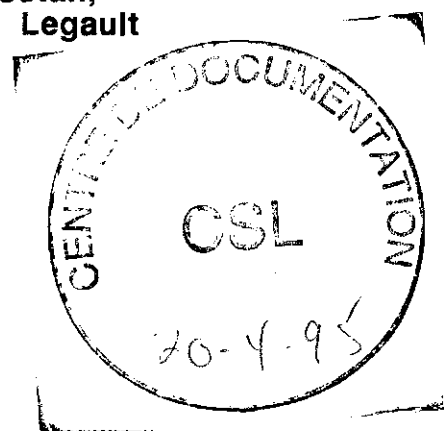


TD
452
M47
B683
1993
C.1

**ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE
SOMMAIRE DES EFFLUENTS
DE HUIT USINES
DES SECTEURS DE LA MÉTALLURGIE
ET DU TRAITEMENT DE SURFACE**

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



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

CENTRE DE DOCUMENTATION CSL
1000 ...
M ...
Tél: (514) ...
Fax: (514) ...

Septembre 1993



PERSPECTIVE DE GESTION

Ce document est publié dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, dont l'objectif principal est 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 huit usines du secteur de la métallurgie et du traitement de surface 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 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).

Trois échantillons d'effluent sur 13 s'avèrent létaux pour la Truite arc-en-ciel (CL_{50} de 1 à 16 UT_l) et huit sur 14 le sont pour les crustacés *C. dubia* (1,4 à 800 UT_l). Une toxicité sublétaleté aiguë (seuil toxique 1,4 à 440 UT_{sa}) est détectée dans cinq échantillons d'effluent lors de la réalisation du test Microtox. Une toxicité sublétaleté chronique pour les algues (inhibition de croissance) a été observée dans huit échantillons sur 16 (seuil toxique 1,4 à 180 UT_{sc}). Le test d'inhibition de reproduction chez les crustacés indique des effets toxiques dans neuf échantillons sur 14 (seuil toxique 2,8 à 800 UT_{sc}). Une activité génotoxique est détectée dans neuf effluents (seuil toxique 4,5 à 2800 U_g). Le test de mutagénicité effectué avec la souche TA100 indique une activité mutagénique pour l'échantillon testé.

Les données bioanalytiques obtenues suite à l'étape d'aération favorisant la dégradation de toxiques facilement biodégradables, montrent une diminution importante de la toxicité sublétaleté aiguë. Cependant, de telles réductions ne sont observées que pour trois des huit effets phytotoxiques sublétaux de même que pour trois des neuf effets génotoxiques identifiés auparavant. Pour un échantillon d'effluent, le potentiel génotoxique s'est même accru significativement suite à cette étape.

De fortes concentrations de métaux (aluminium, cadmium, chrome cuivre, mercure) retrouvées dans de nombreux effluents, pourraient expliquer une partie de la toxicité létale et sublétaleté observée. Les concentrations de métaux des effluents des usines Aciers Inoxydables Atlas et Locweld inc. surtout, dépassent les valeurs de toxicité aiguë pour l'ensemble des organismes utilisés dans les bioessais. La somme de la toxicité potentielle des effluents du secteur de la métallurgie calculée sur l'indice

BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels), indique que ce secteur, avec deux usines ayant un BEEP supérieur à 4 (Aciers Inoxydables Atlas : 6,6; Zinc Électrolytique : 4,6) est responsable de 3,6 p. 100 de la toxicité potentielle des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent.

ABSTRACT

The (geno)toxic potential of liquid effluents discharged to the St. Lawrence River by eight metallurgical facilities 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 Ames test (mutagenicity) and the SOS Chromotest (endogenicity).

Three of the thirteen effluent samples analyzed, proved lethal to Rainbow trout, whereas lethality was detected on 8 of the 14 effluent samples tested with the microcrustacean *C. dubia*. Acute sublethal toxicity, reported as threshold values (1.4 to 440 _{as}TU), was detected on 5 of the 16 effluent samples analyzed with the bacterial Microtox test. Chronic sublethal toxicity, reported as threshold values, was observed on 8 of the 16 samples tested with the algal *S. capricornutum* growth inhibition test (1.4 to 180 _{cs}TU) as well as with the microcrustacean reproductive test (2.8 to 800 _{cs}TU) on 9 of the 14 samples tested. Nine of the sixteen samples tested with the SOS Chromotest showed genotoxic activities (threshold values 4.5 to 2800 _gU). The only effluent tested with the Ames assay (TA100 strain) showed mutagenic activity.

Following aeration to promote degradation of easily biodegradable toxic, bioassay data displayed an important reduction of toxicity for all acutely sublethal effluents. However, marked reductions were only noted in three of the eight chronically sublethal phytotoxic effluents, as well as for three of the genotoxic effluents. Moreover, the potential genotoxic activity of one effluent sample was even more pronounced subsequent to this aeration step.

The high concentrations of metals (aluminum, cadmium, chromium, copper, mercury) noted in many effluent samples partly explains the effects observed. High metal concentrations, above acute lethal levels for the test organisms used, were particularly evident in the effluent of two of the plants examined (Aciers Inoxydables Atlas and Locweld inc.).

Only two plants had PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe) values of greater than 4 (Aciers Inoxydables Atlas 6.6 and Zinc Électrolytique 4.6) the potential

toxic loading to the St-Lawrence river from this industrial sector, as calculated by this index, reveals a 3.6 % contribution relative to the sum of the 49 characterized effluents of the St-Lawrence Action Plan.

Avant-Propos

Ce document concerne l'évaluation écotoxicologique sommaire des effluents finaux de cinq usines du secteur de la métallurgie : **Minéraux Noranda**, **div. CCR** (Montréal-Est), **Zinc Électrolytique** (Salaberry), **Sidbec Dosco** (Contrecoeur), **Aclers Inoxydables Atlas** (Tracy), **QIT-Fer et Titane** (Sorel), et de trois usines du secteur du traitement de surface : **Locweld** (Candiac), **Héroux** (Longueuil), **Pratt & Whitney** (Longueuil et Saint-Hubert). Ces usines font partie du groupe des 50 usines prioritaires visées par le plan d'action Saint-Laurent. Une courte introduction précède la méthodologie d'échantillonnage et d'analyse chimique ainsi que la description des bioessais utilisés. Le chapitre 2 détaille les résultats pour chaque usine. Un bref aperçu du traitement et de la physico-chimie de chaque effluent considéré est donné d'après les rapports de caractérisation produits par les firmes de consultants. Les résultats de toxicité létale, sublétale aiguë et chronique suivent dans l'ordre. Lorsque pertinent, une figure accompagne les résultats pour appuyer l'interprétation. Un tableau sommaire pour chaque niveau de toxicité sert de base à la discussion. Les problèmes particuliers associés à un bioessai sont indiqués si nécessaire. Dans la mesure du possible, les liens probables entre les résultats de l'analyse physico-chimique et les effets observés sur les organismes sont discutés. Une figure comparative indiquant le classement de chacune des industries d'après l'indice BEEP, outil de gestion développé par le Centre Saint-Laurent, complète ce document.

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

répartissent en cinq types selon une gravité croissante : endogénicité, mutagénicité, clastogénicité, tératogénicité et cancérogénicité. Le présent rapport se limite aux deux premiers types vu qu'aucun bioessai normalisé n'est encore disponible pour les autres types d'agression.

REMERCIEMENTS

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

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

TABLE DES MATIÈRES

PERSPECTIVE DE GESTION	iii
MANAGEMENT PERSPECTIVE	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
AVANT-PROPOS	ix
REMERCIEMENTS	x
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES TABLEAUX	xv
GLOSSAIRE	xvi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLE ET ACRONYMES	xix
1 INTRODUCTION	1
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	3
2.1 Échantillonnage	3
2.2 Procédure analytique	3
2.3 Tests biologiques	3
2.3.1 Bioessais létaux (poissons, crustacés)	3
2.3.2 Bioessai sublétaux aigu (bactéries)	5
2.3.3 Bioessais sublétaux chroniques (algues, crustacés, bactéries)	5
2.4 Biodégradation et persistance de la toxicité	6
3 RÉSULTATS	7
3.1 Minéraux Noranda inc., Div. CCR (Montréal-Est)	7
3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	7
3.1.2 Bioessais	8
3.2 Zinc Électrolytique du Canada (Valleyfield)	9
3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	9
3.2.2 Bioessais	13
3.3 Sidbec Dosco (Contrecoeur)	17
3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent	17
3.3.2 Bioessais	18

3.4	Acier Inoxydables Atlas (Tracy)	20
3.4.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	20
3.4.2	Bioessais	22
3.5	QIT-Fer et Titane inc. (Saint-Joseph-de-Sorel)	28
3.5.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	28
3.5.2	Bioessais	30
3.6	Locweld (Candiac)	32
3.6.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	32
3.6.2	Bioessais	34
3.7	Héroux inc. (Longueuil)	38
3.7.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	38
3.7.2	Bioessais	40
3.8	Pratt & Whitney Canada inc. (Longueuil et Saint-Hubert)	43
3.8.1	Traitement et physico-chimie de l'effluent	43
3.8.2	Bioessais	46
4	DISCUSSION	51
4.1	Niveaux de toxicité, sensibilité des tests et éléments de toxicité	51
4.1.1	Létalité	51
4.1.2	Sublétalité aiguë	55
4.1.3	Sublétalité chronique	61
4.2	Classement sur l'échelle BEEP	71
	RÉFÉRENCES	73

LISTE DES FIGURES

1	Minéraux Noranda Inc., Div. CCR. Inhibition de la croissance algale (avant aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	10
2	Minéraux Noranda Inc., Div. CCR. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	11
3	Zinc Électrolytique du Canada. Inhibition de la croissance algale (après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	15
4	Zinc Électrolytique du Canada. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	16
5	Sidbec Dosco. Inhibition de la croissance algale (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	19
6	Aciers Inoxydables Atlas-jour 1. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	24
7	Aciers Inoxydables Atlas-jour 2. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	25
8	Aciers Inoxydables Atlas-jour 3. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	26
9	Aciers Inoxydables Atlas-jour 3. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	27
10	QIT-Fer et titane inc. Inhibition de la croissance (après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	31
11	Locweld. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	36

12	Locweld. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	37
13	Héroux inc. Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	41
14	Héroux inc. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	42
15	Pratt & Whitney Canada inc.-Usine n° 5. Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population d'algues <i>Selenastrum capricornutum</i> exposée à diverses concentrations d'effluent	48
16	Pratt & Whitney Canada inc.-Usine n° 1, point 2. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	49
17	Pratt & Whitney Canada inc.-Usine n° 5. Inhibition de la reproduction du crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> exposé à diverses concentrations d'effluent	50
18	Classement des huit usines des secteurs métallurgie et traitement de surface sur l'échelle BEEP, comparativement à l'ensemble des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent	72

LISTE DES TABLEAUX

1	Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de huit usines des secteurs métallurgie et traitement de surface	4
2	Sommaire des tests de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de huit usines des secteurs métallurgie et traitement de surface	56
3	Sommaire des tests de sublétaleté aiguë avec bactéries réalisés sur les effluents de huit usines des secteurs métallurgie et traitement de surface	60
4	Sommaire des tests de sublétaleté chronique avec l'algue <i>S. capricornutum</i> (inhibition de croissance) et le crustacé <i>C. dubia</i> (inhibition de la reproduction) réalisés sur les effluents de huit usines des secteurs métallurgie et traitement de surface	65
5	Sommaire des tests de génotoxicité et de mutagénicité réalisés sur les effluents de huit usines des secteur métallurgie et traitement de surface	70

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, lixiviât 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.

Lixiviât : 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 en 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)

CME0 : 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».

CSE0 : 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 CME0 et de la CSE0. 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 floculation ou la coagulation.

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

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

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

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

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

Floculation : Voir coagulation.

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

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

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

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Ap : Après l'étape d'aération

Av : Avant l'étape d'aération

BEEP : Barème d'effets écotoxiques potentiels

CSL : Centre Saint-Laurent

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

MES : Matières en suspension

PASL : Plan d'action Saint-Laurent

U_g : Unités génotoxiques

UT_l : Unités toxiques létales

UT_{sa} : Unités toxiques sublétales aiguës

UT_{sc} : Unités toxiques sublétales chroniques

v/v : Volume sur volume



Les usines des secteurs de la métallurgie et du traitement de surface rejettent des effluents qui peuvent contenir de fortes teneurs en métaux lourds. La réduction des rejets de ces substances fait partie des priorités du Plan d'action Saint-Laurent, dont objectif était de réduire de 90 p. 100 les rejets liquides toxiques des 50 usines prioritaires. C'est pourquoi le gouvernement fédéral, en collaboration avec le gouvernement provincial, a jugé important de faire une caractérisation chimique et biologique des effluents liquides des usines les plus problématiques de ces deux secteurs.

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 concernent donc : a) le dépistage des effets toxiques; b) la nature et la persistance des polluants; c) les relations probables entre les substances identifiées et les effets observés. Ces derniers intègrent l'ensemble des phénomènes antagonistes, additifs ou synergiques qui résultent de la présence simultanée de nombreuses substances (Cairns Jr. et Mount, 1990).

L'utilisation de bioessais pour évaluer la toxicité potentielle de substances chimiques est relativement récente. C'est en 1945 qu'est publiée une des premières études utilisant des 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 imposait, dans son *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1971), l'utilisation de ce bioessai pour évaluer la toxicité des effluents liquides. Par la suite, d'autres secteurs comme les raffineries de pétrole et les mines ont été assujetties à des contrôles similaires. Plus récemment, l'utilisation d'une gamme de bioessais a été recommandée pour l'évaluation d'effluents industriels (OECD, 1987; Sergy, 1987).

La stratégie de dépistage des effets toxiques (Blaise *et al.*, 1985, 1988) repose sur l'utilisation d'organismes 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, l'inhibition de la reproduction, les lésions 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 utilisée est celle établie par Environnement Canada (Vezeau, 1982; Environnement Canada, 1992a). Les échantillons sont maintenus à 4 °C durant la période d'échantillonnage, de transport et d'entreposage. Les échantillons suivants ont été prélevés dans l'effluent final de chaque usine :

- Un échantillon de 35 L composé sur 24 heures dans un récipient de verre, pour les analyses biologiques et physico-chimiques.
- Deux échantillons de 60 L composés sur 24 heures dans des réservoirs opaques de type «Rubbermaid» doublés de polyéthylène, pour les tests de toxicité 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, 1989). 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. CL_{50} , Cl_{50} , seuil toxique). Le tableau 1 présente les principales caractéristiques descriptives des bioessais utilisés.

2.3.1 Bioessais létaux (poissons, crustacés)

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

CSEO (concentration sans effet observé) et de la CME0 (concentration minimale avec effet observé) détermine le seuil toxique :

$$MG = (CSEO \times CME0)^{1/2}$$

Les résultats sont exprimés sous forme d'unités toxiques létales (UT_l). Les tests statistiques utilisés (analyse de régression pour la détermination de la CL_{50} , ANOVA et contraste à posteriori ou l'équivalent non paramétrique pour déterminer les valeurs de CSEO et de CME0) sont détaillés dans des méthodes normalisées (Environnement Canada, 1990c, 1992c).

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

Tableau 1 *Caractéristiques des bioessais utilisés pour l'évaluation écotoxicologique des effluents de huit usines du secteur métallurgie et traitement de surface*

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

Le degré de toxicité létale de l'effluent pour les poissons est déterminé par la CL₅₀-96 heures (concentration de l'effluent en % v/v produisant 50 p. 100 de mortalité au terme d'une exposition de quatre jours). Chez les crustacés, la CL₅₀ et le seuil toxique sont déterminés après une exposition de sept jours. La moyenne géométrique (MG) de la

(+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. Seul le développement d'une mutation inverse leur permettra de survivre. Le nombre de bactéries survivantes indique le taux de mutation induit suite au 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 de déceler la présence de substances promutagènes activables par les voies métaboliques d'un mammifère (biotransformation) et par inférence inductive chez tout organisme. La CSEO et la CMEO sont déterminées et les résultats du seuil toxique sont exprimés en unités génotoxiques (U_g).

2.2.4 Biodégradation et persistance de la toxicité

Ce test simule grossièrement 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 et les modifications de la toxicité résultant de l'activité microbiologique. Le pH et le carbone organique total sont alors mesurés, et les résultats comparés aux valeurs initiales (temps t_0).

Le test Microtox, le test algal et le SOS Chromotest sont repris après l'étape de biodégradation de l'échantillon d'effluent et les résultats de toxicité comparés à ceux obtenus avant biodégradation. Les bioessais avec crustacés ainsi que ceux de mutagénicité ne sont pas répétés après aération en raison des coûts très élevés de ces tests.

3 RÉSULTATS

3.1 Minéraux Noranda Inc., Div. CCR (Montréal-Est)

3.1.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- La division C.C.R. de Noranda est une usine d'affinage de cuivre. Un procédé d'électrolyse permet de séparer le cuivre qui va se déposer sur de minces feuilles de cuivre. Le procédé permet aussi de séparer divers métaux qui se retrouvent sous formes de boues au fond des cuves. Celles-ci sont affinées pour produire du tellure, du sulfate de nickel, de l'argent, de l'or, du platine, du palladium ainsi que du sélénium (LGL, 1990).

Chez Minéraux Noranda, les eaux de refroidissement, de procédé et pluviales sont évacuées par trois émissaires (n^{os} 1, 2, 3) et le débit est d'environ 23 000 m³/d. Une station d'épuration des eaux usées d'une capacité de 5 000 m³/d est en opération depuis avril 1989. Les eaux usées sont d'abord débarrassés des huiles, suivent une étape de précipitation des contaminants au chlorure ferrique, et une décantation dans deux décanteurs munis de racleurs. Les eaux ainsi traitées sont évacuées par l'émissaire n^o 3 au collecteur Durocher de Montréal-Est. Les eaux de refroidissement non contaminées retournent au fleuve (GIPASL, 1993).

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 8 au 11 juillet 1991. L'échantillonnage pour les analyses biologiques a été effectué le second jour de la campagne (9 au 10 juillet). on a prélevé à cet effet un échantillon composé intégré proportionnel au débit des trois émissaires de l'usine (points d'échantillonnage n^{os} 1, 2, 3).

Émissaire n^o 1. Le débit du jour 2 est évalué à 1541 m³/d, le pH varie très peu et se situe autour de 7,5 pour la journée d'analyse. Les paramètres conventionnels mesurés sont en faibles concentrations. Mentionnons la concentration de solides dissous (180 mg/L) et la dureté évaluée à 127 mg/L de CaCO₃.

Parmi les quelques métaux détectés, la concentration de cuivre (0,07 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀ 2-3 j) pour le cladocère *D. magna* (0,025 à 0,09 mg/L; Mance, 1987) et supérieure à celle de *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy et al., 1986). Cette concentration se situe aussi dans la plage de CL₅₀ observée chez l'algue *Selenastrum capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise, 1986).

Certaines substances organiques sont présentes à de fortes concentrations, en particulier le chloroforme (1,0 mg/L), le trichloro-1,1,1 éthane (2,3 mg/L) et le bi-éthyl-2-exyl phtalate (3,1 mg/L).

Émissaire n° 2. Le pH oscille autour de 8 pour cette journée d'échantillonnage et le débit est évalué à 882 m³/d. Les paramètres conventionnels mesurés sont aussi en faibles concentrations, à l'exception des solides totaux (196 mg/L).

Très peu de métaux sont détectés. La concentration de cuivre (0,05 mg/L) est similaire à celle retrouvée au point n° 1, et se situe donc dans la plage de toxicité aiguë pour *D. magna* et *C. dubia*. La concentration de sélénium (1,4 mg/L) se situe dans la plage de CE₅₀-48 h (concentration qui immobilise les crustacés) observée chez le crustacé *D. magna* (1,1 à 5,3 mg/L; Mance, 1987).

Les quelques composés organiques présents étaient tous en faibles concentrations.

Émissaire n° 3. Il s'agit du principal émissaire des eaux de procédé. Le débit pour la deuxième journée est évalué à 22 656 m³/d. Le pH est stable et se maintient autour de 8 pour la période de 24 h. Parmi les paramètres conventionnels, les concentrations de solides totaux (820 mg/L) et de sulfates (453 mg/L) ainsi que la dureté (464 mg/L de CaCO₃) sont élevées.

On retrouve les mêmes métaux que dans les effluents prélevés aux émissaires n°s 1 et 2. La concentration de cuivre (0,16 mg/L) est cependant plus importante et dépasse les concentrations qui s'avèrent létales pour les crustacés *D. magna* et *C. dubia*, et les concentrations inhibitrices pour les algues *S. capricornutum*.

Aucun composé organique ne dépasse les limites de détection.

L'échantillon composé prélevé pour les analyses biologiques indique une dureté de 134 mg/L de CaCO₃ et un pH de 7,9. L'analyse du carbone organique total (COT) montre une valeur initiale élevée (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 d'effluents prélevés indiquent peu d'effets écotoxiques pour les organismes des bioessais.

3.1.2.1 Létalité.- L'échantillon composé n'a occasionné aucune létalité chez les Truites arc-en-ciel, mais s'est avéré létal pour *Ceriodaphnia dubia*. En effet, on a observé une mortalité significative à la concentration de 50 % v/v, pour un seuil toxique évalué à 2,8 UT_I.

3.1.2.2 Sublétalité alguë.- Les bactéries du test Microtox n'indiquent aucune inhibition significative de la bioluminescence tant avant qu'après l'étape d'aération de l'effluent (cinq jours).

3.1.2.3 Sublétalité chronique.- Le test avec l'algue *Selenastrum capricornutum* montre une faible inhibition de la croissance avant l'étape d'aération des échantillons. L'inhibition est significative pour l'effluent non dilué, pour un seuil toxique de 1,4 UT_{SC} (figure 1). L'inhibition n'est pas suffisante pour calculer une CI₅₀. Après l'étape d'aération, aucune inhibition de la croissance des algues n'est observée.

Chez les crustacés *C. dubia*, l'inhibition de la reproduction est significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent (figure 2). Le seuil toxique est évalué à 2,8 UT_{SC} et s'avère identique à celui de la létalité.

Aucune activité génotoxique n'a été décelée avec le SOS Chromotest. Cependant, on observe une certaine stimulation de l'activité bactérienne aux plus fortes testées tant pour l'échantillon original (-S9) que celui ayant subi une activation métabolique (+S9).

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

3.2 Zinc Électrolytique du Canada (Valleyfield)

3.2.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produit annuellement autour de 230 000 tonnes de zinc à partir d'un concentré de sulfures de zinc. Le procédé consiste à produire du sulfate de zinc en présence de H₂SO₄ qui est par la suite épuré par cémentation. Le zinc pur est obtenu par l'électrolyse de la solution produisant à la cathode des feuilles de zinc qui sont fondues puis moulées en lingots (LGL, 1990). Les diverses étapes du procédé permettent aussi de produire annuellement près de 440 00 tonnes d'acide sulfurique, 3000 tonnes de gâteau de cuivre et 500 tonnes de cadmium (GIPASL, 1993).

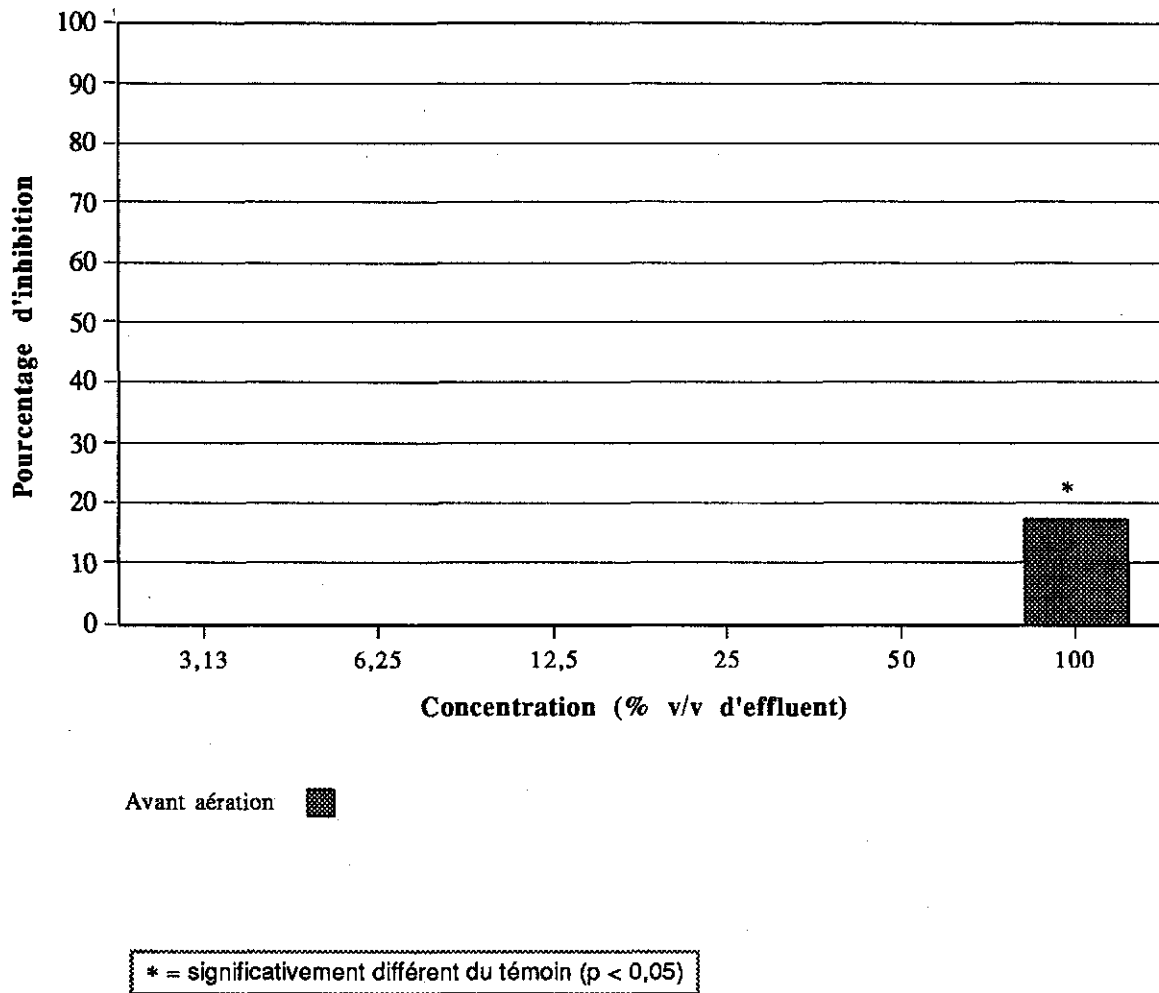
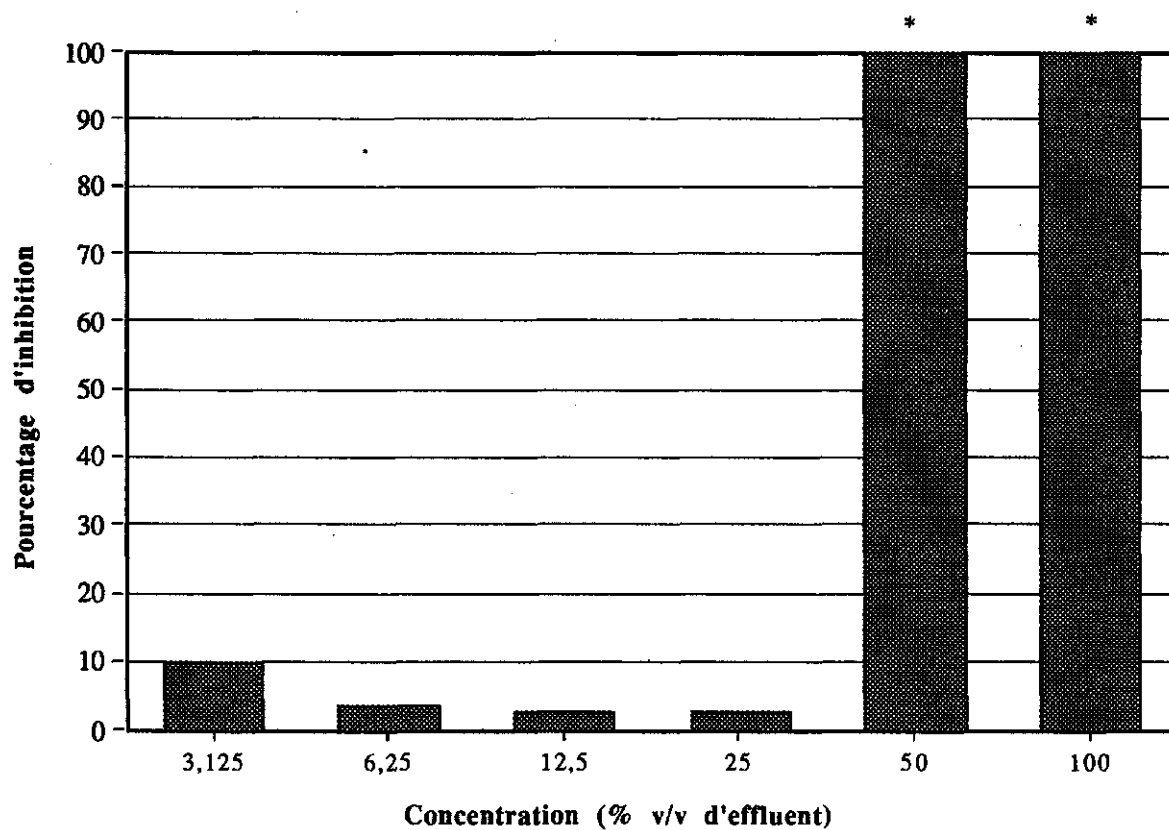
Minéraux Noranda, Division CCR (Montréal-Est)

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

Minéraux Noranda, Division CCR (Mtl-Est)

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

Figure 2 *Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent*

L'usine possède deux émissaires (point 3 : effluent principal et point 8 : sortie des bassins de l'usine de neutralisation acide «UNA») dont le débit total est estimé à 160 000 m³/d. L'effluent principal (≈155 000 m³/d) regroupe les eaux de refroidissement indirect du département de grillage et des trois usines d'acide sulfurique ainsi que les eaux de refroidissement des réfrigérants à vide de l'électrolyse. Cet effluent ne subit aucun traitement avant son rejet dans le canal de Beauharnois. L'autre émissaire (point 8) recueille les eaux de ruissellement, les eaux de procédé du département du grillage, l'acide des usines d'acide sulfurique, les eaux de refroidissement indirect du procédé de lixiviation, la purge de l'électrolyte épuisé, les eaux de lavage des anodes et des cathodes, les eaux de rétrolavage des filtres, les purges des déminéraliseurs et les eaux domestiques (qui subissent un traitement biologique consistant en une aération et une décantation). Toutes les eaux de cet émissaire sont acheminées à l'usine de neutralisation acide et dirigées aux bassins de sédimentation avant d'être rejetées dans le canal de Beauharnois.

L'échantillonnage a été réalisé du 13 au 18 mai 1991. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée la seconde journée (14 au 15 mai) sur des échantillons distincts prélevés aux points 3 et 8.

Point d'échantillonnage n° 3 (émissaire principal). Le débit moyen pour le jour 2 était de 170 802 m³/d et le pH stable à 8,2. Parmi les paramètres conventionnels, la concentration de solides dissous (228 mg/L) est élevée.

L'analyse chimique a détecté peu de métaux et les concentrations sont généralement faibles. Signalons toutefois le cuivre (0,033 mg/L) qui se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀-2 à 3 j) pour les cladocères *D. magna* (0,025 à 0,09 mg/L; Mance, 1987) et *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). Cette concentration se situe aussi dans la plage de CL₅₀ observée chez l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise, 1986). La concentration de zinc (0,1 mg/L) est supérieure à une valeur de CL₅₀-96 h rapportée pour le crustacé *D. magna* (0,06 mg/L), ainsi qu'à une valeur de CL₅₀-48 h pour le crustacé *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L; Mance, 1987).

Point 8 (émissaire des bassins de l'usine de neutralisation acide). Le débit de la seconde journée est évalué à 8905 m³/d et le pH est très alcalin (9,5).

Parmi les paramètres conventionnels, les concentrations de solides dissous (3936 mg/L) et de sulfates (1795 mg/L) ainsi que la dureté (2365 mg/L de CaCO₃) sont très élevées.

Plusieurs métaux ont été détectés en fortes teneurs. La concentration de cadmium total (0,1 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). 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). Winner (1988) rapporte qu'une exposition de sept jours à une concentration de 0,003 mg/L réduit de façon significative la survie de *C. dubia*. Plusieurs études mentionnent des valeurs de CL₅₀ (48-96 h) qui s'échelonnent de 0,005 à 0,058 mg/L pour *D. magna* (Mance, 1987). La concentration de cuivre (0,035 mg/L) est similaire à celle rapportée pour le point 3. La concentration de plomb (0,2 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) chez la Truite arc-en-ciel (0,018 à 1,47 mg/L; Mance, 1987). La concentration de sélénium (2,7 mg/L) est élevée et se situe dans la gamme de CL₅₀ (2-7 j) observée chez les crustacés *D. magna* (1,1 à 5,3 mg/L) et *D. pulex* (0,071 à 3,87 mg/L). Finalement, la concentration de zinc (1,8 mg/L) est importante et se situe dans la gamme des CL₅₀ (24-96 h) de ce même crustacé *D. magna* (0,068-5,3 mg/L; Mance, 1987). Cette concentration se situe aussi dans la plage de CL₅₀-96 h pour la Truite arc-en-ciel (0,41 - 4,52 mg/L; Mance, 1987) et est supérieure à la gamme de CL₅₀-72 h chez l'algue *S. capricornutum* (0,052-0,097 mg/L; Vasseur et Pandard, 1988).

Par ailleurs, peu de composés organiques ont été détectés et les concentrations sont faibles.

3.2.2 Bioessais.- La toxicité de l'effluent des deux émissaires a été évaluée séparément. L'effluent de l'émissaire principal (point 3) présente une très faible toxicité pour l'ensemble des organismes utilisés dans les bioessais. L'échantillon prélevé au point 8 s'avère légèrement plus toxique.

3.2.2.1 Létalité.- Les tests réalisés avec les Truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) n'ont mis en évidence aucune toxicité liée aux deux échantillons d'effluent.

Pour l'échantillon du point 3 (émissaire principal), le test avec les daphnies *Ceriodaphnia dubia* n'a pas non plus indiqué de mortalité significative. Par contre, l'échantillon du point 8 occasionne une mortalité importante chez ces même daphnies. La létalité est significative à la concentration de 12,5 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 11,3 UT_i. La CL₅₀-7 j est similaire au seuil toxique, soit 11,2 UT_i.

3.2.2.2 Sublétaleté aiguë.- Le test Microtox (inhibition de la bioluminescence) s'est avéré négatif pour les deux échantillons d'effluent, autant avant qu'après l'étape d'aération.

3.2.2.3 Sublétaleté chronique.- L'échantillon du point 3 s'avère non toxique pour les algues avant aération, mais après aération pendant cinq jours, on observe une légère toxicité et l'inhibition est significative à la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent) (figure 3). La Cl_{50} est comprise entre 1 et 2 UT_{sc} .

Avec l'échantillon non aéré du point 8 on constate une légère inhibition à la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent) : seuil toxique de 1,4 UT_{sc} . La Cl_{50} n'a pas été déterminée.

Chez les daphnies *C. dubia*, aucune inhibition de la reproduction n'a été observée pour l'échantillon du point 3.

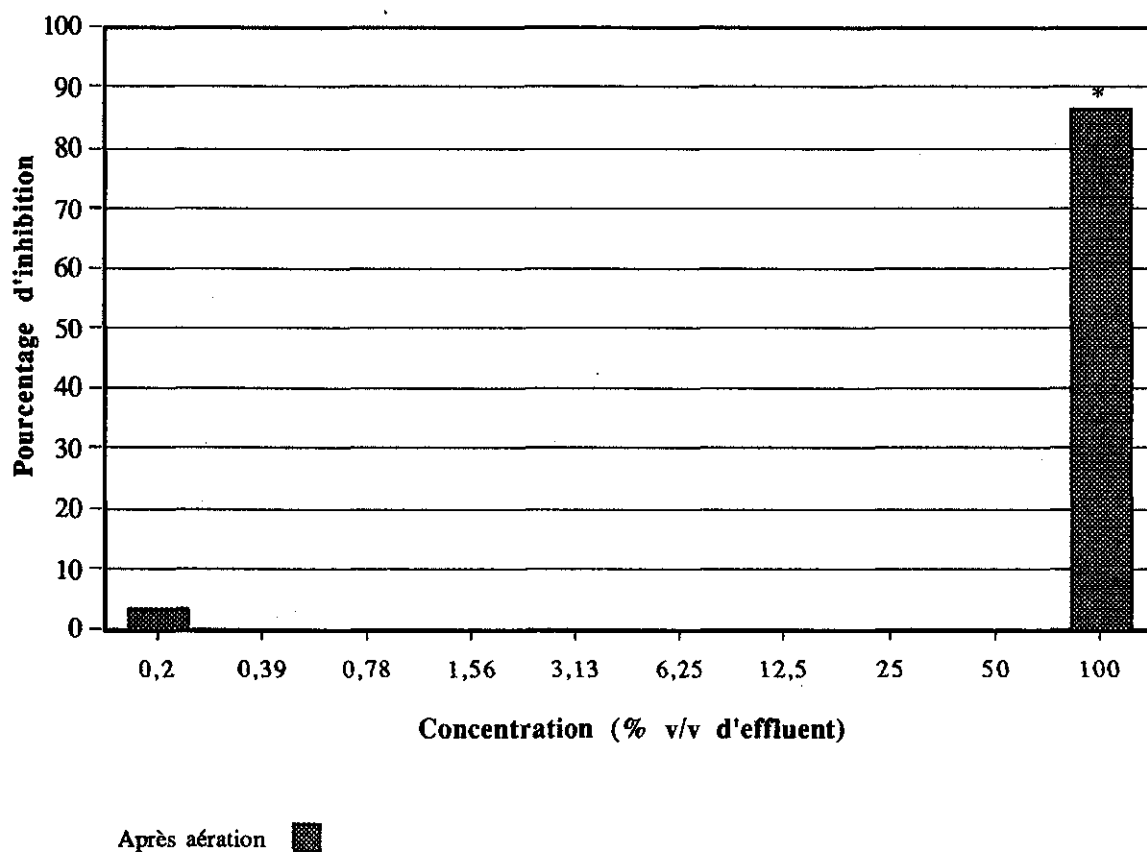
Toutefois, l'échantillon du point 8 révèle une forte inhibition de la reproduction. Ainsi, à la concentration de 3,13 % v/v d'effluent, l'inhibition de la reproduction est presque totale (98 p. 100) pour un seuil toxique évalué à 45 UT_{sc} (figure 4).

Le SOS Chromotest n'a révélé aucune activité génotoxique pour l'échantillon non aéré du point 3, mais une légère toxicité pour les bactéries est observée. Le test réalisé sur l'échantillon aéré pendant cinq jours n'indique pas non plus de génotoxicité significative, mais l'aération augmente fortement la toxicité pour les bactéries. Après l'ajout de S9, qui permet d'évaluer la présence de substances promutagènes transformables par les mécanismes de détoxification des microsomes de foie de rat, aucune génotoxicité et aucune toxicité n'est décelée sur l'échantillon non aéré. Par contre, après l'étape d'aération on constate une activité génotoxique importante (seuil toxique = 22,5 U_g).

L'effluent du point 8 montre une activité génotoxique pour l'échantillon non aéré (seuil toxique = 22,5 U_g), détectable malgré la présence de toxicité pour les bactéries. Cette activité diminue légèrement après aération (seuil toxique = 4,5 U_g) et la toxicité bactérienne n'est plus détectable. L'étape de bioactivation avec de l'extrait de foie de rat (+S9) élimine toute activité génotoxique ainsi que toute toxicité pour les bactéries. L'aération de cet échantillon ne change pas la réponse observée.

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur ces échantillons d'effluent.

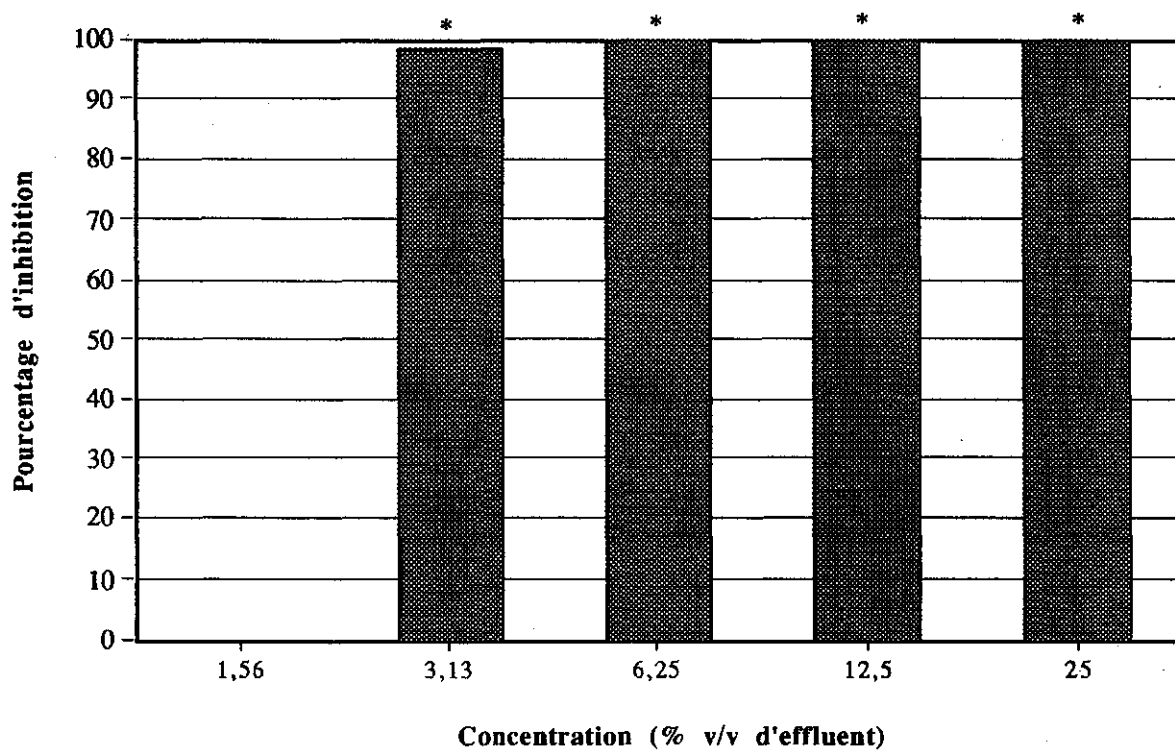
**Zinc Électrolytique du Canada, (Valleyfield)
Point 3 - émissaire principal**



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

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

Zinc Électrolytique du Canada, (Valleyfield)
Point 8 - émissaire des bassins de neutralisation acide



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

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

3.3 Sidbec Dosco (Contrecoeur)

3.3.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produit annuellement environ 1 275 000 tonnes d'acier à partir de minerai de fer concentré. La production se divise principalement en feuillards d'acier laminé à chaud et à froid et en boulettes d'acier transformées en barres d'acier, en acier d'armature et en fils-machine (LGL, 1990).

Toutes les eaux usées sont recueillies dans deux fossés (est et ouest) avant leur rejet au fleuve. Les eaux de procédé et les eaux d'épuration des gaz de l'usine de réduction sont acheminées vers un clarificateur et sont par la suite recirculées dans le procédé. Les boues produites sont envoyées vers un étang de sédimentation qui reçoit aussi les purges des tours de refroidissement. Le trop-plein de cet étang rejoint le fossé «est». Les eaux de refroidissement de l'aciérie sont dirigées vers des bassins de calamine où s'effectue une décantation des oxydes de fer. Le trop-plein est acheminé vers le fossé «est» ou «ouest». Les eaux domestiques de l'aciérie sont traitées dans un réacteur biologique séquentiel avant leur évacuation vers le fossé «est». Les autres eaux domestiques sont traitées dans des fosses septiques et des champs d'épuration avant d'être évacuées vers les fossés.

La campagne d'échantillonnage s'est échelonnée du 22 au 25 octobre 1991. L'évaluation écotoxicologique a été effectuée la seconde journée (23 au 24 octobre) sur un échantillon d'effluent composé sur 24 h regroupant les eaux des émissaires fossé est et fossé ouest.

Le débit pour le jour 2 est évalué à 45 321 m³/d. Le pH de l'effluent s'est maintenu en moyenne autour de 7 mais a varié entre 6,6 et 7,4 la journée d'échantillonnage. La dureté est évaluée à 131 mg/L. En ce qui concerne les paramètres conventionnels, mentionnons une concentration de 225 mg/L pour les solides totaux ainsi qu'une concentration d'huiles et graisses totales de 5,2 mg/L.

Les concentrations des quelques métaux détectés étaient faibles, excepté pour le zinc (0,2 mg/L) qui dépassait les concentrations recommandées pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

Très peu de composés organiques ont été détectés et la teneur était faible dans tous les cas.

Le pH de l'échantillon composé (24 h) se situait à 7,1. La dureté est évaluée à 131 mg/L et la concentration de O₂ à 8,2 mg/L. L'analyse du carbone

organique total (COT) indique une concentration initiale très faible (5,4 mg/L) qui reste pratiquement inchangée (4,8 mg/L) après l'étape d'aération.

3.3.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique peu de toxicité associée à l'échantillon composé d'effluent.

3.3.2.1 Létalité.- Chez la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) aucune létalité significative n'est observée, et aucune mortalité significative n'a été observée pour les crustacés *C. dubia* suite à leur exposition à cet effluent.

3.3.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox a dû être réalisé à quatre reprises pour l'échantillon d'effluent non aéré, le patron de réponses s'étant avéré tout à fait erratique. On a observé une augmentation de l'inhibition au fur et à mesure que l'on diluait l'échantillon, mais l'inhibition de bioluminescence ne s'est jamais révélée supérieure à 20 p. 100. Il n'y aurait donc pas d'inhibition réellement significative. Les résultats observés après l'étape d'aération ne révèlent aucune inhibition de la bioluminescence, ce qui appuie l'hypothèse d'une absence de toxicité de l'échantillon non aéré.

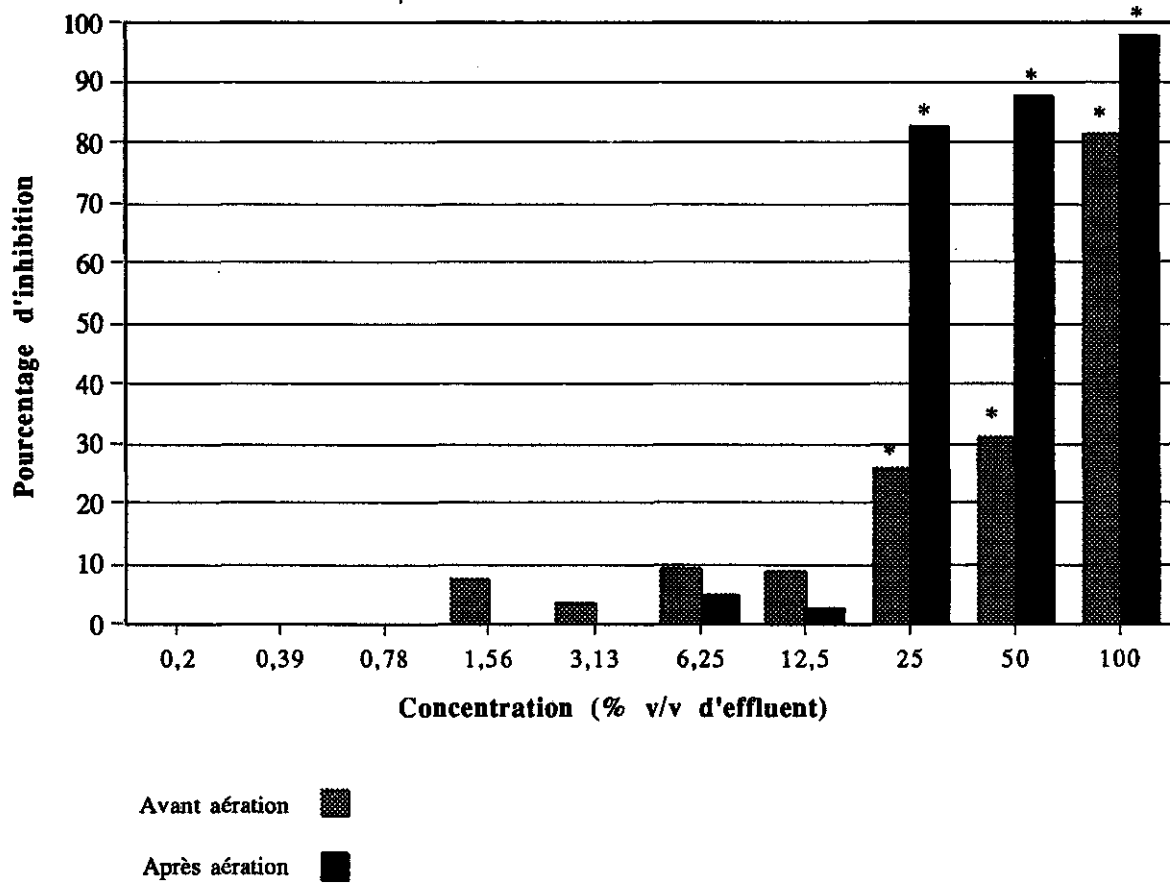
3.3.2.3 Sublétalité chronique.- Le test avec une population d'algues *Selenastrum capricornutum* s'est révélé sensible aux substances présentes dans l'échantillon. Avant l'étape d'aération, l'inhibition de la croissance algale est significative à partir d'une concentration de 25 % v/v d'effluent (seuil toxique de 5,7 UT_{sc}). La Cl₅₀ est estimée à 1,7 UT_{sc}. Après aération, le seuil toxique est identique (5,7 UT_{sc}), mais l'intensité de la réponse est légèrement plus élevée avec une valeur de Cl₅₀ comprise entre 2 et 4 UT_{sc} (figure 5).

Le test d'inhibition de la reproduction de *C. dubia* ne révèle aucune toxicité sublétales associée à l'échantillon d'effluent.

Le SOS Chromotest indique une activité génotoxique de l'échantillon original (-S9) avant l'étape d'aération, à la concentration de 45 % v/v pour un seuil toxique de 4,7 Ug. Après aération (cinq jour) de cet échantillon, aucune activité génotoxique n'est décelée. Par ailleurs, l'étape de bioactivation enzymatique (+S9) n'indique aucune activité génotoxique tant sur l'échantillon non aéré que sur celui aéré pendant cinq jour.

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

Sidbec Dosco (Contrecoeur)
(effluent combiné des deux fossés)



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

Figure 5 *Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

3.4 Acier Inoxydable Atlas, Div. de Sammy-Atlas inc. (Tracy)

3.4.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie a une production annuelle de 100 000 tonnes d'acier inoxydable. La matière première provient de ferraille et de ferro-alliages qui passent par plusieurs étapes de laminage à chaud et à froid, de cuisson et de décapage, avant d'être refendus, aplanis et coupés sous forme de bobines et de feuilles d'acier inoxydable (GIPASL, 1993).

L'usine évacue ses eaux usées par deux émissaires. L'émissaire n° 1 (émissaire collecteur nord) regroupe les eaux de divers procédés. Avant rejet, les eaux usées subissent divers traitements. Les eaux de refroidissement des brames sont traitées dans un bassin de sédimentation; l'eau huileuse du laminoir à chaud subit une sédimentation avec séparation de l'huile; les eaux de trempe et de recuit de la ligne n° 1 sont traitées dans un bassin de sédimentation. Les eaux de rinçage et de lavage des baignoires d'acide ainsi que le condensé du lavage à la vapeur de l'acier meulé sont rejetées sans traitement. L'eau de refroidissement provenant de la ligne de meulage des feuillards est récupérée et recyclée. Les acides de la ligne n° 2 de recuit et de décapage sont entreposés. L'émissaire n° 2 (émissaire des eaux acides) recueille les eaux acides des stades de décapage. Les eaux domestiques sont acheminées au réseau d'égouts municipal de Tracy (LGL, 1990).

La campagne de caractérisation chimique s'est échelonnée du 4 au 7 juin 1992. Exceptionnellement, l'évaluation écotoxicologique a été réalisée pour chaque journée de la campagne sur un échantillon composé intégré (24 h), proportionnel aux débits des deux émissaires finaux (nos 1 et 2). La majorité des bioessais ont été effectuée sur les trois jours à l'exception de ceux avec Truites arc-en-ciel et daphnies qui ont porté essentiellement sur l'effluent composé du jour 3.

Émissaire n° 1 (émissaire collecteur nord). Le débit est élevé, il fluctuait entre 35 672 et 69 707 m³/d pour les trois journées d'échantillonnage. Le pH alcalin a peu varié et se situait entre 8,5 et 8,8 pour les trois jours d'évaluation.

Parmi les métaux présents dans l'effluent, les concentrations de chrome hexavalent (0,02 à 0,04 mg/L) sont similaires aux valeurs 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). Les concentrations de cuivre total (0,04 à 0,19 mg/L) se situent dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Ces concentrations sont similaires à une CL₅₀ observée

chez les crustacés *C. dubia* (0,023 mg/L; Elnabarawy *et al.*, 1986). La toxicité aiguë pour *D. magna*, commence à 0,006 mg/L (CCMRE, 1987). Des valeurs de CL_{50} pour l'algue verte *S. capricornutum* comprises entre 0,023 et 0,037 mg/L ont été rapportées (Blaise *et al.*, 1986).

Émissaire n° 2 (émissaire des eaux acides). Le débit a peu varié pendant les trois jours d'échantillonnage; il se situait entre 9881 et 9203 m³/d. Le pH fluctuait beaucoup plus, avec une moyenne de 7,4 le premier jour à 5,4 le second et 4,4 le troisième jour. Parmi les paramètres conventionnels, mentionnons des concentrations élevées de solides totaux (877 à 635 mg/L).

Plusieurs métaux sont aussi présents en fortes teneurs. Les concentrations de chrome total (10 à 8,5 mg/L) sont importantes pour les trois jours. Pour le chrome (III), les valeurs de toxicité aiguë (CL_{50}) commencent à 2,21 mg/L pour l'éphémère *Ephemerella subvaria* (CCMRE, 1987). On a déjà observé qu'une concentration moyenne de 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). Les concentrations de chrome hexavalent (< 0,02 à 0,03 mg/L) sont similaires aux valeurs de toxicité aiguë (CL_{50} -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). Les concentrations de cuivre total (0,16 à 0,2 mg/L) se situent dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Ces concentrations sont très supérieures à une valeur de CL_{50} (0,023 mg/L) observée chez les crustacés *C. dubia* (Elnabarawy *et al.*, 1986). Pour le crustacé *D. magna*, la toxicité aiguë commence à 0,006 mg/L (CCMRE, 1987). Des valeurs de CL_{50} pour l'algue verte *S. capricornutum* comprises entre 0,023 et 0,037 mg/L ont été rapportées (Blaise *et al.*, 1986). Les concentrations de nickel total (5,8 à 6,5 mg/L) sont dans la plage de toxicité CL_{50} -48 h pour le crustacé *D. magna* (0,1 à 5,3 mg/L; Mance, 1987). Les concentrations de zinc total (0,03 à 0,09 mg/L) sont similaires à des valeurs de CL_{50} (48 h et 96 h) observées chez les crustacés *Daphnia hyalina* (0,04 mg/L) et *Daphnia magna* (0,068 mg/L; Mance, 1987). Ces concentrations se situent aussi dans l'intervalle de CL_{50} de l'algue *S. capricornutum* (0,052 à 0,072 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992)).

L'échantillon d'effluent du jour 1 (4 au 5 juin) utilisé pour l'évaluation bioanalytique indique un pH initial de 7,9 qui augmente à 8,2 après cinq jours d'aération. La concentration initiale de COT (8,6 mg/L) diminue légèrement après l'aération (6,1 mg/L).

Pour le jour 2 (5 au 6 juin), l'échantillon composé montre un pH initial de 7,1 qui augmente à 8,0 après cinq jours d'aération. La concentration de COT (6,2 mg/L) diminue à 4,2 mg/L après aération.

L'échantillon du jour 3 (6 au 7 juin) indique un pH initial de 7,1 qui augmente à 8,1 après cinq jours: La concentration de COT (3,2 mg/L) reste inchangée après cinq jours d'aération (3,2 mg/L).

3.4.2 Bioessais.- Pour les trois journées d'évaluation, les effluents se sont révélés fortement toxiques pour la majorité des organismes exposés.

3.4.2.1 Létalité.- Le seul bioessai avec Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) a été conduit avec l'échantillon d'effluent prélevé le jour 3 et n'a révélé aucune toxicité significative. Toutefois la létalité chez *C. dubia* (pour le jour 3 aussi) est très élevée; la $CL_{50-7\text{ j}}$ se situe entre 0,078 % et 0,02 % v/v d'effluent, la $CL_{50} \approx 800\text{ UT}_I$ (I.C. 158-5000). La toxicité est élevée, mais l'écart entre les deux plus faibles concentrations testées est en partie responsable de la forte valeur de CL_{50} estimée. Le seuil toxique est identique (800 UT_I).

3.4.2.2 Sublétalité aiguë.- Tout comme le bioessai avec Truites, le test d'inhibition de la bioluminescence (Microtox) n'a révélé aucune toxicité pour les échantillons d'effluent prélevés les jours 1, 2 et 3.

3.4.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance

Jour 1. Avant l'étape d'aération de l'échantillon, l'inhibition est significative à partir d'une concentration de 5,7 % v/v d'effluent et le seuil toxique est évalué à 25,5 UT_{sc} . La CI_{50} est comprise entre 4 et 8 UT_{sc} . Après aération, la toxicité diminue et l'inhibition est significative à partir d'une concentration de 50 % v/v d'effluent. Le seuil toxique est évalué à 2,8 UT_{sc} et aucune valeur de CI_{50} n'est observée (figure 6).

Jour 2. L'échantillon prélevé le jour 2 montre les plus fortes valeurs de toxicité. La CI_{50} de l'échantillon non aéré est évaluée à 29 UT_{sc} . Le seuil toxique est élevé (100 UT_{sc}), avec une inhibition significative de la croissance à la concentration

de 1,5 % v/v d'effluent. Après aération, la toxicité diminue : la CI_{50} se situe entre 4 et 8 UT_{sc} et le seuil toxique est évalué à 12,7 UT_{sc} (figure 7).

Jour 3. La toxicité est légèrement inférieure à celle du jour 2. La CI_{50} (29 UT_{sc}) de l'échantillon non aéré est identique à celle du jour précédent, mais le seuil toxique est moins élevé (51 UT_{sc}). L'inhibition est significative à la concentration de 3,13 % v/v d'effluent. Après aération, la toxicité diminue encore : l'inhibition de la croissance algale commence à la concentration de 12,5 % v/v pour un seuil toxique de 12,7 UT_{sc} . La CI_{50} se situe alors entre 8 et 16 UT_{sc} (figure 8).

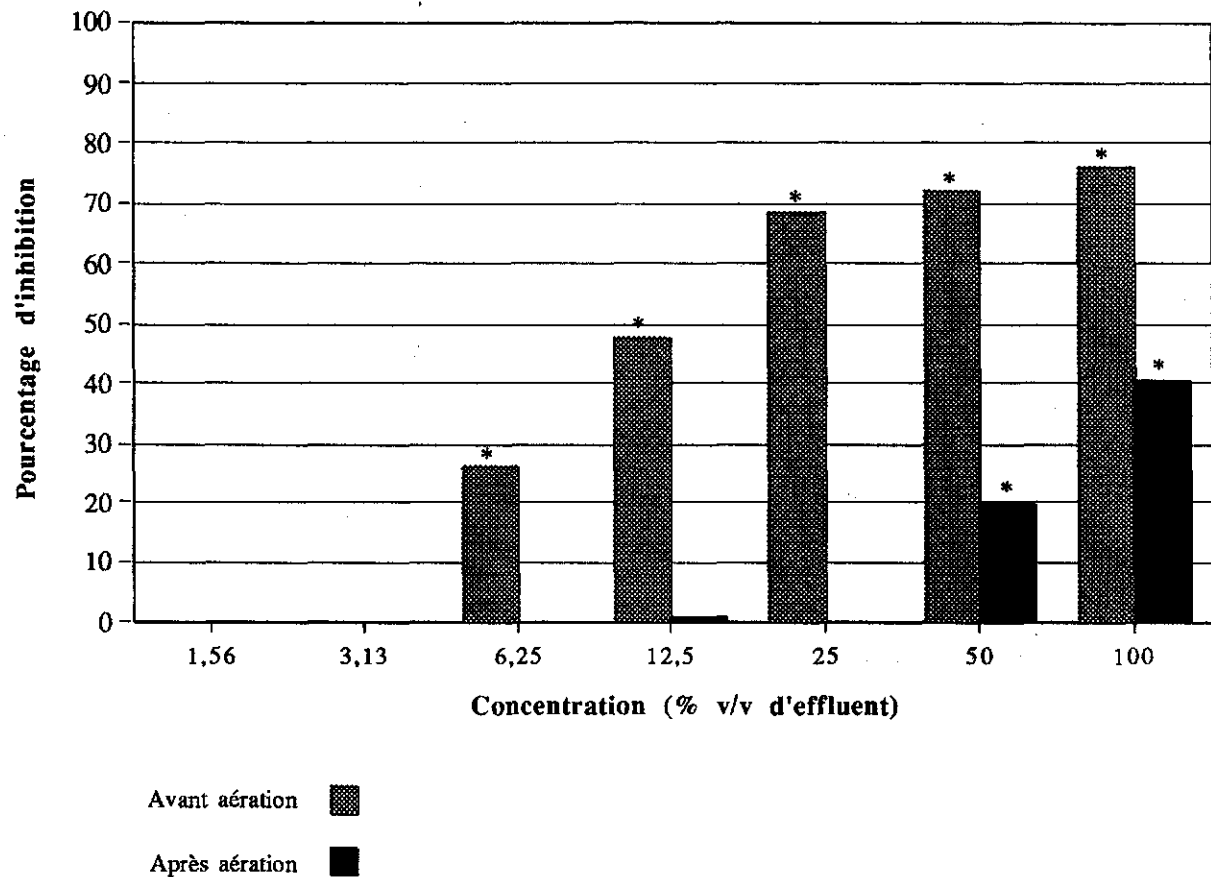
b) Inhibition de la reproduction

Jour 3.- Le test d'inhibition de la reproduction avec *C. dubia*, révèle aussi une très forte toxicité associée à l'échantillon du jour 3 (le test a été réalisé ce jour-là seulement). L'inhibition est significative à une concentration très faible (0,78 % v/v d'effluent), mais le seuil toxique s'avère artificiellement très élevé (800 UT_{sc}). Ceci est attribuable aux contraintes analytiques qui n'ont pas permis un bon étalement des dilutions. Par conséquent, la valeur de seuil toxique (moyenne géométrique de la CME0 et CSEO) a été calculée sur la moyenne des deux plus faibles concentrations (0,78 p. 100 et 0,02 % v/v d'effluent) qui sont très diluées l'une par rapport à l'autre. La CME0 est donc de 128 UT_{sc} ($100/0,78$) et la CSEO ($100/0,02$) est de 5000 UT_{sc} . Ceci a eu pour conséquence d'amplifier légèrement la valeur du seuil toxique. Néanmoins, la toxicité demeure très élevée pour cet échantillon comme l'indique la figure 9.

c) Génotoxicité

Le (SOS Chromotest) se révèle positif et indique la présence de substances génotoxiques dans les échantillons prélevés au cours des trois jours.

Jour 1. L'échantillon non aéré montre une activité génotoxique à la plus forte concentration testée (50 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 4,5 U_g . Après aération, aucune génotoxicité n'est détectée. On note cependant une toxicité pour les bactéries aux plus fortes concentrations testées. L'étape de bioactivation avec des extraits enzymatiques de foie de rat (+S9) montre une activité génotoxique supérieure à celle de l'échantillon original (seuil toxique = 22,5 U_g). L'aération de cet échantillon indique une légère diminution de l'activité génotoxique (seuil toxique = 4,5 U_g). Aucune toxicité n'est détectée.

Aclers Inoxydables Atlas (Tracy) - Jour 1

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

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

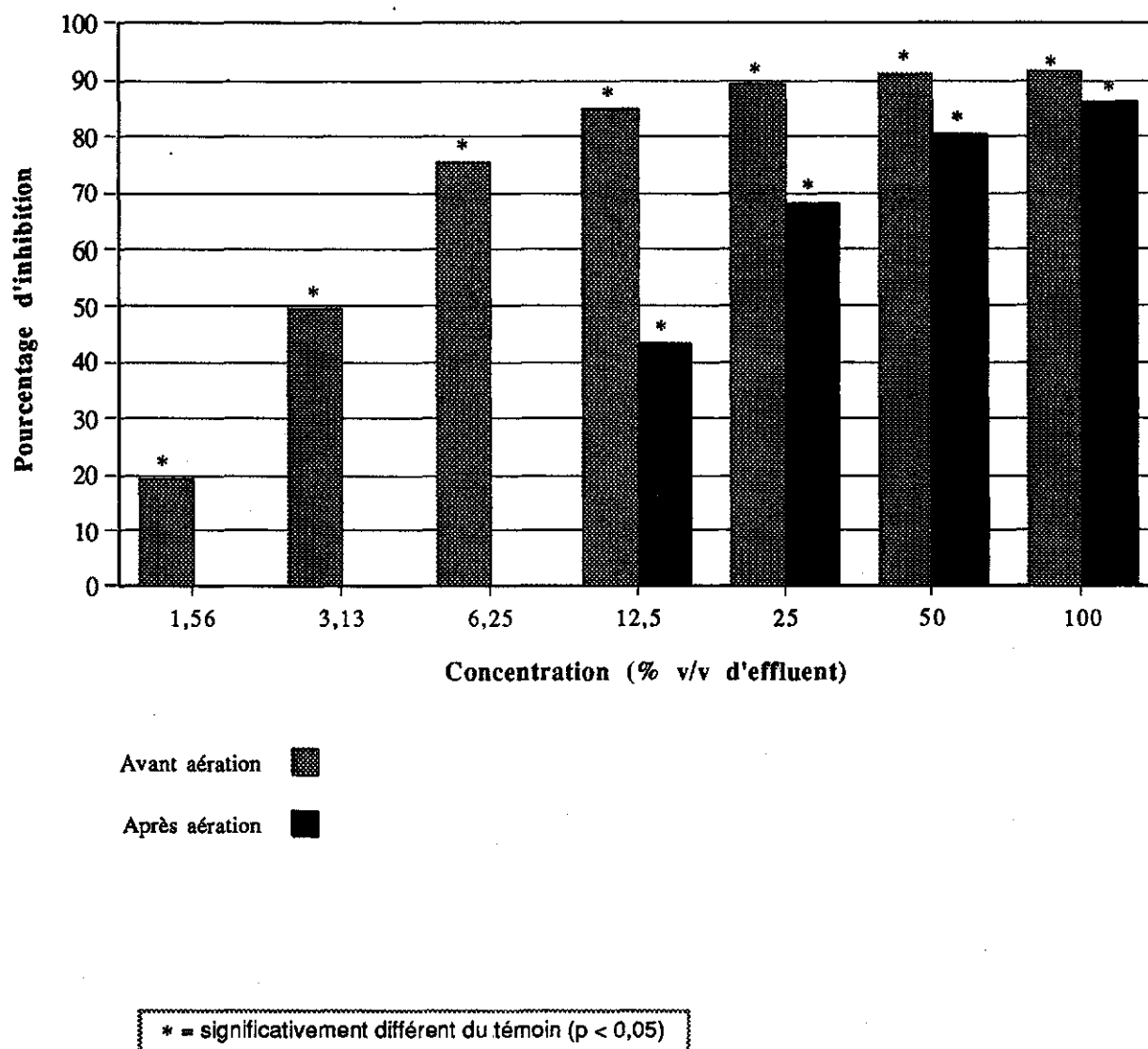
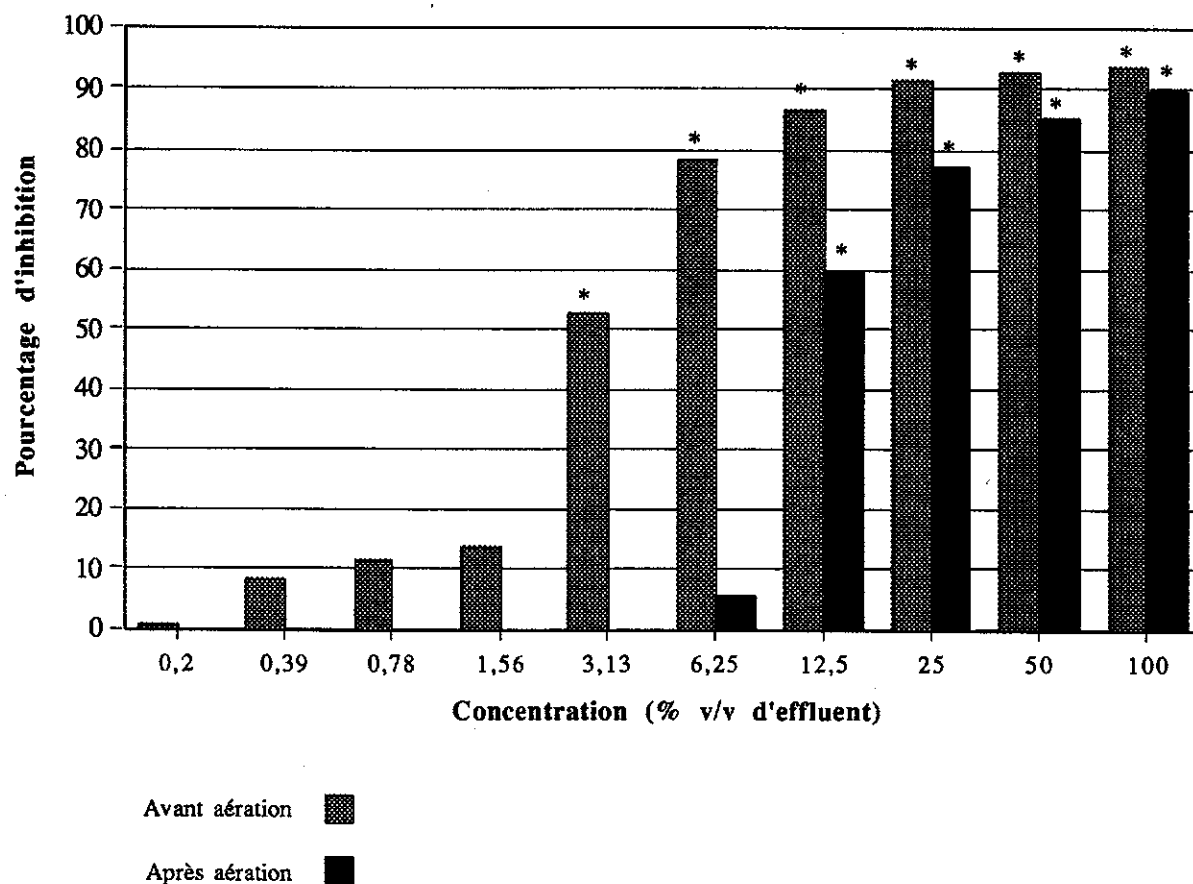
Aciers Inoxydables Atlas (Tracy) - Jour 2

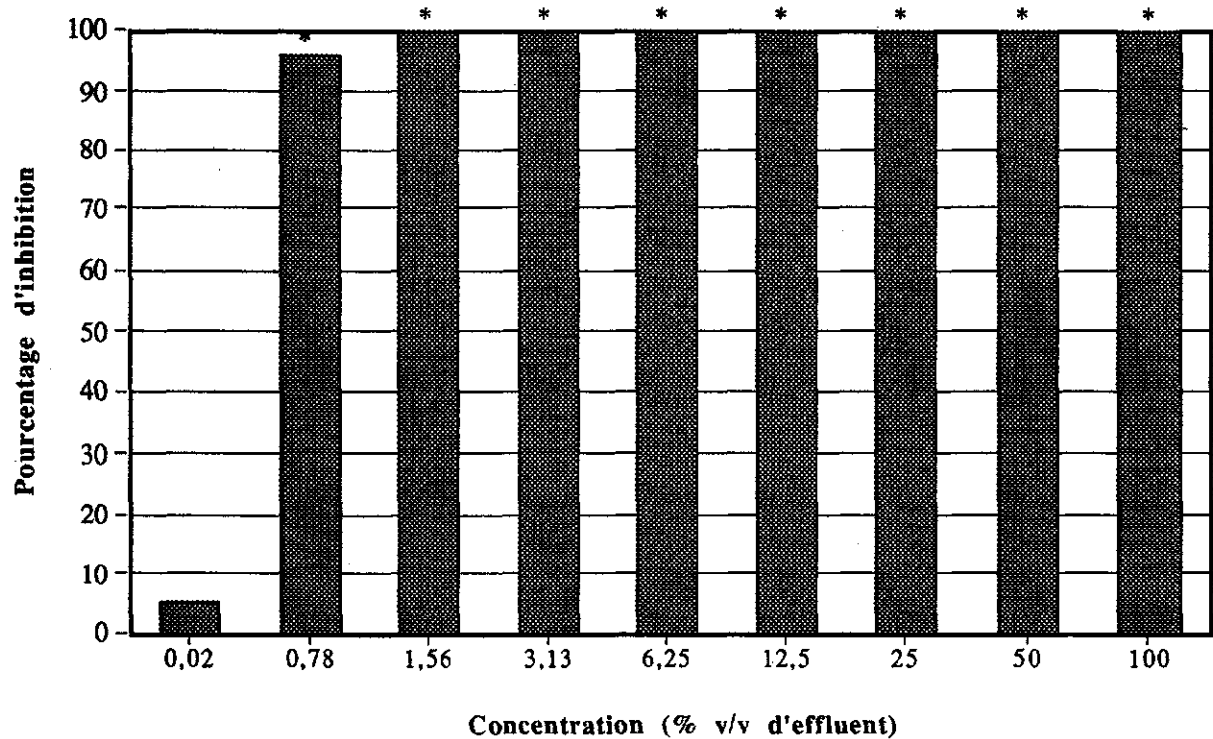
Figure 7 *Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population d'algues Selenastrum capricornutum exposée à diverses concentrations d'effluent*

Aciers Inoxydables Atlas (Tracy) - Jour 3



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

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

Aciers Inoxydables Atlas (Tracy) - Jour 3

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

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

Jour 2. L'échantillon sans S9 avant et après l'étape d'aération indique une activité génotoxique significative aux plus faibles concentrations testées (2 % v/v d'effluent) pour des seuils toxiques identiques de 50 U_g. Les deux échantillons s'avèrent toxiques pour les bactéries du test. L'ajout de S9 diminue légèrement la génotoxicité de l'échantillon non aéré ainsi que de celui aéré pendant cinq jour (seuils toxiques identiques de 22,5 U_g). La toxicité pour les bactéries a disparu après l'ajout de S9.

Jour 3. Aucune génotoxicité n'est détectée sur l'échantillon non aéré sans S9. Toutefois, l'aération de celui-ci induit une activité génotoxique à la plus forte concentration testée (50 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique estimé de 4,7 U_g. L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) permet de détecter la présence de substances promutagènes dans l'échantillon. Une activité génotoxique est détectée, avant l'étape d'aération et après, à la concentration de 10 % v/v d'effluent (seuils toxiques de 22,5 U_g). Aucune toxicité n'a été décelée pour les bactéries

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur ces échantillons d'effluent.

3.5 QIT-Fer et Titane inc. (Saint-Joseph-de-Sorel)

3.5.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie exploite une usine de production de scories de titane et de fer. À partir d'ilménite (85 p. 100 d'oxyde de titane et de fer), provenant de Havre Saint-Pierre, elle produit annuellement environ 1 040 000 tonnes de scories de titane, 550 000 tonnes de fonte en gueuses et 400 000 tonnes d'acier (GIPASL, 1993). Le minerai est tout d'abord fragmenté puis enrichi, avant d'être chauffé, coulé et refroidi pour produire des scories de titane, des gueuses de fer et des billettes d'acier (LGL, 1990).

L'usine compte trois émissaires totalisant un débit d'environ 110 000 m³/d. L'eau est utilisée dans plusieurs étapes du procédé : séparation du minerai, refroidissement des fours, nettoyage des convoyeurs et épuration des gaz. Actuellement, les eaux sont rejetées directement au fleuve sans traitement. Au moment de notre étude, un bassin de décantation était mis en place et devait être opérationnel dès décembre 1993. Ce bassin devrait permettre de réduire de 97 p. 100 les rejets de solides en suspension (GIPASL, 1993).

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 10 au 13 décembre 1991. Les analyses biologiques ont été réalisées le deuxième jour, sur un échantillon

composé intégré (24 h) proportionnel aux débits des points 3 (émissaire principal), 4a et 4b (effluents de l'arrosage des scories) et du point 6 (effluent du drainage des convoyeurs). À noter que le point 3 (émissaire principal) représente à lui seul environ 86 p. 100 de l'échantillon composé.

Point 3 (émissaire principal). Un débit très élevé (104 807 m³/d) est enregistré le jour 2. Le pH varie peu pour la période de 24 h (6,4 à 7,4).

L'ensemble des paramètres chimiques à cet émissaire indique des valeurs très élevées pour plusieurs contaminants. Parmi les paramètres conventionnels, on retrouve des concentrations importantes de solides totaux (2089 mg/L), de MES (1446 mg/L) ainsi qu'une DCO de 350 mg/L.

Plusieurs métaux sont présents à des teneurs particulièrement importantes. C'est ainsi que la teneur en aluminium total (31 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀ de 0,2 à 39 mg/L) pour l'ensemble des poissons (Odonnell *et al.*, 1984). La teneur en argent (0,008 mg/L) est dans la gamme des CL₅₀-96 h pour la Truite arc-en-ciel (0,0038-0,084 mg/L; Mance, 1987). La teneur en cuivre (0,81 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). Elle est supérieure à des valeurs de CL₅₀ observées chez l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise *et al.*, 1986). La teneur en fer (183 mg/L) est élevée et nettement supérieure aux valeurs de toxicité aiguë pour *Daphnia magna* (CL₅₀ de 5,9 mg/L; CCMRE, 1987). La teneur en nickel (0,54 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 teneurs de 0,008 à 0,015 mg/L ont causé 100 p. 100 de mortalité chez des organismes exposés pendant sept jours (Kszos *et al.*, 1992). La teneur en zinc (21,2 mg/L) est très supérieure aux plages de toxicité létale (CL₅₀) pour *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). Elle dépasse largement la gamme de CL₅₀-72 h pour l'algue *S. capricornutum* (0,052-0,097 mg/L; Vasseur *et al.*, 1988).

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).

Le débit combiné des trois autres effluents est largement inférieur à celui de l'effluent principal et ne représente que environ 14 p. 100 de l'échantillon composé. Néanmoins, signalons quelques paramètres chimiques retrouvés en fortes concentrations dans ces effluents.

Point 4a. Le débit est faible ($64,5 \text{ m}^3/\text{d}$) et le pH de l'effluent a varié de 4 à 7,6 sur la période de 24 h. Parmi les quelques métaux détectés, mentionnons une teneur en argent ($0,002 \text{ mg/L}$) similaire à celle du point 3.

Point 4b. Le débit est plus important ($11\,777 \text{ m}^3/\text{d}$) pour le jour 2. Le pH de l'effluent s'est maintenu entre 6,2 et 7,2 pour la période de 24 h. La dureté est évaluée à 138 mg/L . Deux métaux sont présents en teneur relativement élevée : aluminium ($4,2 \text{ mg/L}$); argent ($0,003 \text{ mg/L}$).

Point 6. Le débit est faible ($2440 \text{ m}^3/\text{d}$); le pH de l'effluent s'est maintenu entre 6,2 et 7,3 pour la journée d'échantillonnage. La dureté est évaluée à 131 mg/L . Les teneurs en argent ($0,002 \text{ mg/L}$), chrome ($0,2 \text{ mg/L}$) et cuivre ($0,03 \text{ mg/L}$) sont à signaler.

3.5.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique peu d'effets toxiques associés à cet effluent, ce qui est très surprenant.

3.5.2.1 Létalité.- Le bioessai de létalité avec Truites arc-en-ciel et celui avec crustacés conduits avec l'échantillon d'effluent n'indiquent aucune toxicité.

3.5.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox ne montre aucune inhibition de la bioluminescence chez les bactéries *Photobacterium phosphoreum*.

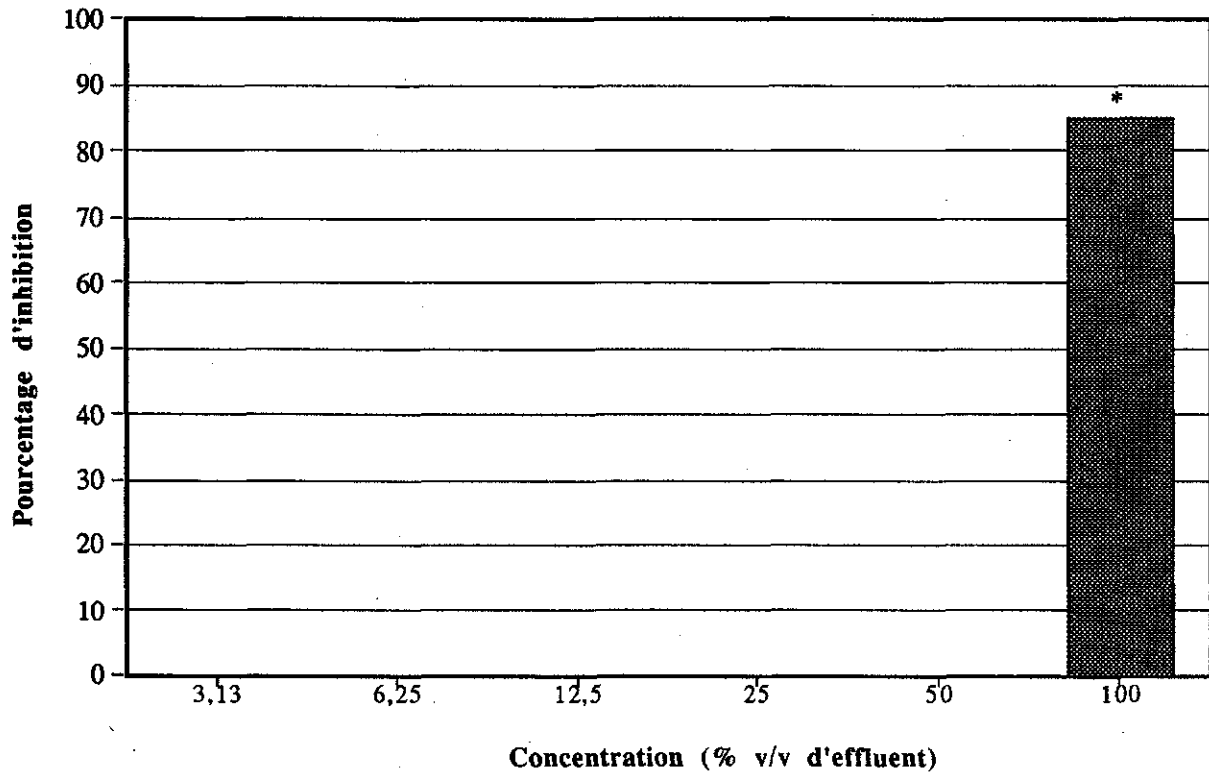
3.5.2.3 Sublétalité chronique.- L'échantillon non aéré ne se révèle aucunement toxique pour les algues *S. capricornutum*. Toutefois, le test algal réalisé après l'étape d'aération (cinq jours), révèle une très faible toxicité. L'inhibition de la croissance algale n'apparaît qu'à la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de $1,4 \text{ UT}_{\text{sc}}$ (figure 10).

L'échantillon ne montre aucune toxicité sublétales pour les crustacés *Ceriodaphnia dubia* lors du test d'inhibition de la reproduction.

Une génotoxicité potentielle est associée à l'échantillon d'effluent non aéré (-S9) à la plus forte concentration testée 40 % v/v (seuil toxique = $5,7 \text{ Ug}$). Après aération aucune activité génotoxique n'est décelée. L'ajout d'extrait enzymatique de foie de rat (+S9) ne montre aucune activité génotoxique sur l'échantillon non aéré ou aéré pendant cinq jours.

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

QIT-Fer et Titane (Sorel)
(Échantillon d'effluent composé intégré)



Après aération 

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

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

2.3.6 Locweld (Candiac)

3.6.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie produit 40 000 tonnes de pylônes en acier galvanisé à partir d'acier fabriqué. Les pièces d'acier sont tout d'abord nettoyées à la soude caustique puis à l'acide sulfurique. La procédure de galvanisation débute par l'immersion dans un bain de zinc fondu, suivie d'une étape finale de chromatage. Le métal traité est par la suite usiné en pylônes (LGL, 1990).

Les eaux de procédés et de refroidissement sont évacuées par un seul émissaire. Les eaux de rinçage sont neutralisées et décantées avant de rejoindre les eaux qui ont servi au nettoyage (acide sulfurique et soude caustique). Ces eaux sont par la suite neutralisées par un procédé en continu (ajout ou non d'acide sulfurique usé) et filtrées avant leur rejet dans le réseau d'égouts municipal. Les eaux domestiques sont aussi évacuées au réseau municipal (GIPASL, 1993).

Deux campagnes de caractérisation comprenant des analyses chimiques et biologiques ont été réalisées à cette usine. La première s'est déroulée du 22 au 25 février 1989 et a déjà fait l'objet d'une évaluation écotoxicologique sommaire (Environnement Canada, 1990a). La deuxième campagne de caractérisation chimique s'est déroulée récemment du 22 au 25 septembre 1992. L'échantillonnage écotoxicologique a été réalisé le deuxième jour (23 au 24 septembre 1992) sur un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final. Un autre échantillonnage a été réalisé entre ces deux caractérisations chimiques, soit du 23 au 24 octobre 1990. L'échantillon prélevé à cette occasion a été soumis à un certain nombre de bioessais pour permettre le calcul de l'indice BEEP. On notera qu'aucune caractérisation chimique n'a été effectuée lors de cette évaluation de la toxicité.

Dans le cadre de ce rapport, nous mentionnerons les résultats des bioessais réalisés lors des trois évaluations écotoxicologiques (1989, 1990 et 1992). Cependant, nous porterons plus particulièrement notre attention sur la troisième caractérisation complétée en 1992.

La première caractérisation chimique (février 1989) montre un débit de 69 m³/d et un pH moyen de 9 pour la journée de l'évaluation écotoxicologique. Les concentrations de solides dissous (1188 mg/L), de MES (340 mg/L) et de NH₃ (9,5 mg/L) sont élevées. Plusieurs métaux sont aussi présents en fortes concentrations. Mentionnons le chrome (0,57 mg/L), le cuivre (0,43 mg/L), le nickel (0,36 mg/L), le plomb (0,18 mg/L) et notamment le zinc (7,4 mg/L).

La deuxième campagne d'échantillonnage (1990) ne comportait pas de caractérisation chimique. Toutefois, quelques paramètres de l'échantillon prélevé ont été mesurés pour les bioanalyses. Ainsi le pH initial était très alcalin (9,4) et diminuait à 8,5 après cinq jours d'aération. La concentration initiale de COT (3,5 mg/L) ne changeait pratiquement pas après cinq jours d'aération (COT finale de 3,1 mg/L)

La deuxième caractérisation chimique réalisée seulement lors de la troisième campagne d'échantillonnage (septembre 1992) indique un débit de 144 m³/d. Le pH moyen oscille entre 6,3 et 7. Parmi les paramètres conventionnels, mentionnons des concentrations très élevées de solides totaux (4803 mg/L), de MES (421,5 mg/L) et de sulfates (2200 mg/L).

Plusieurs métaux sont présents en fortes teneurs. Mentionnons une concentration de chrome total (1,21 mg/L) supérieure à la concentration moyenne en chrome total de 0,27 mg/L (I.C. 0,072-0,468) qui inhibe 50 p. 100 de la croissance de l'algue *S. capricornutum* (Greene *et al.*, 1988). La concentration de fer (1055 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). La concentration de nickel (0,77 mg/L) est supérieure à une valeur de CL₅₀-21 j observée chez *Daphnia magna* (0,013 mg/L; Mance, 1987). La concentration de plomb (0,38 mg/L) est supérieure à une valeur de CL₅₀-21 j observée chez *D. magna* (0,3 mg/L; Mance, 1987). Les Truites arc-en-ciel s'avèrent aussi sensibles au plomb; une concentration de 0,06 mg/L a occasionné 50 p. 100 de mortalité après une exposition de 30 jours (Mance, 1987). La concentration de cuivre (0,31 mg/L) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) chez la Truite arc-en-ciel (0,018 à 0,9 mg/L; Mance, 1987) et est supérieure aux valeurs de CL₅₀-96 h chez l'algue *S. capricornutum* (0,023-0,037 mg/L; Blaise *et al.*, 1986). La concentration de zinc (59 mg/L) est très supérieure aux valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) chez la Truite arc-en-ciel (22 mesures de 0,09 à 7,2 mg/L) ainsi que chez le crustacé *Daphnia magna* (CL₅₀ de 0,07-5,3 mg/L; Mance, 1987). Cette valeur est de plus largement supérieure aux concentrations inhibant 50 p. 100 de la croissance de l'algue *S. capricornutum* (0,053 mg/L; St-Laurent *et al.*, 1992).

Les quelques substances organiques détectées ne dépassent pas les recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (CCMRE, 1987).

L'échantillon composé intégré (24 h) formé pour les analyses biologiques de la campagne de 1992 indiquait un pH initial acide de 5,9 qui diminuait à 4,7 après

5 jours d'aération. La concentration initiale de carbone organique total (COT) est très faible (3,3 mg/L) et reste inchangée (3,4 mg/L) après cinq jours d'aération.

3.6.2 Bioessais.- Les deux premières campagnes d'échantillonnage (1989, 1990) indiquent dans leur ensemble des résultats très faibles de toxicité. L'échantillon d'effluent prélevé lors du troisième échantillonnage (septembre 1992) s'est par contre révélé fortement toxique.

3.6.2.1 Létalité

Campagne de février 1989. Aucune toxicité létale n'a été observée pour les organismes ayant servi aux bioessais de cette campagne (Truites arc-en-ciel, Méné tête-de-boule et *Ceriodaphnia dubia*).

Campagne d'octobre 1990. Une légère toxicité létale a été détectée lors du bioessai avec Truites arc-en-ciel. La CL_{50} se situe entre 1 et 2 UT_l . La toxicité létale s'avère plus importante chez les crustacés *C. dubia*. La létalité est significative à une concentration de 12,5 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 17,7 UT_l .

Campagne de septembre 1992. Chez les Truites arc-en-ciel, les CL_{50} (24 et 96 h) sont identiques; elles se situent entre 8 et 16 UT_l . L'échantillon d'effluent non dilué, a entraîné 100 p. 100 de mortalité en 24 h à la concentration de 25 % v/v d'effluent.

Pour les crustacés *C. dubia*, une mortalité significative est observée à la concentration de 5 % v/v d'effluent (seuil toxique de 28 UT_l). La $CL_{50-7 j}$ est de 30 UT_l .

3.6.2.2 Sublétalité aiguë

Campagnes de février 1989 et octobre 1990. Aucune inhibition de la bioluminescence n'a été détectée avec le test Microtox pour les deux campagnes.

Campagne de septembre 1992. Le test Microtox révèle une toxicité significative à de très faibles concentrations. Avant l'étape d'aération, une inhibition de la bioluminescence est détectée à la concentration de 0,3 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 440 UT_{sa} . La Cl_{50} se situe à 20 UT_{sa} . Après l'étape d'aération de cinq jours, la toxicité diminue de façon importante et le seuil toxique est alors estimé à 57 UT_{sa} . La valeur de Cl_{50} diminue aussi et se situe à 10 UT_{sa} .

3.6.2.3 Sublétalité chronique

a) Inhibition de la croissance

Campagne de février 1989. Le test d'inhibition de la croissance en poids réalisé chez les larves de Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) révèle que

cette croissance est inhibée de façon significative à une concentration de 10 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 14 UT_{sc} . À noter que ce test n'a pas été réalisé pour les deux autres campagnes.

Le test d'inhibition de la croissance chez une population algale de *S. capricornutum* n'indique aucune toxicité associée à l'échantillon d'effluent.

Campagne d'octobre 1990. L'échantillon de cette campagne n'indique aucune toxicité pour les algues.

Campagne de septembre 1992. Le test algal révèle ici des valeurs très élevées de toxicité. Avant l'étape d'aération, l'inhibition de la croissance algale est significative à une concentration de 0,78 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 181 UT_{sc} . La Cl_{50} se situe entre 128 et 256 UT_{sc} . L'étape d'aération ne modifie aucunement la toxicité; le seuil toxique et la Cl_{50} restent identiques (figure 11).

b) Inhibition de la reproduction

Campagne de février 1989. Une inhibition significative de la reproduction du crustacé *C. dubia* est observée à une concentration de 20 % v/v d'effluent pour un seuil toxique estimé à 7 UT_{sc} .

Campagne d'octobre 1990. L'échantillon de cette campagne inhibe plus fortement la reproduction des crustacés. L'inhibition est significative à une concentration de 4 % v/v d'effluent (seuil toxique = 35 UT_{sc}).

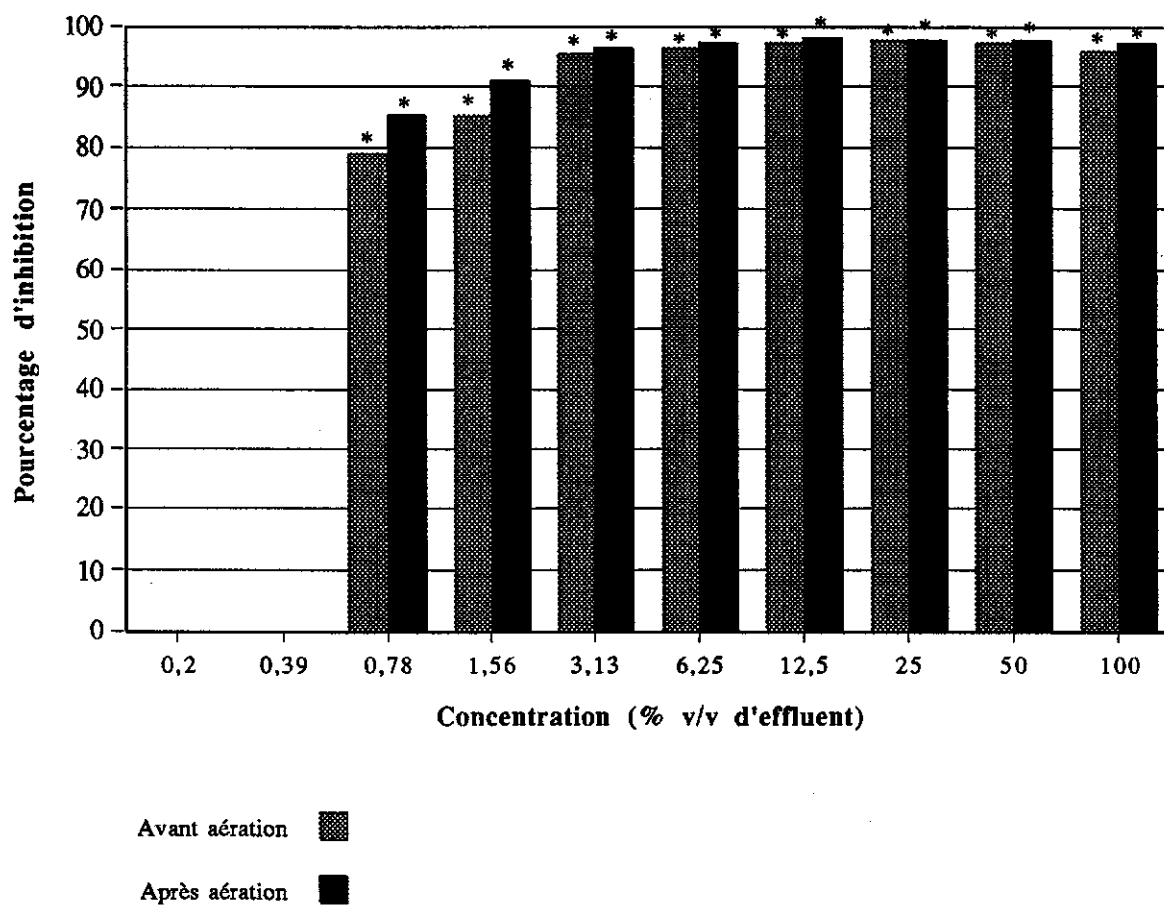
Campagne de septembre 1992. La toxicité est encore plus élevée sur cet échantillon. L'inhibition de la reproduction est significative à une concentration très faible (1,25 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 112 UT_{sc} (figure 12).

c) Génotoxicité

Campagne de février 1989. Sur l'échantillon original (-S9), aucune génotoxicité n'est détectée avec le SOS Chromotest. Toutefois après l'ajout de S9, l'échantillon indique maintenant la présence d'une forte activité génotoxique (seuil toxique = 48,5 U_g). L'étape d'aération des échantillons n'a pas été réalisée en 1989.

Campagne d'octobre 1990. Aucune génotoxicité n'est mise en évidence lors des quatre étapes de ce test. On observe cependant une toxicité pour les bactéries utilisées lors des tests à toutes les concentrations testées.

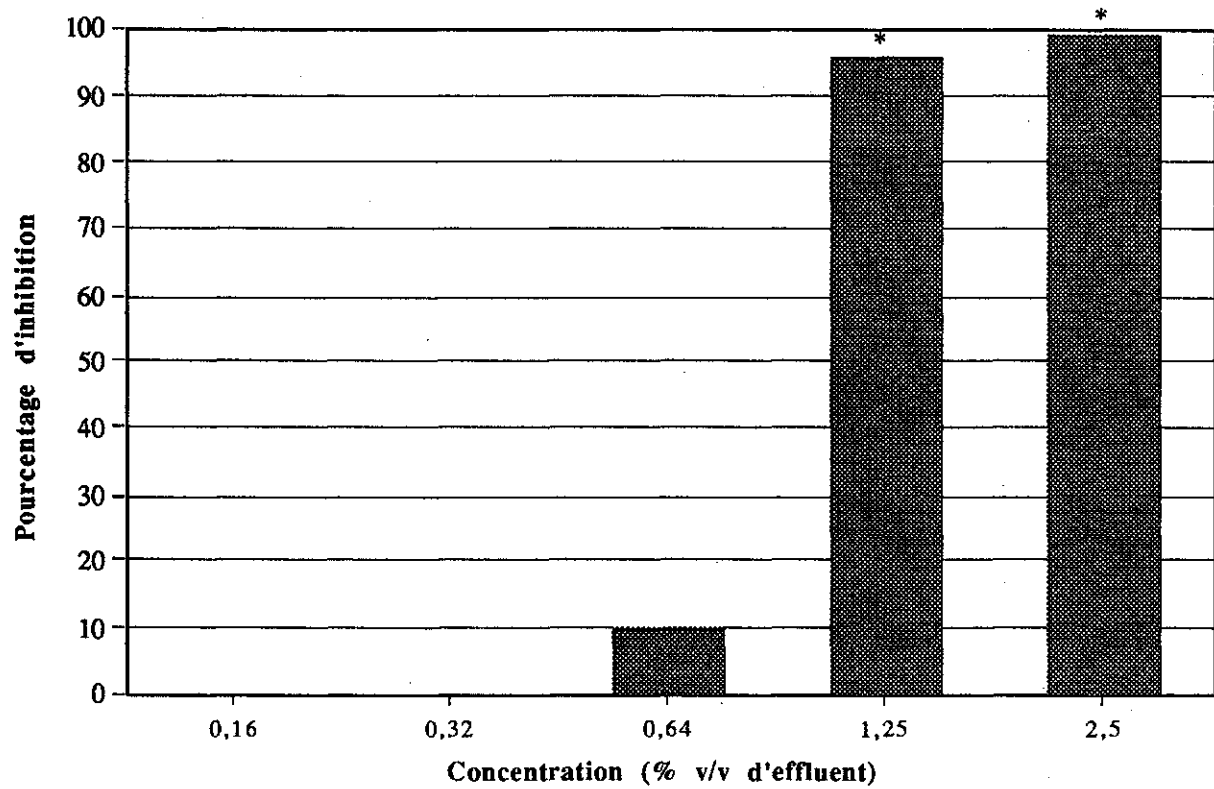
Locweld (Candiac) - 1992



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

Figure 11 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population algale de *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

Locweld (Candiac)-1992



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

Figure 12 Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent

Campagne de septembre 1992. Le test de génotoxicité indique une activité génotoxique importante dans toutes les étapes de réalisation du bioessai. L'échantillon original (-S9) avant et après l'étape d'aération indique une activité génotoxique identique à la concentration de 0,08 % v/v d'effluent (seuil toxique = 2800 U_g). La bioactivation enzymatique avec de l'extrait de foie de rat (+S9) montre lui aussi une activité génotoxique importante. Avant l'étape d'aération, la génotoxicité est identique à celle de l'échantillon original (0,08 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique de 2800 U_g. L'aération de cet échantillon diminue la génotoxicité potentielle, le seuil toxique est alors estimé à 560 U_g.

d) Mutagénicité

Campagne de septembre 1992. Le test de mutagénicité (fluctuation) a été réalisé sur cet effluent. La souche de bactéries *Salmonella typhimurium* (TA98) n'indique aucune mutation significative pour l'échantillon sans S9. Cependant, l'ajout de S9 qui permet de détecter la présence de substances promutagènes (activables seulement après une biotransformation par les microsomes de foie de rat) indique une activité mutagénique significative à une concentration de 2 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 112 U_g. L'autre souche de bactéries TA100 ne révèle aucune activité mutagénique significative. Les tests n'ont pas été réalisés sur les échantillons aérés.

3.7 Héroux Inc. (Longueuil)

3.7.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Cette compagnie procède à l'entretien et au montage de systèmes hydrauliques d'avion. Elle possède des ateliers d'usinage, de montage, de traitement de surface ainsi que de peinture.

L'effluent final de cette usine se déverse dans le réseau municipal de la ville de Longueuil. Depuis 1989, les prétraitements suivants sont appliqués : les eaux cyanurées sont traitées par le procédé Thermonic pour la capture des cyanures; celles contenant du chrome ainsi que celles contenant d'autres métaux subissent une étape de précipitation pour l'enlèvement de ceux-ci. Ces effluents se combinent alors aux eaux de lavage, dans un décanteur, et de là sont évacués au réseau d'égouts municipal. Les boues contenant les métaux sont épaissies et envoyées chez Stalex. Les solutions concentrées (acide, chrome, cyanures) provenant des opérations de décapage et de nettoyage sont stockées dans des réservoirs distincts

avant d'être acheminées chez Stablex. Les huiles et la peinture usées sont stockées avant leur élimination (GIPASL, 1993).

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 11 au 14 juillet 1991. L'échantillonnage pour les analyses biologiques a été réalisé la deuxième journée (12 au 13 juillet) sur un échantillon composé intégré (24 h) de l'effluent final (somme des points 1 et 2).

Pour cette deuxième journée, la caractérisation chimique de l'effluent final indique un faible débit ($154 \text{ m}^3/\text{d}$), et un pH moyen de 8,8 qui a très peu varié pour la période de 24 h. Parmi les paramètres conventionnels, mentionnons une concentration élevée en solides totaux ($307,9 \text{ mg/L}$).

Plusieurs métaux sont présents dans l'effluent. La concentration de cadmium ($0,62 \text{ mg/L}$) est très 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 ; CCMRE, 1987). 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). Ainsi chez le cladocère *D. magna* l'intervalle de CL_{50} mesuré se situe entre $0,005$ - $0,058 \text{ mg/L}$ (Mance, 1987). Winner (1988) rapporte qu'une exposition de sept jours à une concentration aussi faible que $0,003 \text{ mg/L}$ réduit de façon significative la survie des crustacés *C. dubia*. La concentration de cuivre ($0,09 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Plus particulièrement, des valeurs de CL_{50} chez le crustacé *C. dubia* ont été observées à des concentrations de $0,022$ à $0,026 \text{ mg/L}$ (Elnabarawy *et al.*, 1986). La concentration de nickel ($0,44 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité aiguë du crustacé *D. magna* ($0,13$ à $1,9 \text{ mg/L}$; Mance, 1987). De plus, cette valeur est très supérieure aux concentrations de $0,008$ à $0,015 \text{ mg/L}$ qui ont causé 100 p. 100 de mortalité chez des cladocères *C. dubia* exposés pendant sept jours (Kszos *et al.*, 1992). Finalement, la concentration de zinc ($0,18 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité létale (CL_{50}) du crustacé *D. magna* ($0,068$ - $5,3 \text{ mg/L}$).

Très peu de substances organiques ont été détectées et les concentrations sont faibles.

L'échantillon composé (24 h) formé pour les analyses biologiques indique un pH initial de 9 et une concentration de carbone organique total (COT) de 32 mg/L . Après cinq jours d'aération, le pH augmente légèrement à 9,3 et la concentration de COT diminue à $11,2 \text{ mg/L}$.

3.7.2 Bioessais.- La majorité des bioessais indiquent une faible toxicité de l'échantillon, à l'exception du test utilisant les crustacés *C. dubia*.

3.7.2.1 Létalité.- Le test de létalité avec la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) n'a pas été effectué sur cet effluent.

Chez les crustacés *C. dubia*, on observe une létalité significative à la concentration de 25 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 5,7 UT_l. La CL₅₀ se situe à 7,4 UT_l (I.C. 5,5-9,9).

3.7.2.2 Sublétalité aiguë.- Le test Microtox a mis en évidence une toxicité de l'échantillon original (non aéré) à la concentration de 12,5 % v/v d'effluent (seuil toxique = 11,3 UT_{sa}). Cependant, après aération de l'échantillon aucune toxicité n'est décelée.

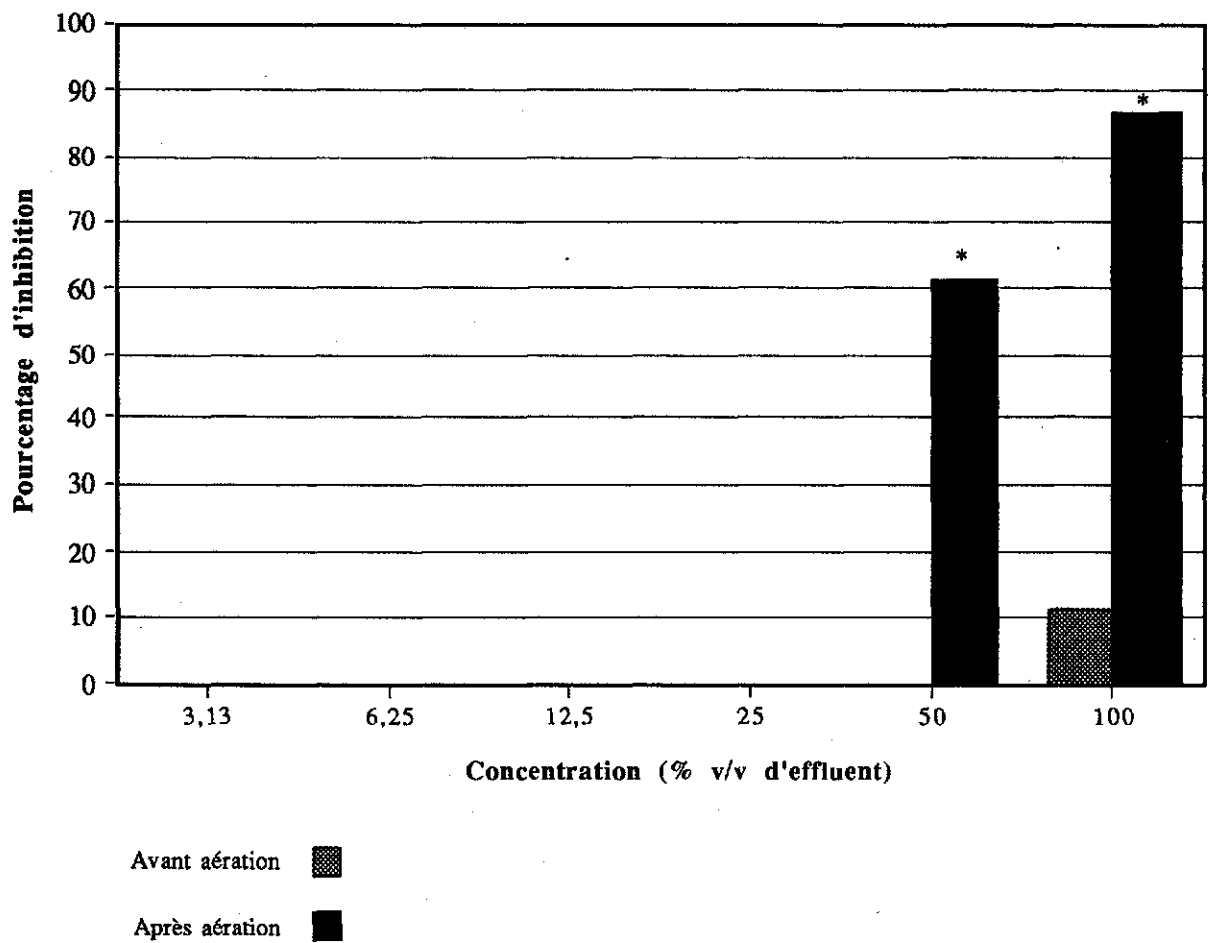
3.7.2.3 Sublétalité chronique.- L'échantillon d'effluent non aéré ne révèle aucune inhibition significative de la croissance algale. Par contre, après aération l'inhibition de croissance est significative à la concentration de 25 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sc} (figure 13).

Le test de reproduction avec les daphnies *C. dubia* se révèle particulièrement sensible à l'échantillon d'effluent. Ceux-ci indiquent une inhibition significative de leur reproduction à une concentration de 3,13 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 45 UT_{sc} (figure 14).

Aucune activité génotoxique n'a été décelée dans les quatre étapes du SOS Chromotest. Cependant, aux plus fortes concentrations testées, l'échantillon non aéré (-S9) s'avère toxique pour les bactéries utilisées. Le même phénomène est observé avec l'échantillon ayant subi une transformation métabolique avec de l'extrait de foie de rat (+S9). Cependant, l'étape d'aération de ces deux échantillons élimine toute toxicité pour les bactéries.

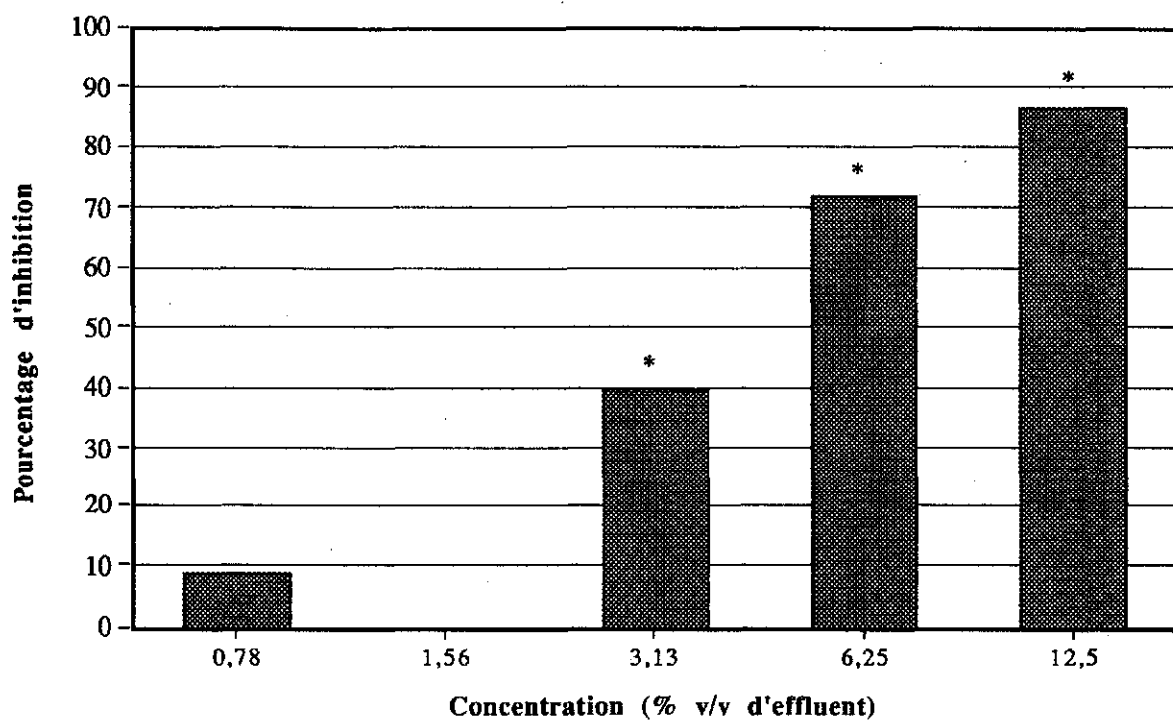
Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur cet échantillon d'effluent.

Héroux (Longueuil)



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

Figure 13 Inhibition de la croissance (avant et après aération) d'une population algale de *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

Héroux (Longueuil)

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

Figure 14 *Inhibition de la reproduction du crustacé Ceriodaphnia dubia exposé à diverses concentrations d'effluent*

3.8 Pratt & Whitney-Usines n°s 1, 2 (Longueuil) et n° 5 (Saint-Hubert)

3.8.1 Traitement et physico-chimie de l'effluent.- Les usines n°s 1 et 2 de cette compagnie fabriquent des moteurs d'avion à haute performance, et des turbines à gaz pour applications maritimes et terrestres. L'usine n° 5 se spécialise dans la réparation et la révision des moteurs en service. Divers procédés de dégraissage, lavage, décapage et placage sont utilisés dans les procédés de fabrication et de révision.

Les effluents de cette compagnie se déversent dans trois milieux différents. Environ 3000 m³/d sont évacués au réseau d'égouts municipal de Longueuil, 700 m³/d dans celui de la ville de Boucherville et autour de 1115 m³/d se déversent directement dans le fleuve. À l'usine n° 1, un système d'épuration des eaux huileuses par ultrafiltration est actuellement en opération. Un système d'épuration physico-chimique des eaux de rinçage cyanurées et chromatées est en place depuis 1990, mais était arrêté lors de notre étude pour évaluation. Un système similaire est actuellement en construction à l'usine n° 5 (GIPASL, 1993).

Deux campagnes d'échantillonnage distinctes ont été réalisées. Une pour l'usine n° 1 à Longueuil et une autre pour les usines n° 2 et n° 5.

Usine 1. L'échantillonnage de cette usine s'est échelonné du 3 au 5 juin 1991. Une évaluation écotoxicologique distincte a été effectuée la seconde journée sur chacun des deux effluents finaux (point 1 : émissaire pluvial et point 2 : émissaire domestique).

Point 1. La caractérisation chimique du point 1 indique, pour la seconde journée, un débit de 1123 m³/d et un pH oscillant généralement entre 7,4 et 7,8 pour la période de 24 h.

Parmi les paramètres chimiques, mentionnons une concentration élevée de solides totaux (405 mg/L), une DCO de 720 mg/L ainsi qu'une DBO₅ de 223 mg/L. Certains métaux sont à mentionner. Ainsi, la teneur en argent (0,028 mg/L) se situe dans la gamme des CL₅₀-96 h chez la Truite arc-en-ciel (0,0038-0,084 mg/L; Mance, 1987). La teneur en cuivre (0,032 g/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). Notons que peu de substances organiques ont été détectées et celles présentes l'étaient en très faibles teneurs.

Point 2. Pour l'émissaire domestique, le débit ($1214 \text{ m}^3/\text{d}$) est similaire à celui du point 1. Le pH oscillait entre 6,3 et 8,1 la deuxième journée. Les solides totaux (348 mg/L), la DCO (904 mg/L) et la DBO₅ (282 mg/L) sont élevés.

On y retrouve aussi certains métaux. La concentration d'argent ($0,004 \text{ mg/L}$) est à la limite de la gamme des CL₅₀-96 h chez la Truite arc-en-ciel ($0,0038\text{-}0,084 \text{ mg/L}$; Mance, 1987). La concentration de cuivre ($0,088 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) pour la Truite arc-en-ciel ($0,018$ à $0,9 \text{ mg/L}$; Mance, 1987) et est légèrement supérieure à des valeurs de CL₅₀ obtenues chez l'algue *S. capricornutum* ($0,023\text{-}0,037 \text{ mg/L}$; Blaise *et al.*, 1986). Mentionnons finalement une concentration de cyanures ($0,02 \text{ mg/L}$) qui se retrouve dans la gamme de CL₅₀-48 h pour le crustacé *Daphnia magna* ($0,001\text{-}0,3 \text{ mg/L}$; CCMRE, 1987). Comme pour le point 1, les quelques substances organiques détectées étaient présentes en très faibles teneurs.

Usine n° 2. La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 18 au 21 juillet 1991. Les analyses biologiques ont été réalisées la seconde journée (19 au 20 juillet) sur un échantillon composé sur 24 h proportionnel aux débits des quatre émissaires de l'usine. L'échantillon composé a été formé aux points suivants : 2.1 (émissaire combiné principal); 2.2 (émissaire combiné de l'atelier des hélices); 2.3 (émissaire combiné centre) et 2.4 (émissaire combiné sud). À noter que le point 2.1 représente environ 83 p. 100 de l'effluent composé.

Pour cette journée, la caractérisation chimique du point 2.1 (émissaire combiné principal) indique un débit de $1667 \text{ m}^3/\text{d}$, et un pH oscillant entre 7 et 8 avec de légères pointes à 9 pour la période de 24 h. Parmi les paramètres conventionnels, les concentrations de solides totaux (327 mg/L) et la DCO (477 mg/L) sont élevées.

La concentration de cuivre ($0,03 \text{ mg/L}$) se situe dans la plage de toxicité létale (CL₅₀) pour la Truite arc-en-ciel ($0,018$ à $0,9 \text{ mg/L}$; Mance, 1987), pour les crustacés *D. magna* ($0,025\text{-}0,087 \text{ mg/L}$; Mance, 1987) et *C. dubia* ($0,022$ à $0,026 \text{ mg/L}$; Elnabarawy *et al.*, 1986). Cette concentration est aussi similaire aux valeurs de CL₅₀ pour l'algue *S. capricornutum* ($0,023\text{-}0,037 \text{ mg/L}$; Blaise *et al.*, 1986).

Pour le point 2.2, le débit de la seconde journée est faible ($65 \text{ m}^3/\text{d}$) et le pH se situe entre 6,4 et 7,3 pour la période de 24 h. Les concentrations d'huiles et de graisses ($7,4 \text{ mg/L}$), de solides totaux (259 mg/L) ainsi que la DCO (633 mg/L) sont élevées. La concentration de cuivre ($0,063 \text{ mg/L}$) est similaire à celle du point 2.1 et se situe donc dans la plage de toxicité aiguë pour la Truite arc-en-ciel, et les crustacés

D. magna et *C. dubia*.. La concentration de cadmium (0,07 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 zinc (0,07 mg/L) se situe à la limite inférieure de la plage de toxicité létale (CL₅₀) du crustacé *D. magna* (0,068-5,3 mg/L; Mance, 1987).

Pour le point 2.3, le débit est estimé à 172 m³/d, et le pH oscille entre 6,9 et 7,7 pour la journée. Les teneurs en huiles et graisses (6,8 mg/L), les solides totaux (236 mg/L) et la DCO (457 mg/L) sont élevées. À noter que peu de métaux ont été détectés et tous ceux présents l'étaient en faibles teneurs.

Pour le point 2.4, le débit est de 53 m³/d et le pH fluctue entre 7 et 7,8 pour la période de 24 h. Les teneurs en huiles et graisses (6,4 mg/L), en solides totaux (245 mg/L) et la DCO (422 mg/L) sont élevées. Comme pour le point 2.3, peu de métaux ont été détectés et les concentrations sont faibles.

L'échantillon composé formé pour l'évaluation écotoxicologique (somme des points 2.1 à 2.4) indique une dureté de 156 mg/L et un pH de 7,7. La concentration initiale de COT est élevée (245 mg/L) et la biodégradation est importante après 5 jours d'aération (concentration finale : 5,7 mg/L).

Usine n° 5. Un échantillon composé (24 h) intégré de l'effluent final (point 5.1 : émissaire pluvial) a été prélevé le deuxième jour (19 au 20 juillet) pour les analyses biologiques.

Parmi les métaux détectés ce jour-là, mentionnons une concentration d'argent (0,005 mg/L) qui se situe dans la gamme des CL₅₀-96 h chez la Truite arc-en-ciel (0,0038-0,084 mg/L; Mance, 1987). La concentration de cadmium (0,06 mg/L) est 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; CCMRE, 1987). À noter 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). Ainsi, cette concentration se situe aussi dans l'intervalle des valeurs de CL₅₀ mesurées chez le cladocère *D. magna* (0,005-0,058; Mance, 1987). La concentration de cuivre (0,038 mg/L) se situe dans la plage de toxicité aiguë pour des espèces aquatiques de 41 genres (CCMRE, 1987). Plus particulièrement, des valeurs de CL₅₀ chez le crustacé *C. dubia* ont été observées à des concentrations de 0,022 à 0,026 mg/L (Elnabarawy *et al.*, 1986). La concentration de cyanures (0,09 mg/L) est supérieure à la toxicité aiguë moyenne

pour la Truite arc-en-ciel (0,044 mg/L) et se situe dans la gamme de CL₅₀-48 h chez *Daphnia magna* (0,001-0,33 mg/L). La concentration de nickel total (0,4 mg/L) se situe aussi dans la plage de toxicité aiguë (CL₅₀-48 h) du crustacé *D. magna* (0,1 à 5,3 mg/L; Mance, 1987).

Certains composés organiques sont présents en quantité appréciable; mentionnons des séries d'alcanes (3,2 mg/L) et d'alcool (1,08 mg/L).

L'échantillon composé d'effluent formé pour l'évaluation écotoxicologique indique une dureté de 156 mg/L et un pH initial de 8,3. La concentration initiale de COT (17,4 mg/L) diminue à 6,9 mg/L après cinq jours d'aération.

3.8.2 Bioessais.- L'ensemble des bioessais indique peu d'effets toxiques associés aux échantillons d'effluent composé autant pour l'usine n° 1 que pour les usines n°s 2 et 5.

3.8.2.1 Létalité

Usine n° 1. Pour le point 1 (émissaire pluvial), le test avec Truites arc-en-ciel ne révèle aucune toxicité létale significative en 96 h. Cependant, l'échantillon non dilué (100 % v/v d'effluent) de l'émissaire domestique (point 2) s'avère létal en 96 h pour toutes les Truites. La CL₅₀-96 h se situe entre 50 et 100 % v/v d'effluent (1-2 UT_I).

Le même phénomène se produit dans le bioessai de létalité avec les crustacés *C. dubia*. Ceux-ci ne sont pas affectés de façon significative par l'échantillon d'effluent du point 1. Toutefois, l'échantillon du point 2 indique une létalité significative à la concentration maximale testée (100 % v/v d'effluent) pour un seuil toxique estimé de 1,4 UT_I. La CL₅₀-7 jours se situe entre 1 et 2 UT_I.

Usine n° 2. L'échantillon d'effluent prélevé à cette usine ne montre aucune toxicité létale tant envers les Truites arc-en-ciel que les crustacés *C. dubia*.

Usine n°5. L'échantillon de cette usine n'indique aucune toxicité létale lors de la réalisation du bioessais avec Truites.

Toutefois, le test avec crustacés révèle une toxicité associée à cet échantillon. La mortalité est significative à la concentration de 10 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique estimé à 14,1 UT_I. La CL₅₀-7 j est identique à la valeur de seuil toxique : 14,1 UT_I (I.C. 11-18,2).

3.8.2.2 Sublétalité aiguë

Usine n° 1. L'effluent du point 1 ne s'avère aucunement toxique pour les bactéries du test Microtox. Pour le point 2, on note une légère toxicité de l'échantillon

original (non aéré) pour un seuil toxique estimé à 2,8 UT_{sa} . L'étape d'aération élimine cependant toute toxicité pour les bactéries.

Usine n° 2. Aucune inhibition significative de la bioluminescence n'a été observée dans l'effluent combiné de cette usine.

Usine n° 5. L'effluent de cette usine indique, avant l'étape d'aération, une inhibition significative de la bioluminescence à la concentration de 50 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sa} . L'étape d'aération élimine tout phénomène d'inhibition de la bioluminescence.

3.8.2.3 *Sublétaleté chronique*

a) Inhibition de la croissance algale

Usines n°s 1 et 2. Le test algal avec *S. capricornutum* ne révèle aucune toxicité pour les échantillons d'effluents prélevés à ces usines.

Usine n° 5. On observe pour l'échantillon non aéré, une légère inhibition de la croissance algale, significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent. Le seuil toxique est évalué à 5,7, UT_{sc} et la CI_{50} se situe entre 1 et 2 UT_{sc} . Après aération de cet échantillon, aucune toxicité n'est décelée (figure 15).

b) Inhibition de la reproduction

Usine n° 1. Le test d'inhibition de la reproduction avec les crustacés *C. dubia* ne révèle aucune toxicité associée à l'échantillon du point 1. Cependant, l'échantillon du point 2 se révèle légèrement toxique pour les crustacés. L'inhibition est significative à la concentration de 50 % v/v d'effluent pour un seuil toxique de 2,8 UT_{sc} (figure 16).

Usine n° 2. Le test d'inhibition de la reproduction avec crustacés ne révèle aucune toxicité associée à l'échantillon d'effluent prélevé à l'usine n° 2.

Usine n° 5. L'effluent de cette usine inhibe la reproduction chez ces mêmes crustacés. L'inhibition est significative à la concentration de 5 % v/v d'effluent, pour un seuil toxique de 28,3 UT_{sc} (figure 17).

c) Génotoxicité

Usines n°s 1, 2 et 5. Le SOS Chromotest ne révèle aucune activité génotoxique pour les effluents de ces trois usines. On notera cependant une toxicité bactérienne lors du test réalisé sur l'effluent original de l'usine n° 5.

Le test de mutagénicité n'a pas été effectué sur les échantillons d'effluents provenant des usines de Pratt & Whitney.

Pratt & Whitney Canada inc.
Usine n° 5 (Saint-Hubert)

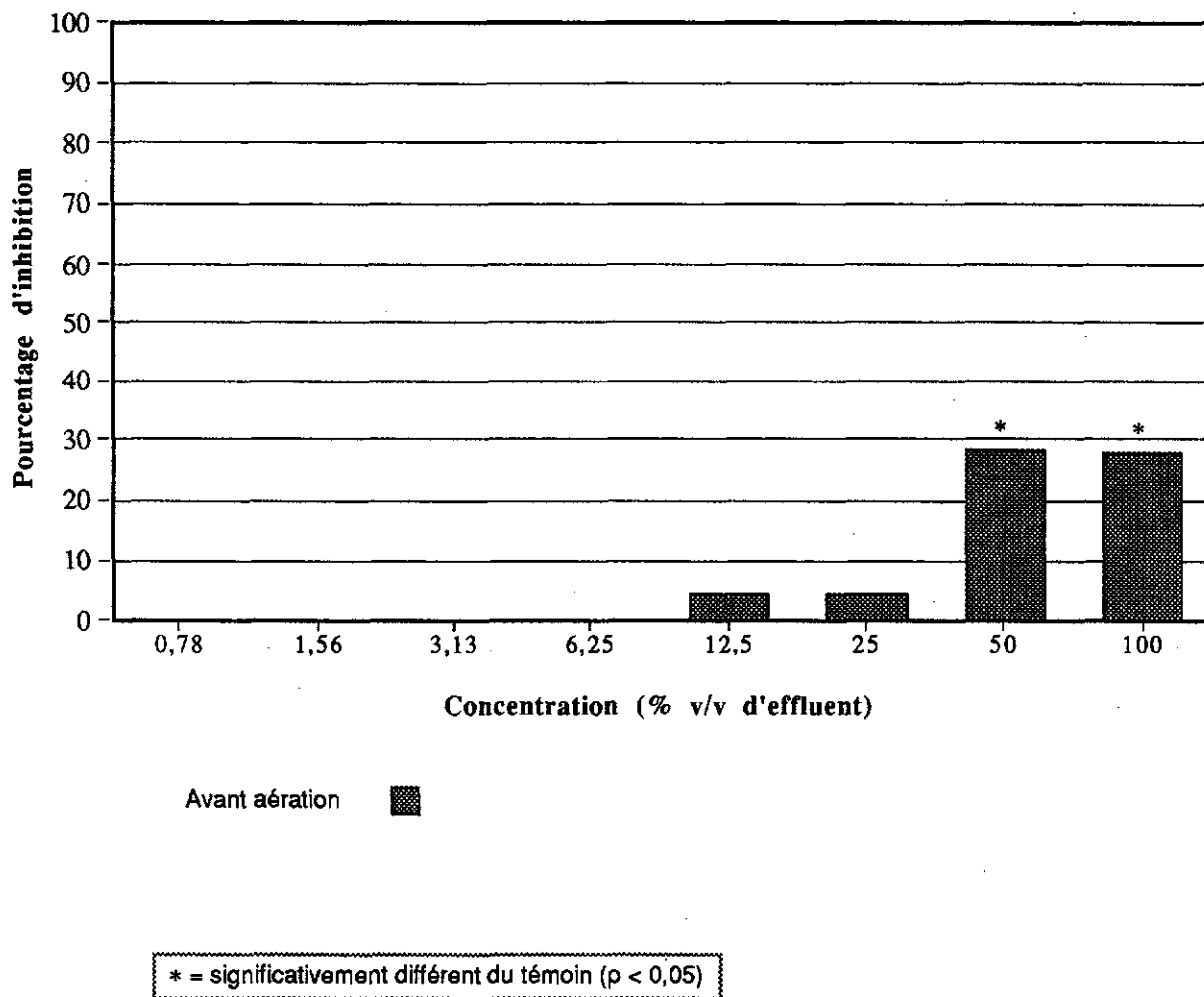


Figure 15 Inhibition de la croissance (avant aération) d'une population algale de *Selenastrum capricornutum* exposée à diverses concentrations d'effluent

Pratt & Whitney Canada Inc.
Usine n°1, point 2 (Longueuil)

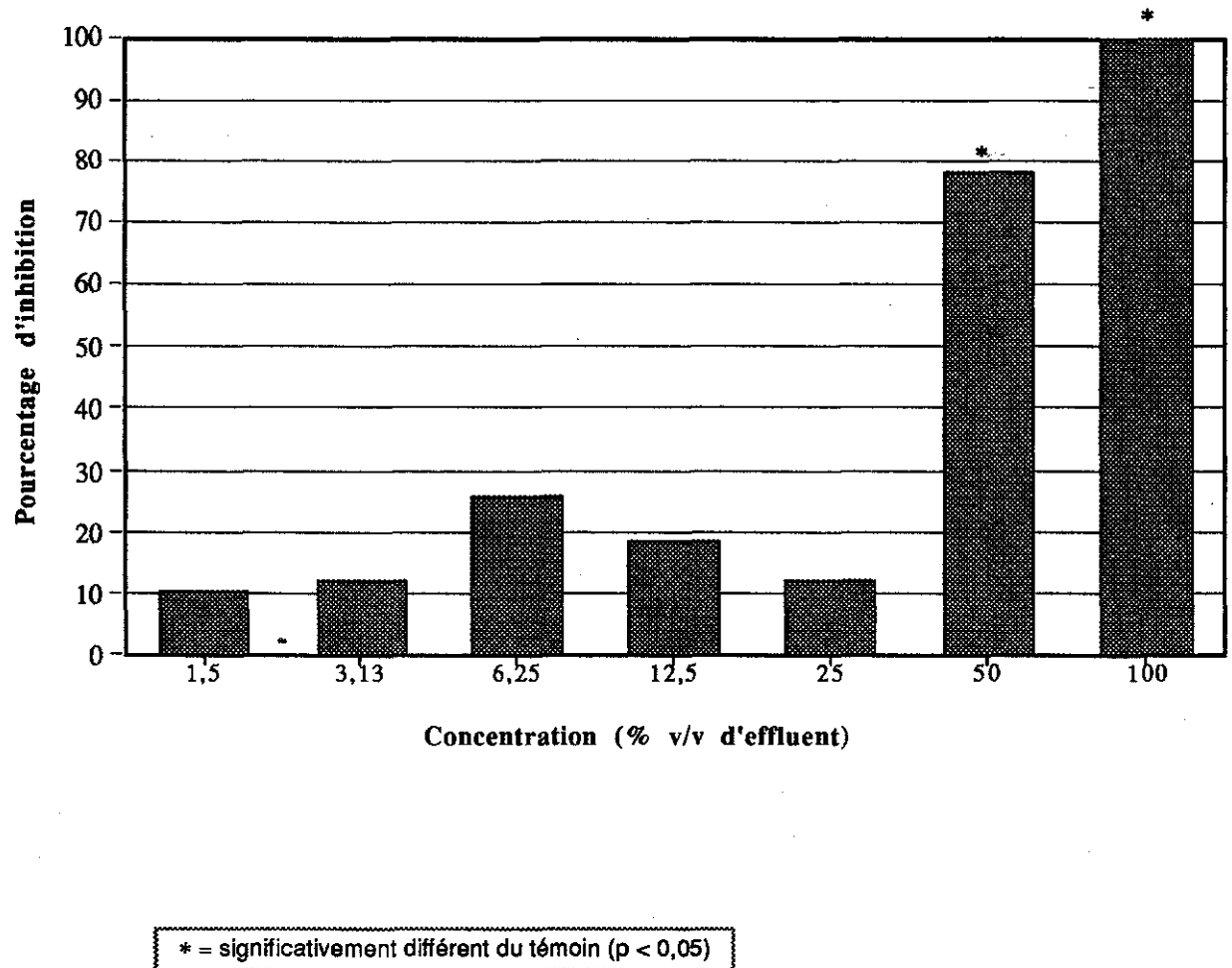
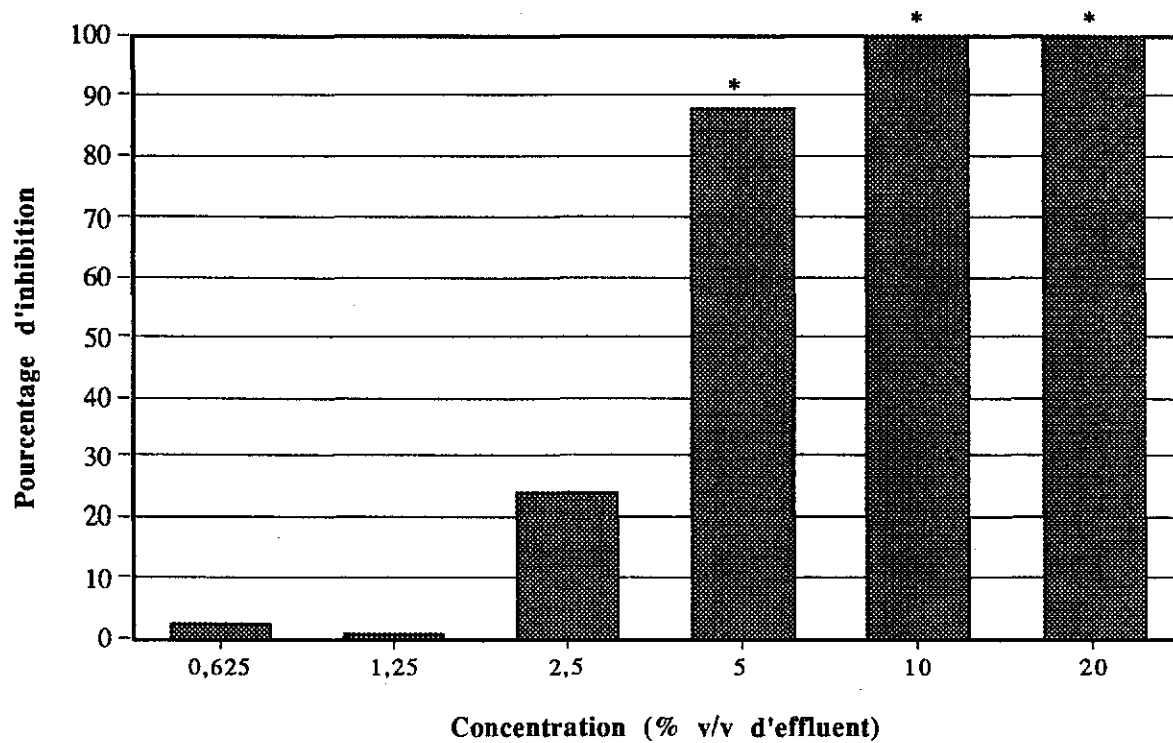


Figure 16 Inhibition de la reproduction du crustacé *Ceriodaphnia dubia* exposé à diverses concentrations d'effluent

Pratt & Whitney Canada inc.
Usine n°5 (Saint-Hubert)



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

Figure 17 *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

4.1.1.1 Poissons.- La majorité des effluents n'ont occasionné aucune létalité significative chez les Truites arc-en-ciel. Les trois exceptions concernent l'effluent de l'usine Locweld (échantillonnage de 1990 et 1992) et l'usine n° 1 (point 2) de Pratt & Whitney (tableau 2). Tous les autres effluents se sont avérés non toxiques pour les poissons. À noter cependant qu'aucun bioessai avec Truites n'a été fait pour l'effluent de l'usine Héroux.

- Une faible létalité a été enregistrée avec l'effluent de l'usine n° 1 de Pratt & Whitney. En effet, la valeur de $CL_{50-96\text{ h}}$ (concentration qui tue 50 p. 100 des Truites en 96 heures) n'est observée qu'entre la plus forte concentration testée (100 % v/v d'effluent) et la suivante (50 % v/v d'effluent), ce qui représente une valeur de 1 à 2 UT_l .

L'échantillonnage de l'usine Locweld effectué en 1990 indique aussi une faible toxicité létale (1-2 UT_l). La caractérisation chimique n'ayant pas été effectuée lors de cette évaluation de la toxicité, aucun élément de réponse ne peut être suggéré. Par contre, l'échantillonnage effectué en 1992 démontre une forte toxicité pour la Truite arc-en-ciel. En effet, la CL_{50} est comprise entre 12,5 p. 100 et 6,25 % v/v d'effluent (8 à 16 UT_l), les concentrations supérieures occasionnent 100 p. 100 de mortalité en moins de 24 h chez les organismes exposés. Par ailleurs, la caractérisation chimique de l'effluent de cette usine indique la présence de nombreux métaux. La concentration de zinc (59 mg/L) dépasse de très loin les concentrations occasionnant de la mortalité chez diverses espèces de poissons. Mance (1987) dans une revue des effets des métaux lourds sur les organismes aquatiques, rapporte que les valeurs de CL_{50} du zinc chez la Truite arc-en-ciel s'échelonnent de 0,135 à 27 mg/L; en fonction de divers paramètres analytiques (temps d'exposition, dureté, pH, forme chimique du composé, âge des poissons). D'autres métaux ont certainement contribué au phénomène de toxicité. La concentration de cuivre (0,31 mg/L) se situe dans la plage de valeurs de toxicité aiguë observées chez la Truite arc-en-ciel. Les fortes concentrations de fer (1055 mg/L) et de solides totaux (4803 mg/L) dans

l'échantillon prélevé chez Locweld en 1992 sont aussi à considérer dans le phénomène de létalité pour la Truite arc-en-ciel.

De plus, le pH de l'effluent légèrement acide (5,9), peut contribuer à augmenter la solubilisation de certains métaux (notamment le cuivre) qui peuvent alors se retrouver sous des formes plus biodisponibles pour les organismes aquatiques (Campbell et Stokes, 1985). D'un autre côté, on a observé pour le zinc que l'abaissement du pH avait plutôt tendance à diminuer la toxicité en occasionnant une compétition antagoniste entre le zinc et les ions H^+ sur les sites récepteurs des cellules (Campbell et Stokes, 1985). Néanmoins, on peut supposer que la très forte concentration de zinc a certainement contribué aux effets écotoxiques observés.

À remarquer que la première campagne d'échantillonnage complète de l'usine Locweld (1989) montre une absence totale de toxicité létale. La caractérisation chimique effectuée à ce moment-là indique certes des concentrations importantes de certains métaux (chrome, cuivre et notamment le zinc) mais qui sont dans leur ensemble inférieures à celles retrouvées lors de la campagne de septembre 1992.

La mortalité associée au bioessai avec Truites se révèle, à toutes fins pratiques, peu importante pour la majorité des usines de ces deux secteurs industriels (métallurgie et traitement de surface) comparativement à d'autres secteurs évalués précédemment (voir plus particulièrement le secteur des pâtes et papiers; Costan *et al.*, 1992). Toutefois, certains effluents s'avèrent encore létaux pour la Truite arc-en-ciel, et l'élimination des substances pouvant affecter la survie de ces poissons devrait nous préoccuper.

4.1.1.2 Crustacés.- Les bioessais réalisés avec les crustacés *Ceriodaphnia dubia* indiquent pour leur part des réponses de létalité beaucoup plus importantes. Il faut spécifier que ce test n'est pas à proprement parler un test de létalité. En effet, il sert principalement à évaluer un paramètre de sublétalité beaucoup plus sensible que la mortalité, soit l'inhibition de la reproduction. Cependant, ce bioessai nous renseigne aussi sur la létalité potentielle associée aux effluents industriels. La mortalité des femelles reproductrices est rapportée tout au long du test (Environnement Canada, 1992c), permettant alors d'analyser deux niveaux de toxicité (létale et sublétale) avec les mêmes organismes.

Ainsi, à l'exception des effluents des usines Sidbec Dosco, QIT-Fer et Titane et Locweld (1989), au moins un effluent par usine s'est révélé suffisamment toxique pour occasionner une mortalité significative chez les daphnies (tableau 2). L'intensité

des réponses s'échelonne sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 1,4 à 800 UT_{SC}). Tous les échantillons d'effluent ont permis le calcul de CL₅₀, avec des valeurs très élevées pour les effluents des usines Aciers Inoxydables Atlas (800 UT_I) et Locweld 92 (30 UT_I).

Les crustacés *Ceriodaphnia dubia* semblent donc se révéler plus aptes à détecter la toxicité associée à ce type d'effluents que les Truites arc-en-ciel. Plusieurs facteurs peuvent expliquer une part des différences de sensibilité observées. Premièrement, ces organismes appartiennent à des niveaux trophiques différents. Ils ont de plus des mécanismes d'adaptation physiologiques qui peuvent aussi différer, ainsi que des modes d'alimentation et des cycles de vie qui leur sont propres. Outre les paramètres physiologiques, les conditions expérimentales et les paramètres de mesure utilisés peuvent différer quant à leur capacité à détecter des différences significatives. Ainsi, le temps d'exposition légèrement plus court dans le bioessai avec Truites (quatre jours comparativement à sept pour le test avec crustacés) peut probablement expliquer une partie de cette différence. Par ailleurs, les tests d'hypothèses utilisés pour déterminer les valeurs de seuil toxique chez les crustacés sont généralement plus sensibles que les valeurs de CL₅₀ exprimées lors du test avec Truites. En effet, les tests statistiques de comparaisons multiples peuvent détecter une différence significative d'environ 30 p. 100 entre une concentration à tester et un témoin (Oris et Bailer, 1993). Par contre, chez la Truite arc-en-ciel, la mortalité doit être égale ou supérieure à 50 p. 100 pour que l'on rapporte un résultat de létalité (CL₅₀).

Par ailleurs, le type de substances rejetées dans ces effluents contribue certainement à expliquer une partie des différences de sensibilité observées. En effet, les crustacés sont reconnus comme étant plus sensibles à la présence de métaux que les poissons. Ainsi, Munkittrich *et al.*, (1991) dans une comparaison de la sensibilité relative de différents bioessais, mentionnent que dans les effluents à fort contenu en métaux (cuivre, chrome, cadmium, arsenic, zinc et mercure), les crustacés *Daphnia magna* et *Daphnia pulex* indiquent des réponses de toxicité généralement plus importantes que le bioessai avec Truites ou le test Microtox.

Plus particulièrement, les fortes valeurs de toxicité pour l'effluent de l'usine Aciers Inoxydables Atlas sont probablement associées, en bonne partie du moins, aux concentrations appréciables de métaux présents dans l'effluent. Ainsi, la caractérisation chimique de cette usine indique des concentrations de chrome, cuivre,

nickel et zinc supérieures aux concentrations létales observées chez plusieurs espèces de crustacés.

Dans une moindre mesure, l'effluent de l'usine Locweld (1992) montre une létalité appréciable chez *C. dubia*. La caractérisation chimique de l'effluent de cette usine montre qu'il renferme plusieurs métaux en fortes concentrations (chrome, fer, zinc). La campagne de 1990 indique une toxicité beaucoup plus importante pour les crustacés que pour la Truite arc-en-ciel. Cependant, en l'absence d'une caractérisation chimique pour cette campagne il est impossible d'évaluer quelles sont les substances potentiellement responsables de la toxicité. Les échantillons prélevés en 1989 de Locweld ne montrent aucune létalité pour les crustacés. Tel que mentionné auparavant, les concentrations de certains métaux notamment le zinc (7,1 mg/L), sont importantes; même si ces concentrations sont supérieures à la gamme de CL₅₀ chez le crustacé *D. magna* (0,068-5,3 mg/L; Mance, 1987), les formes présentes de zinc ne sont pas nécessairement biodisponibles.

Par ailleurs, deux autres effluents qui se révèlent toxiques pour les crustacés (Zinc Électrolytique-point 8 et Pratt & Whitney-usine n° 5) sont caractérisés par des concentrations importantes de métaux cadmium, cuivre, nickel, sélénium et zinc.

La majeure partie des effluents de ces secteurs à forte teneur en métaux se révèlent donc toxiques pour les crustacés. Toutefois, un effluent fait exception à la règle, celui de l'usine QIT-Fer et Titane qui malgré de fortes teneurs en métaux totaux (aluminium, cuivre et zinc; voir chapitre «résultats») n'indique aucune toxicité létale ou sublétale pour les crustacés. D'ailleurs, la majorité des bioessais effectués sur cet effluent ne révèlent aucun effet toxique important. Il est difficile d'expliquer une aussi faible toxicité en regard des fortes concentrations de métaux mesurées. On peut émettre certaines hypothèses pour expliquer ce phénomène. Il est ainsi possible que les métaux détectés - même en fortes concentrations - se retrouvent sous des formes qui ne les rendent pas biodisponibles pour les organismes, du moins pour les périodes d'exposition des bioessais. De plus, la caractérisation chimique de cette usine, indique une forte concentration de MES (1446 mg/L) qui représente environ 70 p. 100 des solides totaux. Cela suggère que la majorité des solides ne sont pas dissous dans l'eau et donc difficilement biodisponibles pour les organismes des bioessais. De plus les microbioessais (Microtox et inhibition de la croissance algale, SOS Chromotest) sont réalisés sur un échantillon filtré qui contient très peu de MES.

Cela pourrait expliquer encore là le peu de toxicité pour ces organismes. D'autres campagnes d'échantillonnage apporteraient certainement plus d'information sur ce phénomène. En effet, une seule évaluation écotoxicologique - et pour un seul échantillon - ne permet pas de bien cerner l'ensemble des phénomènes complexes qui peuvent modifier la toxicité d'un effluent industriel.

Quoi qu'il en soit, le test avec les crustacés *Ceriodaphnia dubia* s'avère dans son ensemble plus sensible que le bioessai avec Truites arc-en-ciel. Son utilisation dans le cadre d'une réglementation des rejets des secteurs de la métallurgie et du traitement de surface nous apparaît comme plus approprié pour effectuer le suivi de la toxicité potentielle de ces secteurs.

4.1.2 Subléthalité alguë

4.1.2.1 Inhibition de la bioluminescence.- Cinq échantillons sur 16 se sont révélés toxiques lors du test Microtox. Les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 1,4 à 440 UT_{sc}). Tout comme pour les tests de létalité avec Truites, les effluents recueillis à l'usine Locweld en 1990 et 1992 ainsi que l'effluent du point 2 de l'usine n° 1 de Pratt & Whitney se révèlent toxiques pour les bactéries *Photobacterium phosphoreum*. Les valeurs de toxicité pour ces deux usines s'avèrent très similaires si l'on compare les valeurs de Cl₅₀ et de CL₅₀ (tableaux 2 et 3). Le test Microtox indique aussi une légère toxicité pour deux autres échantillons d'effluent prélevés à l'usine n° 5 de Pratt & Whitney et chez Héroux. Dans les deux cas, les valeurs de seuil toxique sont relativement faibles et détectées seulement sur l'échantillon non aéré. L'aération a éliminé tout phénomène de toxicité bactérienne.

Une comparaison avec les résultats des bioessais avec Truites indique donc une bonne concordance des mesures de toxicité, malgré le peu de réponses observées pour ces deux bioessais. En effet, les trois effluents qui indiquent de la létalité avec la Truite arc-en-ciel se révèlent aussi toxiques pour les bactéries du test Microtox. L'effluent de l'usine Héroux n'ayant pas fait l'objet d'un bioessai avec Truites, toute comparaison est impossible dans ce cas. Le seul point divergent concerne l'effluent de l'usine n° 5 de Pratt & Whitney qui s'est avéré légèrement toxique lors du test Microtox mais n'a pas révélé de létalité supérieure ou égale à 50 p. 100 lors du bioessai avec Truites (malgré une légère mortalité à la plus forte concentration testée).

Tableau 2 *Sommaire des bioessais de létalité avec Truites arc-en-ciel et crustacés réalisés sur les effluents de huit usines du secteur métallurgie**

Usine et date d'échantillonnage	Truites <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>	
	CL50 (4 jours)	CL50 (7 jours)	Seuil toxique (7 jours)
Noranda (div. CCR) (Montréal-Est)			
9-10 juillet 1991	< 1	2-4	2,8
Zinc Électrolytique (Valleyfield)			
14 au 15 mai 1991			
Point 3	< 1	< 1	< 1
Point 8	< 1	11,2	11,3
Sidbec Dosco (Contrecoeur)			
23 au 24 octobre 1991	< 1	< 1	< 1
Aciers Inoxydables Atlas (Tracy)			
4 au 5 juin 92	n.d.	n.d.	n.d.
5 au 6 juin 92	n.d.	n.d.	n.d.
6 au 7 juin 92	< 1	800	800
QIT-Fer et Titane (Sorel)			
11 au 12 décembre 1991	< 1	< 1	< 1
Locweld (Candiac)			
23 au 24 février 1989	< 1	< 1	< 1
23 au 24 octobre 1990	1-2	11,5	17,5
23 au 24 septembre 1992	8-16	30	112
Héroux (Longueuil)			
12 au 13 juillet 1991	n.d.	7,4	5,7
Pratt & Whitney (Longueuil)			
4 au 5 juin 1991			
Usine n° 1, Point 1	< 1	< 1	< 1
Point 2	1-2	1,2	1,4
Pratt & Whitney (Longueuil)			
19 au 20 juillet 1991			
Usine n° 2	< 1	< 1	< 1
Usine n° 5	< 1	14,1	14,1

*Les valeurs sont en unités toxiques létales (UT)

À l'origine, le test Microtox a été développé pour évaluer la toxicité des substances chimiques pures et pour remplacer, à plus ou moins long terme, les tests avec poissons qui s'avèrent souvent longs et coûteux à réaliser (Isenberg, 1993). Il était donc important de valider et de comparer les réponses obtenues avec celles des bioessais utilisant des poissons. L'ensemble des études de validation du test Microtox a porté plus particulièrement sur la comparaison avec le bioessai utilisant les Menés tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Dans une revue portant sur le test Microtox, (Kaiser et Palabrica, 1991) indiquent une bonne corrélation entre les valeurs de CL_{50} du test Microtox et les valeurs de CL_{50} observées chez les Menés tête-de-boule, et cela sur plus de 200 substances chimiques différentes. Les auteurs mentionnent que la comparaison du test Microtox avec le bioessai avec Truite arc-en-ciel révèle une bonne corrélation entre les deux tests, malgré le nombre limité de substances pures analysées.

Plusieurs évaluations d'effluents industriels montrent aussi une bonne concordance des mesures de toxicité entre le test Microtox et le bioessai avec Truites arc-en-ciel. Ainsi Lebsack *et al.* (1981) mentionnent une corrélation significative ($r = 0,82$ $p < 0,05$) dans l'évaluation des effluents de huit raffineries de pétrole. (Bulich, 1982) indiquent, dans une évaluation de 257 effluents industriels, une concordance de 87 p. 100 entre les valeurs de CL_{50} et de CL_{50} de ces deux tests. Qureshi *et al.* (1982), dans l'analyse d'effluents municipaux, indiquent que le test Microtox donne des réponses très similaires au test avec la Truite arc-en-ciel. Strosher (1984) dans un examen de 48 échantillons de liquide 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, dans l'évaluation des effluents de 55 usines de pâtes et papiers, Blaise *et al.* (1987) ont calculé une concordance de 84 p. 100 des réponses de toxicité des deux bioessais. Plus récemment, Costan *et al.* (1992) dans l'évaluation de 13 usines de pâtes et papier du PASL, ainsi que Boudreau *et al.* (1993b) dans une évaluation de sept usines du secteur de la chimie inorganique, mentionnent eux aussi une bonne concordance des mesures de toxicité entre ces deux bioessais.

Ainsi, malgré le nombre restreint de résultats observés pour ce secteur, l'ensemble des réponses correspond assez bien avec ce qui a déjà été mentionné ailleurs. De plus, les valeurs de toxicité obtenues s'avèrent très similaires, même si l'on utilise des variables de mesure différentes (CL_{50} et CL_{50}). Dans la mesure où les

résultats du test Microtox se révèlent fortement corrélés avec les réponses du bioessai avec Truites, il pourrait donc s'avérer un bon substitut à un bioessai qui reste somme toute assez coûteux et laborieux à réaliser.

La comparaison du test Microtox avec le test utilisant les crustacés *C. dubia* révèle une moins bonne concordance des réponses. En effet, le bioessai avec crustacés indique de la toxicité pour huit échantillons sur une possibilité de 14, comparativement à cinq sur 16 pour le test Microtox (comparez les tableaux 2 et 3). Les cinq effluents qui se révèlent toxiques pour les bactéries le sont aussi pour les crustacés et les réponses obtenues sont très similaires. Cependant, le test Microtox ne s'avère pas apte à détecter de la toxicité pour aucun des échantillons prélevés à l'usine Aciers Inoxydables Atlas. Le test avec crustacés, réalisé sur l'échantillon du jour 3 seulement indique une forte toxicité létale chez ces organismes (seuil toxique = 800 UT₁). De même, l'effluent composé intégré de Noranda inc. et celui prélevé au point 8 chez Zinc Électrolytique indiquent une létalité significative chez les crustacés mais aucune inhibition de bioluminescence chez les bactéries.

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*. À noter que la majorité des études de toxicité aiguë ont été réalisées avec les crustacés *Daphnia magna* ou *Daphnia pulex* (Environnement Canada, 1990b). L'essai avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* sert principalement dans les études d'inhibition de la reproduction (toxicité sublétale chronique), 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). Malgré des variations naturelles entre les deux espèces, la mortalité chez *C. dubia* peut se comparer aux résultats rapportés pour le test de létalité avec *Daphnia magna*. Ainsi, Winner (1988) qui a comparé les résultats obtenus lors d'un essai de sept jours avec *D. magna* à ceux obtenus dans des conditions semblables avec *C. dubia*, indique des valeurs de survie similaires chez ces derniers lorsqu'ils sont 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) lors de 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. Une étude de Vasseur *et al.* (1984) portant sur 162 effluents industriels, mentionne que tous ceux qui s'avèrent toxiques pour les bactéries le sont aussi pour les crustacés *D. magna*, de plus, 12 p. 100 des échantillons qui s'étaient révélés non toxiques lors du test Microtox se sont avérés toxiques dans le test de létalité avec crustacés. Calleja *et al.* (1986) indiquent une corrélation supérieure à 90 p. 100 entre ces deux bioessais, dans des évaluations similaires. Cependant, 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 et partant du type de substances présentes. Toutefois, dans l'évaluation d'effluents industriels, les crustacés sont généralement reconnus comme plus sensibles que les bactéries du test Microtox (Bulich, 1982; Calleja *et al.*, 1986; Ankley *et al.*, 1990; Munkittrick *et al.*, 1991). Ces derniers auteurs observent que lorsque la toxicité et la complexité des effluents industriels augmentent, la corrélation entre le test Microtox et les bioessais avec daphnies, Truites arc-en-ciel et Menée tête-de-boule s'accroît et que par conséquent la variabilité diminue.

Munkittrick *et al.* (1991) mentionnent de plus que le test Microtox, reconnu pour sa bonne capacité à détecter la présence de composés organiques, ne s'avère par contre pas très sensible aux composés inorganiques. Les effluents du secteur de la métallurgie et du traitement de surface contiennent majoritairement des substances inorganiques, en particulier des métaux (voir chapitre «résultats»). Le peu de toxicité détectée avec ce bioessai suggère donc que le test Microtox, à l'instar de celui avec Truites, n'est pas des plus appropriés pour détecter la toxicité des effluents de ces secteurs. Parmi les tests de létalité et de sublétaleté aiguë, le bioessai avec les crustacés *C. dubia* apporte plus d'informations sur le potentiel toxique de ce type d'effluent. Comme on le verra plus loin, les réponses de sublétaleté chez ces mêmes crustacés (inhibition de la reproduction) s'avèrent tout aussi importantes.

Tableau 3 *Sommaire des tests de sublétaleté aiguë avec bactéries réalisés sur les effluents de 8 usines du secteur métallurgie**

Usine et date d'échantillonnage	Microtox (Photobacterium phosphoreum)			
	Cl ₅₀ (15 min)		Seuil toxique (15 min)	
	Av	Ap	Av	Ap
Noranda (div. CCR) (Montréal-Est) 9-10 juillet 1991	< 2	< 2	< 2	< 2
Zinc Électrolytique (Valleyfield) 14 au 15 mai 1991				
Point 3	< 2	< 2	< 2	< 2
Point 8	< 2	< 2	< 2	< 2
Sidbec Dosco (Contrecoeur) 23 au 24 octobre 1991	< 2	< 2	< 2	< 2
Aciers Inoxydables Atlas (Tracy) 4 au 5 juin 92	< 2	< 2	< 2	< 2
5 au 6 juin 92	< 2	< 2	< 2	< 2
6 au 7 juin 92	< 2	< 2	< 2	< 2
QIT-Fer et Titane (Sorel) 11 au 12 décembre	< 2	< 2	< 2	< 2
Locweld (Candiac) 23 au 24 février 1989	< 1	n.d.	< 1	n.d.
23 au 24 octobre 1990	< 1	< 1	1,4	< 1
23 au 24 septembre 1992	2 0	1 0	44 0	5 7
Héroux (Longueuil) 12 au 13 juillet 1991	< 2	< 2	11,3	< 2
Pratt & Whitney (Longueuil) 4 au 5 juin 1991				
Usine n° 1, Point 1	< 2	< 2	< 2	< 2
Point 2	1-2	< 2	2,8	< 2
Pratt & Whitney (Longueuil) 19 au 20 juillet 1991				
Usine n° 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Usine n° 5	1-2	< 2	2,8	< 2

* Les valeurs sont en unités toxiques sublétales aiguës (UT_{sa})

Av = Avant aération

Ap = Après aération

n.d. = Non déterminé

4.1.3 Sublétalité chronique.- Les tests de sublétalité chronique mesurent principalement des phénomènes d'inhibition de la croissance, de la reproduction ainsi que la génotoxicité. Par définition, ils se révèlent donc généralement plus sensibles que les tests de létalité ou de sublétalité aiguë.

4.1.3.1 Inhibition de la croissance algale.- Le test d'inhibition de la croissance avec l'algue *Selenastrum capricornutum* a mis en évidence un potentiel de toxicité dans la majeure partie des effluents (11 sur 16). Les valeurs de seuil toxique s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 1,4 à 180 UT_{sc}). Avant l'étape d'aération, l'inhibition de la croissance algale est observée dans huit échantillons sur 16, et après cette étape la toxicité persiste pour cinq échantillons. Trois autres échantillons d'effluent (Zinc Électrolytique-point 3, QIT-Fer et Titane et Hérroux) indiquent une légère inhibition de la croissance algale inexistante avant aération (tableau 4).

On observe donc un plus large éventail de détection d'effets toxiques potentiels avec ce bioessai qu'avec les tests de létalité ou de sublétalité aiguë. Généralement, le test avec algues se révèle un bon indicateur de la toxicité d'effluents industriels. 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 voire plus sensibles 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 que le test avec algues est aussi sensible que les autres bioessais (Costan et Bermingham, 1992) voire même plus sensible (Blaise *et al.*, 1987; Boudreau *et al.*, 1992, 1993a, 1993b). Le phytoplancton en tant que producteur primaire est par définition un maillon essentiel de la chaîne trophique. L'évaluation des atteintes potentielles pour les organismes de ce niveau justifie d'autant plus l'utilisation d'un bioessai avec algues.

Tout comme on l'a noté avec les tests de létalité, les fortes concentrations de métaux décelées sont certainement responsables d'une bonne part 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). Par ailleurs, certains métaux (cadmium, cuivre et zinc) sont utilisés depuis longtemps comme toxiques de référence lors du test en bouteille avec l'algue *S. capricornutum* (Bartlett et Rabe, 1974; Vasseur et Pandard,

1988; Thellen *et al.*, 1989; Thompson et Couture, 1990) ou en microplaque (Blaise *et al.*, 1986; Thellen *et al.*, 1989; St-Laurent et Blaise, 1994). De même, ce test a déjà été utilisé pour connaître la toxicité associée à des rejets de métaux lourds dans l'environnement (Blaise et Couture, 1984; Greene *et al.*, 1988). Ce n'est donc pas d'aujourd'hui que les algues ont démontré une sensibilité spécifique aux métaux lourds.

Les plus fortes valeurs de toxicité pour les bioessais avec algues ont été mesurées respectivement dans les effluents des usines Locweld et Aciers Inoxydables Atlas (tableau 4) qui comme indiqué auparavant, présentaient de fortes concentrations de métaux. Les concentrations de plusieurs métaux dépassent largement les valeurs de CI_{50} rapportées pour le test avec l'algue *S. capricornutum* (voir le chapitre «résultats» pour plus de détails).

Par ailleurs, la toxicité de l'effluent n'a pas diminué de façon importante après l'étape d'aération. À l'usine Locweld, la toxicité de l'effluent n'a pas changé après cinq jours d'aération. Chez Aciers Inoxydables Atlas, on note certes une diminution de la toxicité de l'effluent mais celle-ci persiste malgré tout, ce qui donne à penser qu'une part de la toxicité puisse être attribuable à la présence de métaux (non biodégradables). De plus, trois échantillons qui au départ n'étaient pas toxiques le sont devenus après cinq jours d'aération. Dans ces cas, on peut émettre l'hypothèse d'une augmentation possible 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).

Le bioessai avec algues serait, en raison de sa très grande sensibilité aux métaux, l'un des tests les plus appropriés pour évaluer les risques potentiels des effluents du secteur métallurgie et du traitement de surface.

4.1.3.2 Inhibition de la reproduction.- Le test d'inhibition de la reproduction avec le cladocère *Ceriodaphnia dubia* révèle une toxicité sublétales pour neuf effluents testés sur une possibilité de 14. Tout comme pour le bioessai avec algues, les valeurs de toxicité s'échelonnent sur trois ordres de grandeur (seuil toxique de 2,8 à 800 UT_{sc}). Les plus fortes valeurs de toxicité s'appliquent aussi aux effluents des usines Aciers Inoxydables Atlas et Locweld. On notera par ailleurs que les trois campagnes d'échantillonnage effectuées à l'usine Locweld révèlent une toxicité significative pour les crustacés.

En comparant les résultats du test d'inhibition de la reproduction avec *C. dubia* à ceux du bioessai avec *S. capricornutum*, on observe une complémentarité des résultats plutôt qu'une concordance des mesures de toxicité (tableau 4). En effet, trois effluents sur cinq qui se sont révélés non toxiques pour les crustacés ont engendré une inhibition de la croissance algale. Les deux autres (Pratt & Whitney-usine n° 1, point 1 et usine n° 2) n'ont de toute façon montré aucune toxicité jusqu'à maintenant. À l'usine Locweld, l'effluent ne s'est pas révélé toxique pour les algues lors deux premières campagnes, mais il montrait par contre une toxicité appréciable pour les crustacés.

Par ailleurs, les valeurs de toxicité ne se révèlent pas très similaires, les seuils toxiques rapportés pour les crustacés sont en général supérieurs aux résultats des bioessais avec algues excepté à l'usine Locweld. L'ensemble de ces réponses appuie donc la recommandation d'utiliser une batterie de bioessais pour permettre de mieux évaluer la toxicité potentielle des effluents industriels pour les organismes de différents niveaux trophiques. L'utilisation d'une gamme de bioessais fait d'ailleurs l'objet d'un consensus de plus en plus généralisé parmi les spécialistes (Thomas *et al.*, 1986; OECD, 1987; Sergy, 1987; Blaise *et al.*, 1988; Wang et Williams, 1988; Lewis, 1992; Johnson *et al.*, 1993).

Tout comme on l'a relevé pour les bioessais de létalité, les fortes concentrations de métaux expliquent probablement une bonne part de la toxicité observée dans le test d'inhibition de la croissance. En effet, le test d'inhibition 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 sublétaleté est généralement reconnu comme très sensible pour détecter la toxicité d'effluents industriels (Pontash *et al.*, 1989; Krzysztof *et al.*, 1992; Lewis, 1992).

La plus forte valeur de toxicité sublétaleté (seuil toxique = 800 UT_{sc}) correspond à l'effluent de l'usine Aciers Inoxydables Atlas. La caractérisation chimique de cette usine révèle, tel qu'on l'a déjà mentionné, de fortes concentrations de métaux, plus particulièrement du chrome hexavalent, du cuivre, du nickel et du zinc (voir section résultats). À noter que la valeur de seuil toxique s'avère artificiellement élevée en raison de contraintes analytiques. En effet, les deux dilutions (0,78 p. 100 et 0,02 p. 100) qui ont permis le calcul du seuil toxique sont très espacées, ce qui donne

une CMEO de 128 UT_{sc} mais une CSEO très élevée (5000 UT_{sc}). Néanmoins, la toxicité reste très importante et se situe tout de même entre 128 et 5000 UT_{sc}.

Le même patron se répète pour l'effluent de l'usine Locweld qui indique une forte toxicité létale qui masque en quelque sorte l'inhibition de la reproduction. Ici aussi les dilutions n'ont pas permis de bien séparer les deux phénomènes, la toxicité létale s'exprimant à des concentrations très faibles. On observe d'ailleurs pour cette usine une augmentation de la toxicité pour les crustacés entre la première et la troisième évaluation, parallèle à une augmentation des concentrations de métaux dans l'effluent.

En fait, pour la majorité des effluents testés, le test avec crustacés indique des valeurs similaires de létalité (CL_{50-7 j}) et de sublétalité (voir tableaux 2 et 4). Généralement, la variable d'inhibition de la reproduction s'avère plus sensible que la variable de létalité. Cependant, la toxicité des rejets liquides des secteurs de la métallurgie et du traitement de surface est très élevée et la mortalité (toxicité aiguë) masque, en quelque sorte, le phénomène d'inhibition de la reproduction. L'étalement des dilutions ne permet pas toujours de mettre en évidence le phénomène de sublétalité comme le démontre l'effluent de l'usine Atlas. Toutefois, deux échantillons d'effluent font exception : celui de l'usine Héroux se signale par une forte inhibition de la reproduction avec une faible mortalité et l'effluent de l'usine Locweld (1989) indique une inhibition de la reproduction sans mortalité significative chez les crustacés.

La majeure partie des effluents de ces deux secteurs s'avèrent donc toxiques pour les crustacés. Les consommateurs primaires sont un maillon essentiel de la chaîne alimentaire et on les retrouve dans l'ensemble des écosystèmes. Il ne faudrait donc pas négliger tout phénomène de toxicité potentielle qui pourrait affecter les organismes de ce niveau trophique. Bien que le test avec crustacés soit relativement coûteux et long (sept jours), il fournit une information non négligeable sur le risque potentiel de toxicité associé aux effluents des secteurs de la métallurgie et du traitement de surface.

Tableau 4 Sommaire des bioessais de sublétaleté chronique avec l'algue *S. capricornutum* et le crustacé *C. dubia* réalisés sur les effluents de huit usines du secteur de la métallurgie et du traitement de surface*

Usine et date d'échantillonnage	Algues <i>Selenastrum capricornutum</i>				Crustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>
	Cl ₅₀ (4 jours)		Seuil Toxique (4 jours)		Seuil Toxique (7 jours)
	Av	Ap	Av	Ap	Av
Noranda (div. CCR) (Montréal-Est) 9 au 10 juillet 1991	n.d.	n.d.	1,4	< 1	2,8
Zinc Électrolytique (Valleyfield) 14 au 15 mai 1991					
Point 3	< 1	1-2	< 1	1,4	< 1
Point 8	< 1	< 1	1,4	< 1	4 5
Sidbec Dosco (Contrecoeur) 23 au 24 octobre 1991	1,7	4,5	5,7	5,7	< 1
Aclers Inoxydables Atlas (Tracy) 4 au 5 juin 92	4-8	< 1	25,5	2,8	n.d.
5 au 6 juin 92	2 9	4-8	1 0 0	12,7	n.d.
6 au 7 juin 92	2 9	8-16	5 1	12,7	800
QIT-Fer et Titane (Sorel) 11 au 12 décembre 1991	< 1	1-2	< 1	1,4	< 1
Locweld (Candiac) 23 au 24 février 1989	< 1	n.d.	< 1	n.d.	7
23 au 24 novembre 1990	< 1	< 1	< 1	< 1	35
23 au 24 septembre 1992	125-250	125-250	180	180	110
Héroux (Longueuil) 12 au 13 juillet 1991	< 1	2-4	< 1	2,8	4 5
Pratt & Whitney (Longueuil) 4 au 5 juin 1991					
Usine n° 1, Point 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Point 2	< 1	< 1	< 1	< 1	2,8
Pratt & Whitney (Longueuil) 19 au 20 juillet 1991					
Usine n° 2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Usine n° 5	1-2	< 1	2,8	< 1	28,3

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

n.d. = Non déterminé

4.1.3.3 Génotoxicité.- Dix effluents révèlent, dans une étape ou l'autre du SOS Chromotest, une génotoxicité potentielle. Rappelons que le test se divise principalement en deux étapes : la première partie du test est réalisée sur l'échantillon tel que prélevé après une filtration. Dans la seconde étape, on ajoute à l'échantillon de l'extrait enzymatique de foie de rat (+S9) qui permet d'évaluer la présence de substances promutagènes activables seulement après une activation métabolique par des microsomes de foie de rat. Cette étape permet aussi d'évaluer la détoxification possible attribuable à ces microsomes. Ces deux échantillons sont aussi évalués après une aération de cinq jours pour estimer le phénomène de biodégradation.

La première étape du test (échantillon non aéré sans S9) indique la présence de substances génotoxiques dans six échantillons d'effluents prélevés à cinq usines, les valeurs s'échelonnant de 4,5 à 2800 U_g (tableau 5). On notera plus particulièrement les fortes valeurs de génotoxicité détectées dans l'effluent de l'usine Locweld. Après aération pendant cinq jours, on note une réduction de la génotoxicité pour quatre de ces échantillons. L'effluent de l'usine Locweld et celui prélevé le deuxième jour chez Aciers Inoxydables Atlas ne montrent aucune diminution de leur activité génotoxique. On remarquera que l'échantillon prélevé le troisième jour chez Aciers Inoxydables Atlas indique une activité génotoxique inexistante avant l'aération.

Après l'étape de bioactivation enzymatique (+S9), six échantillons d'effluent se révèlent génotoxiques; par contre la génotoxicité a disparu pour trois échantillons d'effluent (Zinc Électrolytique-point 8, Sidbec Dosco et QIT-Fer et Titane). L'effluent de l'usine n° 5 de Pratt & Whitney indique, pour sa part, une activité génotoxique inexistante avant la bioactivation. Pour l'usine Aciers Inoxydables Atlas, la génotoxicité est identique pour les trois jours d'échantillonnage. En ce qui concerne l'effluent de l'usine Locweld, la génotoxicité reste identique (2800 U_g) à celle de l'échantillon sans S9. En fait, la génotoxicité pour cette usine reste pratiquement inchangée dans les quatre étapes du test.

L'étape d'aération des échantillons avec et sans S9 diminue très peu la génotoxicité des effluents. On retrouve même, pour le point 3 de l'usine Zinc Électrolytique, une activité génotoxique qui n'avait pas été détectée sur l'échantillon non aéré principalement en raison de la toxicité de l'effluent pour les bactéries utilisés dans le test, toxicité qui empêchait l'évaluation de la génotoxicité potentielle. L'effluent de l'usine Héroux ne s'est pas révélé toxique pour les bactéries après les deux étapes d'aération de cinq jours des échantillons.

La plus forte activité génotoxique correspond à l'échantillon d'effluent prélevé à l'usine Locweld en 1992. L'effluent prélevé à cette usine en 1989 démontrait aussi une activité génotoxique détectée après l'ajout de S9 seulement (tableau 5). L'effluent recueilli en 1990 n'indique pas d'activité génotoxique significative, mais la présence de toxicité pour les bactéries pourrait masquer la détection de génotoxicité. Les résultats du SOS Chromotest conduit avec l'effluent prélevé en 1992 à l'usine Locweld indiquent une augmentation importante de la génotoxicité par rapport aux deux premières campagnes d'échantillonnage. Cela ne fait que confirmer la tendance observée avec les autres bioessais qui eux aussi indiquent une plus forte toxicité pour l'échantillon prélevé en 1992.

La génotoxicité pour les bactéries est généralement attribuable aux substances organiques présentes dans les effluents. Les caractérisations chimiques de ces usines révèlent peu de substances organiques, car les secteurs de la métallurgie et du traitement de surface rejettent majoritairement plus de métaux que de composés organiques. Comme la plupart des métaux sont reconnus comme ayant un faible potentiel génotoxique, on ne devrait pas alors observer de réponses très significatives. Cependant, certains métaux, notamment le chrome hexavalent, sont reconnus pour leur capacité à induire le mécanisme de réparation SOS chez *E. coli* (Llagostera *et al.*, 1986). Les effluents des usines Locweld et Aciers Inoxydables Atlas, par exemple, contiennent du chrome en concentration appréciable (voir chapitre «résultats»). On peut donc penser que la génotoxicité de ces secteurs serait due à des mélanges complexes de métaux qui pourraient altérer le génôme des bactéries.

Un autre secteur industriel évalué par nos laboratoires, celui de la chimie inorganique (Boudreau *et al.*, 1993b) montre des résultats similaires de génotoxicité avec une présence marquée de métaux dans la plupart des effluents. Il semblerait donc que les effluents industriels à forte teneur en métaux ont le pouvoir d'induire le mécanisme de réparation SOS chez les bactéries *E. coli* du SOS Chromotest sans que l'on puisse nécessairement attribuer ce phénomène à des substances particulières.

4.1.3.3 Mutagénicité. - Un test de mutagénicité (test de fluctuation) n'a été réalisé qu'avec l'effluent prélevé à l'usine Locweld en 1992, avec deux souches de bactéries modifiées (TA98 et TA100). La souche TA100 n'indique aucune mutation significative. Toutefois, la souche TA98 révèle la présence de substances causant des mutations

spontanées chez les bactéries *Salmonella typhimurium*, mais seulement après l'étape de bioactivation enzymatique (similaire à celle du SOS Chromotest). On notera que l'effluent prélevé en 1989 chez Locweld avait montré une activité génotoxique lors du SOS Chromotest, mais là aussi seulement après activation métabolique (+S9).

Il est intéressant de constater que les substances présentes dans l'effluent recueilli chez Locweld en 1992 se révèlent aussi mutagéniques pour les bactéries de ce test que génotoxiques pour celles du SOS Chromotest. Dans ce cas précis, les deux tests, s'accordent assez bien sur le potentiel génotoxique de cet effluent. À noter cependant qu'une réponse négative de l'un des deux tests n'invalide en rien une réponse positive avec l'autre. En effet, certaines substances avec des modes d'action spécifiques peuvent causer des mutations sans toutefois induire le mécanisme de réparation SOS (Hofnung *et al.*, 1989).

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

Cependant, la plupart des comparaisons portent sur l'analyse de substances pures, principalement organiques. L'évaluation d'effluents industriels s'avère plus complexe car les substances présentes peuvent interagir entre elles, se complexer de manière préférentielle, subir des variations de leur forme ionique en fonction du pH, etc.

Il nous apparaît alors difficile, comme pour le test de génotoxicité, de cibler les substances pouvant être la cause du phénomène de mutagénicité. En effet, tel qu'on l'a mentionné plus haut la présence d'une forte concentration de chrome dans l'effluent de l'usine Locweld peut occasionner des atteintes au génôme des bactéries

du SOS Chromotest (Llagostera *et al.*, 1986). Par ailleurs, les autres métaux présents dans l'effluent en fortes concentrations et plus particulièrement le zinc (59 mg/L), ont probablement contribué à l'apparition de bactéries mutantes. Ainsi, Houk (1992), dans une revue de littérature portant sur la génotoxicité d'effluents industriels, mentionne que l'on a détecté de la génotoxicité (mesurée avec des tests de mutagenicité principalement) dans les effluents de fonderies et d'usines métallurgiques. Les auteurs des études citées concluent que la génotoxicité serait attribuable aux ions de métaux lourds retrouvés dans les effluents à fort contenu en métaux.

On peut regretter que ce test n'ait pas été réalisé sur les autres échantillons d'effluent. Cela aurait permis de mieux cibler les plus problématiques. En effet, tout comme pour les tests de létalité et de sublétalité, on préconise de plus en plus l'utilisation d'une batterie de tests de dépistage de substances génotoxiques plutôt que l'emploi d'un seul test. Il est probable que pour les effluents industriels, l'utilisation d'au moins deux ou trois tests pourrait permettre de mieux évaluer le risque potentiel d'altération du matériel génétique des organismes vivants.

Dans sa revue sur la génotoxicité des effluents, Houk (1992), fait état des risques potentiels de mutagenicité (basé sur les résultats du test d'Ames) associés aux effluents industriels. L'auteur mentionne que parmi l'ensemble des mélanges complexes susceptibles de se retrouver dans l'environnement, les effluents industriels en raison de leur grande hétérogénéité et de leur fort potentiel de diffusion, représentent le secteur avec le plus large spectre de risques pour la santé humaine.

Les tests de dépistage de substances génotoxiques tout comme les autres bioessais utilisés dans cette évaluation n'évaluent cependant qu'un potentiel de risque associé aux effluents industriels. Ils devraient être perçus comme des indicateurs du risque potentiel que ces effluents pourraient présenter pour le milieu récepteur. C'est un premier «signal d'alarme» permettant de cibler les effluents les plus problématiques qui devraient faire l'objet d'un suivi plus poussé.

Tableau 5 Sommaire des tests de génotoxicité et de mutagénicité réalisés sur les effluents de 8 usines du secteur métallurgie*

Usine 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
Noranda, div. CCR (Montréal-Est) 9 au 10 juillet 1991	<2	< 2	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Zinc Électrolytique (Valleyfield) 14 au 15 mai 1991								
Point 3	<2 ^t	<2 ^t	<2	22,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Point 8	22,5	4,5	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sidbec Dosco (Contrecoeur) 23 au 24 octobre 1991	4,7	< 2	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aclers Inoxydables Atlas (Tracy) 4 au 5 juin 1992	4,5	<2	22,5	4,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5 au 6 juin 1992	5 0	5 0	22,5	22,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
6 au 7 juin 1992	<2	4,5	22,5	22,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
QIT-Fer et Titane (Sorel) 11 au 12 décembre 1991	5,7	<2	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Locweld (Candiac) 23 au 24 février 1989	<2	n.d.	48,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
23 au 24 novembre 1990	<2 ^t	<2 ^t	<2 ^t	<2 ^t	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
23 au 24 septembre 1992	2800	2800	2800	560	<2	112	<2	<2
Héroux (Longueuil) 12 au 13 juillet 1991	< 2 ^t	< 2	< 2 ^t	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pratt & Whitney (Longueuil) 4 au 5 juin 1991								
Usine n° 1 : Point 1	< 2	< 2	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Point 2	< 2	< 2	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pratt & Whitney (Longueuil) 19 au 20 juillet 1991								
Usine n° 2	< 2	< 2	< 2	< 2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Usine n° 5	< 2 ^t	< 2	14,1	14,1	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

t : toxicité non quantifiée pour les bactéries

n.d. = non déterminé

4.2 Classement sur l'échelle BEEP

Le BEEP (Barème d'Effets Écotoxique Potentiels, Costan *et al.*, 1993), un outil de gestion élaboré par le Centre Saint-Laurent, permet d'évaluer et de comparer les effluents industriels sur une échelle logarithmique de 0 à 10. La formule développée intègre la majorité des résultats des bioessais effectués, la persistance de la toxicité, l'étendue de l'impact toxique ainsi que le débit de chaque effluent. Cet outil d'évaluation a ainsi permis une comparaison des 49 usines ciblées par le Plan d'action Saint-Laurent.

Selon cette formule, l'usine Aciers Inoxydables Atlas avec un BEEP de 6,6 se démarque nettement des autres usines par l'intensité des effets observés. Cette usine se classe au sixième rang des usines les plus problématiques du Plan d'action Saint-Laurent (figure 18). La seconde usine en importance est Zinc Électrolytique qui occupe le 20^e rang avec un BEEP de 4,6 (qui représente la somme des valeurs calculées pour les deux effluents de cette usine [points 3 et 8]). Les trois autres usines métallurgiques Sidbec Dosco, QIT-Fer et Titane et Minéraux Noranda (Div. CCR), avec des valeurs BEEP de 4, 3,9 et 3,3 se situent respectivement au 26^e, 27^e et 35^e rang sur cette échelle. Par la suite, on retrouve en 40^e, 41^e et 46^e place, les trois usines de traitement de surface : Héroux (BEEP de 2,7), Pratt & Whitney (2,3) et Locweld (1,7).

A noter que le calcul de l'usine Locweld a porté sur l'échantillonnage fait en 1990. Les résultats indiquent peu d'effets toxiques pour les organismes utilisés lors des bioessais. C'est ce qui explique la faible valeur de BEEP (1,7) rapportée pour cette usine. L'effluent prélevé en 1992 avait une forte toxicité pour la majorité des organismes et une valeur BEEP beaucoup plus élevée (4,8). Le débit a doublé passant de 3 m³/h en 1990 à 6 m³/h en 1992, mais l'augmentation de la valeur BEEP est attribuable, en presque totalité, à la plus forte toxicité détectée en 1992.

Les huit usines de ces deux secteurs, malgré deux valeurs de toxicité importantes, ne contribuent qu'à environ 3,6 p. 100 de l'ensemble de la toxicité potentielle des 49 usines du PASL.

Nom des usines

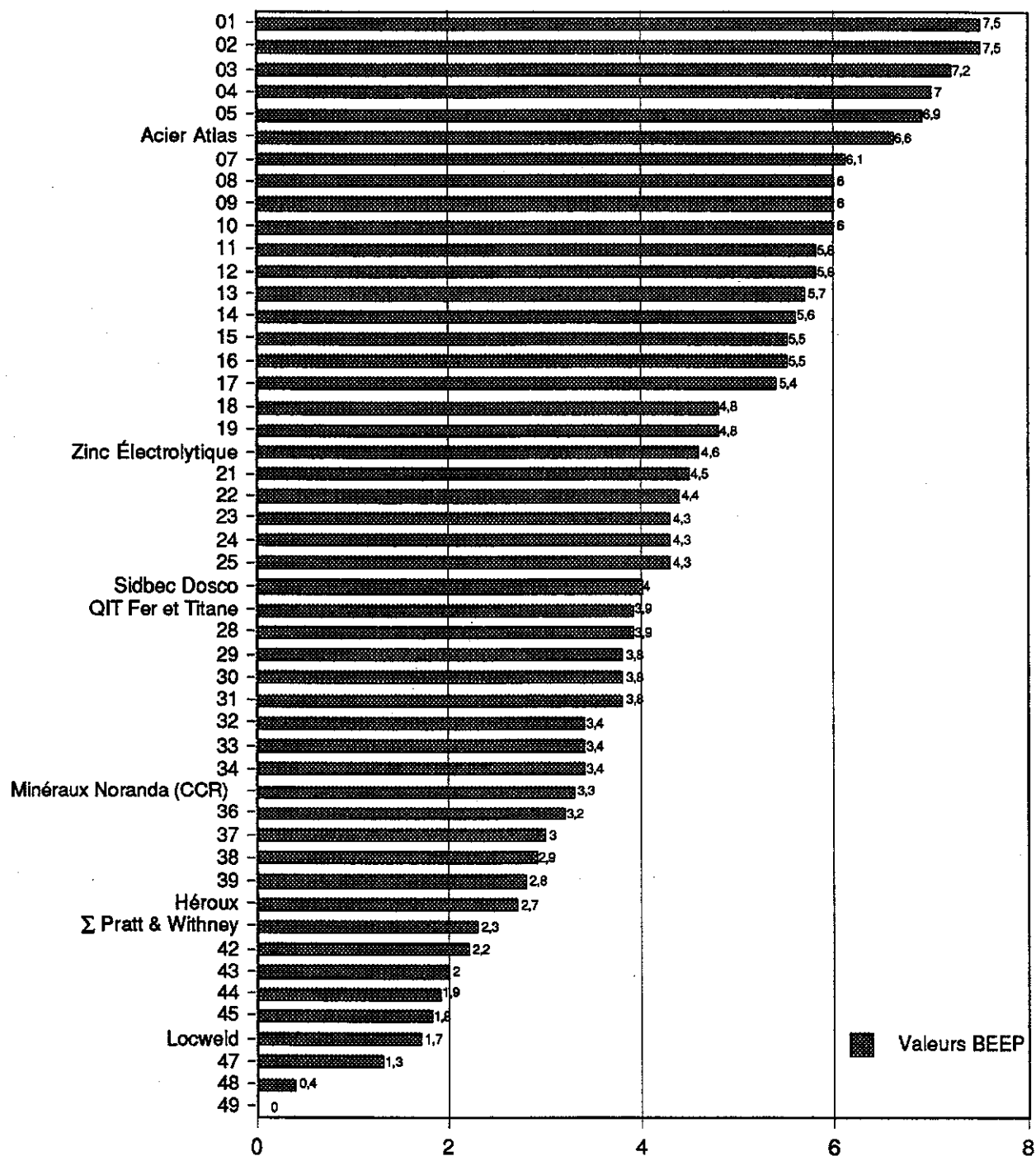


Figure 18 Classement des huit usines des secteurs de la métallurgie et du traitement de surface sur l'échelle BEEP, comparativement à l'ensemble des 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent

RÉFÉRENCES

- Ankley, G. T., G. S. Peterson, J. R. Amato et J. J. Jenson (1990). «Evaluation of sucrose as an alternative to sodium chloride in the Microtox® Assay : Comparison to fish and cladoceran tests with freshwater effluents». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 1305-1310.
- APHA, (American Public association), AWWA, (American Water Works Association), WPCF et (Water Pollution Control Federation) (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater. In APHA (Ed.), Washington, D.C., USA.
- Bartlett, L. et F. W. Rabe (1974). «Effects of copper, zinc, and cadmium on *Selenastrum capricornutum*». *Water Research*, 8 : 179-185.
- Beckman (1982). *Microtox System Operating Manual 01555879*. Carlsbad, CA, U.S.A.
- Blaise, C. (1986). «Micromethod for acute aquatic toxicity assessment using the green alga *Selenastrum capricornutum*». *Toxicity Assessment: An International Journal*, 1 : 377-385.
- Blaise, C. (1991). «Microbiotests in aquatic ecotoxicology: characteristic, utility and prospect.». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 6 : 145-155.
- Blaise, C., N. Bermingham et R. van Coillie (1985). «The integrated ecotoxicological approach to assessment of ecotoxicity». *Water Quality Bulletin*, 10 (1): 3-10.
- Blaise, C. et P. Couture (1984). «Détection à l'aide d'un bioessai (*Selenastrum capricornutum*) des répercussions d'un rejet minier sur l'environnement aquatique: toxicité ou enrichissement en substance essentielle?». *Hydrobiologia*, 114 : 39-50.
- 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.

- 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 (1993a). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de sept alumineries*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 43 pages.
- Boudreau, D., G. Costan, R. Legault et N. Bermingham (1993b). *Évaluation écotoxicologique sommaire des effluents de sept usines du secteur de la chimie inorganique*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. 67 pages.
- 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.
- Campbell, P. G. C. et P. M. Stokes (1985). «Acidification and toxicity of metals to aquatic biota». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 : 2034-2049.
- 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 pages.
- 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.

- Di Toro, D., J. A. Halden 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, Conservation et protection, région du Québec.
- 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.
- 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 (1989). *Approche intégrée pour l'évaluation écotoxicologique des rejets industriels*. Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Environnement Canada (1990a). *Évaluation écotoxicologique sommaire de l'effluent de l'usine Locweld inc. (Candiac)*. Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Environnement Canada (1990b). *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 (1990c). *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 (Groupe d'intervention du Plan d'action Saint-Laurent) (1992). *Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries visées par la Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.
- Greene, J. C., 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,
- 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., 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. Gürler et A. Basler (1988). «Evaluation of the SOS Chomotest». *Mutation research*, 203 : 81-94.
- Isenberg, D. L. (1993). «The Microtox toxicity test a developer's commantary». dans M. Richardson (éd.), *Ecotoxicology monitoring*. VCH Publisher, New York. pp. 3-15.
- Johnson, I., R. Butler, R. Milne et C. J. Redshaw (1993). «The role of Microtox in the monitoring and control of effluents». dans M. Richardson (éd.), *Ecotoxicology monitoring*. VCH Publisher, New York. pp. 17-35.

- Kaiser, K. L. E. et V. G. Palabrica (1991). «*Photobacterium phosphoreum* : Toxicity data index.». *Water Poll. Res. J. Canada*, 26 (3): 361-431.
- 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.
- Lebsack, M. E., A. E. Anderson, G. M. DeGraeve et H. L. Bergman (1981). «Comparison of bacterial luminescence and fish bioassay results for fossil-fuel process waters and phenolics constituents». dans D. R. Branson and K. L. Dickson (Eds.), *Aquatic toxicology and hazard assessment : Fourth conference*. ASTM, American society for testing and material, Philadelphia, PA. pp. 348-356.
- 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 (Lalonde, 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 pages.
- 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.
- 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, (Organisation for economic coopération and developpment) (1987). *The use of biological tests for water pollution assesment and control*. 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). 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.
- 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. et C. Blaise (1995). «A validation of microplate based algal lethality test with the help of flow cytometry». dans M. Richardson (éd.), accepté pour publication.

- 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.
- Thellen, C., C. Blaise, Y. Roy et C. Hickey (1989). «Round robin testing with the *Selenastrum capricornutum* microplate toxicity assay». *Hydrobiologia*, 188/189 : 259-268.
- 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.
- Thompson, O.-A. et P. Couture (1990). «Aspects of carbon metabolism in the recovery of *Selenastrum capricornutum* populations exposed to cadmium». *Aquatic Toxicology*, 17 : 1-14.
- 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.
- Wang, W. et J. M. Williams (1988). «Screening and biomonitoring of industrial effluents using phytotoxicity tests». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 : 645-652.
- 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.