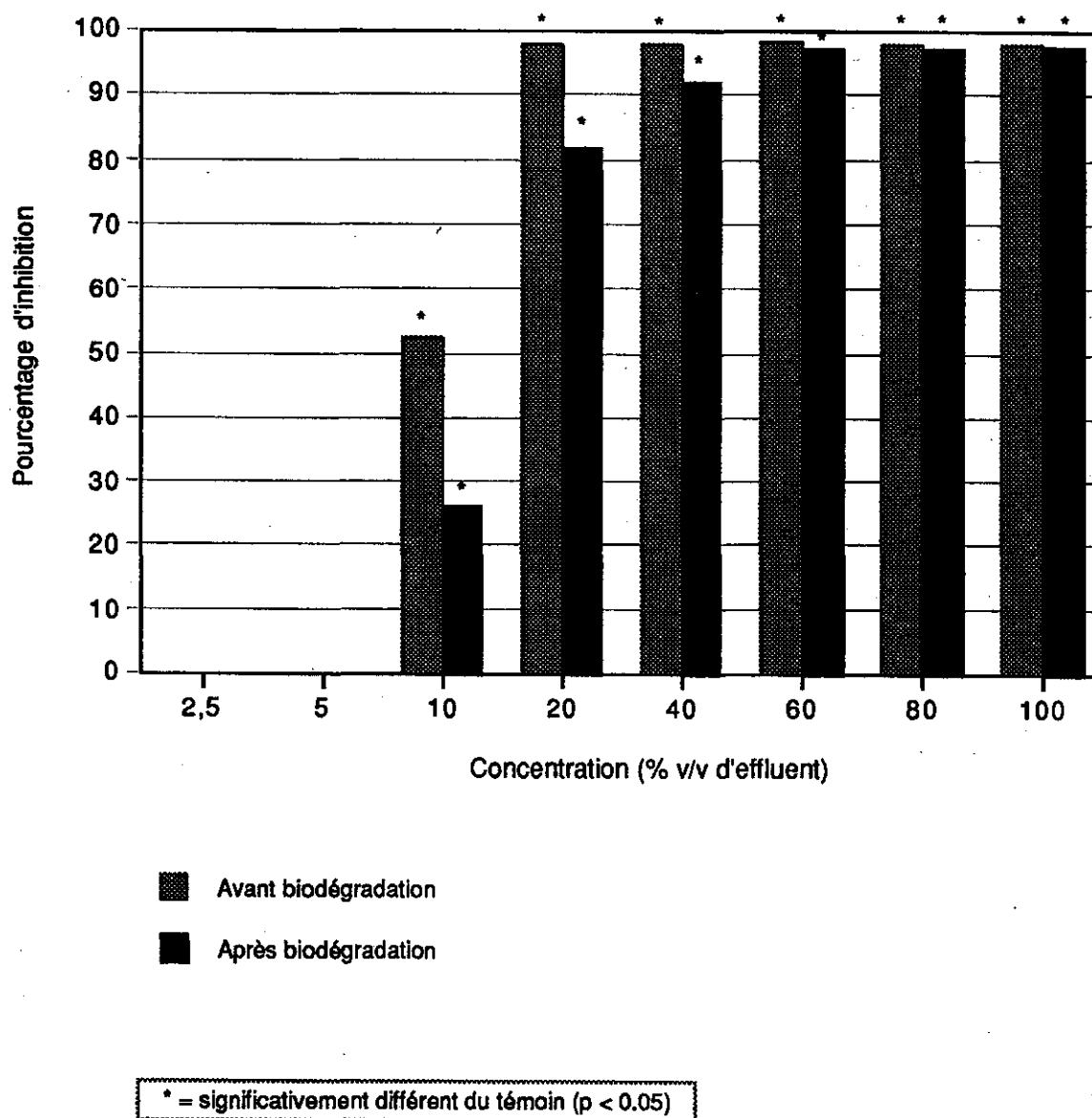
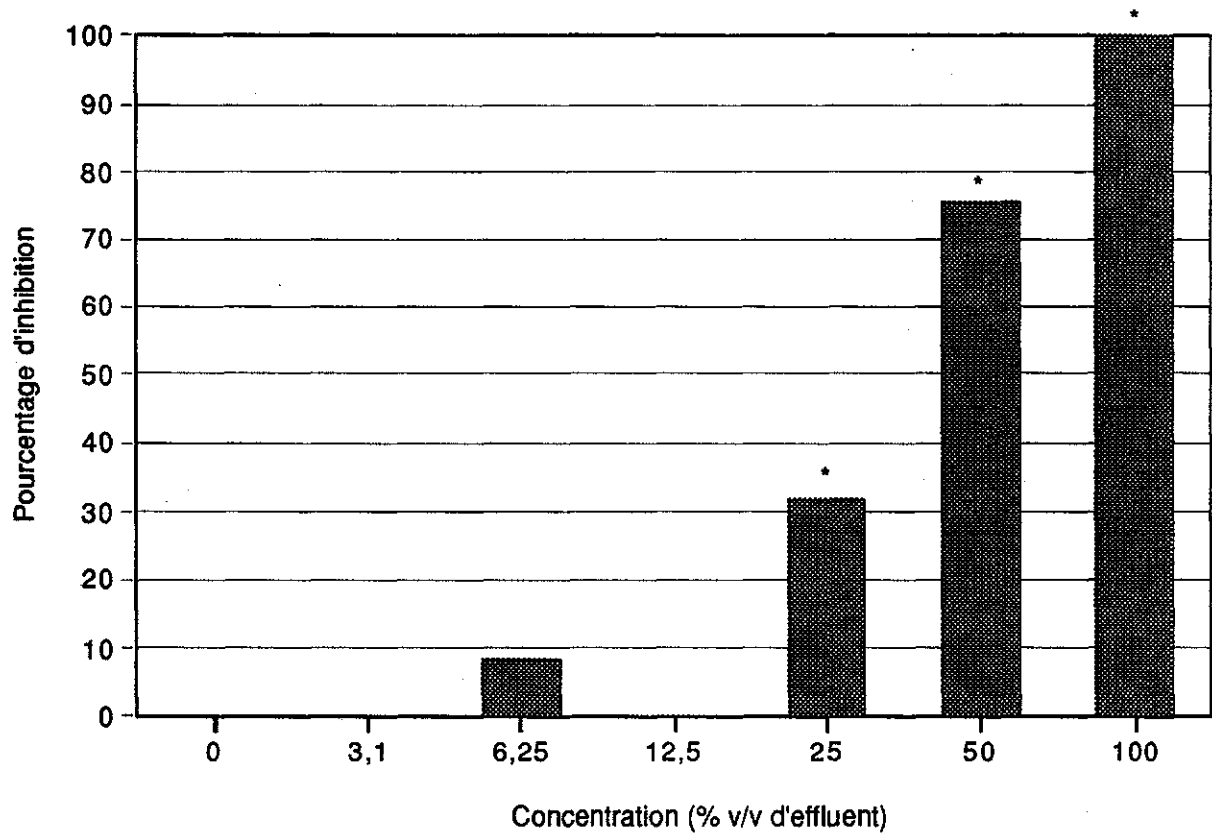


Figure 3 *Inhibition de la croissance (avant et après biodégradation) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

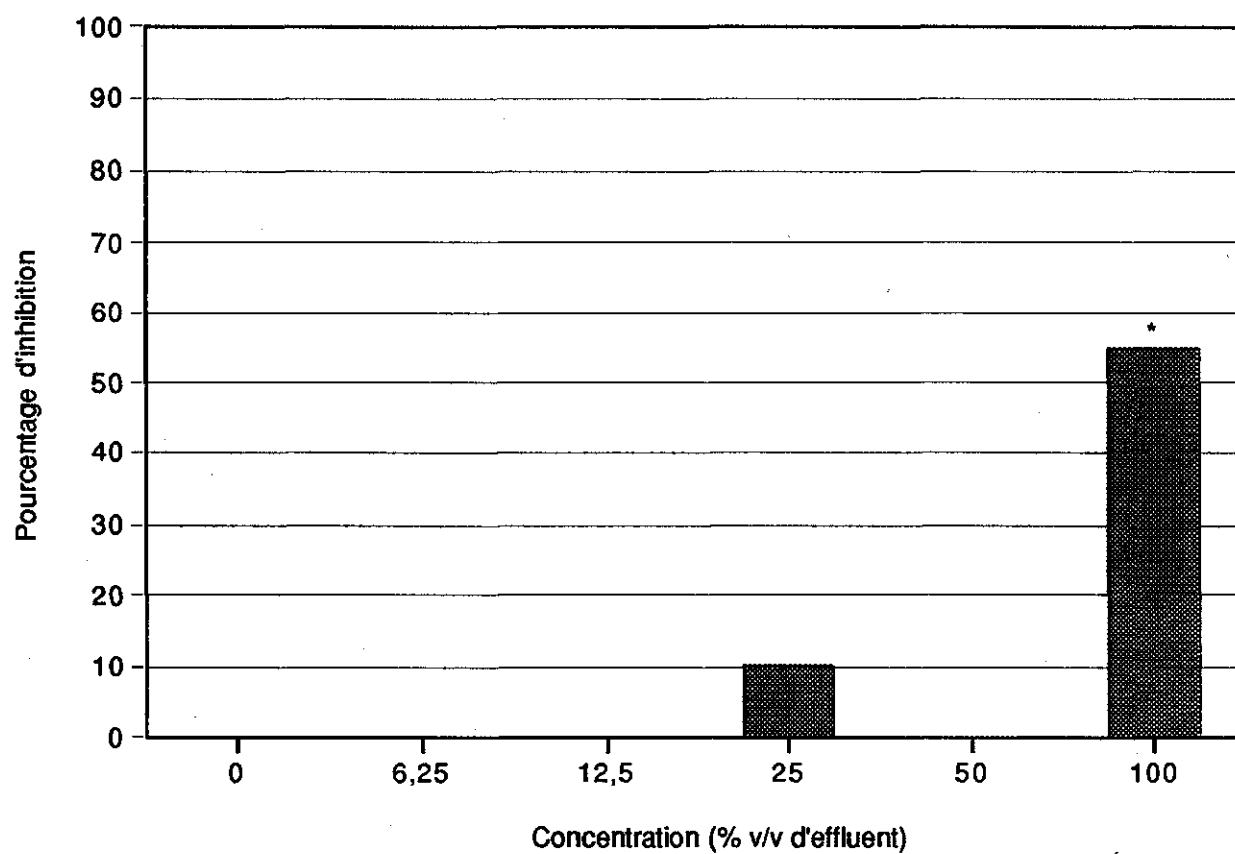
**SÉCAL (Complexe Jonquière)
Point C**



* = significativement différent du témoin ($p < 0.05$)

Figure 4 Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent

SECAL (Complexe Jonquière)
Point B



* = significativement différent du témoin ($p < 0.05$)

Figure 5 *Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent*

réalisées la quatrième journée (22 au 23 octobre) sur un échantillon composé intégré proportionnel au débit des deux émissaires finaux.

Pour cette journée d'évaluation écotoxicologique (22 au 23 octobre) la caractérisation chimique du point n° 1 donne les résultats suivants : huiles et graisses totales (0,5 mg/L), MES (7,3 mg/L) et fluorures (4,4 mg/L). L'aluminium total (1,11 mg/L) et les cyanures totaux (0,035 mg/L) dépassent les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987). Parmi les paramètres organiques détectés, mentionnons les HAP suivants reconnus comme ayant un potentiel cancérigène : benzo (a) pyrène (0,18 µg/L), benzo (b) fluoranthène (0,29 µg/L), benzo (a) anthracène (0,12 µg/L) et le benzo (ghi) pérylène (0,12 µg/L).

Pour le point n° 2, on retrouve de faibles concentrations d'huiles et graisses totales (2,2 mg/L) et de MES (9,4 mg/L). Les cyanures n'ont pas été détectés (< 0,01 mg/L); les fluorures sont par contre présents à une concentration élevée (11 mg/L). L'aluminium total (4,05 mg/L) dépasse les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987). Parmi les paramètres organiques, signalons le benzo (a) pyrène (0,25 µg/L), le benzo (b) fluoranthène (0,40 µg/L), l'indéno (1,2,3-cd) pyrène (0,13 µg/L), le benzo (a) anthracène (0,15 µg/L), le benzo (ghi) pérylène (0,16 µg/L) et le chrysène (0,26 µg/L), tous reconnus pour leur potentiel cancérigène (CNRC, 1984). Mentionnons aussi la présence d'un congénère de biphényles polychlorés (BPC-1248) détecté à une concentration de 0,26 µg/L dépassant ainsi la concentration limite acceptable de 1 ng/L (CCMRE, 1987).

Le pH de l'effluent composé des deux émissaires finaux se situait à 7,6 et la dureté a été évaluée à 54,2 mg/L. L'analyse du carbone organique total indique une valeur initiale de 9,8 mg/L qui diminue légèrement (9,1 mg/L) après cinq jours d'aération de l'échantillon.

3.5.2 Bioessais

3.5.2.1 Létalité.- Les deux campagnes n'ont révélé aucune toxicité létale des échantillons d'effluent pour la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) ou le crustacé *Ceriodaphnia dubia*.

3.5.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox est le seul bioessai qui s'est avéré positif lors de la première campagne d'échantillonnage. Avant biodégradation, le seuil toxique a été évalué à 22,6 UT_{sa}. Après l'étape de biodégradation, aucune inhibition de l'émission lumineuse n'a été décelée.

L'échantillon de la seconde campagne n'indique aucune toxicité envers les bactéries du test Microtox.

3.5.2.3 Sublétaleté chronique.- Le test avec l'algue *S. capricornutum* n'a indiqué aucune inhibition significative de la croissance lors des deux campagnes d'échantillonnage.

Le test d'inhibition de reproduction, avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, n'a mis en évidence aucun effet toxique relié aux échantillons d'effluent des deux caractérisations.

Lors de la première campagne, le SOS Chromotest n'a montré aucune activité génotoxique dans les quatre étapes du test. Cependant, on a observé une toxicité (non quantifiée) pour les bactéries du test, tant sur l'échantillon original (-S9) que sur celui ayant subi une activation métabolique (+S9). À noter l'absence de toxicité suite à l'étape de biodégradation de ces deux échantillons.

La deuxième campagne d'échantillonnage a indiqué la présence d'une génotoxicité potentielle associée à l'effluent composé. L'échantillon original (-S9) montre, avant l'étape de biodégradation, un seuil toxique de 22,4 Ug. Après cette étape, on observe une diminution de l'activité génotoxique (seuil toxique de 4,5 Ug). L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) indique une activité génotoxique identique avant et après aération de l'échantillon d'effluent (seuil toxique de 4,5 Ug).

3.6 Société canadienne des Métaux Reynolds (Cap-de-la-Madeleine)

3.6.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- L'usine applique divers traitements aux eaux de procédés. Celles provenant du secteur de laminage à chaud sont traitées à l'aide d'un procédé d'ultrafiltration pour enlever les huiles en émulsion. Les eaux de laminage à froid sont décantées pour la récupération des huiles puis sont acheminées au réseau municipal d'égouts avec les eaux domestiques et pluviales (GIPASL, 1992).

Pour la campagne de caractérisation, les effluents de quatre émissaires ont fait l'objet d'une analyse physico-chimique. L'échantillonnage écotoxicologique a été réalisé la seconde journée (21 au 22 novembre 1990) sur un échantillon composé (24 h) proportionnel au débit des quatre effluents. Le pH de cet échantillon se situait à 7,4 et la mesure du carbone organique total indiquait une faible concentration de

départ (6,0 mg/L), suivie d'une légère diminution (18 p. 100) après cinq jours d'aération.

Pour le point n° 1, le débit de la seconde journée d'échantillonnage est de 444,3 m³/d, le pH se maintient autour de 6,8. Les principaux paramètres conventionnels - DCO (52 mg/L), MES (23 mg/L) et huiles et graisses (4 mg/L) - sont présents en faible concentration. Parmi les paramètres inorganiques, l'aluminium (0,65 mg/L), le cuivre (0,03 mg/L) et le plomb (0,02 mg/L) dépassent les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987). Un contaminant organique, le phtalate de di-(2-éthylexyle) (5,7 µg/L) reconnu cancérogène chez les rats et les souris (Soderman, 1987), dépasse aussi les limites recommandées.

Le débit de l'émissaire n° 2 est de 64,9 m³/d et le pH se maintient entre 6 et 7. La DCO (238 mg/L) est élevée. Les concentrations de MES (5 mg/L) et celles d'huiles et de graisses (3 mg/L) sont faibles. Les concentrations de cuivre (0,78 mg/L), de plomb (0,027 mg/L) ainsi que le phtalate de di (éthyl-2 hexyle) (31 µg/L) dépassent les limites recommandées pour protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

Le pH du point n° 3 se maintient généralement entre 6 et 9 avec des variations de 2,2 à 9,4 sur de courtes périodes. Le débit est évalué à 126,3 m³/d, la DCO est de 100 mg/L; pour les MES la concentration est de 100 mg/L et elle est de 9 mg/L pour les huiles et graisses. Les concentrations de cuivre (0,16 mg/L) et de plomb (0,054 mg/L) dépassent les limites recommandées pour la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987); il en est de même pour les deux contaminants organiques détectés : le dichloro-1,3 benzène (24 µg/L) et le phtalate de di (éthyl-2 hexyle) (17 µg/L).

Au point n° 4, le pH oscille autour de 8, le débit est de 108 m³/d et la DCO est évaluée à 72 mg/L. Les MES et les huiles et graisses se retrouvent à des concentrations respectives de 13 et 2 mg/L. Les concentrations de cuivre (0,87 mg/L), de plomb (0,037 mg/L) ainsi que le dichloro-1,3 benzène (5,3 µg/L) dépassent légèrement les limites recommandées pour la protection de la vie aquatique (CCMRE, 1987).

3.6.2 Bioessais

3.6.2.1 Létalité. - Aucune létalité n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) ainsi que chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia*.

3.6.2.2 Sublétaleté aiguë.- Le test Microtox n'a mis en évidence aucune toxicité liée à l'échantillon composé.

3.6.2.3 Sublétaleté chronique.- Avant biodégradation, une inhibition de la croissance algale a été décelée à la concentration de 3,1 % v/v d'effluent, le seuil toxique s'établissant à 49,5 UT_{sc}. Après biodégradation de l'échantillon, aucune toxicité n'a été mise en évidence.

Le test avec les crustacés n'a montré aucune inhibition significative de la reproduction.

Aucune activité génotoxique n'a été décelée dans cet échantillon. Cependant une toxicité (non quantifiée) est observée dans trois étapes du test sur quatre, soit lors des deux étapes de biodégradation ainsi que sur l'échantillon original (-S9).

3.7 Aluminerie de Bécancour inc. (Bécancour)

3.7.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Les eaux usées domestiques sont acheminées à l'usine de traitement du parc industriel. Les eaux de lavage des ateliers sont traitées par une unité d'ultrafiltration avant d'être acheminées au réseau domestique. L'eau utilisée à la fonderie est recirculée. La purge de ce circuit est traitée par une unité de flottation à air dissous, puis acheminée au bassin de sédimentation avant rejet au fleuve (GIPASL, 1992).

Pour la journée d'échantillonnage écotoxicologique (20 au 21 novembre 1991), le débit est de 1152 m³/d. La concentration de DCO (37 mg/L) et de DBO₅ (5 mg/L) est peu élevée. La concentration de matière en suspension (MES) est évaluée à 15 mg/L, celle de fluorures totaux à 4 mg/L et les teneurs en huiles et graisses sont inférieures à la limite de détection (< 1 mg/L).

Parmi les paramètres inorganiques, les concentrations d'aluminium total (0,8 mg/L), et de plomb (0,03 mg/L) sont similaires aux concentrations qui agissent significativement sur la reproduction du cladocère *Daphnia magna* (CCMRE, 1987). Les concentrations de cadmium (6 µg/L) et de sélénium (9 µg/L) dépassent aussi ces recommandations.

Parmi les paramètres organiques, le phtalate de di-(éthyl-2 hexyle) (2,9 µg/L) reconnu comme cancérigène chez les rats et les souris (Soderman, 1987) et le phtalate de di-n-butyle (6,7 µg/L) dépassent les concentrations limites recommandées

pour la vie aquatique (CCMRE, 1987). Peu de HAP ont été détectés; mentionnons cependant le benzo (B+K) fluoranthène (0,05 µg/L) reconnu comme ayant un potentiel cancérigène (CNRC, 1984).

Le composé pour l'évaluation écotoxicologique indique un pH légèrement alcalin (7,5) et une dureté élevée (226 mg/L de CaCO₃). L'analyse du carbone organique total initial (9,2 mg/L) a révélé la présence de substances biodégradables à 14 p. 100 après cinq jours d'aération.

3.7.2 Bioessais

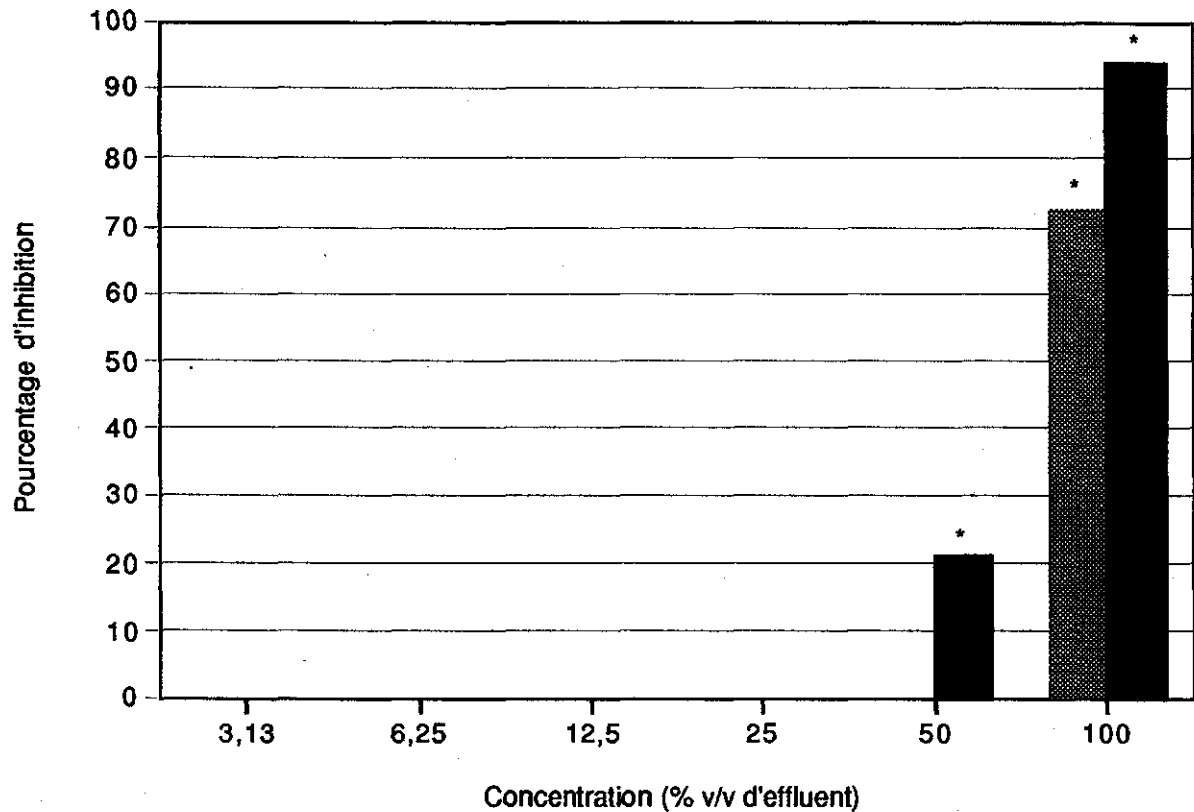
3.7.2.1 Létalité.- Aucune toxicité létale n'a été observée tant chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) que chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia*.

3.7.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox n'a montré aucune inhibition significative de la bioluminescence chez les bactéries.

3.7.2.3 Sublétalité chronique.- Une inhibition de la croissance des algues a été observée, avant biodégradation, à la concentration de 100 % v/v (seuil toxique de 1,4 UT_{sc}). Après biodégradation, l'inhibition est légèrement supérieure (seuil toxique 2,8 UT_{sc}) et se révèle significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent (figure 6). La CI₅₀ est identique avant et après biodégradation (1-2 UT_{sc}).

Chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia*, aucune inhibition significative de la reproduction n'a été observée.

Avant biodégradation, le SOS Chromotest s'est avéré positif sur l'échantillon original à la concentration de 50 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 4,5 U_g. Suite à l'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9), on note sur l'échantillon non biodégradé une activité génotoxique encore plus importante (seuil toxique de 22,5 U_g). Après biodégradation de ces deux échantillons, aucune activité génotoxique n'a été observée.

Aluminerie de Bécancour inc. (Bécancour)

■ Avant biodégradation

■ Après biodégradation

* = significativement différent du témoin ($p < 0.05$)

Figure 6 *Inhibition de la croissance (avant et après biodégradation) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

4 DISCUSSION

4.1 Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité

4.1.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été observée pour l'ensemble des effluents testés (voir les résultats avec la Truite arc-en-ciel et le crustacé *Ceriodaphnia dubia*, tableau 2, page suivante).

Par ailleurs, les concentrations des composés organiques et inorganiques décelées dans les divers échantillons d'effluent dépassent rarement les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987). De plus, ces dépassements ne se situent que très occasionnellement au-delà des concentrations jugées létales pour les organismes utilisés dans les bioessais. L'exception principale concerne les trois effluents du complexe SÉCAL à Jonquière dans lesquels on a trouvé des concentrations très élevées de divers contaminants lors de la caractérisation chimique de mars 1989. Cependant, les échantillons d'effluents recueillis en octobre 1990 pour les bioanalyses ne mettent en évidence aucune toxicité létale pour les crustacés ou la Truite arc-en-ciel. On peut donc considérer l'ensemble des effluents des alumineries testées comme non problématique en ce qui concerne la variable létalité.

4.1.2 Sublétalité aiguë

4.1.2.1 Inhibition de la bioluminescence.- Trois échantillons d'effluent provenant de deux usines se sont révélés toxiques pour les bactéries du test Microtox. L'échantillon d'effluent de l'usine Reynolds de Baie-Comeau, prélevé en février 1991, montre un seuil toxique relativement élevé (22 UT_{sa}); la deuxième campagne d'échantillonnage (octobre 1991) n'indique par contre aucune toxicité associée à l'échantillon d'effluent alors. Les échantillons d'effluent des émissaires C et B du complexe SÉCAL (Jonquière), montrent une faible toxicité pour les bactéries du test (tableau 3). À noter qu'un seul des trois effluents (émissaire C) a révélé une intensité toxique suffisante pour calculer une CI₅₀ (concentration qui inhibe 50 p. 100 de la bioluminescence).

Ces résultats semblent indiquer une plus forte toxicité des effluents pour les bactéries du test Microtox que pour les organismes utilisés dans les tests de létalité (tableau 2). Toutefois, les tests de létalité avec crustacés sont généralement reconnus comme plus sensibles que les bactéries du test Microtox dans l'évaluation

Tableau 2 *Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés pour les sept alumineries**

Usine et date d'échantillonnage	Truites <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>	
	CL ₅₀ (4 jours)	CL ₅₀ (7 jours)	Seuil toxique (7 jours)
SÉCAL (Beauharnois) juin 1991	< 1	< 1	< 1
SÉCAL (Beauharnois) octobre 1992	< 1	< 1	< 1
SÉCAL (Isle maligne) novembre 1991	< 1	< 1	< 1
SÉCAL (Grande-Baie) janvier 1992	< 1	< 1	< 1
SECAL - émissaire A-D	< 1	< 1	< 1
(Jonquière) - émissaire C	< 1	< 1	< 1
novembre 1990 - émissaire B	< 1	< 1	< 1
Reynolds (Baie-Comeau) février 1991	< 1	< 1	< 1
Reynolds (Baie-Comeau) octobre 1992	< 1	< 1	< 1
Reynolds (Cap-de-la-Madeleine) novembre 1990	< 1	< 1	< 1
ABI (Bécancour) novembre 1991	< 1	< 1	< 1

* Les valeurs sont en unités toxiques létales (UT_l).

Tableau 3 Sommaire du test de sublétaleté aiguë avec bactéries pour les sept alumineries*

Usine et date d'échantillonnage	Microtox (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)			
	Cl ₅₀ (15 min)		Seuil toxique (15 min)	
	Av	Ap	Av	Ap
SÉCAL (Beauharnois) juin 1991	< 2	< 2	< 2	< 2
SÉCAL (Beauharnois) octobre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
SÉCAL (Alma) octobre 1991	< 2	< 2	< 2	< 2
SÉCAL (La Baie) janvier 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
SÉCAL - émissaire A-D	< 1	< 1	< 2	< 2
(Jonquièrre) - émissaire C	1	< 1	2,5	< 2
novembre 1990 - émissaire B	< 1	< 1	4	< 2
Reynolds (Baie-Comeau) février 1991	< 8	< 2	22,6	< 2
Reynolds (Baie-Comeau) octobre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
Reynolds (Cap-de-la-Madeleine) novembre 1990	< 2	< 2	< 2	< 2
ABI (Bécancour) novembre 1991	< 2	< 2	< 2	< 2

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales aiguës.

Av : avant biodégradation.

Ap : après biodégradation.

Cl₅₀: concentration qui inhibe 50 p. 100 de l'émission de lumière en 15 minutes.

d'effluents industriels (Bulich, 1982; Calleja *et al.*, 1986; Ankley *et al.*, 1990; Munkittrick *et al.*, 1991). Nos observations contredisent donc quelque peu les résultats mentionnés dans la documentation.

Une partie de cette sensibilité plus grande du test Microtox (trois réponses positives) peut probablement s'expliquer par le choix du paramètre de mesure utilisé (seuil toxique). En effet, ce paramètre qui tient compte de la plus petite concentration ayant un effet statistiquement différent du témoin (CME0) et de la concentration sans effet observé (CSEO) est par conséquent généralement plus sensible que la valeur de CI_{50} (concentration qui inhibe 50 p.100 de la bioluminescence) rapportée habituellement dans la documentation. Cette valeur de CI_{50} n'a été mesurée qu'une seule fois lors du test Microtox (tableau 3). En ne tenant compte que de cette unique valeur, on rapporterait donc une quasi-absence de toxicité pour les bactéries du test.

La caractérisation chimique des effluents de l'usine Reynolds (Baie-Comeau), effectuée en 1989, a révélé la présence de diverses substances organiques telles que les HAP et les BPC. Le test Microtox étant reconnu pour sa sensibilité aux composés organiques (Calleja *et al.*, 1986; Tarkpea *et al.*, 1986; Munkittrick *et al.*, 1991), cela pourrait expliquer, en partie, les résultats observés pour ce test lors de la première caractérisation biologique réalisée en février 1991 (tableau 3). Cependant, le test Microtox effectué sur l'échantillon recueilli en octobre 1992 n'a indiqué aucune toxicité pour les bactéries, malgré la présence de nombreux HAP détectés dans les deux effluents finaux de l'usine (voir le chapitre «résultats»). L'échantillonnage pour les premières analyses biologiques a été réalisé en février 1991, soit deux ans après la caractérisation chimique (mars 1989); il nous apparaît alors difficile de discuter des substances susceptibles d'être responsables de la toxicité observée. En effet, durant cette période, des changements tant dans le système de traitement des effluents que dans les procédés de transformation ont pu modifier la nature des rejets de l'usine.

Mentionnons finalement que le test Microtox étant le seul bioessai de toxicité (létale ou sublétale) ayant montré une réponse sur l'échantillon de février 1991, l'absence d'inhibition sur l'échantillon du mois d'octobre 1992 semble indiquer une diminution de la toxicité des effluents.

Pour leur part, les effluents des deux émissaires du complexe SÉCAL à Jonquière présentaient des concentrations très élevées de métaux (aluminium, cuivre et mercure) et de composés organiques (HAP et phtalates) lors de la caractérisation

chimique de mars 1989. En supposant des concentrations similaires lors de la caractérisation biologique d'octobre 1990, il est très probable que ces contaminants puissent expliquer la majeure partie des effets observés, autant pour le test Microtox que pour les autres bioessais de sublétalité. En effet, ces deux effluents sont les seuls ayant montré des réponses positives pour tous les tests de sublétalité.

On remarquera finalement l'absence de toxicité après l'étape de biodégradation, aucun des échantillons d'effluent ne s'étant révélé toxique pour les bactéries du test après cinq jours d'aération (tableau 3). Il est probable que l'aération des échantillons aura permis une certaine biodégradation ou transformation des composés toxiques présents dans les effluents, diminuant par le fait même la toxicité pour les bactéries.

4.1.3 Sublétalité chronique

4.1.3.1 Inhibition de la reproduction.- Le test d'inhibition de la reproduction avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* s'est révélé négatif pour la majorité des effluents testés, à l'exception des échantillons prélevés aux émissaires C et B du complexe SECAL Jonquière (tableau 4).

Ce test de sublétalité est généralement reconnu comme très sensible dans la détection de la toxicité d'effluents industriels (Pontash *et al.*, 1989; Krzysztof *et al.*, 1992; Lewis, 1992). Cependant, les effets toxiques dans ce cas-ci se sont avérés de faible amplitude (1,4 et 5,6 UT₅₀) et ont été détectés pour deux effluents seulement. Le test s'avère donc dans son ensemble un peu moins sensible que le test Microtox.

Les seules mises en évidence de toxicité proviennent de deux émissaires du complexe SÉCAL, Jonquière (émissaires C et B) qui ont révélé, tel que mentionné auparavant, de fortes concentrations de métaux. Ces contaminants sont vraisemblablement responsables (en admettant des concentrations similaires lors du relevé écotoxicologique) du phénomène d'inhibition de la reproduction observé chez les crustacés. En effet, le test avec les crustacés est spécifiquement reconnu pour sa sensibilité à divers métaux (Spehar et Fiantt, 1986; Dorn *et al.*, 1987; Kszos *et al.*, 1992).

4.1.3.2 Inhibition de la croissance algale.- Le test d'inhibition de la croissance avec l'algue *Selenastrum capricornutum* s'est avéré plus sensible que les autres bioessais d'inhibition, mettant en évidence de la toxicité dans sept échantillons d'effluent. Avant biodégradation, cinq échantillons sur 11 ont montré une inhibition

significative de la croissance algale (seuil toxique de 1,2 à 49,5 UT_{sc}; tableau 4). Après biodégradation, la toxicité persiste pour deux échantillons (ABI et SECAL Jonquière; point C). Trois échantillons ont révélé une inhibition suffisante de la croissance des algues pour permettre le calcul d'une Cl₅₀.

Les tests avec des producteurs primaires (algues et plantes supérieures) sont généralement peu utilisés dans les évaluations d'effluents en raison de leur manque apparent de sensibilité. Toutefois, plusieurs auteurs (Wang et Williams, 1988; Taraldsen et Norberg-King, 1990; Walsh *et al.*, 1991) considèrent les plantes supérieures comme très sensibles. D'autres (Walsh et Merrill, 1984; Wong et Couture, 1986; Lewis, 1992) ont montré que les algues sont aussi sensibles sinon plus que les invertébrés et les poissons dans l'évaluation de la toxicité de divers types d'effluents industriels. Plusieurs évaluations d'effluents industriels réalisées dans nos laboratoires confirment une sensibilité comparable du test algal avec les autres bioessais (Costan et Bermingham, 1992) et même supérieure (Boudreau *et al.*, 1992).

En comparant les résultats du test algal à ceux du test d'inhibition de croissance avec *Ceriodaphnia dubia*, on observe une intensité similaire des réponses pour les effluents des émissaires C et B du complexe SÉCAL (Jonquière). Cependant, on note un plus grand nombre de réponses pour le test algal avant l'étape de biodégradation (5 versus 2; tableau 4), les échantillons prélevés aux usines SÉCAL (Alma), Reynolds (Cap-de-la-Madeleine) et ABI s'étant révélés toxiques pour les algues mais pas pour les crustacés.

Le bioessai algal se révèle aussi plus sensible (nombre de réponses observées) que le test Microtox. Avant et après biodégradation, trois échantillons d'effluent se révèlent toxiques pour les bactéries du test Microtox et neuf le sont pour les populations algales. Cette plus grande sensibilité du test algal a déjà été mentionnée. Dans une évaluation de 326 échantillons provenant de sites dangereux, Greene et Peterson (1989) indiquent que le test Microtox s'est révélé négatif dans 65 p. 100 des cas où une toxicité a été détectée soit par le test algal ou par le test avec crustacé (*Daphnia magna*).

Les plus fortes valeurs de toxicité ont été mesurées pour l'effluent de l'émissaire C du complexe SÉCAL (Jonquière) et celui de l'usine Reynolds (Cap-de-la-Madeleine). Ces deux effluents indiquent de fortes concentrations de métaux, ce qui pourrait expliquer une bonne partie des effets toxiques observés, les algues étant reconnues comme très sensibles à la présence de métaux (Rai *et al.*, 1981). De

même, l'effluent de l'usine ABI qui montre une inhibition algale persistante avant et après aération, contient lui aussi plusieurs métaux (cadmium, plomb, sélénium).

Par ailleurs, la toxicité n'ayant pas diminué après biodégradation, (sauf pour l'effluent de Reynolds, Cap-de-la-Madeleine), c'est un argument de plus en faveur d'une toxicité liée aux métaux (non biodégradables). Au contraire, on observe pour deux échantillons, une mise en évidence de toxicité après l'étape de biodégradation, absente sur l'échantillon non biodégradé. On peut émettre l'hypothèse d'une possible augmentation de la biodisponibilité de certains métaux auparavant complexés avec la matière organique. D'autres phénomènes sont cependant possibles (synergie, antagonisme entre substances, transformation en composés plus toxiques).

4.1.3.3 Génotoxicité.- Le test de génotoxicité (SOS Chromotest) a mis en évidence une activité génotoxique dans six échantillons d'effluents sur 11 avant l'étape de biodégradation ou de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (tableau 5). La présence de substances promutagènes activables après biotransformation de l'échantillon original (+S9) est décelée dans deux échantillons (ABI et Reynolds Baie-Comeau, octobre 1992). Après aération de cinq jours, seul celui de Reynolds montre encore une activité génotoxique.

On remarquera la présence de toxicité pour les bactéries du test dans plusieurs échantillons d'effluent. Le SOS Chromotest ayant été conçu à l'origine pour l'étude des substances pures (Quillardet *et al.*, 1982), son utilisation dans l'étude d'effluents complexes demeure encore problématique. En effet, aux plus fortes concentrations testées, on observe souvent de la toxicité pour les bactéries du test, un phénomène qui pourrait masquer la présence de génotoxicité. Aux plus faibles concentrations, les détections de lésions du matériel génétique sont peu fréquentes.

Néanmoins, le test a mis en évidence une activité génotoxique pour 55 p. 100 des échantillons avant aération. Après cette étape, à l'exception d'un effluent, aucune activité génotoxique n'est observée. Cela suggère une certaine biodégradation des substances potentiellement dangereuses pour le matériel génétique des bactéries. La comparaison avec les autres tests de sublétaleté, malgré des variables d'effets différentes (génotoxicité versus phénomène d'inhibition) indique que ce test s'avère dans son ensemble d'une sensibilité similaire (nombre de

Tableau 4 *Sommaire des tests de sublétaleté chronique avec l'algue S. capricornutum (inhibition de croissance) et le crustacé C. dubia (inhibition de la reproduction) pour les sept alumineries**

Usine et date d'échantillonnage	Algues <i>Selenastrum capricornutum</i>				Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>
	Cl ₅₀ (4 jours)		Seuil Toxique (4 jours)		Seuil Toxique (7 jours)
	Av	Ap	Av	Ap	Av
SÉCAL (Beauharnois) juin 1991	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SÉCAL (Beauharnois) octobre 1992	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
SÉCAL (Alma) novembre 91	< 1	< 1	1,4	< 1	< 1
SÉCAL (La Baie) janvier 1992	< 1	2,2	< 1	5,7	< 1
SÉCAL - émissaire A-D (Jonquière) - émissaire C novembre 1990 - émissaire B	< 1	< 1	< 1	1,2	< 1
	10-20	5-10	15,6	15,6	5,6
	< 1	< 1	1,2	< 1	1,4
Reynolds (Baie-Comeau) février 1991	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Reynolds (Baie-Comeau) octobre 1992	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Reynolds (Cap-de-la-Madeleine) novembre 1990	< 1	< 1	49,5	< 1	< 1
ABI (Bécancour) novembre 1991	1-2	1-2	1,4	2,8	< 1

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales chroniques (UT_{SC}).

Av = Avant biodégradation.

Ap = Après biodégradation.

tests positifs) au test algal, du moins avant l'étape de biodégradation (comparez les tableaux 4 et 5). L'intensité des réponses est cependant un peu moins élevée que pour le test avec les algues.

Parmi les paramètres susceptibles d'expliquer ces résultats, un ester de phtalate, le di-(éthyl-2 hexyle), retrouvé dans plusieurs effluents est à considérer, celui-ci s'étant révélé cancérigène chez les rongeurs (Soderman, 1987). Toutefois, c'est principalement la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), détectés dans tous les effluents où de la génotoxicité est observée, qui devrait le plus nous préoccuper. En effet, plusieurs de ceux-ci sont considérés comme ayant un fort potentiel cancérigène chez les mammifères (CNRC, 1983).

On remarquera plus particulièrement l'échantillon d'effluent de l'usine Reynolds de Baie-Comeau prélevé en octobre 1992, le seul indiquant une génotoxicité persistante lors des quatre étapes du test (tableau 5). La caractérisation chimique de cette usine (effectuée à la même période cette fois-ci) mentionne la présence de deux HAP reconnus comme ayant un potentiel cancérigène très élevé : le benzo (b) fluoranthène (0,29 µg/L) et le benzo (a) pyrène (0,18 µg/L). Ce dernier, dans une étude comparative de détection de substances génotoxiques à l'aide du SOS Chromotest, a induit une activité génotoxique (quoique faible) chez les bactéries du test (Legault *et al.*, 1994). Cependant, le benzo (a) pyrène n'est pas génotoxique en lui-même. Ce sont seulement ses métabolites, après l'étape de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (+S9), qui peuvent altérer le matériel génétique des bactéries et induire une réponse. Ce composé ne peut donc être responsable de l'activité génotoxique observée sur l'échantillon original. Cependant, rien ne s'oppose à cette hypothèse après l'étape de bioactivation enzymatique (+S9).

D'un autre côté, aucune génotoxicité n'a été observée pour l'échantillon de l'usine SÉCAL de Beauharnois (octobre 1992) qui recèle les deux mêmes HAP (quoique à des concentrations légèrement inférieures). On ne peut donc pas affirmer que les HAP sont les seules substances responsables ou aient même une quelconque responsabilité dans l'activité génotoxique observée; plusieurs autres substances (analysées ou non) peuvent jouer un rôle dans cette réponse.

On se rend bien compte que l'analyse d'effluents industriels contenant souvent plusieurs centaines de substances différentes est complexe. Une simple évaluation écotoxicologique ne permet pas de formuler et de tester des hypothèses sur les causes probables des effets toxiques observés.

Néanmoins, les HAP étant reconnus comme des substances très problématiques, leur contrôle dans les effluents des alumineries devrait faire l'objet d'une attention particulière. Dans un inventaire des sources de HAP au Québec (Environnement Canada, 1988), on mentionne que des systèmes de traitement primaire (flottation à air dissous, filtre au charbon activé) ou secondaire (biodégradation anaérobie), et une gestion appropriée des boues, pourraient permettre d'éliminer la plus grande partie de la charge de HAP rejetée dans les effluents industriels liquides.

4.3 Classement sur l'échelle du BEEP

Le BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels; Costan *et al.*, 1993), un outil de gestion élaboré par le Centre Saint-Laurent, permet d'évaluer et de comparer les effluents industriels sur une échelle logarithmique de 0 à 10. La formule développée intègre la majorité des résultats des bioessais effectués, la persistance de la toxicité, l'étendue de l'impact toxique ainsi que le débit de chaque effluent. Cet outil d'évaluation a ainsi permis une comparaison des 50 industries du PASL. Sur cette échelle, les alumineries considérées dans ce rapport se classent respectivement au 25^e, 37^e, 39^e, 42^e, 43^e, 44^e et 47^e rang des établissements jugés les plus problématiques (figure 7).

Il faut mentionner que le calcul de l'indice BEEP pour les usines SÉCAL (Beauharnois) et Reynolds (Baie-Comeau) a été effectué sur la base de la première campagne d'échantillonnage et non sur les campagnes subséquentes. Cependant, les bioanalyses ultérieures des effluents des deux usines indiquent une très forte similitude des réponses de toxicité. Les deux caractérisations biologiques de SECAL (Beauharnois) montrent une absence d'effets toxiques pour tous les tests de létalité et de sublétaleté aiguë et chronique; l'unique différence provient du test de génotoxicité qui s'est avéré positif sur l'échantillon original de la campagne de juin 1991 (tableau 5). Pour l'usine Reynolds (Baie-Comeau), les réponses sont très semblables à l'exception du test Microtox, et plus particulièrement du SOS Chromotest qui a révélé une activité génotoxique importante pour l'échantillon d'octobre 1992. Toutefois, la présence de toxicité pour les bactéries du SOS Chromotest, pour le test effectué sur l'échantillon de février 1991, nous empêche de nous prononcer sur la génotoxicité potentielle.

Tableau 5 Sommaire du test de génotoxicité avec bactéries pour les sept alumineries*

Usines et date d'échantillonnage	SOS Chromotest (<i>Escherichia coli</i>)			
	-S9		+S9	
	Avi	Ap	Av	Ap
SÉCAL (Beauharnois) juin 1991	4,5	< 2 ^s	< 2	< 2
SÉCAL (Beauharnois) octobre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
SÉCAL (Aima) novembre 1991	< 2 ^s	< 2 ^s	< 2	< 2
SÉCAL (La Baie) janvier 1992	4,5	< 2	< 2	< 2
SÉCAL - émissaire A-D (Jonquière)	< 2	< 2	< 2	< 2
- émissaire C	8,2	< 2 ^t	< 2 ^t	< 2 ^t
novembre 90 - émissaire B	11,4	< 2	< 2 ^t	< 2
Reynolds (Baie-Comeau) février 1991	< 2 ^t	< 2	< 2 ^t	< 2
Reynolds (Baie-Comeau) octobre 1992	22,5	4,5	4,5	4,5
Reynolds (Cap-de-la-Madeleine) novembre 1990	< 2 ^t	< 2 ^t	< 2	< 2 ^t
ABI (Bécancour) novembre 1991	4,5	< 2	22,5	< 2

* Les valeurs de seuil toxique sont en unités génotoxiques (U_g).

- S9 = sans ajout d'extrait enzymatique de foie de rat.

+ S9 = avec ajout d'extrait enzymatique de foie de rat.

s : stimulation bactérienne.

t : toxicité non quantifiée pour les bactéries.

La valeur BEEP est donc fonction de la toxicité ainsi que du débit des effluents. Les alumineries utilisent généralement peu d'eau dans les différentes étapes de production d'aluminium et les réponses des bioessais sont, pour la plupart, de faible amplitude. Cet ensemble de facteurs explique donc les classements relativement bas obtenus sur l'échelle BEEP pour la majorité des usines de ce secteur.

Ainsi, en gardant en mémoire le phénomène de génotoxicité potentielle associé à ce type d'effluents, on peut considérer que le secteur des alumineries se révèle peu problématique en ce qui a trait à la toxicité potentielle de ses effluents.

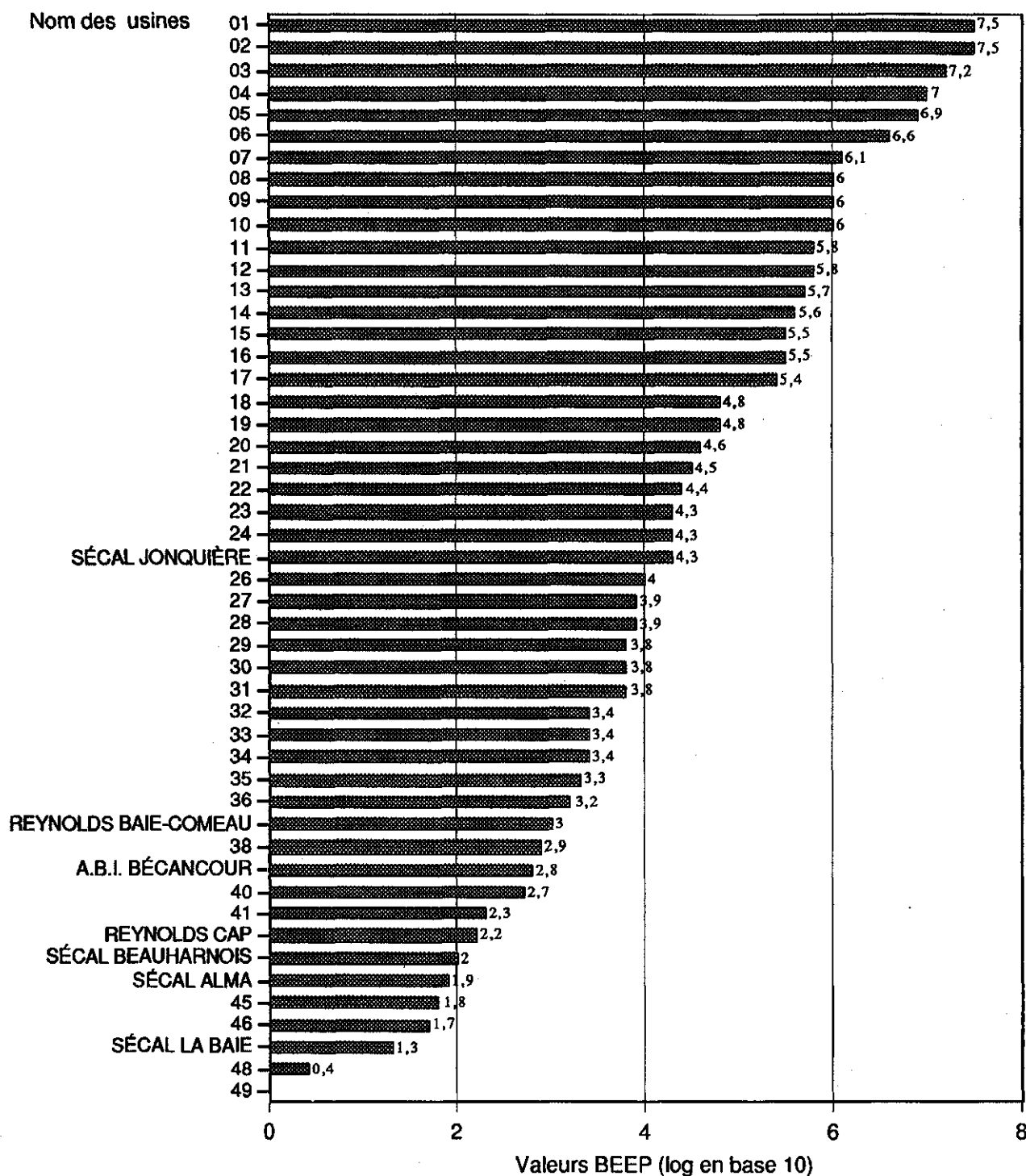


Figure 7 Classement des sept alumineries sur l'échelle BEEP, comparativement à l'ensemble des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent

RÉFÉRENCES

- Ankley, G. T., G. S. Peterson, J. R. Amato et J. J. Jenson (1990). «Evaluation of sucrose as an alternative to sodium chloride in the Microtox® Assay : Comparison to fish and cladoceran tests with freshwater effluents». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 1305-1310.
- APHA - American Public association, AWWA - American Water Works Association et WPCF - Water Pollution Control Federation (1989). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA (Ed.), Washington, D.C., USA.
- Beckman (1982). *Microtox System Operating Manual 01555879*. Carlsbad, CA, U.S.A.
- Blaise, C. (1986). «Micromethod for acute aquatic toxicity assessment using the green alga *Selenastrum capricornutum*». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 1 : 377-385.
- Blaise, C. (1991). «Microbiotests in aquatic ecotoxicology: characteristic, utility and prospect.». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 6 : 145-155.
- Blaise, C., N. Bermingham et R. van Coillie (1985). «The integrated ecotoxicological approach to assessment of ecotoxicity». *Water Quality Bulletin*, 10 (1): 3-10.
- Blaise, C., G. Sergy, P. Wells et N. Bermingham (1988). «Biological testing - Development, application and trends in Canadian environmental protection laboratories». *Toxicity Assesment: An International Journal*, 3 : 385-406.
- Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1992). *Évaluation écotoxicologique sommaire de l'effluent de l'usine Dominion Textile (Saint-Timothée)*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 24 p.
- Bulich, A. A. (1982). «A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples.». *Process biochem.* : 45-47.
- Cairns Jr., J. et D. I. Mount (1990). «Aquatic toxicology. Part 2 of four-part series». *Environ. Sci. Technol.*, 24 : 154-161.
- Cairns Jr., J. et J. R. Pratt (1989). «The scientific basis of bioassays». *Hydrobiologia*, 188-189 : 5-20.
- Calleja, A., J. M. Baldasano et A. Mulet (1986). «Toxicity analysis of leachates from hazardous wastes via Microtox and *Daphnia magna*». *Toxicity assessment*, 1 : 73-83.

- CCMRE (Conseil canadien des ministres des Ressources de l'Environnement). (1987). «Vie aquatique d'eau douce». dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa,
- CNRC (1983). *Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique*. Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa.
- Costan, G. et N. Bermingham (1992). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de 13 usines de pâtes et papiers*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 72 p.
- Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J. F. Férard (1993). «Potential ecotoxic effects probe (PEEP) : a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents.». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 8 (2): 115-140.
- Dorn, P. B., J.H. Rodgers, K.M. Jop, J.C. Raia et K. L. Dickson (1987). «Hexavalent chromium as a reference toxicant in effluent toxicity». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6 : 435-444.
- Environnement Canada (1971). *Règlements sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*. Direction générale de la lutte contre la pollution des eaux. Protection de l'environnement. Rapport EPS1-WP-72-1.
- Environnement Canada (1988). *Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec*. Conservation et Protection, région du Québec.
- Environnement Canada (1989a). *Approche intégrée pour l'évaluation écotoxicologique des rejets industriels*. Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Environnement Canada (1989b). *Essai de biodégradation*. Environnement Canada. Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 3 pages.
- Environnement Canada (1990). *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la Truite arc-en-ciel*. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/13.
- Environnement Canada (1992a). *Effluents industriels : Principes méthodologiques et références des méthodes à utiliser pour l'analyse des paramètres requis*. Conservation et Protection, région du Québec. Centre Saint-Laurent. 25 p.
- Environnement Canada (1992b). *Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce Selenastrum capricornutum*. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/25.

- Environnement Canada (1992c). *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/21.
- Environnement Canada (1992d). *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente Photobacterium phosphoreum*. Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/24.
- Environnement Canada (1992e). *SOS Chromotest®- Protocole pour échantillons aqueux*. Conservation et Protection. Centre Saint-Laurent.
- GIPASL (Groupe d'intervention du Plan d'action Saint-Laurent) (1992). *Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries visées par la Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.
- Greene, J. C. et S. A. Peterson (1989). «Comparative toxicological assessment of hazardous chemical wastes using *Daphnia magna*, *Selenastrum capricornutum* and *Photobacterium phosphoreum*.», dans *Environmental Toxicology and Chemistry 10th annual Meeting Oct. 28-Nov. 2*. Toronto, Ontario.
- Hart, W. B., P. Doudoroff et J. Greenbank (1945). *The evaluation of the toxicity of industrial wastes, chemicals and other substances to freshwater fishes*. Wastes control laboratory, Atlantic Refining Co. Philadelphia. 376 p.
- Hofnung, M., P. Quillardet, O. Goerlich et E. Touati (1989). «SOS Chromotest and the use of bacteria for the detection and diagnosis of genotoxic agents.», dans G. Jolles and A. Cordier (Eds.), *New trends in genetic risk assessment, proceeding of the fifth Rhône -Poulenc round table conference*. pp. 125-136.
- Krzysztof, M. J., A. M. Askew, K. F. Terrio et A. T. Simoes (1992). «Application of the short-term chronic test with *Ceriodaphnia dubia* in identifying sources of toxicity in industrial wastewaters». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 49 : 765-771.
- Kszos, L. A., A. J. Stewart et P. A. Taylor (1992). «An evaluation of nickel toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* in a contaminated stream and in laboratory test». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 : 1001-1012.
- Legault, R., C. Blaise, D. Rokosh et R. Chong-Kit (1994). «Comparative assessment of the SOS Chromotest™ and the Mutatox™ test with the salmonella plate incorporation (Ames test) and fluctuation tests for screening genotoxic agents». *Environ. Toxicol. Water Qual* : 9-18.
- Lewis, M. A. (1992). «Periphyton photosynthesis as an indicator of effluent toxicity; relationship to effects on animal species.». *Aquatic toxicology*, 23 : 279-288.

- Munkittrick, K. R., E. A. Power et G. A. Sergy (1991). «The relative sensitivity of Microtox®, daphnid, Rainbow Trout and Fathead Minnow acute lethality tests». *Environmental Toxicology and Water Quality : An International Journal*, 6 : 35-62.
- OECD (1987). *The use of biological tests for water pollution assessment and control*. Organisation for economic cooperation and development. Environment monographs No. 11. 70 pages.
- Pontash, K. W., B. R. Niederlehner et J. J. Cairns (1989). «Comparisons of single-species, microcosm and field responses to a complex effluent.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8 : 521-532.
- Quillardet, P. O., R. D. Huisman et M. Hofnung (1982). «SOS Chromotest, a direct assay of induction of an SOS function in *Escherichia coli* K-12 to measure genotoxicity». *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 79 : 5971-5975.
- Rai, L. C., J. P. Gaur et H. D. Kumar (1981). «Phycology and heavy-metal pollution». *Biol. rev.*, 56 : 99-151.
- Sergy, G. (1987). *Recommendations on Aquatic Biological Tests and Procedures for Environmental Protection, Conservation and Protection*. Environment Canada, Conservation and Protection, Technology Development and Technical Services Branch, Edmonton, Alberta. 102 p.
- Soderman, J. V. (1987). *Handbok of Identified Carcinogens and Noncarcinogens: carcinogenicity - Mutagenicity Data Base, vol. 1, Chemical Class file*. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Spehar, L. R. et J. T. Fiandt (1986). «Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 917-931.
- Sprague, J. B. et B. A. Ramsay (1965). «Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juveniles salmon». *J. Fish. Res. Board Can*, 22 : 425-432.
- Taraldsen, J. et T. J. Norberg-King (1990). «New methods for determining effluent toxicity using duckweed (*Lemna minor*)». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 761-767.
- Tarkpea, M., M. Hanson et B. Samuelsson (1986). «Comparison of the Microtox test with the 96-hr LC50 test for the harpacticoid *Nitocra spinipes*.». *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 11 : 127-143.
- Vezeau, R. (1982). *Protocoles d'échantillonnage, de préservation et de préparation des échantillons pour les analyses des polluants prioritaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.

- Walsh, G. et R. Merrill (1984). «Algal bioassays of industrial and energy process effluents». Dans L. Shubert (éd.), *Algae as ecological indicator*. Academic Press, New-York.
- Walsh, G. E., D. E. Weber et T. L. Simon (1991). «Toxicity tests of effluents with marsh plants in water and sediment». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10 : 517-525.
- Wang, W. et J. M. Williams (1988). «Screening and biomonitoring of industrial effluents using phytotoxicity tests.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 645-652.
- Wong, P. T. S. et P. Couture (1986). «Toxicity screening using phytoplankton.». Dans G. Bitton and B. J. Dutka (Eds.), *Toxicity testing using Microorganisms*. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 79-100.