

TD
428
.CS
B68
1994
C.2

**ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE
SOMMAIRE DES EFFLUENTS
DE SEPT USINES DU SECTEUR
DE LA CHIMIE INORGANIQUE**

**Daniel Boudreau, Georges Costan,
Norman Bermingham et Richard Legault**
Écotoxicologie et chimie environnementale
Laboratoire régional

Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Environnement Canada - Région du Québec

Mars 1994



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 des effluents de sept usines de chimie inorganique situées le long du fleuve Saint-Laurent a été évalué à l'aide d'un ensemble de bioessais utilisant des organismes cibles 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 la croissance d'une population) et chez les crustacés (inhibition de la reproduction). Le SOS Chromotest et le test de mutagénicité (test d'Ames) ont été utilisés pour détecter la génotoxicité des effluents (lésions du matériel génétique ou mutations).

La létalité pour la Truite arc-en-ciel a été détectée dans trois échantillons d'effluent. Par contre, cinq échantillons se sont avérés létaux pour les crustacés *C. dubia*. Une toxicité sublétaleté aiguë (seuil toxique 5,7 à 5600 UT_{sa}) a été détectée dans quatre des sept échantillons analysés. Une toxicité sublétaleté chronique pour les algues (inhibition de la croissance) a été observée pour cinq échantillons d'effluent (seuil toxique 1,4 à 4500 UT_{sc}). Le test d'inhibition de la reproduction chez les crustacés indique des effets toxiques pour six des sept échantillons soumis à l'essai (seuil toxique 1,4 à 1400 UT_{sc}). Cinq échantillons ont montré une activité génotoxique (seuil toxique 4,5 à 4500 U_g). Le test de mutagénicité effectué avec la souche TA100 indique une activité mutagénique pour le seul échantillon testé.

Les données bioanalytiques obtenues suite à l'étape d'aération qui favorise la dégradation de substances toxiques facilement biodégradables, montre peu de diminution des effets identifiés auparavant. Une diminution importante de la toxicité consécutive à l'aération s'est produite pour seulement deux des observations de sublétaleté aiguë, deux de sublétaleté phytotoxique et une de génotoxicité.

Parmi les paramètres susceptibles d'expliquer les résultats de toxicité létale et sublétaleté, les fortes concentrations de métaux (aluminium, cadmium, chrome cuivre, mercure) retrouvées dans de nombreux effluents, seraient responsables d'une partie importante de la toxicité observée. Les effluents des usines Tioxide et Kronos en particulier, renferment des métaux en teneurs qui dépassent les valeurs de toxicité aiguë pour l'ensemble des organismes utilisés dans les bioessais. Par ailleurs, les valeurs de pH très acides de ces effluents jouent un rôle non négligeable dans la toxicité observée, surtout aux plus fortes concentrations testées.

La somme de la toxicité potentielle des effluents du secteur de la chimie inorganique calculée sur l'indice BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels), indique que ce secteur se démarque nettement par l'ampleur de ses effets toxiques. Il contribue en effet à 39 p. 100 de la charge toxique potentielle rejetée au fleuve par les effluents des 50 usines caractérisées lors du Plan d'action Saint-Laurent. Cette contribution est principalement attribuable aux deux usines dont le BEEP était supérieur à 6, soit Tioxide : 7,5 et Kronos : 6,9 ainsi qu'à celui d'Albright & Wilson (BEEP de 4,8).

ABSTRACT

The (geno)toxic potential of liquid effluents discharged to the St. Lawrence River by seven inorganic chemical plants 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 the SOS Chromotest and the Ames test.

Lethality to Rainbow trout was detected in three effluents, whereas it was detected in five effluents tested with the microcrustacean *C. dubia*. Acute sublethal toxicity, reported as threshold values (5.7 to 5600_{as} TU), was detected in four of the seven effluents analyzed. Chronic sublethal toxicity, reported as threshold values, was observed in five effluents tested with the algal *S. capricornutum* growth inhibition test (1.4 to 4500_{cs} TU), and with the microcrustacean reproductive test (1.4 to 1400_{cs} TU) in six of the seven effluents tested. Five of the effluents tested with the SOS Chromotest showed genotoxic activities (threshold values 4.5 to 4500_g U). The only effluent tested with the Ames assay (TA100 strain) showed mutagenic activity.

Bioassay data from effluent samples subjected to an aeration step, which favors the degradation of easily biodegradable toxicants, displayed little reduction in emitted toxicities except for three acutely sublethal, two chronically sublethal phytotoxic and one genotoxic effluent samples.

Among the parameters likely to explain the lethal and sublethal toxicity data reported, the elevated concentrations of metals (aluminum, cadmium, chromium, copper, mercury) found in many effluent samples offer a partial answer. Extremely high metal concentrations, above acute lethal levels for all the test organisms used, were particularly evident for two of these plants, Tioxide Canada inc. and Kronos Canada inc. Moreover, the extremely low pH values reported for both these acidic effluents can easily account for the acute lethalities reported.

Two plants had Potential Ecotoxic Effects Probe PEEP values of greater than six: Tioxide (7.5) and Kronos (6.9) with a third plant having a PEEP value of greater than four Albright & Wilson America (4.8). The potential toxic loading to the St. Lawrence River from this industrial sector, as calculated by this index, reveals a 39% contribution relative to the sum of the 50 characterized effluents of the St. Lawrence Action Plan.

AVANT-PROPOS

Ce document concerne l'évaluation écotoxicologique sommaire des effluents finaux des sept usines de chimie inorganique suivantes : **Produits chimiques Expro** (Saint-Timothée), **PPG Canada inc.** (Beauharnois), **Albright & Wilson Amérique inc.** (Varennnes), **Kronos Canada inc.** (Varennnes), **Tioxide Canada inc.** (Tracy) et **I.C.I. inc.** (Bécancour) ainsi que la **Mine Niobec des Services T.M.G** (Saint-Honoré). 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 trois 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, objet du chapitre quatre. 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 sur 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 des renseignements supplémentaires sur les termes employés en écotoxicologie. Ainsi, 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 cancérrogénicité. 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 Mmes 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 du GIPASL et Raymond Van Coillie de la DPE pour leurs précieux conseils lors de la révision de ce document.

TABLE DES MATIÈRES

PERSPECTIVE DE GESTION	iii
MANAGEMENT PERSPECTIVE	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
AVANT-PROPOS	viii
REMERCIEMENTS	ix
LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xiv
GLOSSAIRE	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xviii
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 subléta 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 Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée)	7
3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	7
3.1.2 Bioessais	8
3.2 PPG Canada inc. (Beauharnois)	9
3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	9
3.2.2 Bioessais	11
3.3 Albright & Wilson Amérique inc. (Varennnes)	13
3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	13
3.3.2 Bioessais	15

3.4	Kronos Canada inc. (Varennnes)	19
3.4.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	19
3.4.2	Bioessais	20
3.5	Tioxide Canada inc. (Tracy)	24
3.5.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	24
3.5.2	Bioessais	25
3.6	I.C.I. inc. (Bécancour)	29
3.6.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	29
3.6.2	Bioessais	30
3.7	Services T.M.G., Mine Niobec (Saint-Honoré)	33
3.7.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	33
3.7.2	Bioessais	34
4	DISCUSSION	38
4.1	Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité	38
4.1.1	Létalité	38
4.1.2	Sublétalité aiguë	40
4.1.3	Sublétalité chronique	46
4.2	Classement sur l'échelle BEEP	55
	RÉFÉRENCES	57

LISTE DES FIGURES

1	Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	10
2	PPG Canada inc. (Beauharnois). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	12
3	Albright & Wilson (Varennnes). Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	16
4	Albright & Wilson (Varennnes). Inhibition de la croissance (après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	17
5	Albright & Wilson (Varennnes). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	18
6	Kronos Canada inc. (Varennnes). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	22
7	Kronos Canada inc. (Varennnes). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	23
8	Tioxide Canada (Tracy). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	27
9	Tioxide Canada (Tracy). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	28
10	I.C.I. (Bécancour). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	31
11	I.C.I. (Bécancour). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	32

12	Service T.M.G. inc., Mine Niobec (Saint-Honoré). Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	36
13	Service T.M.G. inc., Mine Niobec (Saint-Honoré). Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	37
14	Classement des sept usines de chimie inorganique sur l'échelle BEEP, comparativement aux 49 industries du Plan d'action Saint-Laurent	56

LISTE DES TABLEAUX

1	Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de sept usines de chimie inorganique	4
2	Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de sept usines de chimie inorganique	41
3	Sommaire du test de sublétaleté aiguë avec bactéries réalisé sur les effluents de sept usines de chimie inorganique	47
4	Sommaire des tests de sublétaleté chronique avec l'algue <i>S. capricornutum</i> et le crustacé <i>C. dubia</i> réalisés sur les effluents de sept usines de chimie inorganique	51
5	Sommaire des tests de génotoxicité et de mutagénicité avec bactéries réalisés sur les effluents de sept usines de chimie inorganique	54

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, mesurée 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, éluviat, 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 éluviats.

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

Éluviat : 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 létale 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 flocculantes ou flocculées 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 flocculation ou la coagulation.

Coagulation des effluents : Procédé utilisant un produit chimique pour provoquer l'adsorption ou l'entraînement par agglomération (flocculation) 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.

Flocculation : 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 : Matière en suspension

PASL : Plan d'action Saint-Laurent

U_g : Unités génotoxiques

UT_l : Unités toxiques létales

UT_{sa} : Unités toxiques sublétales aiguës

UT_{sc} : Unités toxiques sublétales chroniques

v/v : Volume sur volume

1 INTRODUCTION

Au Québec, les rejets liquides du secteur de la chimie inorganique ne font l'objet d'aucune réglementation particulière. Pourtant, ce secteur est depuis longtemps considéré comme l'un des plus problématiques en ce qui concerne la contamination du milieu aquatique.

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent dont le premier objectif était de réduire de 90 p. 100 les rejets liquides toxiques des 50 usines prioritaires, le gouvernement fédéral en collaboration avec le gouvernement provincial a donc jugé important de faire une caractérisation chimique et biologique des effluents liquides de sept usines de chimie inorganique.

L'évaluation écotoxicologique met surtout l'emphase 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 étaient donc : 1) le dépistage des effets toxiques; 2) la nature et la persistance des polluants; 3) 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 qu'est utilisé pour la première fois un bioessai avec poissons pour évaluer la toxicité de rejets industriels (Hart *et al.*, 1945). Dans les années 1960, l'emploi du bioessai de létalité avec la Truite arc-en-ciel se généralise. En 1971, le gouvernement canadien, dans son *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1971), imposait 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 panoplie 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 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) subléta aigu (stress altérant les fonctions physiologiques sur une courte période de temps par rapport au cycle vital de l'organisme); 3) subléta chronique (stress à plus long terme impliquant l'inhibition de la croissance d'une population d'algues, l'inhibition de la reproduction chez les crustacés, les lésion du matériel génétique).

Finalement, l'ensemble des résultats bioanalytiques est intégré dans un indice, le BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels; Costan *et al.*, 1993) qui permet une comparaison de la toxicité potentielle des effluents des 50 usines prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Échantillonnage

La procédure d'échantillonnage est établie par Environnement Canada (Vezeau, 1982; Environnement Canada, 1992a). Les échantillons sont maintenus à 4 °C durant l'échantillonnage, le transport et l'entreposage. Les échantillons suivants ont été prélevés dans le ou les effluents finaux de chaque usine :

- Un échantillon de 35 L, composé sur 24 heures dans un récipient de verre, servant aux 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 *et al.*, 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 en % v/v du paramètre de mesure considéré (e.g. CL₅₀, Cl₅₀, 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, 1990b) 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 usines de chimie inorganique

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	Léthalité	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
Test de fluctuation (-S9) <i>Salmonella typhimurium</i>	Apparition de mutation	Mutagenicité (mutagène)	Seuil toxique
Test de fluctuation (+S9) <i>Salmonella typhimurium</i>	Apparition de mutation	Mutagenicité (pro-mutagène)	Seuil toxique
Truite <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	Léthalité	CL ₅₀

de l'effluent pour les poissons est déterminé par la CL₅₀-96 h (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 CMEO (concentration minimale avec effet observé) détermine le **seuil toxique** :

$$MG = (CSEO \times CMEO)^{1/2}$$

Les résultats sont exprimés en unités toxiques létales (UTI). 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 CMEO) sont détaillés dans les méthodes normalisées d'Environnement Canada (1990b, 1992c)

2.3.2 Bioessai subléta 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 50p. 100 de l'émission lumineuse) et la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO sont déterminées. Les résultats sont exprimés en unités toxiques sublétales aiguës (UT_{sa}).

2.3.3 Bioessais 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 la croissance d'une population exposée durant 96 heures à diverses concentrations d'effluent. Les résultats du seuil toxique (moyenne géométrique de la CSEO et CMEO) sont exprimés en unités toxiques sublétales chroniques (UT_{sc}).

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 sept jours à diverses concentrations d'effluent. La moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO est déterminée et les résultats sont exprimés en unités toxique sublétales chronique (UT_{sc}).

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 chez 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 (U_g). Le test indique aussi la toxicité (non quantifiée) pour les bactéries.

2.3.3.4 Mutagénicité. - Le test d'Ames en microplaque (test de fluctuation) permet de détecter la présence de substances causant des mutations chez les bactéries *Salmonella typhimurium* de différentes souches (TA98 et TA100). Ce test consiste à évaluer le nombre de bactéries qui pourront se reproduire en l'absence d'un acide aminé essentiel à leur survie. Seule une mutation inverse permet cette survie. Le nombre de bactéries survivantes indique le taux de mutation induit après contact avec des substances potentiellement mutagènes (Hubbard *et al.*, 1984; Ontario Ministry of Environment, 1991). L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) permet là aussi de déceler la présence de substances pro-mutagènes activables par les voies métaboliques d'un mammifère. La CSEO et la CMEO sont déterminées et les résultats du seuil toxique sont exprimés en unités génotoxiques (U_g).

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 microbiologique (Environnement Canada, 1989b). Le pH et le carbone organique total sont alors mesurés et 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 et ceux de mutagénicité ne sont pas répétés après biodégradation en raison de leur coût particulièrement élevé.

3 RÉSULTATS

3.1 Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée)

3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette usine produit des explosifs pour usage militaire et civil. La compagnie Expro a une capacité de production annuelle de 5000 tonnes de poudres propulsives, 275 tonnes de nitroglycérine et 1075 tonnes de cyclonite. L'usine a cessé définitivement sa production de nitrocellulose en juillet 1991 et celle de cyclonite est temporairement arrêtée depuis novembre 1991. Les procédés de fabrication se répartissent dans environ 225 bâtiments sur le complexe (GIPASL, 1992).

Les effluents de cette compagnie sont évacués par deux émissaires principaux qui se déversent dans la rivière Saint-Charles. Les eaux domestiques sont évacuées par un égout raccordé au réseau municipal de Salabery-de-Valleyfield. Les effluents des ateliers de fabrication de la nitrocellulose, des poudres propulsives et de la nitroglycérine sont rejetés directement dans la rivière Saint-Charles sans traitement. Par contre, plusieurs effluents des ateliers de fabrication sont décantés avant leur rejet dans les fossés (GIPASL, 1992).

La campagne d'échantillonnage s'est échelonnée du 14 au 17 septembre 1992. L'échantillonnage pour les analyses biologiques a été effectué le deuxième jour (15 au 16 septembre) sur un échantillon composé proportionnel au débit des deux émissaires de l'usine (point 3 : émissaire du fossé principal et point 5 : eaux de procédé rejetées directement à la rivière).

Pour l'émissaire du fossé principal (point 3) le débit du jour 2 était évalué à 15 091 m³/d, le pH variait très peu et se situait entre 7 et 8 pour la journée d'analyse. Les valeurs de DCO (540 mg/L), de DBO₅ (360 mg/L) et de COT (200 mg/L) étaient élevées et indiquaient la présence d'une quantité importante de substances organiques. Parmi les quelques métaux détectés, aucun ne dépassait les concentrations limites recommandées pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

L'analyse des composés organiques révèle la présence de quelques substances qui dépassent ces recommandations. Mentionnons, pour le point 3, une concentration de 0,008 mg/L de phtalate de di-n-butyl, et de 0,0074 mg/L de phtalate di-(éthyl-2 hexyl). Signalons aussi la présence du dinitro-2,4 toluène (0,018 mg/L) et du N-Nitrosodiphénylamine (0,0065 mg/L) tous deux reconnus cancérrogènes chez le rat (Soderman, 1987).

Pour le point 5, le pH se situait entre 7 et 8 tout au long de la campagne avec des pointes à 9,4 pour de courtes périodes. Le débit de la deuxième journée était évalué à 5188 m³/d. Les paramètres conventionnels étaient en faibles concentrations. Parmi les rares métaux détectés, mentionnons une concentration d'argent (0,013 mg/L) dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) pour les Truites arc-en-ciel juvéniles (0,008 à 0,072 mg/L; (Mance, 1987)). Cette concentration est aussi supérieure à des valeurs de CL₅₀ observées chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia* (0,0011 à 0,0017 mg/L; (Elnabarawy, 1986))

On retrouve aussi les deux mêmes esters de phtalate à des concentrations similaires à celles du point 3 (0,0075 mg/L pour le phtalate de di-n-butyle et 0,011 mg/L pour le phtalate di-éthyl-2 hexyl). Mentionnons encore du dinitro-2,4 toluène (0,039 mg/L) reconnu cancérigène chez le rat et mutagène chez les bactéries du test d'Ames (Soderman, 1987).

L'échantillon composé pour les analyses biologiques indiquait une dureté de 135 mg/L et un pH de 7,9. L'analyse du carbone organique total (COT) montrait une valeur initiale de 70 mg/L et une biodégradation importante des substances présentes dans l'échantillon après cinq jours d'aération (concentration finale = 6,3 mg/L) .

3.1.2 Bioessais.- Les échantillons prélevés durant la campagne d'échantillonnage indiquent peu d'effets écotoxiques pour les organismes soumis aux bioessais.

3.1.2.1 Létalité.- L'échantillon composé d'effluent a occasionné de la létalité chez les Truites arc-en-ciel; la CL₅₀ est comprise entre 1 et 2 UT_l. Par contre, aucune létalité n'a été observée chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia*.

3.1.2.2 Sublétalité aiguë.- Les bactéries du test Microtox indiquent une inhibition significative de la bioluminescence à la concentration de 25 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 5,7 UT_{sa}. La valeur de Cl₅₀ se situe à 4 UT_{sa}. Après l'étape d'aération de l'échantillon (cinq jours), aucune inhibition significative de l'émission lumineuse n'est observée.

3.1.2.3 Sublétalité chronique.- Le test avec l'algue *Selenastrum capricornutum* indique une faible inhibition de la croissance algale avant l'étape d'aération des échantillons. L'inhibition est significative à la concentration de 100 % v/v d'effluent, pour

un seuil toxique de 1,4 UT_{sc} . Après l'étape d'aération, l'échantillon se révèle légèrement plus toxique pour les algues avec une inhibition significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent (seuil toxique = 2,8 UT_{sc} ; figure 1).

Chez les crustacés, aucune inhibition significative de la reproduction n'est observée pour l'échantillon d'effluent.

De plus, aucune activité génotoxique reliée à l'échantillon d'effluent n'a été décelée avec le SOS Chromotest.

Cependant, le test de mutagénicité réalisé avec la souche de bactéries TA100 indique la présence de substances mutagènes dans l'effluent. En effet, sur l'échantillon original (-S9), on détecte un nombre de mutations significatives à la concentration de 63 % v/v d'effluent (seuil toxique de 2 U_g). Après l'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9), des mutations significatives sont décelées à la concentration maximale testée (65 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 1,7 U_g . La souche de bactéries TA98 n'indique par contre, aucune activité mutagénique significative.

3.2 PPG Canada Inc. (Beauharnois)

3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produit du chlore, de la soude caustique ainsi que du chlorate de sodium. La production s'effectue dans deux usines, l'une utilisant un procédé au chlorate de sodium et l'autre un procédé au chlore-alcali. Cette dernière usine utilise, depuis 1990, la technologie des cellules à membranes pour la fabrication du chlore qui remplace l'ancienne technologie très polluante de cellules à mercure.

Le complexe industriel possède quatre émissaires. L'émissaire principal (eaux de procédé) se déverse dans la rivière Saint-Louis et les deux égouts pluviaux débouchent dans le lac Saint-Louis. L'usine de traitement des eaux a été modernisée en 1986 et la teneur en mercure est depuis lors en moyenne 10 fois inférieure à la norme. La technologie utilisée actuellement vise à précipiter le mercure avec du soufre en milieu acide, alors que par le passé le traitement se faisait en milieu basique. Un contrôle par ordinateur empêche le rejet à l'égout de concentration de mercure supérieure à 50 $\mu g/L$ (GIPASL, 1992). Les eaux domestiques sont évacuées au réseau municipal.

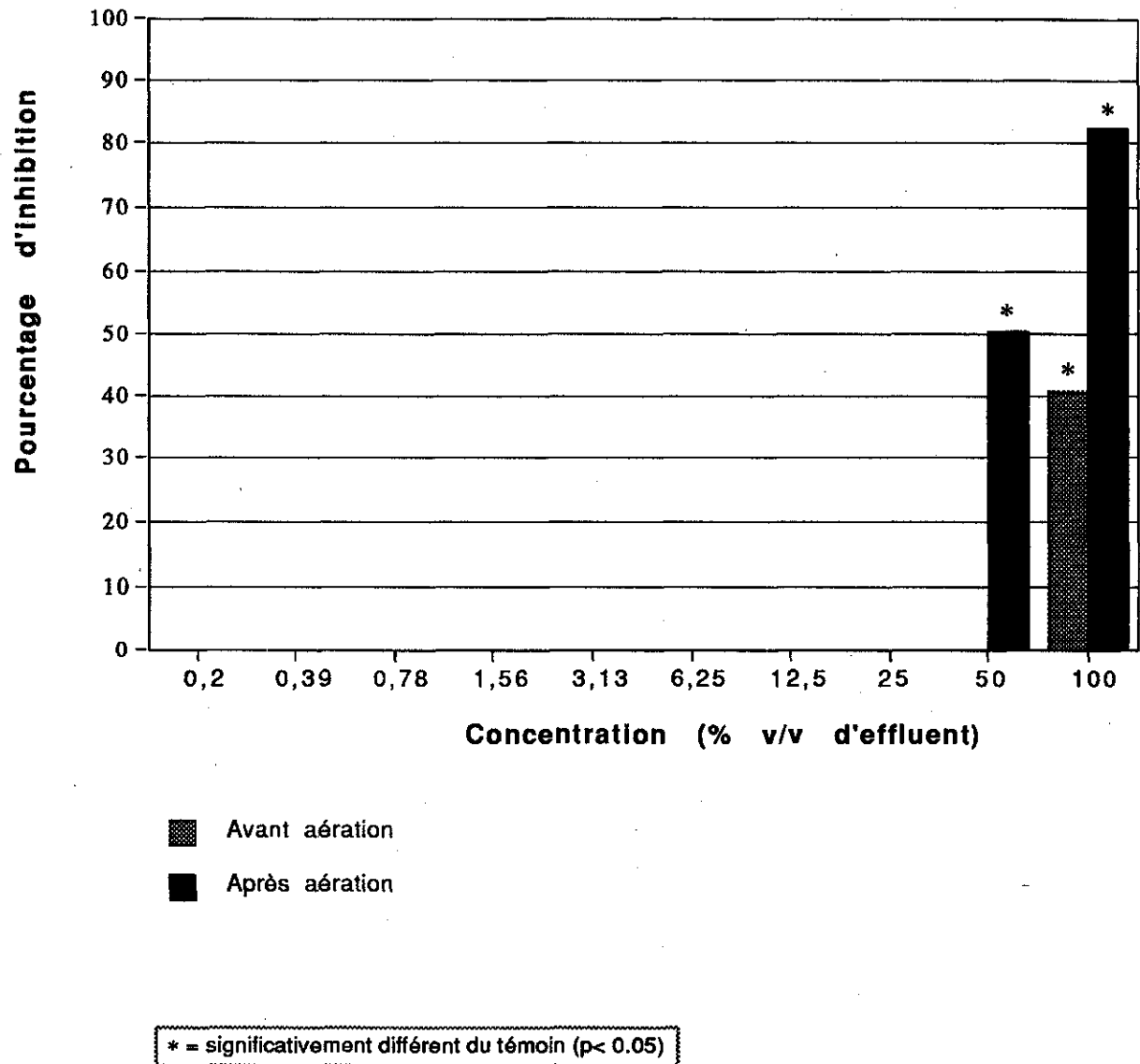
Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée)

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

L'échantillonnage a été réalisé entre le 9 et le 12 décembre 199. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée la deuxième journée (10 au 11 décembre 1991) sur un échantillon composé (24 h) prélevé au point 1 (émissaire des eaux de procédé). On n'a pas évalué la toxicité des eaux évacuées par les deux égouts pluviaux.

Pour cette journée, le débit moyen des eaux de procédé était de 14 179 m³/d et le pH stable à 7,4. Parmi les paramètres conventionnels, mentionnons des concentrations très élevées de solides totaux (2148 mg/L) et de chlorures (901 mg/L). La concentration de chlorates est évaluée à 2,7 mg/L. Les quelques métaux détectés étaient en faibles concentrations. Pour le mercure, les concentrations sont inférieures à la limite de détection (< 0,2 µg/L) pour cette journée.

L'échantillon composé pour les analyses biologiques indique un pH de 7,9. L'analyse du carbone organique total (COT) montre une faible valeur initiale (4 mg/L) qui reste inchangée après cinq jours d'aération (concentration finale = 3,8 mg/L).

3.2.2 Bioessais.- On observe une faible toxicité associée à cet effluent et seulement pour les bioessais de sublétaleté chronique.

3.2.2.1 Létalité.- Le test avec la Truite arc-en-ciel n'a pu être réalisé pour cet échantillon pour cause de maladie chez les poissons. Le test avec les daphnies *Ceriodaphnia dubia* n'a cependant révélé aucune toxicité létale associée à l'échantillon d'effluent.

3.2.2.2 Sublétaleté aiguë.- Le test Microtox (inhibition de la bioluminescence) s'est avéré négatif avant et après l'étape d'aération de l'échantillon.

3.2.2.3 Sublétaleté chronique.- Pour l'échantillon original, aucune inhibition de la croissance algale n'a été observée. Cependant, après aération, une inhibition significative a été décelée à la concentration de 25 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 5,7 UT_{sc} (figure 2).

Chez les daphnies *Ceriodaphnia dubia*, une légère inhibition de la reproduction a été observée à la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 1,4 UT_{sc}.

Le SOS Chromotest a révélé une activité génotoxique dans trois étapes du test sur les quatre réalisées. L'échantillon original (-S9) a induit une activité génotoxique significative chez les bactéries *Escherichia coli* à la concentration maximale testée (50 % v/v d'effluent). Après cinq jours d'aération de cet effluent,

PPG Canada Inc. (Beauharnois)

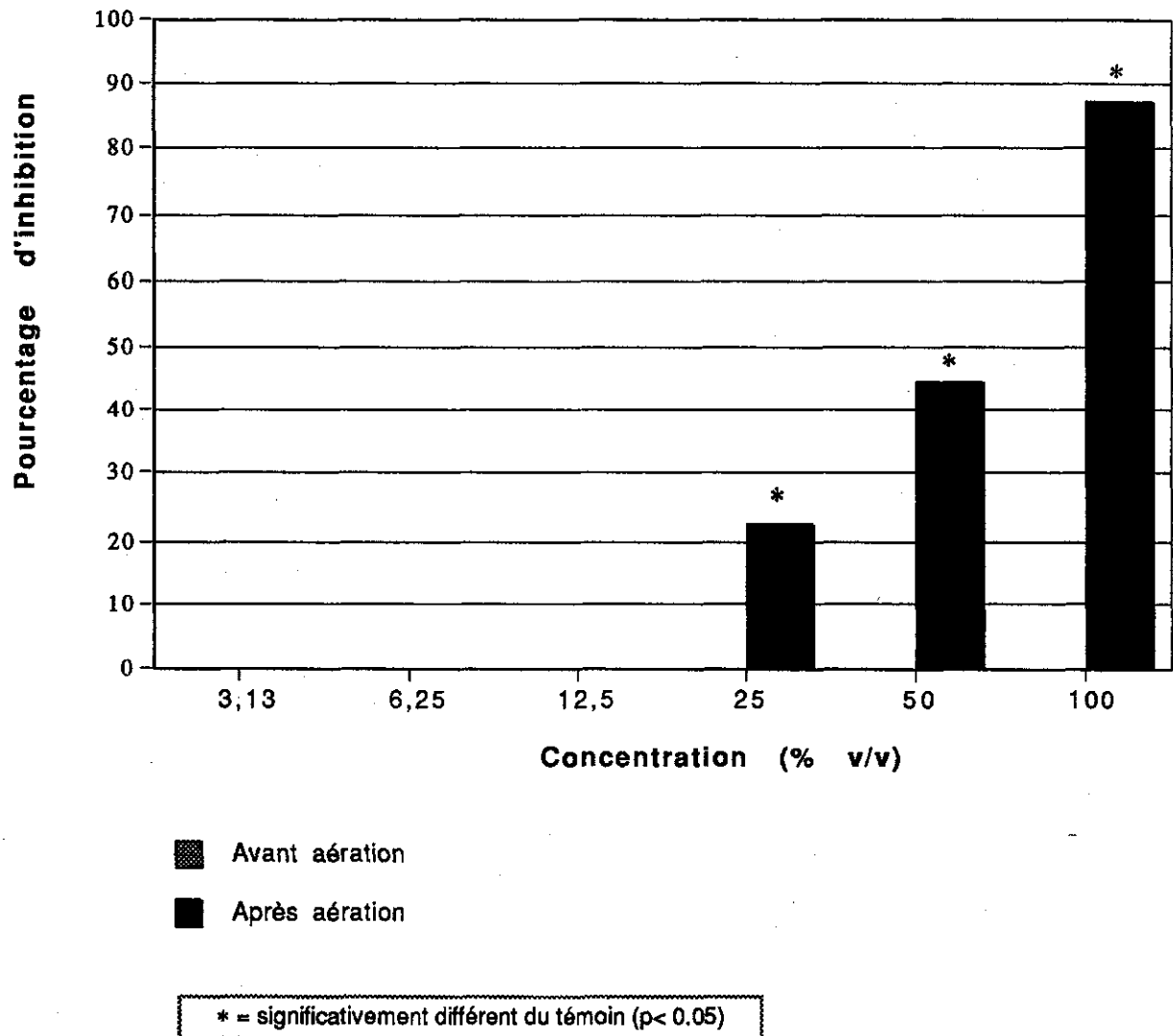


Figure 2 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

aucune activité génotoxique n'est observée. Après l'étape de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (+S9), la présence de substances promutagènes est mise en évidence (seuil toxique = 4,5 U_g). L'étape d'aération de cet échantillon ne change pas la réponse observée (seuil toxique identique de 4,5 U_g).

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur cet effluent.

3.3 Albright & Wilson Amérique inc. (Varennnes)

3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produisait jusqu'à tout récemment du phosphore élémentaire; elle a cessé ses activités le 27 mai 1992. Le procédé de production consistait à extraire le phosphore gazeux de la matière première (roche phosphatique, coke et silice) par chauffage dans des fours à électrodes de carbone. Le phosphore gazeux était par la suite condensé, lavé et purifié pour en extraire le phosphore élémentaire. Outre le phosphore liquide, le procédé produisait des eaux et des boues phosphoreuses. Les eaux dites «phosphoreuses» subissaient un traitement primaire (floculation, séparation et décantation) avant leur rejet au fleuve via deux émissaires. Ce traitement produisait des «vases phosphoreuses» qui avec les boues phosphoreuses étaient complètement recyclées par distillation. Toutes les eaux de refroidissement étaient recirculées et les eaux de ruissellement ne faisaient l'objet d'aucun traitement avant leur rejet au fleuve.

L'échantillonnage pour la caractérisation chimique a été réalisé, sur 4 jours durant la période du 13 novembre au 03 décembre 1989. L'échantillonnage écotoxicologique a été effectué la journée du 4 au 5 décembre 1989. L'échantillon composé pour l'évaluation écotoxicologique était formé d'un mélange proportionnel au débit des stations 10 et 12. La station 10 correspondait au collecteur principal qui regroupait les eaux des procédés. La station 12 représentait le fossé transversal qui recevait les eaux de ruissellement, les eaux de lixiviation, les eaux des fosses septiques ainsi que la purge des eaux de refroidissement. La caractérisation chimique de l'échantillon prélevé pour l'évaluation écotoxicologique n'ayant pas été fait nous en tiendrons aux valeurs moyennes obtenues lors des caractérisations chimiques des jours précédents.

Le débit moyen de la station 10 entre le 13 novembre et le 8 décembre était de 2268 m³/d. Le pH était très acide (3,7) et la DBO₅ (> 100 mg/L), la DCO (113 mg/L) ainsi que les concentrations de solides totaux (1729 mg/L), très élevées.

Parmi l'ensemble des paramètres inorganiques, la concentration moyenne d'azote sous forme d'ammoniaque (643 mg/l de NH_3) se situe très au-dessus des concentrations occasionnant une toxicité aiguë chez 19 espèces d'invertébrés appartenant à 14 familles (0,53 à 22,8 mg/L) ainsi qu'à 29 espèces de poissons appartenant à neuf familles (0,083 à 4,6 mg/L; CCMRE, 1987). Les concentrations de phosphore total (316 mg/L) dépassent de beaucoup le critère de 0,03 mg/L recommandé pour éviter la croissance excessive de plantes aquatiques (MENVIQ 1990). Les concentrations de cyanures totaux (21 mg/L) sont supérieures aux valeurs de toxicité aiguë pour les invertébrés (0,09 à 2,49 mg/L) et pour les poissons, dont la Truite arc-en-ciel est l'espèce la plus sensible avec une valeur de CL_{50} de 0,0027 mg/L (CCMRE, 1987).

Parmi les métaux, signalons une concentration de cadmium (0,006 mg/L) supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour la Truite arc-en-ciel (0,0036 mg/L; dureté de 50 mg/L). Mentionnons que pour les plantes aquatiques et les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë sont du même ordre de grandeur que pour la Truite arc-en-ciel (CCMRE, 1987). La concentration de cuivre (0,03 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë pour le cladocère *D. magna* (0,025 à 0,09 mg/L; Mance, 1987) et similaire à celle de *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). La concentration de zinc (5,85 mg/L) est très élevée et se situe dans la plage de 22 valeurs de CL_{50} (0,09 à 7,21 mg/L) obtenues chez la Truite arc-en-ciel (CCMRE, 1987). Chez *Daphnia magna*, les valeurs de CL_{50} se situent dans cette plage de concentration (0,068 à 5,3 mg/L) et le plus sensible des invertébrés *Daphnia hyalina* indique une CL_{50} de 0,04 mg/L (Mance, 1987). Pour l'algue *S. capricornutum*, les valeurs de CL_{50} se situent entre 0,25 et 0,54 mg/L, soit à des concentrations 10 fois moindres que celles observées (St-Laurent *et al.*, 1992).

En ce qui a trait à la station 12, le débit moyen pour la période d'échantillonnage se situe à 4566 m³/d, le pH est légèrement basique (7,7) et la concentration de solides totaux est élevée (894 mg/L). Parmi les paramètres inorganiques, mentionnons une concentration d'azote ammoniacal (43 mg/L) supérieure aux valeurs de toxicité aiguë observées chez 19 espèces d'invertébrés et 29 espèces de poissons, comme mentionné plus haut. Signalons finalement une concentration de mercure (0,0008 mg/L) qui dépasse les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

Le pH de l'échantillon composé (proportionnel au débit des deux effluents)

se situe à 3,8. L'analyse du carbone organique total de cet échantillon indique une concentration initiale de 85 mg/L. Après l'étape d'aération (cinq jours) la concentration de COT diminue à 53 mg/L.

3.3.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique une forte toxicité associée à l'échantillon composé des deux effluents.

3.3.2.1 Létalité.- Chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) la CL_{50} est élevée et se situe entre 10-100 UT_I . Le seuil toxique de mortalité chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia* est de 18 UT_I . La CL_{50} (48 heures) est de 8,8 UT_I et la CL_{50} (7 jours) est légèrement plus élevée (11,5 UT_I).

3.3.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox indique, avant l'étape d'aération, une inhibition significative de la bioluminescence pour un seuil toxique de 15,6 UT_{sa} . La Cl_{50} est comprise entre 17 et 33 UT_{sa} . Après cette étape, la toxicité diminue (seuil toxique de 2,3 UT_{sa}) et aucune Cl_{50} n'est observée.

3.3.2.3 Sublétalité chronique.- Le test avec l'algue *Selenastrum capricornutum* indique, avant biodégradation, une Cl_{50} comprise entre 80 et 180 UT_{sc} . Le seuil toxique est élevé (126 UT_{sc}) et l'inhibition de la croissance algale est significative à partir d'une concentration de 1,25 % v/v d'effluent (figure 3). Après aération, la toxicité de l'échantillon diminue légèrement, la Cl_{50} est comprise entre 25 et 50 UT_{sc} . Le seuil toxique est légèrement moins élevé (78 UT_{sc}) et l'inhibition de croissance est significative à partir d'une concentration de 2 % v/v d'effluent (figure 4).

Le seuil toxique pour la reproduction des crustacés est identique à celui de la létalité (18 UT_{sc}). L'inhibition de reproduction est significative à partir d'une concentration de 8 % v/v (figure 5).

Le SOS Chromotest indique une activité génotoxique sur l'échantillon original (-S9), avant biodégradation, à la concentration de 45 % v/v (seuil toxique = 4,7 U_g). Après aération de cet échantillon, aucune activité génotoxique n'est décelée. Une toxicité pour les bactéries du test est cependant observée aux plus fortes concentrations testées (10 et 45 % v/v d'effluent). Après l'étape de bioactivation enzymatique (+S9), une activité génotoxique est décelée sur l'échantillon non aéré (seuil toxique = 31,6 U_g). L'étape d'aération de cet échantillon semble éliminer l'activité génotoxique; cependant, une toxicité bactérienne est observée à la plus forte concentration testée (45 % v/v d'effluent).

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur cet effluent.

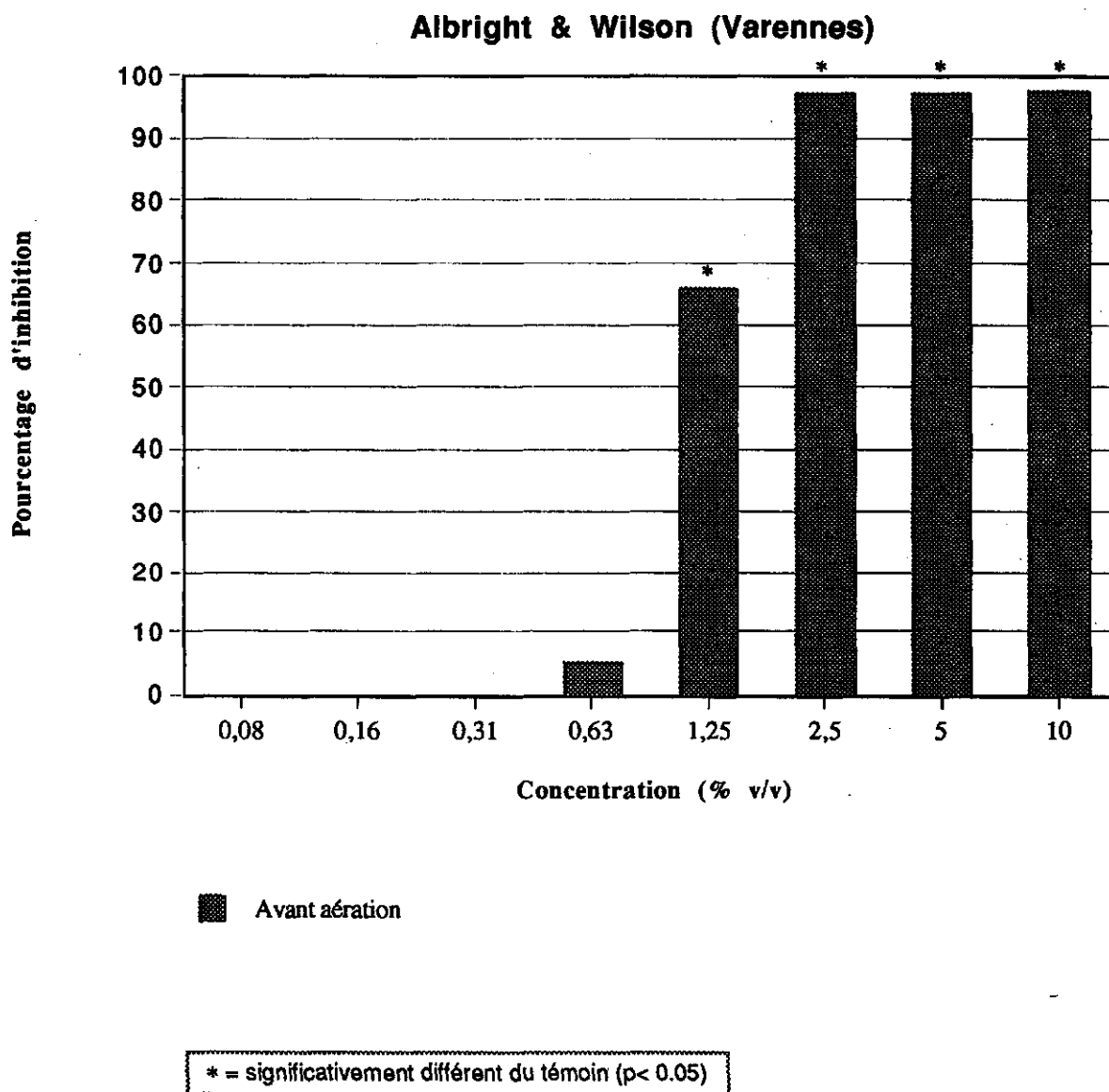


Figure 3 *Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

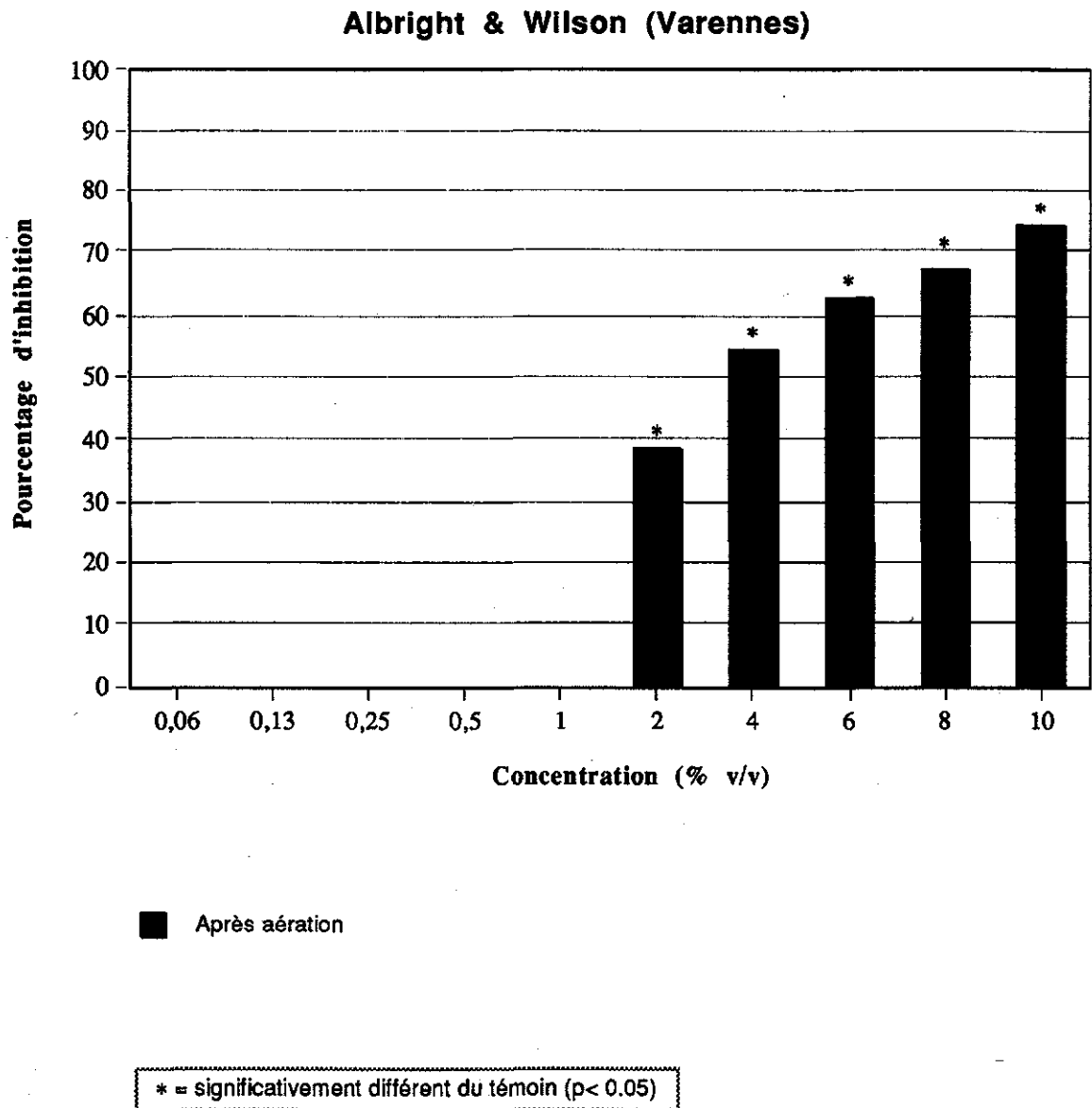
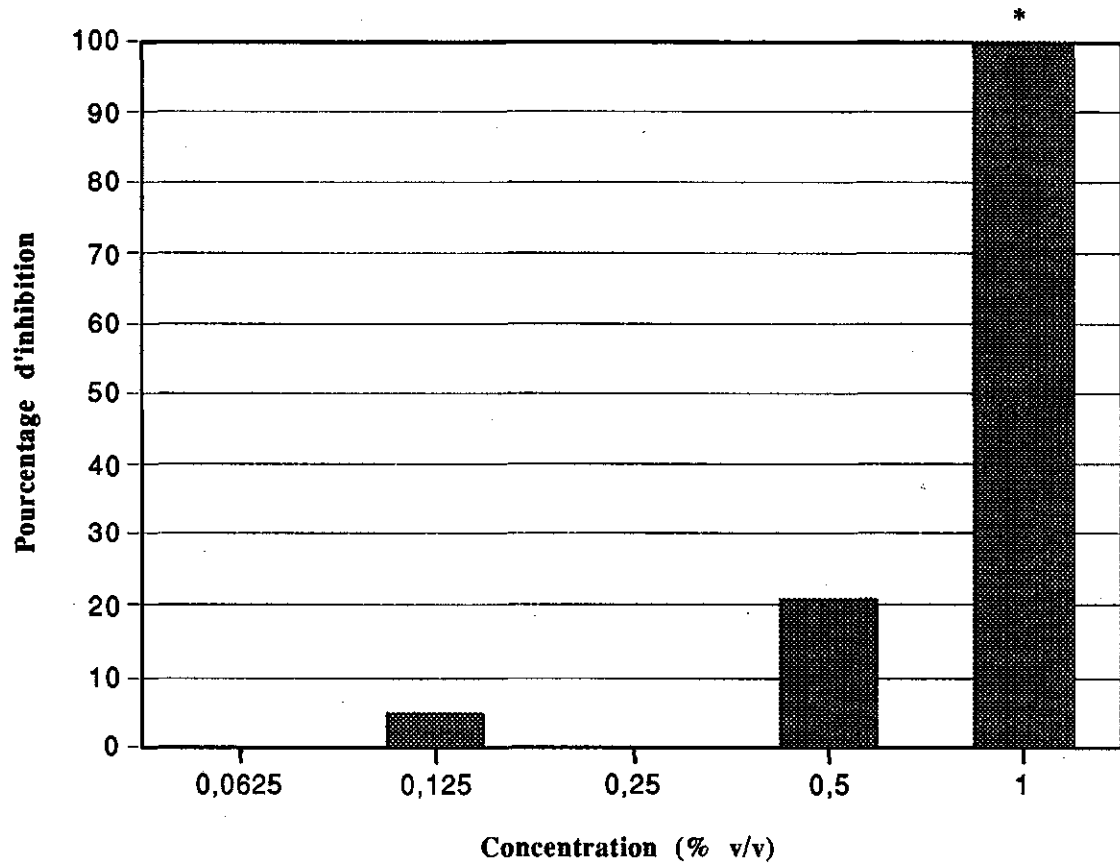


Figure 4 *Inhibition de la croissance (après aération) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

Albright & Wilson (Varennnes)



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

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

3.4 Kronos Canada Inc. (Varennnes)

3.4.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie opère deux usines de bioxyde de titane sur son complexe. La plus ancienne (1957) fonctionne avec un procédé au sulfate et la plus récente (1987) utilise un procédé au chlorure. L'usine déverse ses eaux usées par un seul émissaire dont le débit moyen est de 50 000 m³/d, dont environ 44 000 m³/d d'eau de refroidissement non contaminée. L'usine au sulfate représente environ 85 p. 100 de la charge polluante totale pour un débit moyen de 1500 m³/d. Les eaux de la section blanche de cette usine subissent une coagulation/floculation et une décantation dans cinq décanteurs en parallèle. Les boues extraites sont recyclées dans le procédé. Les eaux de refroidissement, le trop plein des eaux domestiques et les effluents acides sont rejetés au fleuve sans traitement. La solution de digestion des scories de titane produit des boues qui sont filtrées et lavées sous vide, conditionnées à la pierre à chaux et enfouies par la suite comme déchets solides. L'effluent de l'usine utilisant le procédé au chlorure est neutralisé et décanté avant son rejet à l'émissaire principal (GIPASL, 1992).

La campagne de caractérisation chimique s'est échelonnée du 5 au 8 novembre 1991. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée le deuxième jour (6 au 7 novembre). La caractérisation chimique de cette journée indique la présence de plusieurs contaminants à des concentrations très élevées.

Le débit pour cette journée était évalué à 53 007 m³/d. Le pH était très acide avec une valeur moyenne de 1,6 pour un minimum de 1,2 et un maximum de 2,3. Les concentrations de solides totaux (5726 mg/L) et de sulfates (3880 mg/L) étaient très élevées.

Plusieurs métaux étaient présents à de fortes concentrations. Signalons une concentration d'aluminium total (37 mg/L) similaire aux valeurs maximales de toxicité létale pour toutes les espèces de poissons étudiées (CL₅₀ de 0,2 à 39 mg/L; Odonnell *et al.*, 1984). La concentration de cadmium (0,031 mg/L) est 10 fois supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour la Truite arc-en-ciel (0,0036 mg/L; pour une dureté de 50 mg/L). Pour les plantes aquatiques et les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë sont du même ordre de grandeur que pour la Truite arc-en-ciel (CCMRE, 1987).

La valeur pour le chrome total (2,7 mg/L) est très supérieure à la valeur de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) du chrome (VI) pour les cladocères *D. magna* (0,015 mg/L: Mance 1987) et *C. dubia* (0,031-0,045 mg/L: Dorn *et al.*, 1987). Des concentrations comprises entre 0,084 et 0,130 mg/L pour le chrome hexavalent inhibe 50 p. 100 de la croissance de l'algue *S. capricornutum* (St-Laurent *et al.*, 1992). Pour le chrome (III), les valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀) commencent à 2,21 mg/L pour l'éphémère *Ephemerella subvaria* (CCMRE, 1987). On a observé qu'une concentration moyenne en chrome total de 0,27 mg/L (I.C. 0,072-0,468) avait inhibé 50 p. 100 de la croissance de l'algue *S. capricornutum* (Greene *et al.*, 1988).

La concentration de cuivre total (0,054 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres. Cette concentration est similaire à une valeur de CL₅₀ observée chez les crustacés *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). Pour le crustacé *Daphnia magna* la toxicité aiguë commence à 0,006 mg/L, soit une concentration 10 fois moindre que celle mesurée (CCMRE, 1987). Des valeurs de Cl₅₀ pour l'algue verte *S. capricornutum* comprises entre 0,023 et 0,037 mg/L ont été rapportées (Biaise *et al.*, 1986)

Malgré le peu d'études sur la toxicité du fer, la concentration de fer total (226 mg/L) est largement supérieure à la concentration causant de la létalité aiguë chez diverses espèces d'insectes (0,32 à 16 mg/L) et chez le crustacé *Daphnia magna* (5,9 mg/L). La concentration de plomb (0,09 mg/L) dépasse les valeurs de toxicité chronique pour *Daphnia magna* et pour la Truite arc-en-ciel (respectivement 0,012 et 0,019 mg/L). La concentration de vanadium (9,2 mg/L) dépasse largement le critère de toxicité chronique (0,014 mg/L) du MENVIQ (1990). La concentration de zinc total (0,072 mg/L) est supérieure à la valeur de la CL₅₀ (48 h) chez le crustacé *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L; Mance, 1987) et similaire à l'intervalle de Cl₅₀ chez l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072; St-Laurent *et al.*, 1992).

L'échantillon d'effluent pour l'évaluation bioanalytique indique un pH initial de 1,5 et une teneur en oxygène dissous de 8,8 mg/L. La dureté totale est très élevée avec une valeur de 740 mg/L de CaCO₃. La faible concentration initiale de COT (7 mg/L) reste inchangée après cinq jours d'aération (7,4 mg/L).

3.4.2 Bioessais.- Tous les organismes utilisés ont démontré des effets fortement toxiques suite à leur exposition à cet effluent.

L'effluent renfermait de nombreux métaux, en général en concentrations très élevées. La concentration d'aluminium total (168 mg/L) dépasse largement la plage de valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀ de 0,2 à 39 mg/L) pour l'ensemble des poissons (Odonnell *et al.*, 1984). La concentration de chrome dissous (15,1 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀) pour les salmonidés (3,3 à 65 mg/L), pour les non salmonidés (28 à 160 mg/L), et pour les crustacés *Daphnia magna* (0,031 à 58,7 mg/L; Mance, 1987) et *C. dubia* (0,03 mg/L; Dorn *et al.*, 1987)). Cette concentration est très supérieure aux valeurs de CL₅₀ du chrome (VI) rapportée pour l'algue *S. capricornutum* (0,084 à 0,217 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992).

La concentration de cuivre dissous (0,14 mg/L) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) pour la Truite arc-en-ciel* (0,018 à 0,9 mg/L; Mance, 1987) et est supérieure aux valeurs de CL₅₀ pour l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise *et al.*, 1986). La concentration de fer dissous (1211 mg/L) est très élevée et dépasse de beaucoup les valeurs de toxicité aiguë chez *Daphnia magna* (CL₅₀ de 5,9 mg/L; CCMRE, 1987) et les concentrations maximales pour la survie de l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) qui se situe entre 7,5 et 12,5 mg/L.

La concentration de nickel dissous (0,51 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë du crustacé *Daphnia magna* (0,13 à 1,9 mg/L; Mance, 1987). Les crustacés *C. dubia* se révèlent encore plus sensibles: des concentrations de 0,008 à 0,015 mg/L ont provoqué la mort de tous les organismes exposés pendant sept jours (Kszos *et al.*, 1992). La concentration de zinc dissous (0,12 mg/L) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) pour les crustacés *Daphnia magna* (0,068 à 5,3 mg/L; Mance, 1987) et la Truite arc-en-ciel (0,09 à 7,21 mg/L; CCMRE, 1987). Signalons finalement une concentration très élevée de titane dissous (172,4 mg/L).

À l'inverse, très peu de composés organiques ont été détectés et aucun ne dépasse les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

L'échantillon composé d'effluent utilisé pour l'évaluation écotoxicologique indiquait un pH très acide (0,5). La concentration initiale de carbone organique total (10,8 mg/L) est restée inchangée après cinq jours d'aération (12,4 mg/L).

3.5.2 Bioessais.- Tout comme pour l'autre usine de bioxyde de titane, les organismes exposés à cet effluent ont été fortement affectés.

3.5.2.1 Létalité.- Une forte mortalité a été enregistrée chez les crustacés *Ceriodaphnia dubia* exposés à cet effluent. La CL_{50} (7 jours), se situe entre 500 et 1000 UT_I , et le seuil toxique de létalité est très élevé (700 UT_I). À noter cependant que le test de létalité avec Truites arc-en-ciel n'a pu être réalisé, les jeunes Truites nouvellement reçues n'ayant pas subi la période d'acclimatation nécessaire de quelques semaines pour respecter les conditions de réalisation du test.

3.5.2.2 Sublétalité alguë.- Le test Microtox indique lui aussi de très fortes valeurs de toxicité. Pour l'échantillon non aéré, la CI_{50} est comprise entre 2000 et 4000 UT_{sa} . Le seuil toxique est du même ordre de grandeur (5700 UT_{sa}). Après l'étape d'aération, la CI_{50} reste identique (2000 à 4000 UT_{sa}) mais le seuil toxique diminue légèrement (2800 UT_{sa}).

3.5.2.3 Sublétalité chronique.- Le test avec algues révèle lui aussi une très forte toxicité liée à l'effluent. L'échantillon non aéré indique un seuil toxique de 4500 UT_{sc} et une inhibition significative de la croissance à une concentration aussi faible que 0,03 % v/v d'effluent (figure 8). Après l'étape d'aération de l'échantillon d'effluent, la toxicité ne change pas (seuil toxique = 4500 UT_{sc}). Les faibles concentrations testées n'ont pas permis le calcul des valeurs de CI_{50} .

L'échantillon se révèle aussi très toxique pour les cladocères *Ceriodaphnia dubia*. On note une inhibition significative de la reproduction des crustacés à une concentration de 0,1 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 1400 UT_{sc} (figure 9).

La génotoxicité potentielle associée à l'effluent composé est aussi très élevée. L'échantillon sans S9 montre, avant aération, un seuil toxique de 4500 U_g . Après cette étape, la génotoxicité potentielle reste identique. L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) révèle une activité génotoxique encore plus élevée; en effet, la plus petite concentration testée (0,002 % v/v d'effluent) montre encore une activité génotoxique significative (seuil toxique = 50 000 UT_{sc}). Après aération de cet échantillon, la génotoxicité diminue légèrement mais reste tout de même très élevée (seuil toxique = 22 400 UT_{sc}).

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur cet effluent.

Tioxide Canada inc. (Varennnes)

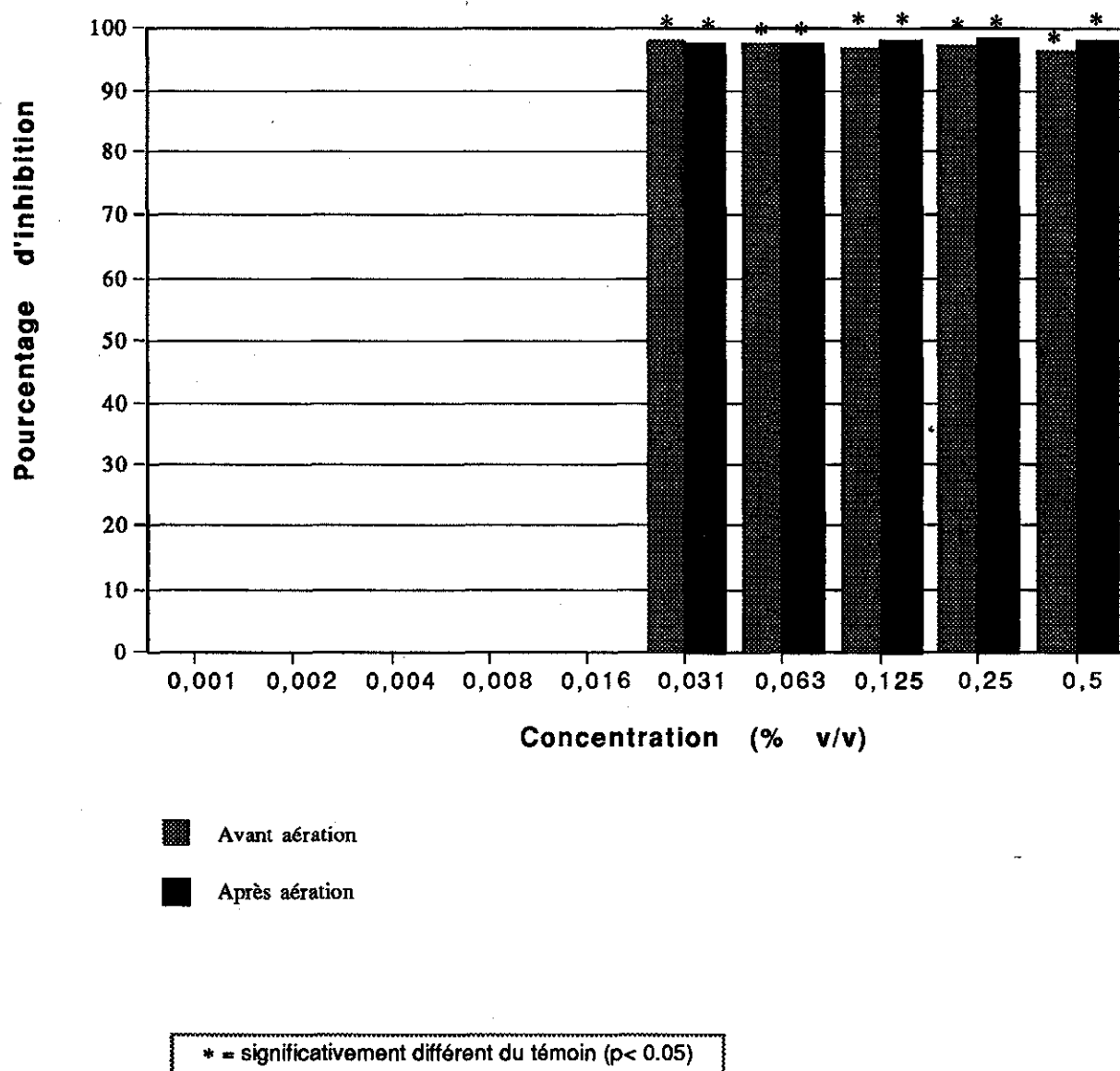


Figure 8 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

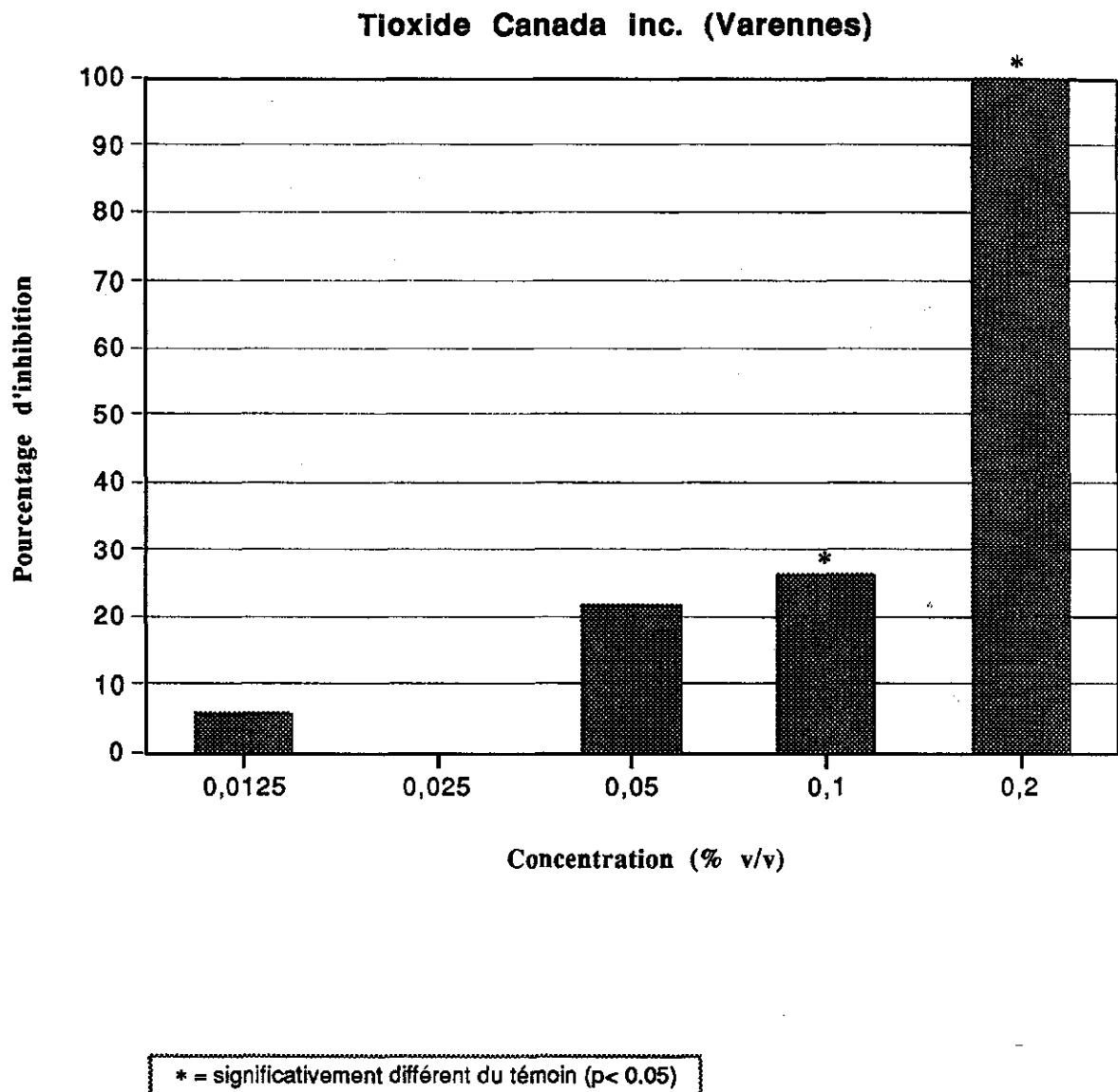


Figure 9 *Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent.*

3.6 I.C.I. inc. (Bécancour)

3.6.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- La compagnie I.C.I. opère une usine de chlore-alcali utilisant la technologie des cellules à diaphragme. Le procédé consiste à produire du chlore, de la soude caustique et de l'acide chlorhydrique à l'aide de l'électrolyse du sel (NaCl). Le sel est d'abord dissous dans de l'eau (brute et recirculée), purifié par précipitation des impuretés et filtré sur sable avant d'être envoyé aux cellules à diaphragme. La saumure ainsi filtrée est alors mise en contact avec un fort courant électrique qui produit le chlore gazeux, la soude caustique et l'hydrogène gazeux. L'hydrogène que génère ce procédé d'électrolyse est vendu en grande partie et le reste est utilisé pour la production d'acide chlorhydrique ou comme combustible. L'hypochlorite de sodium formé dans les systèmes d'absorption du chlore est reconverti en sel (NaCl) et réutilisé dans le circuit d'électrolyse (GIPASL, 1992).

L'usine compte deux effluents séparés. L'un regroupe les eaux de procédés, les eaux pluviales et les eaux de refroidissement qui sont neutralisées puis décantées. Trois lagunes sont utilisées pour la sédimentation des boues de procédés. Le surnageant est recyclé vers le procédé de dissolution du sel. Tout liquide résiduaire pouvant contenir des traces de chlore peut être traité pour l'enlèvement du chlore dissous avant d'être acheminée à l'usine de traitement. L'autre effluent regroupe les eaux domestiques qui sont évacuées au réseau d'égouts municipal (LGL, 1990).

La campagne de caractérisation s'est échelonnée du 9 au 12 novembre 1990. L'échantillonnage écotoxicologique a été réalisé le deuxième jour (10 au 11 novembre) sur un composé intégré de l'effluent final.

Pour cette journée, le débit était évalué à 6236 m³/d. La caractérisation chimique de l'effluent final indiquait un pH moyen oscillant entre 6,3 et 7. Les concentrations des paramètres conventionnels étaient peu élevées à l'exception des solides totaux (1183 mg/L) et des chlorures (564 mg/L).

Parmi les métaux détectés, mentionnons une concentration de chrome total (0,53 mg/L) très supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour le chrome hexavalent (0,015 mg/L) retrouvée chez les crustacés *Daphnia magna* (Mance, 1987) et *Ceriodaphnia dubia* (0,031-0,045 mg/L, Dorn *et al.*, 1987). La valeur pour le cuivre (0,022 mg/L) est identique à des valeurs de CL₅₀ obtenues chez *C. dubia* (0,023

mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986) et se situe dans la plage de toxicité aiguë pour la Truite arc-en-ciel (0,019 à 0,096 mg/L; Mance, 1987).

La concentration de zinc (0,3 mg/L) se situe dans les plages de toxicité aiguë (CL50-96 h) chez la Truite arc-en-ciel (22 mesures de 0,09 à 7,2 mg/L) et chez un petit crustacé *Daphnia hyalina* (CL₅₀ de 0,04 mg/L). Cette valeur est de plus supérieure aux concentrations inhibant 50 p. 100 de la croissance de l'algue *S. capricornutum* (0,053 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992). La concentration de plomb (0,014 mg/L) dépasse les limites recommandées pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

Les quelques substances organiques détectées ne dépassent pas les recommandations du CCMRE (1987).

Le composé intégré (24 h) pour les analyses biologiques indiquait un pH de 7,3 et une très faible concentration de carbone organique total (3,9 mg/L) qui reste inchangée (3,9 mg/L) après cinq jours d'aération de l'échantillon d'effluent.

3.6.2 Bioessais.- L'ensemble des tests indique une faible toxicité reliée à l'échantillon d'effluent.

3.6.2.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). Toutefois chez le crustacé *Ceriodaphnia dubia* une légère mortalité est enregistrée (seuil toxique = 2,8 UT_I). La CL₅₀ (7 jours) est comprise entre 2,3 et 4 UT_I.

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

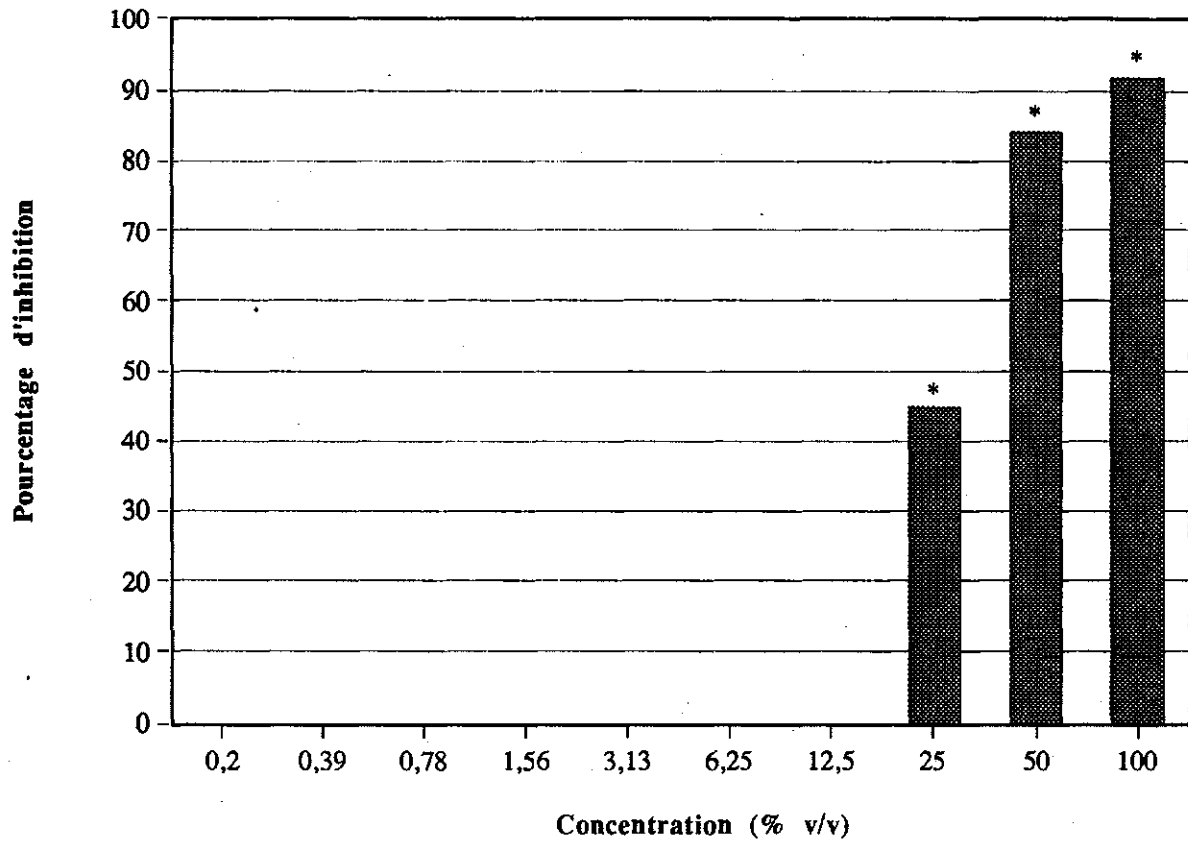
3.6.2.3 Sublétalité chronique.- Avant aération, une inhibition de la croissance des algues a été décelée à la concentration de 25 % v/v d'effluent, le seuil toxique s'établissant à 5,7 UT_{sc}. Cependant, après aération de l'échantillon, aucune toxicité n'a été observée (figure 10).

L'inhibition de la reproduction chez les crustacés montre les valeurs les plus élevées de toxicité. L'inhibition de reproduction est significative à une concentration de 12,5 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 11,4 UT_{sc} (figure 11).

Aucune activité génotoxique n'a été décelée sur cet échantillon. Cependant une toxicité (non quantifiée) est observée sur l'échantillon sans S9 et après aération de celui-ci. L'échantillon ayant subi une bioactivation enzymatique avec de l'extrait de foie de rat (+S9) ne montre aucune activité génotoxique, ni toxicité.

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur cet effluent.

I.C.I. (Bécancour)

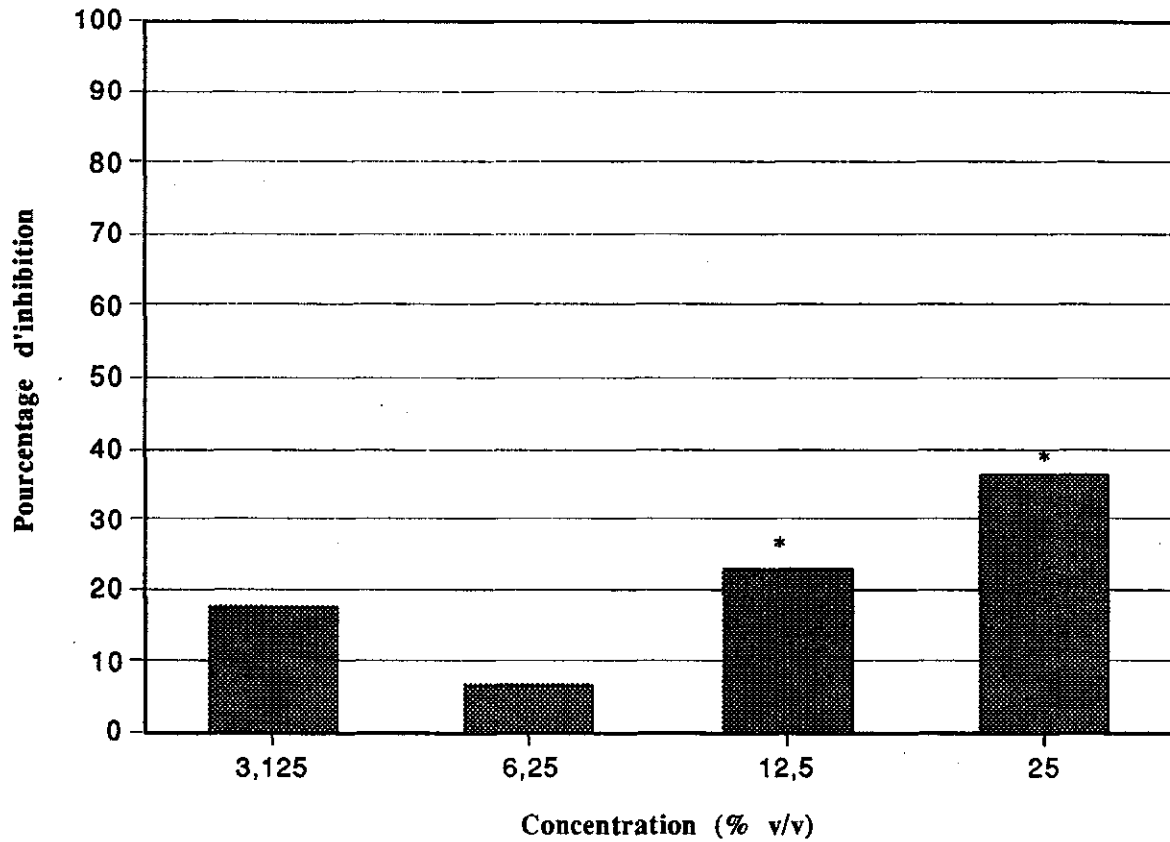


■ Avant aération

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

Figure 10 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

I.C.I. (Bécancour)



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

Figure 11 Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent.

3.7 Service T.M.G. inc : Mine Niobec (Saint-Honoré)

3.7.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie exploite un gisement de niobium à Saint-Honoré. On y traite annuellement environ 800 000 tonnes de minerai pour produire 5500 tonnes de concentré de niobium. Le concassage primaire du minerai s'effectue sous terre, tandis que le concassage secondaire et le broyage sont effectués en surface. Le minerai obtenu, le pyrochlore ($\text{NaCaNb}_2\text{O}_6\text{F}$), subit trois étapes de flottaison suivies d'une lixiviation à l'acide chlorhydrique. Le concentré final de pyrochlore contient environ 60 à 63 p. 100 de pentoxyde de niobium (Nb_2O_5) (LGL, 1990).

Les eaux domestiques, les eaux de procédés et les eaux pluviales se déversent dans la rivière Saguenay (14 km plus loin) par un seul émissaire, via le ruisseau Cimon et la rivière aux Vases. Les eaux de la mine ($\approx 2800 \text{ m}^3/\text{d}$) sont pompées et décantées dans deux bassins de sédimentation en série avant leur rejet au ruisseau Cimon. Les eaux usées du concentrateur sont aussi décantées et recirculées à 85 p. 100 par le passage dans un parc à résidus et dans un réservoir tampon. La purge (15 p. 100) est rejetée dans le ruisseau Cimon. Les eaux domestiques sont traitées séparément dans une fosse septique et un champ d'épuration avant leur rejet.

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 22 au 25 juillet 1991. Pour les analyses biologiques, un échantillon composé proportionnel au débit des effluents du point 1 (émissaire des eaux usées du concentrateur) et du point 2 (émissaire des eaux de la mine) a été prélevé la troisième journée (24 au 25 juillet).

Pour cette troisième journée, la caractérisation chimique du point 1 indique un débit de $2745 \text{ m}^3/\text{d}$, et un pH oscillant entre 7,2 et 7,9 pour la période de 24 h. Quelques paramètres conventionnels se retrouvent à des concentrations très élevées : solides totaux (3123 mg/L), ions chlorures (926 mg/L) et sodium (193 mg/L). La dureté est évaluée à 1448 mg/L de CaCO_3 .

Parmi les métaux détectés ce jour-là, mentionnons une concentration de cadmium ($0,01 \text{ mg/L}$) supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour la Truite arc-en-ciel ($0,0036 \text{ mg/L}$; pour une dureté de 50 mg/L). Pour les plantes aquatiques et les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë sont du même ordre de grandeur que pour la Truite arc-en-ciel (CCMRE, 1987). La concentration de cuivre ($0,04 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Des valeurs de CL_{50} chez le crustacé *C. dubia* ont été observées à

plomb mesurée cette journée (0,056 mg/L) est supérieure aux valeurs de toxicité chronique définies par la U.S. EPA (1985) pour le crustacé *Daphnia magna* et la Truite arc-en-ciel (0,012 et 0,019 mg/L).

Pour cette troisième journée, la caractérisation chimique du point 2 indique un débit de 3270 m³/d, et un pH oscillant entre 7,2 et 7,8 pour la période de 24 h. Les concentrations de solides totaux (16 050 mg/L), d'ions chlorures (7386 mg/L) et de sodium (3659 mg/L) sont très élevées. La dureté est très élevée et évaluée à 3408 mg/L de CaCO₃.

Parmi les métaux, la concentration de cadmium (0,064 mg/L) est très supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne pour la Truite arc-en-ciel (0,0036 mg/L; pour une dureté de 50 mg/L). Cette concentration se situe aussi dans l'intervalle des valeurs de CL₅₀ mesurées chez le cladocère *D. magna* (0,005-0,058 mg/L; Mance, 1987). La concentration de chrome total (0,03 mg/L) est similaire à la valeur de CL₅₀ (48 h) du chrome (VI) chez *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986) et se situe dans la plage de toxicité aiguë pour la Truite arc-en-ciel (0,019 à 0,096 mg/L pour une dureté de 12 à 99 mg/L de CaCO₃; Mance, 1987). La concentration de cuivre (0,05 mg/L) est similaire à celle du point 1 et se situe donc dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Elle dépasse aussi des valeurs de CL₅₀ (0,022-0,026 mg/L) mesurées chez le crustacé *C. dubia*. (Elnabarawy *et al.*, 1986). La concentration de nickel (0,24 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë du crustacé *Daphnia magna* (0,13 à 1,9 mg/L; Mance 1987). De plus, cette valeur est très supérieure aux concentrations (0,008 à 0,015 mg/L) qui ont causé la mort chez tous les cladocères *C. dubia* exposés pendant sept jours (Kszos *et al.*, 1992). La concentration de zinc (0,12 mg/L) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) du crustacé *D. magna* (0,068-5,3 mg/L).

L'échantillon composé formé pour les analyses biologiques (proportionnel au débit des deux effluents) indique un pH de 7,9 et une concentration de carbone organique total (COT) de 5,2 mg/L qui reste pratiquement inchangée après cinq jours d'aération (3,7 mg/L).

3.7.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique une faible toxicité associée à l'effluent.

3.7.2.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). Par contre, chez le crustacé *C. dubia*, on observe de la létalité à une

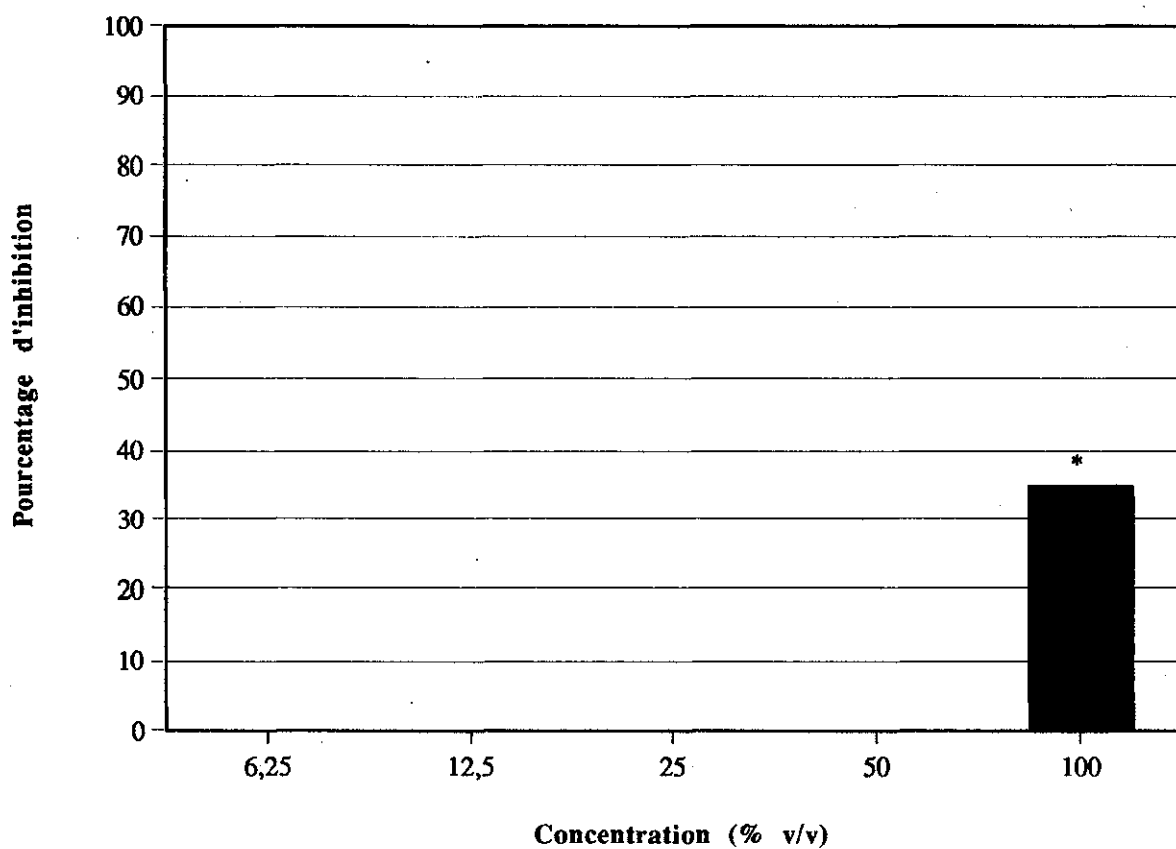
3.7.2.1 Létalité.- Aucune létalité n'a été observée chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). Par contre, chez le crustacé *C. dubia*, on observe de la létalité à une concentration de 50 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 2,8 UT₁. La toxicité est cependant insuffisante pour déterminer une CL₅₀.

3.7.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox n'a mis en évidence aucune toxicité reliée à l'échantillon d'effluent.

3.7.2.3 Sublétalité chronique.- Avant aération, aucune inhibition de la croissance algale n'a été décelée. Après aération de l'échantillon cependant, une faible toxicité est observée dans l'échantillon non dilué (100 % v/v). Le seuil toxique est évalué à 1,4 UT_{sc} (figure 12).

Le test de reproduction utilisant *C. dubia* indique une inhibition significative de la reproduction à une concentration de 50 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sc} (figure 13). Les valeurs d'inhibition sont identiques à celles de létalité.

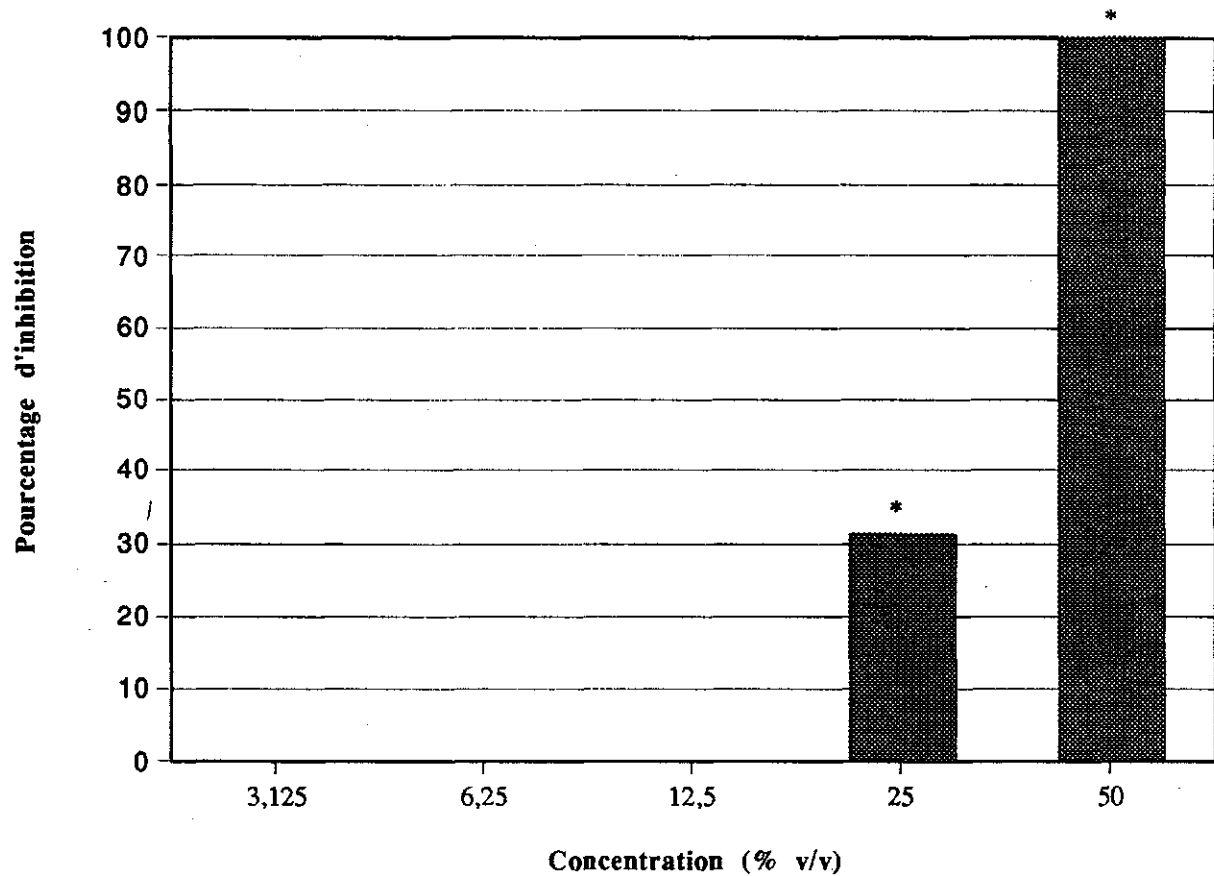
Une activité génotoxique identique a été décelée dans l'échantillon sans S9 et dans l'échantillon ayant subi une transformation métabolique avec de l'extrait de foie de rat (+S9); le seuil toxique est évalué à 22,4 U_g. L'étape d'aération de ces deux échantillons élimine toute activité génotoxique.

Service T.M.G. inc., Mine Niobec (Saint-Honoré)

■ Après aération

* = significativement différent du témoin ($p < 0,05$)

Figure 12 Inhibition de la croissance (après aération) d'une population d'algues *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

Service T.M.G. Inc., Mine Niobec (Saint-Honoré)

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

Figure 13 *Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent*

4 Discussion

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

4.1.1 Létalité.- Deux effluents se sont avérés suffisamment toxiques pour occasionner une létalité importante chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). En effet, des valeurs de CL_{50} (4 jours) comprises entre 10 et 100 UT_1 ont été déterminées pour les effluents des usines Kronos et Albright & Wilson (tableau 2). Un troisième effluent (Expro) indique une légère toxicité (CL_{50} de 1-2 UT_1). L'effluent le plus problématique, celui de l'usine Tioxide, n'a pu être évalué avec les jeunes truites nouvellement reçues qui n'étaient pas suffisamment acclimatées.

L'autre test de létalité, qui utilise les crustacés *Ceriodaphnia dubia*, permet de mesurer l'inhibition de la reproduction chez ces organismes mais aussi la mortalité potentielle associée aux effluents industriels. Ces organismes se révèlent légèrement plus sensibles à la nature des substances rejetées que les Truites. Une toxicité létale s'est produite pour cinq des effluents industriels évalués. L'intensité des réponses s'échelonne sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 2,8 à 700 UT_{sc} ; tableau 2). Quatre de ces échantillons d'effluent étaient toxiques au point que la valeur de CL_{50} , était très élevée, en particulier pour les effluents des usines Kronos (169 UT_1) et Tioxide (700 UT_1). À noter que les valeurs de seuil toxique (moyenne géométrique de la CMEO et de la CSEO) sont très similaires aux valeurs de CL_{50} calculées. Autrement dit, les premières concentrations qui indiquent une toxicité significative sont suffisamment toxiques pour occasionner de la létalité chez au moins 50 p. 100 des daphnies, ce qui suggère une très forte intensité de la toxicité.

À l'exception de l'essai conduit avec l'effluent de l'usine Expro, les crustacés *Ceriodaphnia dubia* se révèlent légèrement plus sensibles que les Truites arc-en-ciel pour détecter la toxicité létale des effluents de la chimie inorganique. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces différences. Outre le fait que ces organismes appartiennent à des niveaux trophiques différents, le temps d'exposition légèrement plus court pour le bioessai avec Truites (quatre jours comparativement à sept pour le test avec crustacés) peut probablement expliquer une partie de cette différence. De plus, les paramètres de mesure utilisés peuvent différer quant à leur pouvoir de discrimination. Le seuil toxique rapporté pour le test de létalité avec les crustacés est généralement plus sensible que la valeur de CL_{50} exprimée lors du test avec Truites. En effet, les tests statistiques utilisés avec les crustacés peuvent détecter une

différence significative d'environ 30 p. 100 entre un traitement et un témoin (Oris et Bailer, 1993), tandis que chez la truite, on doit obtenir une mortalité égale ou supérieure à 50 p. 100 pour rapporter un résultat de létalité. Par exemple, sur la seule base de la mesure d'une CL₅₀, l'échantillon prélevé à la mine Niobec ne montrerait aucune toxicité létale pour les crustacés. Cependant, la létalité est suffisante pour calculer une valeur de seuil toxique.

En ce qui a trait aux substances susceptibles d'être responsables des effets observés, plusieurs métaux retrouvés à de fortes concentrations peuvent probablement expliquer une bonne part de la toxicité. Ainsi, les effluents des usines Kronos et Tioxide présentent des concentrations très élevées d'aluminium, de cadmium, de chrome, de cuivre et de fer (voir chapitre «résultats»). Ces concentrations dépassent de beaucoup les valeurs causant de la toxicité létale dans les tests normalisés de laboratoire avec poissons et crustacés (voir en particulier Mance, 1987).

Par ailleurs, le pH très acide de ces deux effluents (1,6 et 0,84) et de celui de l'usine Albright & Wilson (3,7) est certainement responsable d'une partie de la toxicité, plus particulièrement aux plus fortes concentrations testées. Mais au fur et à mesure que l'on dilue les échantillons, le pH se rapproche de la neutralité et les substances présentes dans les effluents vont dès lors jouer un rôle plus prépondérant dans la réponse toxique. La dilution va par contre diminuer aussi les concentrations initiales des composés et devrait par le fait même diminuer la toxicité. Il y a lieu cependant de considérer les phénomènes d'interaction entre métaux (additivité, synergie et antagonisme). En effet, on reconnaît de plus en plus que le phénomène d'additivité (la somme des concentrations de plusieurs métaux) peut produire des effets toxiques malgré des concentrations individuelles jugées non létales pour les organismes (voir plus particulièrement Alabaster et Lloyd, 1980; Spehar et Fiandt, 1986; Enserink *et al.*, 1991).

De plus, l'interaction entre les faibles valeurs de pH et la biodisponibilité des métaux est à considérer dans l'évaluation du phénomène de toxicité. En effet, on reconnaît maintenant le rôle des ions hydrogène dans la solubilité de divers métaux et plus particulièrement de l'aluminium. Ainsi, dans le phénomène d'acidification des lacs, on s'est rendu compte que la baisse du pH rendait l'aluminium plus soluble et augmentait ainsi sa toxicité pour les poissons (Cronan et Schofield, 1979). Par contre, à de très faibles pH (1 à 2), les deux phénomènes se révèlent plutôt antagonistes et les

fortes concentrations d'ions hydrogène contrebalancent la toxicité de l'aluminium (Odonnell *et al.*, 1984).

Quoique l'information sur la toxicité potentielle de certains effluents puisse à l'occasion sembler redondante, l'utilisation d'organismes de niveaux trophiques différents apporte généralement une information plus complète et plus réaliste des risques potentiels pour les organismes aquatiques. De plus, les bioessais tiennent compte de l'ensemble des interactions complexes qui se produisent dans un rejet liquide industriel, ce qui nous renseigne généralement plus qu'une simple caractérisation chimique. Néanmoins cette dernière permet de cibler les substances ou groupe de substances potentiellement responsables des effets observés. L'alliance entre ces deux types d'analyse devrait nous permettre de mieux évaluer les risques associés aux effluents industriels.

4.1.2 Subléthalité aiguë

4.1.2.1 Inhibition de bioluminescence.- Le test Microtox a mis en évidence de la toxicité dans quatre échantillons d'effluent. Les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 5,7 à 5600 UT_{sc}). Tout comme pour les tests de létalité, les deux usines de production de bioxyde de titane (Kronos et Tioxide) présentent les valeurs les plus élevées de toxicité envers les bactéries (tableau 3). Ces valeurs de subléthalité s'avèrent un peu plus élevées que celles de létalité, mais à des ordres de grandeur similaires.

Malgré le peu de réponses observées, on notera la très bonne concordance des mesures de toxicité entre le test Microtox et le test de létalité avec Truites. En effet, les trois effluents qui indiquent de la létalité pour la Truite arc-en-ciel se révèlent aussi toxiques pour les bactéries du test Microtox. De plus, les valeurs de CL₅₀ et de CI₅₀ mesurées pour ces deux tests sont très similaires (comparez les tableaux 2 et 3). La seule exception concerne l'effluent de l'usine Tioxide qui n'a pu être soumis au bioessai avec Truites.

On reconnaît généralement une très bonne corrélation entre le test Microtox et le test de létalité avec Truites. Dans une évaluation de 257 effluents industriels, Bulich (1982) mentionne une concordance de 87 p. 100 entre les valeurs de CL₅₀ et de CI₅₀ de ces deux tests. Qureshi *et al.* (1982), dans une analyse d'effluents municipaux, indiquent que le test Microtox donne des réponses très similaires au test avec Truite arc-en-ciel. Strosher (1984), dans un examen de 48 échantillons de liquide

Tableau 2 *Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de sept usines de chimie inorganique**

	Truites <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>	
	CL ₅₀ (4 jours)	CL ₅₀ (7 jours)	Seuil toxique (7 jours)
Produits Chimiques Expro			
(Saint-Timothée)	1 - 2	< 1	< 1
15 septembre 1992			
PPG Canada Inc.			
(Beauharnois)	n.d.	< 1	< 1
10 décembre 1992			
Albright & Wilson Inc.			
(Varennnes)	10-100	11,5	18
4 décembre 1989			
Kronos Canada Inc.			
(Varenne)	10-100	169	140
6 novembre 1991			
Tioxide Canada Inc.			
(Tracy)	n.d.	700	700
22 janvier 1992			
I.C.I. Inc.			
(Bécancour)	< 1	3	2,8
10 novembre 1992			
Mine Niobec			
(Saint- Honoré)	< 1	< 1	2,8
24 juillet 1991			

* Les valeurs sont unités toxiques létales

n.d. = non déterminé

de forage de puits de pétrole, a lui aussi trouvé une très forte corrélation ($r = 0,89$) entre les réponses de toxicité de ces deux bioessais. Plus près de nous, Blaise *et al.* (1987) qui évaluaient les effluents de 55 usines de pâtes et papiers, ont calculé une concordance de 84 p. 100 des réponses de toxicité des deux bioessais. Dans l'évaluation de 13 usines de pâtes et papier du PASL, conduite plus récemment par Costan et Bermingham (1992), il est aussi fait mention de la bonne concordance des mesures de toxicité entre ces deux bioessais.

Les résultats obtenus pour les effluents de ce secteur se comparent donc assez bien avec les résultats de la documentation. De plus, les valeurs de toxicité obtenues se révèlent très similaires malgré des variables de mesure différentes. Dans le cadre d'une réglementation des effluents de ce secteur, le test Microtox plus simple et moins coûteux pourrait probablement remplacer avantageusement le test avec Truites arc-en-ciel en considérant la très forte corrélation des réponses observées.

Toutefois, la comparaison du test Microtox avec le test de létalité avec crustacés, révèle une moins bonne concordance des réponses. En effet, le test avec crustacés, comme mentionné auparavant, indique de la toxicité pour cinq échantillons sur sept, comparativement à quatre sur sept pour le test Microtox (voir tableaux 2 et 3). Trois effluents (Albright & Wilson, Kronos et Tioxide) se sont avérés toxiques au cours des deux bioessais. Les échantillons de la compagnie I.C.I. et de la mine Niobec indiquent une faible toxicité pour les crustacés (seuil toxique identique de $2,8 \text{ UT}_1$) mais aucune inhibition de la bioluminescence lors du test Microtox. Celui-ci a cependant démontré une légère toxicité avec l'effluent d'Expro, qui s'était en revanche avéré non toxique chez les crustacés. On se rappellera cependant que cet effluent s'était aussi révélé toxique pour la Truite arc-en-ciel.

Dans une revue portant sur la sensibilité relative du test Microtox avec les autres bioessais de létalité, Munkittrick *et al.* (1991) indiquent une bonne concordance dans les résultats de toxicité entre le test Microtox et celui utilisant le crustacé *Daphnia magna*. En effet, la majorité des études de toxicité aiguë ont été réalisées avec le crustacé *Daphnia magna* ou *Daphnia pulex* (Environnement Canada, 1990a). L'essai avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* sert principalement dans les études d'inhibition de la reproduction (toxicité sublétales chroniques), les valeurs de survie (létalité) étant une information complémentaire inhérente au test. Toutefois, les deux cladocères appartiennent à la même famille des daphniidés (Pennak, 1978), et malgré des

variations naturelles entre les deux espèces, la mortalité avec l'espèce *C. dubia* peut se comparer avec les résultats rapportés pour le test de létalité avec *Daphnia magna*. Ainsi, dans une étude portant sur la comparaison d'un test de sept jours avec *D. magna* et celui avec *C. dubia*, Winner (1988) révèle que ces derniers montraient des valeurs similaires de survie lorsqu'ils étaient exposés au cadmium et au pentachlorophénate. L'étude mentionnait de plus que le test avec *C. dubia* se révélait autant, sinon plus sensible, aux composés inorganiques et organiques que le test avec *D. magna*.

Bulich (1982) toujours dans l'évaluation de 257 effluents industriels, a calculé une corrélation de 75 p. 100 entre les résultats des tests de létalité avec crustacés et ceux avec les bactéries du test Microtox. Vasseur *et al.* (1984) pour leur part indiquent, dans l'analyse de 39 effluents industriels, une similitude de 86 p. 100 entre les réponses de ces deux bioessais. Une corrélation supérieure à 90 p. 100 entre ces deux bioessais est relevé par Calleja *et al.* (1986) dans des évaluations similaires. Cependant, d'autres auteurs (Qureshi *et al.*, 1982) relèvent que pour des effluents d'usines de pâtes et papiers, le test Microtox se révèle 10 fois plus sensible que celui avec *Daphnia magna*.

Les réponses de ces deux tests peuvent donc différer largement en fonction du type d'effluents industriels considéré. Cependant, les crustacés sont généralement reconnus comme plus sensibles que les bactéries du test Microtox dans l'évaluation d'effluents industriels (Bulich, 1982; Calleja *et al.*, 1986; Ankley *et al.*, 1990; Munkittrick *et al.*, 1991). Chez les crustacés *Daphnia magna* et *Daphnia pulex*, les effluents à forte teneur en métaux (cuivre, chrome, cadmium, arsenic, zinc et mercure), indiquent des réponses de toxicité généralement plus importantes que le test Microtox (Munkittrick *et al.*, 1991). Les résultats observés pour ce secteur correspondent donc assez bien à ceux rapportés ailleurs.

En ce qui a trait aux substances potentiellement responsables de la forte toxicité, comme mentionné auparavant, les concentrations très élevées de métaux associées à des valeurs de pH très acides pour trois effluents (Tioxide, Kronos et Albright & Wilson) contribuent certainement de façon importante à l'expression de la toxicité.

Par ailleurs, pour expliquer les différences observées dans les réponses de toxicité pour les effluents de l'usine I.C.I. et de la mine Niobec (létalité chez les crustacés mais aucune inhibition chez les bactéries du test Microtox), les caractérisations chimiques suggèrent là aussi des éléments de réponses. Ainsi, les deux effluents de la mine Niobec révèlent des concentrations de cuivre (0,04 et 0,05 mg/L) qui sont près des

valeurs minimales de CL_{50} pour le crustacé *Daphnia magna* (0,068-0,086 mg/L) et supérieures à celle pour les crustacés *Daphnia pulex* (0,005-0,027 mg/L) et *Daphnia hyalina* (0,006 mg/L; Mance, 1987) mais largement inférieures à la valeur de CL_{50} chez les bactéries *P. phosphoreum* du test Microtox (CI_{50} = 4-20 mg/L; Elnabarawy, 1986). Pour l'effluent de l'usine I.C.I., la concentration de chrome (0,53 mg/L) est très supérieure à la valeur de toxicité aiguë moyenne chez *Daphnia magna* (0,023 mg/L) mais largement inférieure à la valeur de CL_{50} pour les bactéries *P. phosphoreum* (13 mg/L). De même, les concentrations de cuivre (0,022 mg/L) et de zinc (0,03 mg/L) dépassent les valeurs de toxicité aiguë chez divers crustacés mais sont loin des concentrations qui inhibent 50 p. 100 de l'émission de bioluminescence chez les bactéries du test Microtox (cuivre = 4 à 20 mg/L et zinc = 1,4 à 8 mg/L; Munkittrich *et al.*, 1991). Les diverses espèces de crustacés se révèlent donc plus sensibles aux métaux présents dans ces effluents que les bactéries du test Microtox, ce qui pourrait expliquer une partie des différences observées dans les réponses de ces deux tests.

Pour l'effluent de l'usine Expro, la caractérisation chimique ne suggère pas de réponses aussi évidentes. On remarque une faible toxicité lors de la réalisation du test avec Truites ainsi qu'avec le test Microtox, mais cet effluent ne montre aucune létalité pour les crustacés. L'analyse chimique indique une absence presque totale de métaux à l'exception d'une concentration de 0,013 mg/L d'argent qui se situe certes dans la plage de toxicité (CL_{50}) pour la Truite arc-en-ciel (0,009 - 0,08 mg/L) mais aussi dans celle des crustacés *D. magna* (0,001-0,012 mg/L; Mance, 1987) et *C. dubia* (0,0011-0,0014 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). Toutefois, cette usine utilise principalement des composés organiques pour la fabrication d'explosifs. La présence de nombreuses substances organiques dans cet effluent est d'ailleurs confirmée par les fortes valeurs de DBO_5 et de DCO de l'effluent du fossé principal ainsi que par la concentration appréciable en carbone organique total (70 mg/L) de l'échantillon composé initial prélevé pour l'évaluation (voir chapitre «résultats»). L'analyse chimique des deux effluents révèle principalement la présence de phtalates, mais à des teneurs nettement moindres que celles occasionnant 50 p. 100 d'inhibition chez les bactéries du test Microtox (Kaiser, 1993). On y retrouve aussi un certain nombre de substances dérivées du TNT (dinitro-2,4 toluène et N-Nitrosodiphénylamine). Le test Microtox étant plus apte à déceler la toxicité liée aux substances organiques qu'aux métaux (Munkittrich *et al.*, 1991), cela pourrait expliquer la sensibilité plus grande des bactéries comparativement aux crustacés. En appui à cette hypothèse, le test Microtox réalisé

Microtox étant plus apte à déceler la toxicité liée aux substances organiques qu'aux métaux (Munkittrich *et al.*, 1991), cela pourrait expliquer la sensibilité plus grande des bactéries comparativement aux crustacés. En appui à cette hypothèse, le test Microtox réalisé après l'étape d'aération de cet effluent ne révèle aucune toxicité pour les bactéries et parallèlement, la concentration de COT diminue à 6,3 mg/L.

L'étape d'aération des effluents (cinq jours) indique aussi une diminution de la toxicité pour l'effluent de l'usine Albright & Wilson. Aux deux autres usines (Tioxide et Kronos) on ne constate qu'une faible baisse de la toxicité après cette étape. Le fait que l'aération ne diminue pas la toxicité de ces usines s'explique probablement, en bonne partie, par le pH très acide de ces effluents qui ne constitue pas un milieu optimal pour la survie et la croissance des bactéries responsables de la biodégradation (voir en particulier Block *et al.*, 1990). De plus, les fortes concentrations de métaux dans ces deux effluents nous portent à croire qu'une aération de cinq jours des échantillons ne devrait pas modifier la toxicité de façon significative.

Le test Microtox est reconnu pour sa bonne capacité à détecter la présence de composés organiques, mais se révèle généralement moins sensible aux composés inorganiques (Munkittrich *et al.*, 1991). Toutefois, pour ce secteur, les réponses ne sont pas aussi évidentes. Le nombre d'effluents où les bactéries détectent de la toxicité est certes moins élevé que le test de létalité avec crustacés (quatre versus cinq), mais pour les effluents les plus toxiques (Tioxide, Kronos, Albright & Wilson), l'intensité des réponses du test Microtox se révèle supérieure ou égale à celle mesurée avec les crustacés *C. dubia* (comparez les valeurs de seuil toxique et de CL_{50} , CL_{50}). Par contre, en présence d'une faible toxicité (I.C.I. et mine Niobec), les crustacés s'avèrent plus sensibles à la nature des effluents. Un dernier effluent, celui de l'usine Expro, semble contredire cette affirmation. Toutefois, en raison de la nature organique des rejets de cette usine (forte DCO et DBO_5), l'effluent se comparerait plus à ceux du secteur de la chimie organique qu'à ceux du secteur de la chimie inorganique.

Le test Microtox montre donc des résultats relativement similaires à ceux obtenus lors des bioessais avec crustacés. Si l'on compare les temps d'exposition (15 min pour le Microtox versus 7 jours pour les crustacés), le test Microtox s'avère peu coûteux à réaliser et relativement sensible. Cela justifie donc son utilisation avec d'autres bioessais de plus longue durée, pour le contrôle des effluents de ce secteur industriel.

Par ailleurs, le test Microtox indique une très bonne corrélation avec le bioessai utilisant les Truites arc-en-ciel. Dans la mesure où cette concordance de détection de toxicité est relativement constante, le test Microtox pourrait donc remplacer avantageusement les bioessais avec poissons pour le contrôle de ces effluents.

4.1.3 Subléthalité chronique

Les tests de subléthalité chronique mesurent des phénomènes d'inhibition de croissance, de reproduction ou de génotoxicité. Ils devraient donc se révéler, dans leur ensemble, plus sensibles que les tests de létalité ou de subléthalité aiguë.

4.1.3.1 Inhibition de croissance algale.- Ainsi, le test d'inhibition de croissance avec l'algue *Selenastrum capricornutum* a mis en évidence un potentiel de toxicité dans tous les effluents. Les valeurs de seuil toxique s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de < 1 à 4500 UT_{sc}). Avant l'étape d'aération, l'inhibition de la croissance des algues est observée dans cinq échantillons sur sept, et après cette étape la toxicité persiste pour quatre échantillons. Un seul effluent (I.C.I.) n'indique plus de toxicité pour les algues après cette étape. Toutefois, deux autres (PPG et mine Niobec) montrent maintenant une légère inhibition de la croissance des algues inexistante avant l'étape d'aération (tableau 4).

Tous les effluents indiquent, dans une étape ou l'autre, de la toxicité pour les populations de *Selenastrum capricornutum*. On observe donc un plus large éventail de détection d'effets toxiques potentiels avec ce bioessai qu'avec ceux des niveaux de létalité ou de subléthalité aiguë. Plusieurs auteurs (Walsh et Merrill, 1984; Thomas *et al.*, 1986; Wong et Couture, 1986; Greene et Peterson, 1989; Lewis, 1992) indiquent 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 ou de sites contaminés. Des 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 (Blaise *et al.*, 1987; Boudreau *et al.*, 1992, 1993).

Le phytoplancton en tant que producteur primaire est par définition un maillon essentiel de la chaîne trophique. La mesure des atteintes possibles aux organismes de ce niveau justifie d'autant plus l'utilisation du bioessai avec algues pour évaluer les risques potentiels des effluents industriels.

Tableau 3 *Sommaire du test de sublétaleté aiguë avec bactéries réalisé sur les effluents de sept usines de chimie inorganique**

	Microtox (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)			
	Cl ₅₀		Seuil toxique	
	Av	Ap	Av	Ap
Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée) 15 septembre 1992	4	< 2	5,7	< 2
PPG Canada Inc. (Beauharnois) 10 décembre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
Albright & Wilson Inc. (Varennnes) 4 décembre 1989	17-33	< 2	15,6	2,3
Kronos Canada Inc. (Varenne) 6 novembre 1991	160-320	160-320	450	450
Tioxide Canada Inc. (Tracy) 22 janvier 1992	2000-4000	2000-4000	5600	2800
I.C.I. Inc. (Bécancour) 10 novembre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2
Mine Niobec (Saint-Honoré) 24 juillet 1991	< 2	< 2	< 2	< 2

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales aiguës

Av = Avant aération

Ap = Après aération

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

Parmi les paramètres susceptibles d'expliquer les résultats de toxicité, les valeurs de pH très acides mesurées pour trois effluents ont certainement contribué à la toxicité des effluents, particulièrement aux plus fortes concentrations testées. Mais ici comme pour les tests de létalité, les fortes concentrations de métaux décelées sont probablement responsables d'une bonne partie du phénomène d'inhibition de la croissance.

En effet, les algues sont reconnues comme étant très sensibles à la présence de métaux (Rai *et al.*, 1981). Les plus fortes valeurs de toxicité pour les algues ont été mesurées respectivement pour les effluents des usines Tioxide, Kronos et Albright & Wilson (tableau 4). Une étude réalisée dans nos laboratoires avec l'algue *Selenastrum capricornutum* (St-Laurent *et al.*, 1992), rapporte des valeurs de Cl_{50} pour les principaux métaux que l'on retrouve dans ces effluents. Ainsi les Cl_{50} s'échelonnent de 0,13 à 0,22 mg/L pour le chrome hexavalent, de 0,034 à 0,66 mg/L pour le Cu^{2+} et de 0,043 à 0,063 mg/L pour le Zn^{2+} . Vasseur et Pandard (1988) rapportent pour leur part des valeurs de Cl_{50} de 0,014 à 0,031 mg/L pour le cadmium. Pour l'effluent de Tioxide, les concentrations de trois métaux : chrome dissous (15,1 mg/L), cuivre dissous (0,14 mg/L) et zinc (0,12 mg/L) sont toutes supérieures à ces valeurs. Pour l'effluent de Kronos, les concentrations de cadmium (0,031 mg/L), de chrome total (2,7 mg/L), de cuivre total (0,054 mg/L) et de zinc 0,072 mg/L sont toutes supérieures aux valeurs de Cl_{50} . Pour l'effluent Albright & Wilson, la concentration de zinc (5,85 mg/L) est très supérieure à la valeur de Cl_{50} .

Par ailleurs, l'absence générale de diminution de la toxicité après l'étape d'aération (à l'exception de l'effluent de l'usine I.C.I.) suggère qu'une part de la toxicité puisse être attribuable à la présence de métaux (non biodégradables) ainsi qu'aux pH très acides qui ne créent pas, comme mentionné auparavant, de conditions très propices pour le processus de biodégradation. De la toxicité est même apparue pour deux échantillons après l'étape d'aération, et cela malgré une absence de toxicité avec l'échantillon original. 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). Néanmoins, le test avec algues, en raison de sa très grande sensibilité aux métaux, se révèle l'un des tests les plus appropriés pour évaluer les risques potentiels de ce secteur.

4.1.3.2 Inhibition de la reproduction.- Le test d'inhibition de la reproduction avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* s'est révélé positif pour la majorité des effluents testés, à l'exception de celui de l'usine de Produits chimiques Expro (tableau 4).

Tout comme pour le test avec algues, les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de < 1 à 1400 UT_{50}). Les plus fortes valeurs de toxicité se retrouvent aussi dans les effluents des usines de bioxyde de titane (Kronos et Tioxide). Pour la majorité des effluents, le test avec crustacés indique des valeurs similaires de létalité et d'inhibition de la reproduction (voir tableaux 2 et 4). Généralement, la variable d'inhibition de la reproduction s'avère plus sensible que celle de létalité. Cependant, pour ce secteur, la toxicité des rejets liquides est très élevée et la mortalité (toxicité aiguë) masque en quelque sorte le phénomène d'inhibition de la reproduction. L'effluent de l'usine PPG est le seul qui se signale par une inhibition de la reproduction sans mortalité significative. On remarquera cependant que la toxicité reste très faible avec une inhibition détectée seulement à la plus forte concentration testée (100 % v/v d'effluent).

En comparant les résultats du test d'inhibition de la reproduction avec *C. dubia* à ceux du test algal avec *S. capricornutum* on observe une très bonne concordance des mesures de toxicité (tableau 4). En effet, tous les effluents indiquent une toxicité pour les algues et six effluents sur sept se révèlent toxiques pour les crustacés. On remarquera que l'effluent de l'usine Expro, non toxique pour les crustacés, l'était faiblement pour les algues. Sur l'échantillon original, ce n'est qu'à la concentration maximale de 100 % v/v d'effluent que l'on détecte de la toxicité. Par ailleurs, les valeurs de toxicité se révèlent très similaires pour les deux tests; les seuils toxiques rapportés pour les crustacés sont en général légèrement inférieurs mais tous du même ordre de grandeur que ceux des algues.

Les fortes valeurs de toxicité proviennent des trois effluents (Kronos, Tioxide et Albright & Wilson) qui ont révélé, tel que mentionné auparavant, des valeurs de pH très acides et de fortes concentrations de métaux. Le pH n'est pas à négliger dans l'évaluation de la toxicité, mais les métaux sont vraisemblablement responsables d'une bonne partie du phénomène d'inhibition de la reproduction. En effet, le test avec les crustacés *C. dubia* est spécifiquement reconnu pour sa sensibilité à divers métaux tant en solution pure que dilués dans les effluents industriels ou les eaux de surface (Spehar et Fiandt, 1986; Dorn *et al.*, 1987; Winner,

1988; Di Toro *et al.*, 1991; Kszos *et al.*, 1992). Par ailleurs, ce test de sublétalité est généralement reconnu comme très sensible pour détecter la toxicité d'effluents industriels (Pontash *et al.*, 1989; Krzysztof *et al.*, 1992; Lewis, 1992).

Quoique ce test s'avère relativement coûteux et de longue durée (prend sept jours), il fournit une information non négligeable sur le risque potentiel que peuvent occasionner les effluents industriels pour des organismes du même niveau trophique que les microcrustacés.

4.1.3.3 Génotoxicité.- Le test de génotoxicité (SOS Chromotest) a mis en évidence une activité génotoxique dans cinq effluents sur sept. Les échantillons originaux sans activation (-S9) ainsi que ceux ayant été soumis à l'étape de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (+S9) indiquent une génotoxicité similaire (tableau 5).

On remarquera la présence de toxicité pour les bactéries du test dans deux effluents (I.C.I. et Albright & Wilson). Le SOS Chromotest ayant été conçu à l'origine pour l'étude des substances pures (Quillardet *et al.*, 1982), son utilisation dans l'étude des 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 dans cinq échantillons d'effluent avant l'étape d'aération. Le processus de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (+S9) qui permet de vérifier la présence de substances promutagènes induites par l'activité des microsomes de foie de rat, indique que l'activité génotoxique ne diminue pas. En effet, deux effluents (Albright & Wilson et Tioxide) voient même leur seuil d'activité génotoxique augmenter.

L'étape d'aération des effluents originaux (-S9) indique une diminution de l'activité génotoxique pour deux échantillons d'effluent (PPG et mine Niobec). Pour l'effluent de l'usine Albright & Wilson, la présence de toxicité pour les bactéries empêche de se prononcer sur une quelconque diminution de l'activité génotoxique. L'effluent de l'usine Tioxide indique quant à lui une activité génotoxique persistante dans les quatre étapes du test.

Tableau 4 Sommaire des tests de sublétaleté chronique avec l'algue *Selenastrum capricornutum* et le crustacé *Ceriodaphnia dubia* réalisés sur les effluents de sept usines de chimie inorganique*

	Algues <i>Selenastrum capricornutum</i>				Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>
	Cl ₅₀		Seuil Toxique		Seuil Toxique
	Av	Ap	Av	Ap	Av
Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée) 15 septembre 1992	< 1	1-2	1,4	2,8	< 1
PPG Canada Inc. (Beauharnois) 10 décembre 1992	< 1	2	< 1	5,7	1,4
Albright & Wilson Inc. (Varenes) 4 décembre 1989	80-160	25-50	126	78	18
Kronos Canada Inc. (Varenne) 6 novembre 1991	325-625	325-625	885	885	140
Tioxide Canada Inc. (Tracy) 22 janvier 1992	n.d.	n.d.	4500	4500	1400
I.C.I. Inc. (Bécancour) 10 novembre 1992	2-4	<1	5,7	<1	11,4
Mine Niobec (Saint-Honoré) 24 juillet 1991	< 1	< 1	< 1	1,4	2,8

Les valeurs sont en unités toxiques sublétales chroniques

Av = Avant l'étape d'aération

Ap = Après l'étape d'aération

n.d. = Non déterminé

Ce test semble démontrer que malgré une absence généralisée de substances organiques, les métaux présents semblent pouvoir induire le mécanisme de réparation SOS des bactéries. Le chrome hexavalent, par exemple, est reconnu pour sa capacité à induire ce mécanisme chez *E. coli* (Llagostera *et al.*, 1986). De plus, dans une revue documentaire sur la génotoxicité d'effluents industriels, Houk (1992) mentionne que plusieurs auteurs ont détecté de la génotoxicité, attribuable semble-t-il, aux ions de métaux lourds retrouvés dans les effluents à forte teneur en métaux (fonderie, usines de métallurgie).

4.1.3.3 Mutagénicité. - Le test de mutagénicité avec les bactéries *Salmonella typhimurium* a été effectué sur un seul effluent, celui de l'usine de Produits chimiques Expro (tableau 5). Une des deux souches de bactéries utilisées, la souche TA100 a mis en évidence la présence de substances mutagènes tant dans l'échantillon original qu'après bioactivation de celui-ci avec de l'extrait de foie de rat (+S9). Dans les plus fortes concentrations testées (autour de 65 % v/v) le nombre de bactéries mutantes dépassait donc de façon significative ce qui aurait pu se produire par mutation spontanée.

Cette usine produit principalement des explosifs (TNT) pour usage militaire. La caractérisation de ses effluents indique, parmi les quelques composés organiques détectés, la présence d'une substance considérée comme mutagène chez les bactéries du test d'Ames : le dinitro-2,4 toluène (DNT). D'ailleurs, les isomères du TNT et DNT sont reconnus comme étant mutagéniques (Griest *et al.*, 1993). Parmi les autres substances analysées, mentionnons la N-nitrosodiphéylamine considérée comme cancérogène chez le rat mais qui s'est avérée, par contre, non mutagène chez les bactéries *S. typhimurium* (Soderman, 1987).

Dans sa revue de la génotoxicité des effluents industriels, Houk (1992) mentionne que l'on a déjà déterminé que l'eau d'un condensé synthétique de 36 constituants des usines de production de munitions se révélait mutagénique avec ou sans activation métabolique avec de l'homogénat de foie de rat. À noter que certains autres composés mutagéniques retrouvés en général dans les effluents d'usine de production d'explosifs (la dinitro-3,5 aniline et le trinitro-1,3,5 benzène) n'ont pas fait l'objet d'une identification spécifique lors de la caractérisation chimique de cette usine.

Le test de génotoxicité effectué sur cet effluent s'est avéré négatif aux plus fortes concentrations testées (50 % v/v). N'oublions pas que même si le test de fluctuation se révèle positif sur l'une des deux souches (TA100), l'activité mutagénique

ne survient qu'aux plus fortes concentrations testées (65 % v/v). Nous sommes donc près des limites de détection pour ce bioessai.

Toutefois, une absence de détection de génotoxicité n'invalide pas les résultats de mutagénicité. On reconnaît généralement que ces deux bioessais s'avèrent plus complémentaires que redondants. En effet, ceux-ci ne mesurent pas nécessairement les mêmes types de mécanismes d'agression. Le test de mutagénicité (test d'Ames) détecte d'une façon indirecte l'induction du système SOS par la présence de mutation chez les bactéries *S. typhimurium*. Les bactéries *E. coli* du test de génotoxicité (SOS Chromotest) mesurent plutôt directement l'induction du système de réparation SOS (Hofnung et Quillardet, 1983). On reconnaît aujourd'hui que certains agents mutagéniques n'induiraient pas nécessairement le système de réparation SOS, mais pourrait causer des mutations par la suite (Hofnung *et al.*, 1989).

Néanmoins, les deux tests présentent généralement une très bonne corrélation dans la détection de substances génotoxiques. Ainsi, Quillardet *et al.* (1985) indique une corrélation de 89 p. 100 entre les réponses positives de ces deux bioessais, mais 8 substances sur 83 (11 p. 100), n'induisent pas le système de réparation SOS mais se révèlent quand même mutagènes. D'autres auteurs (Hude *et al.*, 1988) indiquent eux aussi une bonne concordance entre ces deux tests; ils mentionnent que dans la mesure où l'on obtient un résultat positif avec le SOS Chromotest, le test de mutagénicité peut être omis mais que dans le cas contraire, le test de mutagénicité doit être effectué. Une comparaison de trois tests de génotoxicité réalisée dans nos laboratoires (Legault *et al.*, 1994) révèle que 12 substances sur les 14 testées indiquent une concordance des réponses entre le SOS Chromotest et le test de mutagénicité.

Les tests de dépistage de substances génotoxiques, tous comme les autres bioessais utilisés dans cette évaluation, ne représentent qu'une indication du danger potentiel que peuvent occasionner les effluents industriels pour les organismes du milieu récepteur. Néanmoins, un tel signal d'alarme est important. Houk (1992) dans sa revue sur la génotoxicité des effluents industriels, fait état des risques potentiels de mutagénicité (basés sur les résultats du test d'Ames) associés aux effluents industriels. L'auteur termine son analyse en mentionnant que de tous les mélanges complexes, les effluents industriels, en raison de leur grande hétérogénéité et de leur fort potentiel de diffusion dans l'environnement, présente le plus large spectre de risque pour la santé humaine.

Tableau 5 Sommaire des tests de génotoxicité et de mutagénicité réalisés sur les effluents de 7 usines de chimie inorganique*

Usines et date d'échantillonnage	SOS Chromotest <i>Escherichia coli</i>				Test d'Ames <i>Salmonella typhimurium</i>			
	-S9		+S9		Souche TA98		Souche TA100	
	Av	Ap	Av	Ap	-S9	+S9	-S9	+S9
Produits Chimiques Expro (Saint-Timothée) 15 septembre 1992	< 2	< 2	< 2	< 2	< 1,3	< 1,5	2	1,7
PPG Canada Inc. (Beauharnois) 10 décembre 1992	4,5	< 2	4,5	4,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Albright & Wilson Inc. (Varennnes) 4 décembre 1989	4,7	< 2 ^t	31,6	< 2 ^t	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Kronos Canada Inc. (Varenne) 6 novembre 1991	225	< 2 ^s	2 2 5	2 2 5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tioxide Canada Inc. (Tracy) 22 janvier 1992	4 500	4 500	50 000	22 400	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
I.C.I. Inc. (Bécancour) 10 novembre 1992	< 2 ^t	< 2 ^t	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mine Niobec (Saint-Honoré) 24 juillet 1991	22,4	< 2	22,4	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

* Les valeurs de seuil toxique sont en unités génotoxiques

- 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

Av: avant l'étape d'aération

Ap: après l'étape d'aération

n.d. = non déterminé

4.3 Classement sur l'échelle 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 sur une échelle logarithmique de 0 à 10, la toxicité des effluents industriels. 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 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent. Sur cette échelle BEEP, les sept usines de chimie inorganique représentent 39 p. 100 de l'ensemble de la toxicité des 49 usines. Ces sept industries se classent respectivement au 1^{er}, 5^e, 19^e, 30^e, 31^e, 33^e et 36^e rang des industries jugées les plus problématiques (figure 14).

Les deux usines de bioxyde de titane représentent 38 p. 100 de la «toxicharge» de l'ensemble des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent. L'usine Tioxide, avec une valeur BEEP de 7,5 était responsable à elle seule de 31,8 p. 100 de toute la toxicité potentielle. Avant la fermeture en avril 1993 de sa partie polluante («section noire»), cette usine montrait des valeurs de toxicité excessivement élevées pour l'ensemble des bioessais.

La valeur BEEP calculée pour chaque usine provient généralement à part égale des mesures de toxicité (seuil toxique) et du débit (m^3/h) des effluents. Cependant, à l'exception de l'usine Kronos où le débit est élevé ($53\,016\text{ m}^3/\text{d}$), l'ensemble des autres usines ne rejette que $61\,920\text{ m}^3$ d'effluent par jour, ce qui signifie que les valeurs BEEP proviennent essentiellement des fortes valeurs de toxicité observées.

La létalité s'avère très importante pour trois usines de ce secteur. Néanmoins, les phénomènes de subléthalité (inhibition de la croissance et de la reproduction) ainsi que la génotoxicité s'avèrent tout aussi problématiques. Par ailleurs, les industries avec les plus fortes valeurs de toxicité ne traitent que très peu ou pas du tout leurs effluents avant évacuation. L'installation ou l'amélioration des traitements actuels des effluents liquides devrait donc constituer une priorité pour diminuer la toxicité potentielle de ces effluents.

USINES

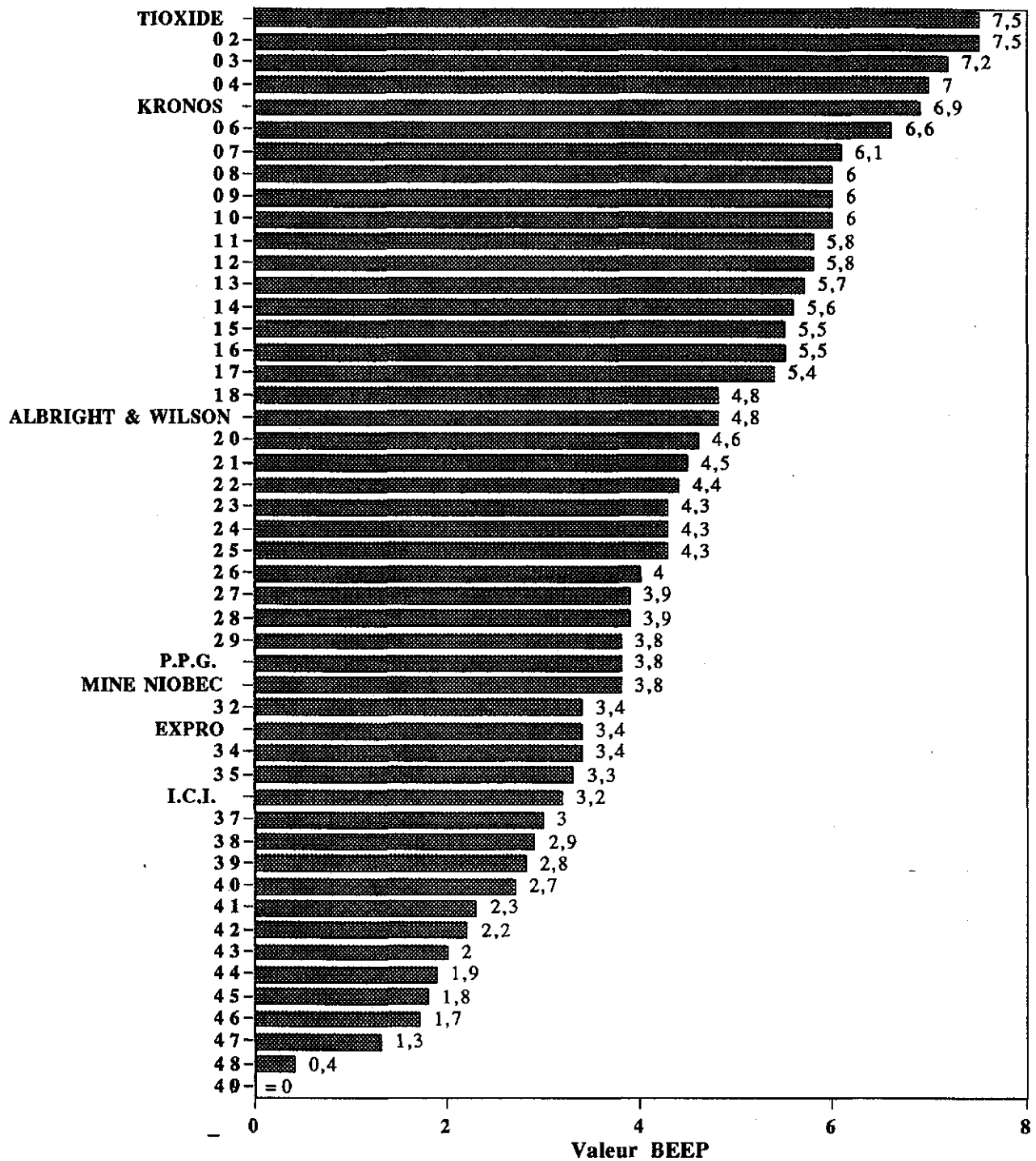


Figure 14

Classement des sept usines de chimie inorganique sur l'échelle BEEP, comparativement aux 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent

RÉFÉRENCES

- Alabaster, J. S. et R. Lloyd (1980). *Water quality criteria for freshwater fish*. Butterworth. London. 297 pages.
- 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. In APHA (Ed.), Washington, D.C., USA.
- Beckman (1982). *Microtox System Operating Manual 01555879*. Carlsbad, CA, U.S.A. pages.
- 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., R. Legault, N. Bermingham, R. van Coillie et P. Vasseur (1986). «A simple microplate algal assay technique for aquatic toxicity assesement». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 1 : 261-281.
- Blaise, C., G. Sergy, P. Wells et N. Bermingham (1988). «Biological -testing - Development, application and trends in Canadian environmental protection laboratories». *Toxicity Assesment: An Internatonal Journal*, 3 : 385-406.
- Blaise, C., R. Van Coillie, N. Bermingham et G. Coulombe (1987). «Comparaison des réponses toxiques de trois indicateurs biologiques (bactéries, algues, poissons) exposés à des effluents de pâtes et papier». *Revue Internationale des Sciences de l'eau*, 3 : 9-17.
- Block, J. C., J. F. Féraud, J. P. Flambeau, J. P. Kuenemann, G. Thouand et P. Vasseur (1990). «Aspects microbiologiques de la dégradation: une revue», dans *Évaluation de la dégradation des substances organiques dans l'environnement*. Paris, pp. 25-50.

- 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.
- Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1993). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de sept alumineries*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 43 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,
- 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.
- Cronan, C. S. et e. C. L. Schofield (1979). «Alumium leaching response to acid precipitation: effect on high-elevation water-shed in the Northeast.». *Aquatic toxicology*, 2 : 205-222.
- Di Toro, D., J. A. Hallden et J. L. Plafkin (1991). «Modeling *Ceriodaphnia* toxicity in the Naugatuck river II. Copper, hardness and effluent interactions». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10 : 261-274.
- 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.

- EISL (Équipe d'intervention Saint-Laurent) (1993). *Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et protection.
- Elnabarawy, M. T. (1986). «Short-term microbial and biochemical assays for assessing chemicals toxicity». *Hazard. Sub.*, 2 : 11-14.
- Elnabarawy, M. T., A. N. Welter et R. R. Robideau (1986). «Relative sensitivity of three daphnids species to selected organic and inorganic chemicals». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 393-398.
- Enserink, E. L., J. L. Maas-Diepeveen et C. J. Van Leuwen (1991). «Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation». *Water Research*, 25 (6): 679-687.
- 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 (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 (1990a). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement. Rapport SPE 1/RM/11.
- Environnement Canada (1990b). *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 pages.
- 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 (1992). *Groupe d'intervention du Plan d'action Saint-Laurent Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries visées par le Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.
- Greene, J. C., W. E. Miller, M. Debacon, M. A. Longet et C. L. Barter (1988). «Use of *Selenastrum capricornutum* to assess the toxicity potential of surface and ground water contamination caused by chromium waste.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 35-39.
- Greene, J. C. et S. A. Peterson (1989). «Comparative toxicological assesment 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,
- Griest, W. H., A. J. Stewart, R. L. Tindall, J. E. Caton., C.-H. Ho, K. S. Ironside, W. M. Caldwell et E. Tan (1993). «Chemical and toxicological testing of composted explosives-contaminated soil.». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12 : 1105-1116.
- 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 pages.
- Hofnung, M. et P. Quillardet (1983). «Aspects des tests bactériens en toxicologie», dans *Colloque INSERM/EEMS. Mutagenèse et toxicologie génétique*. pp. 87-100.
- 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.
- Houk, V. S. (1992). «The genotoxicity of industrial wastes and effluents. A review». *Mutation research*, 277 : 91-138.
- Hubbard, S. A., M. H. L. Green, D. Gatehouse et J. W. Bridges (1984). «The fluctuation test in bacteria.». dans J. Kilbey M. Legator, W. Nichols et C. Ramel (éd.), *Handbook of mutagenicity testing, second edition*. Elsevier Science, New-York., pp. 141-160.
- Hude, W., C. Behm, R. Gürlér et A. Basler (1988). «Evaluation of the SOS Chomotest». *Mutation research*, 203 : 81-94.

- Kaiser, K. L. E. (1993). «Qualitative and quantitative relationship of Microtox® data with toxicity data for other aquatic species». dans M. Richardson (éd.), *Ecotoxicology monitoring*. VCH publishers, New-York. pp. 197-211.
- 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 assesment 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.
- LGL, L., Girouard, Letendre et associée (1990). *Inventaire des établissements industriels majeurs situés le long du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Saguenay*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec. 260 p.
- Llagostera, M., S. Garrido, R. Guerrero et J. Barbe (1986). «Induction of SOS genes of *Escherichia coli* by chromium compounds.». *Environmental mutagenesis*, 8 : 571-577.
- Mance, G. (1987). *Pollution threat of heavy metals in aquatic environments*. Elsevier applied science. New-York. 370 pages.
- MENVIQ (1990). (Ministère de l'Environnement du Québec). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Québec.
- 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.
- Odonnell, A. R., G. Mance et R. Norton (1984). *A review of the toxicity of aluminium in freshwater*. Water Research Centre, WRC Environment, Medmenham Laboratory, Marlow, Buck, Great Britain. Tech. report.
- OECD (1987). *The use of biological tests for water pollution assesment and control*. Organisation for economic cooperation and developpment. Environment monographs. No. 11. 70 pages.

- Ontario Ministry of Environment (1991). *The fluctuation test*. Watershed management section, Biohazard unit, Toronto, Ontario.
- Oris, J. T. et A. J. Bailer (1993). «Statistical analysis of the *Ceriodaphnia* toxicity test : sample size determination for reproductive effects». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12 : 85-90.
- Pennak, R. W. (1978). *Freshwater invertebrates of the United States* (2nd edition Eds). John Wiley and Sons. New-York. 420 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., C. Bellecombe et P. Hofnung (1985). «The SOS Chromotest, a colorimetric bacterial assay for genotoxins: validation study with 83 compounds». *Mutation research*, 147 : 79-95.
- 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.
- Qureshi, A. A., K. W. Flodd, S. R. Thompson, S. M. Janhurst, C. S. Inniss et D. A. Rokosh (1982). «Comparison of a luminescent bacterial test with other bioassays for determining toxicity of pure compounds and complex effluents». dans J. G. Pearson, R. B. Foster and W. E. Bishop (Eds.), *Aquatic toxicology and Hazard assessment : Fifth conference*. ASTM STP 766, Philadelphia. pp. 179-195.
- 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 pages.
- Soderman, J. V. (1987). *Handbok of Identified Carcinogens and Noncarcinogens : carcinogenicity - Mutagenicity Data Base, vol. 1, Chemical Class file*. CRC Pres. Boca Raton, Florida. pages.
- 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.

- St-Laurent, D., C. Blaise, P. MacQuarrie et B. Trottier (1992). «Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplates and flask bioassay». *Environmental Toxicology and Water Quality : An international journal*, 7 : 220-235.
- Stroscher, M. T. (1984). *A comparison of biological testing methods in association with chemical analyses to evaluate toxicity of waste drilling fluids in Alberta*. Canadian Petroleum Association, Calgary, Canada. Calgary, Canada. pages.
- Thomas, J. M., J. R. Skalski, J. F. Cline, M. C. McShane, J. C. Simpson, W. E. Miller, S. A. Peterson, C. A. Callahan et J. C. Greene (1986). «Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 : 487-501.
- U.S. EPA (1985). *Ambiant water quality criteria for lead- 1984*. Criteria and standards division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Vasseur, P., J. F. Férard, J. Vail et G. Larbaigt (1984). «Comparaison des tests Microtox et daphnie pour l'évaluation de la toxicité aiguë d'effluents industriels». *Environmental pollution*, 34 A : 225-235.
- Vasseur, P. et P. Pandard (1988). «Influence of some experimental factors on metal toxicity to *Selenastrum capricornutum*». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 3 : 331-343.
- 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.
- Winner, R. W. (1988). «Evaluation of the relative sensitivities of 7-D *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 153-159.
- 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.