

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE
Faculté des sciences appliquées
Département de génie civil

**IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX, TOXICITÉ ET BIODÉGRADATION
DES DÉGIVRANTS POUR AVIONS**

Thèse de doctorat es sciences appliquées
Spécialité : génie civil

Youssef SABEH

Sherbrooke (Québec), Canada

Février 1996

À ma famille, en guise de
remerciement et d'amour

SOMMAIRE

Des produits de dégivrage et d'antigivrage, dont les principaux composés sont les glycols, servent à déglacer et à empêcher la formation de glace sur les surfaces portantes des avions avant le décollage. C'est strictement pour assurer la sécurité des vols que d'importantes quantités de produits de dégivrage et d'antigivrage sont utilisées aux aéroports. Sur une période d'un an, les quantités utilisées se chiffrent à quelques centaines de milliers de litres pour un petit aéroport et à plusieurs millions de litres dans le cas d'un aéroport majeur.

Pendant les activités de dégivrage et d'antigivrage, une proportion importante du liquide utilisé ruisselle sur la surface de l'aire de dégivrage, rejoint le réseau de drainage pluvial puis aboutit dans les ruisseaux et les lacs attenants aux aéroports.

L'objectif de la présente recherche est de : 1) déterminer quel rôle jouent la température et la concentration initiale dans le processus de biodégradation des dégivrants, 2) évaluer les conditions de biodégradation des dégivrants dans une station de traitement biologique, 3) étudier la toxicité des produits de dégivrage et d'antigivrage par rapport à certaines espèces aquatiques.

Les résultats obtenus indiquent que le taux de biodégradation des dégivrants dépend de la température ainsi que du rapport entre les concentrations initiales de dégivrant et des micro-organismes (C_i/X_i). La biodégradation du dégivrant suit une cinétique de premier ordre. Le taux de biodégradation (k) mesuré à 20 ± 2 °C varie de $1,6 \text{ d}^{-1}$ pour $C_i/X_i = 0,7$ à $0,07 \text{ d}^{-1}$ lorsque $C_i/X_i = 19,5$. À 10 ± 1 °C, la valeur de k chute à $0,72$ pour un rapport C_i/X_i de $0,7$. À une température de 4 ± 1 °C, aucune différence n'a été enregistrée dans la valeur de k ($0,05 \text{ d}^{-1}$) lorsque le rapport C_i/X_i a augmenté de $1,8$ à $3,2$. Ces résultats suggèrent que la biodégradation a lieu dans des segments des cours d'eau situés loin des points de rejet. Par contre, les concentrations élevées de dégivrants aux points de rejet pourront occasionner une toxicité au biote aquatique.

Il est possible de traiter une solution de dégivrants dans une station municipale à boues activées. En effet, les dégivrants sont peu toxiques par rapport aux micro-organismes des boues activées. Les concentrations toxiques de dégivrants, pour lesquelles nous avons mesuré une réduction de 50 % du rythme de respiration des micro-organismes, sont de l'ordre de 30 % en volume. L'ajout de dégivrants aux eaux usées n'a pas eu d'impact sur le pH de l'effluent de la station mais exerce une demande additionnelle en oxygène. La présence de dégivrant dans le bioréacteur pourra retarder la nitrification et provoquer une augmentation de la croissance des bactéries filamenteuses. L'injection du dégivrant n'a pas eu d'impact négatif sur le rendement de la station d'épuration par rapport à l'enlèvement de la DBO₅, de la DCO et des MES. En général, les valeurs de la DBO₅, des MES et du phosphore de l'effluent de la station sont demeurées aux mêmes niveaux habituellement enregistrés. De plus, le dégivrant injecté n'a pas eu d'impact sensible sur la composition des boues déshydratées de la station d'épuration.

Les produits de dégivrage et d'antigivrage sont plus toxiques que les glycols qui entrent dans leur fabrication. L'algue verte *Selenastrum capricornutum* s'est avérée plus sensible que la bactérie *Photobactérium phosphoreum*. La CI₅₀-30 min de l'éthylène glycol pur à 100 % par rapport à *Photobactérium phosphoreum* est estimée à 84 780 mg/L. Les CI₅₀-30 min, pour le produit de dégivrage UCAR XL 54 et l'antigivrant UC 5.1, sont respectivement 25 752 mg/L et 5 425 mg/L. Par rapport à l'algue verte *Selenastrum capricornutum*, la CI₅₀-96 h de l'éthylène glycol pur à 100 % est évaluée à 5 412 mg/L. Ce résultat sert actuellement de base à un projet de ligne directrice d'Environnement Canada portant sur la concentration d'éthylène glycol dans le milieu aquatique. Les CI₅₀-96 h du produit de dégivrage UCAR XL 54 et des antigivrants UCAR ULTRA et UC 5.1 sont respectivement 2 575 mg/L, 2 785 mg/L et 41 mg/L.

SUMMARY

Glycol based fluids are used to deice and anti-ice aircraft surfaces before takeoff of airplane. It is strictly for security purposes that large volumes of aircraft deicers are used at airports. Hundreds of thousands of liters are used every year at small airports and millions of liters in the case of major airports. During deicing or anti-icing activities, an appreciable amount of deicing fluids mix with airport runoffs and finds its way into nearby streams and lakes.

The objectives of this research is 1) to determine the role of temperature and initial concentration of deicers on biodegradation process, 2) to evaluate the conditions of biodegradation of deicers in a municipal biological treatment plant, and 3) to study the toxicity of deicers for different aquatic species.

Results of the experiments indicate that the biodegradation rate of deicers depends on temperature and the ratio of initial concentration of deicers to microorganisms (C_i/X_i). The rate of removal of the deicing chemical follows a first-order model. Degradation rate coefficient (k) at 20 ± 2 °C varies from 1.6 d^{-1} for $C_i/X_i = 0.7$ to 0.07 d^{-1} when $C_i/X_i = 19.5$. At a temperature of 10 ± 1 °C, k decreases to 0.72 when $C_i/X_i = 0.7$. No materially different k values (0.05 d^{-1}) were recorded for the experiments at 4 ± 1 °C when C_i/X_i increased from 1.8 to 3.2. The results obtained suggest that biodegradation of deicers will take place in segments of the streams located far downward the discharge point. However, high concentrations at the discharge point could turn out to be toxic to aquatic biota.

It is possible to treat deicing fluids at a municipal biological treatment plant. Biotest shows that deicers were slightly toxic to the microorganisms of activated sludge. The toxic deicer concentration responsible for a 50 % reduction of the respiration rate is about 30 % in volume. The addition of deicing fluids did not have any impact on the pH of the treatment plant effluent; however it exerts an additional oxygen demand. The presence of

deicing fluids in the bioreactor could delay nitrification and, increases the filamentous growth. The injection of deicing fluids did not impair the treatment plant efficiency for BOD₅, COD and SS removal. Also, values of BOD₅, SS and phosphorus of the effluent were within the range usually recorded at the treatment plant. Chemical analyses demonstrate that deicing fluids did not had an impact on the dehydrated sludge.

Deicers and especially anti-icers are more toxic than pure glycol. Green algae *Selenastrum capricornutum* turns out to be more sensitive than marine bacteria *Photobacterium phosphoreum*. Inhibitory concentration IC_{50-30 min} of pure ethylene glycol for *Photobacterium phosphoreum* is estimated to 84 780 mg/L while IC_{50-30 min} of de-icing fluid UCAR XL 54 and anti-icing fluid UC 5.1 are 25 752 mg/L and 5 425 mg/L respectively. In the case of *Selenastrum capricornutum*, IC_{50-96 h} of pure ethylene glycol is estimated to 5 412 mg/L. This result is presently used by Environment Canada in the derivation of the water quality guideline on ethylene glycol. Inhibitory concentration IC_{50-96 h} of de-icing fluid UCAR XL 54 and anti-icing fluids UCAR ULTRA and UC 5.1 are 2 575 mg/L, 2 785 mg/L and 41 mg/L respectively.

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord témoigner ma reconnaissance et mes sincères remerciements à MM. Subba Narasiah et Pierre Lemieux pour leurs conseils judicieux, leur disponibilité et leur amitié. Je tiens aussi à leur manifester toute mon appréciation pour le support et la latitude qu'ils m'ont donnés dans la conduite de mes travaux de doctorat.

Je remercie sincèrement Aéroports de Montréal pour avoir appuyé et financé la majeure partie des travaux de recherche qui font l'objet de cette thèse. Mes sincères remerciements vont à MM. Jacques Auger, Jean-Marc Labelle et à M^{me} Huguette Filiatrault pour leur appui et leur support moral tout au long de ces années. J'aimerais souligner la précieuse contribution de M. Robert Hornblower lors de l'initiation du projet. Je remercie aussi Transports Canada pour avoir supporté et financé les travaux de recherche initiaux.

Sincères remerciements à mes collègues Christine Fliesen, Lyne Michaud, François Berthiaume et Martin Dorais de l'équipe Environnement d'Aéroports de Montréal pour leur appui moral et leur support technique dans différentes phases de ce travail.

Merci à l'équipe du laboratoire de génie sanitaire de l'Université de Sherbrooke et à l'équipe du laboratoire Analex inc., tout particulièrement MM. Yves Roy et Jacques Bureau pour leurs collaboration et conseils techniques.

Mes remerciements particuliers vont à M. Alain Durocher de MCR 55, avec qui j'ai eu un grand plaisir d'échanger, pour son appui et son expertise.

Merci à l'équipe de la station d'épuration de Saint-Canut pour leur assistance technique.

Je voudrais aussi remercier M^{mes} Huguette Bourret et Lise Allard pour leur assistance lors de la rédaction de cette thèse ainsi que Joan Beauchamp pour son amitié et son assistance lors de la revue finale du texte.

Un merci tout particulier à mes amis, particulièrement Normand Desprès et Nathalie Michaud, pour leur support et encouragement constant.

Finalement, je voudrais remercier les membres du jury, MM. Subba Narasiah, Pierre Lemieux, Bruce Jank, Peter Jones et Denis Nadeau, pour avoir cordialement accepté de participer à la correction de cette thèse.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	i
SUMMARY	iii
REMERCIEMENTS	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xii
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 Justification de la recherche	2
1.2 But de la recherche	3
1.3 Plan de la thèse	4
2.0 DÉGIVRAGE DES AVIONS	7
2.1 Nécessité du dégivrage	7
2.2 Propriétés aérodynamiques des dégivrants	10
2.3 Systèmes de dégivrage des avions	12
2.4 Conclusion	17
3.0 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES DÉGIVRANTS	19
3.1 Propriétés physico-chimiques	19
3.1.1 Les glycols	20
3.1.2 Les dégivrants	20
3.2 Bilan de dispersion	23
3.3 Quantités consommées	25
3.4 Mobilité, bio-accumulation et persistance dans l'environnement	26
3.5 Impacts sur la faune benthique et les poissons	30
3.6 Toxicité des dégivrants	33
3.6.1 L'éthylène glycol	34
3.6.2 Le diéthylène glycol	39
3.6.3 Les dégivrants	41
3.7 Traitements physico-chimiques des dégivrants	44
3.7.1 Oxydation humide	45
3.7.2 Ozonisation	46
3.7.3 Chloration	46
3.7.4 Adsorption	47
3.8 Biodégradation des dégivrants	48
3.9 Conclusion	54

4.0	EFFET DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i SUR LE TAUX DE BIODÉGRADATION DES DÉGIVRANTS	57
4.1	Contexte expérimental	57
4.2	Résultats et discussion	59
4.3	Conclusion	65
5.0	TRAITEMENT DE DÉGIVRANTS DANS UNE STATION D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES	66
5.1	Contexte expérimental	66
5.2	Résultats et discussion	71
5.2.1	Débits et charges traités par la station d'épuration	71
5.2.2	pH , température et oxygène dissous	74
5.2.3	Nutriments	77
5.2.4	Impacts sur la liqueur mixte	84
5.2.5	Rendement de la station d'épuration	94
5.2.6	Impact sur le milieu récepteur	97
5.2.7	Impact sur les boues déshydratées	98
5.3	Conclusion	99
6.0	TOXICITÉ DES DÉGIVRANTS PAR RAPPORT À LA TOXICITÉ DES GLYCOLS	101
6.1	Contexte expérimental	101
6.1.1	Biotest de toxicité avec la bactérie bioluminescente <i>Photobacterium phosphoreum</i>	102
6.1.2	Biotest de toxicité avec l'algue verte <i>Selenastrum capricornutum</i>	104
6.2	Résultats et discussion	104
6.2.1	Biotest de toxicité avec la bactérie bioluminescente <i>Photobacterium phosphoreum</i>	104
6.2.2	Biotest de toxicité avec l'algue verte <i>Selenastrum capricornutum</i>	107
6.3	Conclusion	109
7.0	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	111
ANNEXE I :	SOMMAIRE DES RÉSULTATS DES BIOTESTS SUR L'ÉTHYLÈNE GLYCOL, LE DIÉTHYLÈNE GLYCOL ET LES DÉGIVRANTS	114
ANNEXE II :	EFFET DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i SUR LE TAUX DE BIODÉGRADATION DES DÉGIVRANTS - RÉSULTATS DÉTAILLÉS	123
ANNEXE III :	TRAITEMENT DE DÉGIVRANT DANS UNE USINE D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES - RÉSULTATS DÉTAILLÉS	137
ANNEXE IV :	ESSAIS DE TOXICITÉ - CONDITIONS EXPÉRIMENTALES	159
BIBLIOGRAPHIE		168

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Variation du coefficient de portance en fonction du type d'accumulation	8
Figure 2.2	Dégivrage d'avion à un poste de stationnement	14
Figure 2.3	Centre de dégivrage à l'Aéroport international de Montréal - Mirabel	16
Figure 2.4	Portique de dégivrage de l'aéroport de St. Louis, Kentucky	17
Figure 3.1	Points de fusion des solutions aqueuses de glycol	19
Figure 3.2	Emplacement des sections homogènes pour l'échantillonnage du benthos et des poissons à l'aéroport international de Montréal - Dorval	31
Figure 3.3	Étapes d'oxydation chimique de l'éthylène glycol	44
Figure 3.4	Voies de dégradation de l'éthylène glycol	52
Figure 4.1	Modèle typique de la biodégradation d'un dégivrant	60
Figure 4.2	Taux de biodégradation d'un dégivrant en fonction de la température et du rapport C_i/X_i	63
Figure 5.1	Chaîne de traitement de la station d'épuration de Saint-Canut	68
Figure 5.2	Variation du débit aux points P2 et P3	71
Figure 5.3	Variation de la concentration en éthylène glycol et de la DCO totale au point d'injection (P1)	72
Figure 5.4	Variation du pH aux points P2, P3 et P6	74
Figure 5.5	Variation de la température aux points P2, P3 et P6	76
Figure 5.6	Variation du taux spécifique d'utilisation d'oxygène (TSUO)	77
Figure 5.7	Variation des rapports DBO_5 /azote à l'entrée du bioréacteur (P3)	79
Figure 5.8	Variation des concentrations en azote ammoniacal (NH_3) aux points P2, P3 et P6	80
Figure 5.9	Variation des concentrations en nitrites-nitrates (NO_2 - NO_3) aux points P2, P3 et P6	80
Figure 5.10	Variation des rapports DBO_5/P à l'entrée du bioréacteur (P3)	83
Figure 5.11	Variation des concentrations en MES et MVS dans la liqueur mixte	88
Figure 5.12	Variation du rapport MVSLM/MESLM	90
Figure 5.13	Variation du rapport aliments/masse biologique (F/M)	90
Figure 5.14	Variation de l'indice du volume des boues (IVB)	92
Figure 5.15	Variation de la DBO_5 totale aux points P2, P3 et P6	95
Figure 5.16	Variation de la DCO totale aux points P2, P3 et P6	95
Figure 5.17	Rendement du bioréacteur pour l'enlèvement de la DBO_5 , de la DCO et des MES	96

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1	CARACTÉRISTIQUES DES DÉGIVRANTS	11
TABLEAU 2.2	CARACTÉRISTIQUES DES SYSTÈMES DE DÉGIVRAGE	14
TABLEAU 3.1	PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL	21
TABLEAU 3.2	PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES PRODUITS DE DÉGIVRAGE	22
TABLEAU 3.3	PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES PRODUITS ANTIGIVRAGE	22
TABLEAU 3.4	POURCENTAGE DE GLYCOL RETRACÉ DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DE CERTAINS AÉROPORTS CANADIENS	24
TABLEAU 3.5	IMPORTANCE RELATIVE DES VOIES RESPIRATOIRES ET ALIMENTAIRES DANS L'EXPOSITION XÉNOBIOTIQUE DES MAMMIFÈRES, DES OISEAUX ET DES POISSONS	28
TABLEAU 3.6	CARACTÉRISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL	29
TABLEAU 3.7	BIODÉGRADATION DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL DANS UNE EAU DOUCE ENSEMENCÉE	49
TABLEAU 3.8	CROISSANCE DES BACTÉRIES SUR L'ÉTHYLÈNE GLYCOL COMME SEULE SOURCE DE CARBONE	50
TABLEAU 3.9	DÉGRADATION DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL PAR LES CULTURES PURES ET MIXTES	53
TABLEAU 4.1	BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT : CONDITIONS EXPÉRIMENTALES	58
TABLEAU 4.2	RAPPORT DCO/DBO ₅ DU DÉGIVRANT UCAR-ADF D	59
TABLEAU 4.3	RÉGRESSION LINÉAIRE DÉCRIVANT LA BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT	61
TABLEAU 4.4	TAUX DE BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT (UCAR-ADF D) EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i	62
TABLEAU 5.1	PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES	69
TABLEAU 5.2	VARIATION DU DÉBIT AUX POINTS P2 ET P3	72
TABLEAU 5.3	VARIATION DES CHARGES MOYENNES EN DBO ₅ ET EN DCO AUX POINTS 2 ET 3	73
TABLEAU 5.4	VARIATION DE LA CONCENTRATION DE L'OXYGÈNE DISSOUS DANS LE BASSIN D'AÉRATION N° 1	76
TABLEAU 5.5	CONCENTRATIONS DE L'AZOTE AMMONIACAL RÉSIDUEL À L'EFFLUENT (P6)	79
TABLEAU 5.6	VARIATION DE LA CONCENTRATION RÉSIDUELLES DES ORTHOPHOSPHATES À L'EFFLUENT (P6)	84
TABLEAU 5.7	RÉSULTATS DES TESTS D'INHIBITION DU TAUX DE RESPIRATION DES BACTÉRIES DES BOUES ACTIVÉES	86
TABLEAU 5.8	VARIATION DU RAPPORT F/M ET DE LA CONCENTRATION DES MES ET MVS DANS LA LIQUEUR MIXTE	89
TABLEAU 5.9	ÉCOLOGIE DES BOUES ACTIVÉES	94

TABLEAU 5.10	POURCENTAGE MOYEN D'ENLÈVEMENT DE LA DBO ₅ , DE LA DCO ET DES MES	96
TABLEAU 5.11	CONCENTRATION DE LA DBO ₅ , DES MES ET DES ORTHOPHOSPHATES DE L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION	97
TABLEAU 5.12	IMPACT DU DÉVERSEMENT CONTRÔLÉ DE DÉGIVRANT SUR LES BOUES DÉSHYDRATÉES DE LA STATION D'ÉPURATION	99
TABLEAU 6.1	RÉSULTATS DU TEST DE L'INHIBITION DE LA BIOLUMINESCENCE DE LA BACTÉRIE <i>Photobacterium phosphoreum</i>	105
TABLEAU 6.2	RÉSULTATS DU TEST DE L'INHIBITION DE LA CROISSANCE DE L'ALGUE <i>Selenastrum capricornutum</i>	107

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BPC	biphényles chlorés
- C	mesure terminale d'un biotest liée à la croissance des organismes
C_i	concentration initiale
C_e	concentration résiduelle
CE_{50}	concentration qui causerait une réduction de 50 % d'un effet précis chez les organismes exposés
CI_{50}	concentration provoquant 50 % d'inhibition d'un processus spécifique
CL_{50}	concentration létale médiane
CME0	concentration minimale à laquelle un effet est observé
CSEO	concentration sans effet observé
COT	carbone organique total
DBO_5	demande biochimique en oxygène - 5 jours
DBO_5 totale	DBO_5 de la matière organique totale ($DBO_5 t$)
DBO_5 soluble	DBO_5 de la matière organique soluble ($DBO_5 s$)
DCO	demande chimique en oxygène
DCO totale	DCO de la matière oxydable totale ($DCO t$)
DCO soluble	DCO de la matière oxydable soluble ($DCO s$)
DÉG	diéthylène glycol
DL_{50}	dose létale médiane
DTh0	demande théorique en oxygène
ÉG	éthylène glycol
F/M	aliments/micro-organismes
FBC	facteur de bioconcentration
IVB	indice de volume des boues
k	taux de réaction
K_{co}	coefficient d'adsorption
- M	mesure terminale d'un biotest liée à la mortalité des organismes
M	masse moléculaire
MES	matières en suspension
MESLM	matières en suspension dans la liqueur mixte
MVSLM	matières volatiles en suspension dans la liqueur mixte
MVS	matières volatiles en suspension
NTK	azote total (Kjeldahl)
P_{oe}	coefficient de partage n-octanol/eau
PEG	propylène glycol
P total	phosphore total
- R	mesure terminale d'un biotest liée à la reproduction des organismes
- S	mesure terminale d'un biotest liée à la survie des organismes
STC	seuil toxique de croissance
TSUO	taux spécifique d'utilisation d'oxygène
TUO	taux d'utilisation d'oxygène
X_i	concentration initiale des MVS

CHAPITRE 1

1. INTRODUCTION

Plusieurs accidents ayant entraîné la mort de centaines de personnes ont été attribués à un dégivrage inadéquat des avions avant le décollage. Des produits de dégivrage et d'antigivrage, dont les principaux composés sont les glycols, servent à déglacer et à empêcher la formation de glace sur les surfaces portantes des avions avant le décollage. L'utilisation de tels produits est nécessaire pour éviter la dégradation du profil aérodynamique des avions, lequel se trouve modifié par l'accumulation de neige ou de glace sur les ailes et le fuselage de l'aéronef.

Dans l'industrie très concurrentielle du transport aérien, la plupart des vols sont maintenus malgré des conditions météorologiques parfois défavorables. Ceci a amené les autorités compétentes à imposer une réglementation stricte de la sécurité aérienne, obligeant les pilotes à s'assurer que chaque appareil est exempt de toute accumulation avant le décollage. C'est strictement pour assurer la sécurité des vols que d'importantes quantités de produits de dégivrage et d'antigivrage sont utilisées aux aéroports. Sur une période d'un an, les quantités utilisées peuvent se chiffrer à quelques centaines de milliers de litres pour un petit aéroport et à plusieurs millions de litres dans le cas d'un aéroport majeur.

Pendant les activités de dégivrage et d'antigivrage, une proportion importante du liquide utilisé ruisselle sur la surface de l'aire de dégivrage, rejoint le réseau de drainage pluvial, puis aboutit dans les ruisseaux et les lacs attenants aux aéroports. Les rejets massifs de dégivrants¹ à base de glycol dans les cours d'eau ont un impact majeur sur l'environnement. En effet, la demande biochimique en oxygène ($DBO_5 \approx 600\ 000\ \text{mg/L}$) et

¹ Sauf lorsque spécifiquement mentionné, le terme dégivrant sera utilisé dans le texte pour désigner une combinaison de produits de dégivrage et d'antigivrage ou de glycols.

la toxicité exercées par les dégivrants sur le milieu aquatique affectent la faune et la flore du milieu récepteur et font perdre aux riverains l'usage récréatif des cours d'eaux.

Une comparaison des rejets sanitaires d'une municipalité et ceux d'un aéroport utilisant 1.33 million de litres de dégivrants par année permettra d'illustrer l'impact des rejets de ces produits dans les cours d'eau. Si, en moyenne, une personne rejette approximativement 60 g de DBO_5 par jour dans le réseau sanitaire et si les dégivrants sont utilisés en moyenne pendant 100 jours et que 75 % de ceux-ci finissent dans le système de drainage, il est aisé de calculer la contribution de l'aéroport qui équivaut, dans ce cas, à un rejet quotidien non traité d'une municipalité de 100 000 personnes.

Les concentrations de glycol retracées dans les ruisseaux des aéroports, quoi que très variables d'un site à l'autre, peuvent atteindre plusieurs milliers, voire des dizaines de milliers de mg/L. Ces concentrations dépassent les concentrations létales, affectant plus de 50 % des communautés de plusieurs espèces aquatiques et d'amphibiens susceptibles de se trouver dans ces cours d'eau.

1.1 Justification de la recherche

Reconnaissant l'impact sur l'environnement provoqué par le rejet des produits de dégivrage dans les ruisseaux, les agences de protection de l'environnement de plusieurs pays ont adopté des règlements pour limiter la quantité de glycol déversée dans ces cours d'eau. Au Canada, une ligne directrice d'Environnement Canada fixe la limite de la concentration permise de glycol dans les cours d'eau à 100 mg/L [Canada Gazette, 1994]. Plusieurs municipalités imposent des limites variant entre 15 mg/L et 60 mg/L de DBO_5 rejetée dans les eaux de surface. Récemment, des pays tels que les États-Unis, l'Allemagne et la Norvège ont exigé la mise en place de systèmes de collecte et de traitement des dégivrants lors de la construction de nouveaux aéroports.

Les concentrations de glycol retracées dans les ruisseaux des aéroports, à la suite des activités de dégivrage et d'antigivrage, atteignent souvent plusieurs milliers de mg/L.

Outre leur toxicité, ces concentrations peuvent provoquer une augmentation très sensible de la DBO₅, dépassant ainsi les normes de protection de l'environnement et mettant en péril l'équilibre de l'écosystème aquatique.

Plusieurs études, dont JANK et coll. (1973), SABEH (1991), MACDONALD et coll. (1992), SABEH et NARASIAH (1992) et AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SIMA (1995) ont été réalisées pour mesurer l'impact des produits de déglacement sur l'environnement et évaluer le potentiel de leur biodégradation et de leur toxicité. D'autres études, soit BEAK CONSULTANTS LTD. (1988), LAVALIN INC. (1987 et 1990), TRANSPORT CANADA (1990), TRANSPORTS CANADA (1992) et AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SODEXEN (1995) ont proposé certaines solutions qui permettraient une collecte efficace des produits de dégivrage dans le but de les recycler ou de les traiter.

Ces études ont grandement contribué à la compréhension des problèmes causés par les rejets des glycols dans l'environnement. De plus, elles ont bien établi les limites et les restrictions de l'application des solutions proposées en milieu aéroportuaire. L'évaluation du potentiel de biodégradation des dégivrants, faite jusqu'à présent, s'est souvent limitée à l'étude des principaux composés des dégivrants, en l'occurrence l'éthylène glycol (ÉG) et le diéthylène glycol (DÉG). Ces évaluations ont toutes été réalisées en laboratoire sans qu'une validation à l'échelle réelle ne soit effectuée. Plusieurs études rapportées par MACDONALD et ses collaborateurs (1992a) ont suggéré que la toxicité des dégivrants était plus importante que celle des glycols purs. Malgré cela, l'évaluation de la toxicité des dégivrants repose souvent sur des résultats d'essais menés en laboratoire sur l'éthylène glycol, le diéthylène glycol et le propylène glycol.

1.2 But de la recherche

Quel rôle jouent la température et la concentration initiale dans le processus de biodégradation des dégivrants ? Quelles sont les conditions de la biodégradation des dégivrants dans une station de traitement biologique ? Quelle est la toxicité des produits de

dégivrage et d'antigivrage par rapport à celle des glycols ? Telles sont les questions auxquelles la présente recherche tente de répondre.

1.3 Plan de la thèse

La présente thèse est divisée en deux grandes parties. Tout d'abord, les deux premiers chapitres présentent la problématique du dégivrage des avions, les effets aérodynamiques des accumulations sur les surfaces portantes des avions et la nécessité du dégivrage des avions. Le Chapitre 3 se consacre à la revue des impacts environnementaux des dégivrants et de leurs constituants. Cette évaluation inclut une revue de la toxicité ainsi que les traitements physico-chimiques et la biodégradation des dégivrants.

La deuxième partie est consacrée à l'expérimentation où trois expériences qui traitent des impacts environnementaux (Chapitre 4), du traitement biologique (Chapitre 5) et de la toxicité des dégivrants (Chapitre 6) y sont exposées. Le cadre expérimental, les résultats et l'analyse de chacune d'elles y sont discutés.

La première expérience, présentée au chapitre 4, traite des effets de la température et du rapport C_i/X_i sur le taux de biodégradation des dégivrants. Les résultats permettront de mieux cerner l'impact des rejets de dégivrants sur la disponibilité de l'oxygène dans les cours d'eau. L'expérience permettra de vérifier l'hypothèse suivante : si la basse température de l'eau pendant les opérations de dégivrage réduit la vitesse de l'activité bactérienne, la DBO qui s'exerce sur le cours d'eau sera très faible. La vérification de cette hypothèse permettra d'identifier les impacts causés par les dégivrants susceptibles d'être ressentis à des moments différents en fonction de la température et dans des sections distinctes du cours d'eau en fonction de la concentration.

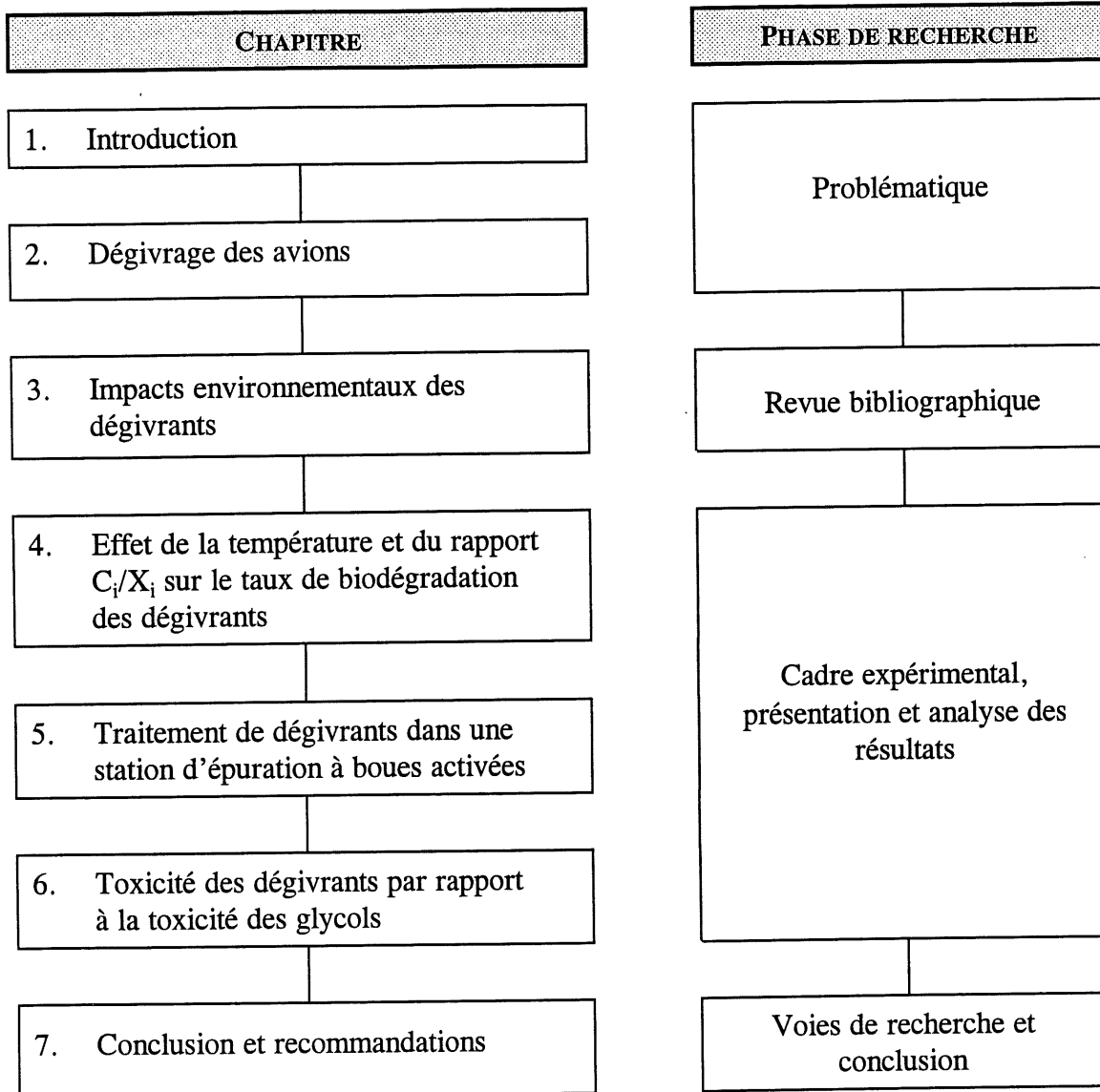
L'objectif de l'expérience présentée au Chapitre 5 est d'évaluer la possibilité de traitement d'un dégivrant dans une station d'épuration biologique. Elle permet de mesurer l'impact d'un ajout de dégivrant sur le taux d'enlèvement de la DCO, de l'azote et du phosphore. Les résultats de l'expérience permettront aussi d'évaluer l'impact de l'ajout de

glycol sur la liqueur mixte et la faune des boues activées, notamment les bactéries filamenteuses. Ce chapitre présente aussi un essai de toxicité des dégivrants sur les micro-organismes des boues activées de façon à établir les concentrations inhibitrices pour le traitement biologique aérobie.

Le Chapitre 6 présente une expérience qui porte sur la toxicité des dégivrants et des glycols sur des espèces qui se situent à la base de la chaîne alimentaire aquatique, en l'occurrence les bactéries et les algues. Deux essais ont été réalisés sur des espèces aquatiques : une bactérie (*Photobacterium phosphoreum*) et une algue verte (*Selenastrum capricornutum*). Les résultats permettront d'évaluer la toxicité des mélanges formant les liquides dégivrants et antigivrants pour avions par rapport à celle des glycols. Par comparaison aux mélanges d'éthylène glycol - eau et d'éthylène glycol - diéthylène glycol - eau, nous pourrions déduire la contribution à la toxicité des additifs faisant partie de produits commerciaux

En conclusion, une analyse globale de la recherche sera effectuée et de nouvelles voies de recherche qui permettraient d'éclaircir certains aspects non couverts par la présente recherche figureront au Chapitre 7.

Schématiquement, le plan de la recherche se présente de la façon suivante :



CHAPITRE 2

2. DÉGIVRAGE DES AVIONS

2.1 Nécessité du dégivrage

Au début des années 40 les avions devaient rester cloués au sol lorsque les conditions météorologiques étaient défavorables. Les années 50 ont vu une augmentation du trafic aérien et une grande amélioration des appareils de navigation aérienne. C'est déjà l'aube de l'ère des communications, où l'avion doit décoller quand c'est nécessaire et non pas quand c'est possible. Dès lors, les avionneurs, les sociétés aériennes et les autorités aéroportuaires se sont mis à l'oeuvre pour mettre au point des systèmes et des procédures permettant de répondre aux exigences croissantes du monde de l'aviation et d'assurer une navigation sécuritaire dans les conditions les plus défavorables. Des systèmes perfectionnés d'aide à la navigation sont alors installés dans les avions et les tours de contrôle sont dotées de dispositifs capables de mieux diriger le trafic. La mise en place de systèmes de guidage et d'assistance à la navigation permet aux avions de se classer parmi les moyens de transport les plus sécuritaires.

Toutefois, dans certaines conditions météorologiques, notamment lors de la formation de glace sur les ailes et le fuselage de l'avion, il est impératif de déglacer l'aéronef pour en assurer le décollage sécuritaire. En effet, l'accumulation de glace, de neige ou de givre sur les surfaces portantes d'un avion affecte ses performances pendant toutes les phases du vol et plus particulièrement lors du décollage. Ces accumulations peuvent avoir des conséquences importantes sur les performances de l'avion [DOLE, 1981]. Elles se résument comme suit :

- La capacité portante des surfaces diminue à cause du changement dans le profil aérodynamique. En effet, tel qu'illustré à la Figure 2.1, le coefficient de portance,

mesurant l'efficacité du profil à produire la portance, diminue dramatiquement en présence d'une couche de glace.

- La rugosité accrue des surfaces contribue à l'augmentation de la traînée. L'effet combiné d'une portance réduite et d'une traînée accrue requiert une plus grande poussée pour réussir le décollage, ce qui augmente le risque de décrochage. Cette situation est surtout dangereuse à l'atterrissage et au décollage en raison du manque d'altitude nécessaire aux manoeuvres de récupération.
- L'accumulation de glace, de neige ou de givre provoque une augmentation importante du poids de l'avion, ce qui nécessite plus de portance au décollage. En outre, les accumulations qui se déposent dans les espaces de débattement des gouvernes et du train d'atterrissage peuvent rendre l'aéronef incontrôlable.

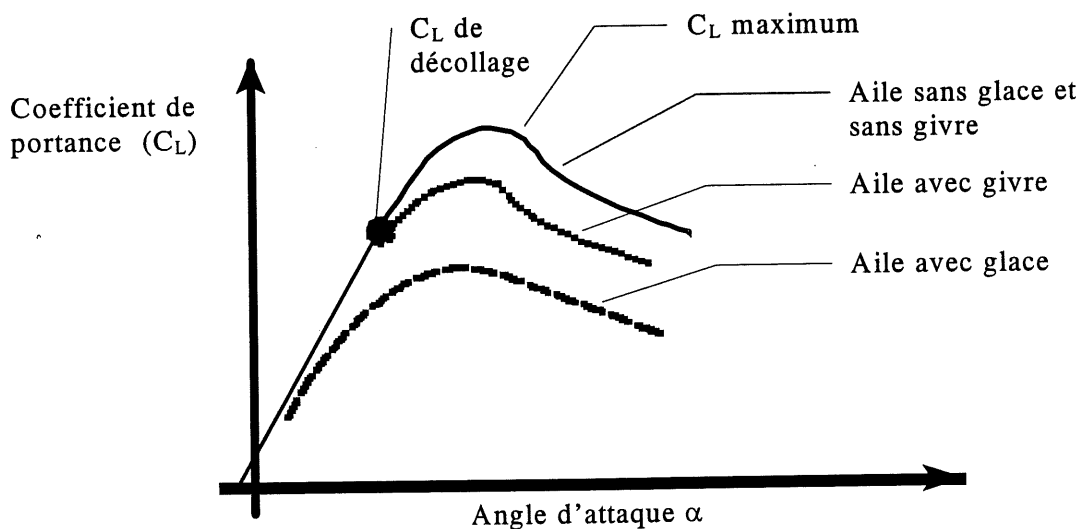


Figure 2.1 Variation du coefficient de portance en fonction du type d'accumulation

Le type d'accumulation sur l'avion est un élément important dans la prévision des pertes de la performance. Si l'effet d'une accumulation non-uniforme de glace sur les ailes de l'avion est considéré important, il l'est beaucoup moins lorsqu'il s'agit de l'accumulation

d'une couche uniforme de givre (Figure 2.1). Toutefois, cette couche uniforme augmente la rugosité de l'aile, ce qui provoque un accroissement de la traînée et, par le fait même, le décrochage à faible angle d'attaque. Par ailleurs, BRAGG et coll. (1986) ont clairement démontré que le coefficient de portance diminue de façon considérable selon l'augmentation de la rugosité du profil aérodynamique. On estime qu'une épaisseur de 2,5 mm de givre, distribuée uniformément sur l'avion, augmente la vitesse de décrochage de 35 %; une distance de piste près de deux fois plus longue est alors requise pour effectuer un décollage réussi.

Pour la période de 1977 à mars 1992, le *National Transportation Safety Board* des États-Unis a rapporté 127 accidents fatals reliés au givrage des avions qui ont entraîné la mort de 496 personnes. Le 13 janvier 1982, l'écrasement d'un appareil Boeing 737 d'Air Florida, peu de temps après son décollage de l'Aéroport National de Washington, illustre les conséquences dramatiques d'un mauvais dégivrage de l'avion. Cet accident a causé la mort de 74 passagers et membres d'équipage et de 4 occupants d'une voiture lorsque l'appareil a heurté un pont dans sa chute [TRANSPORT CANADA, 1985a]. Deux accidents récents impliquant des avions de type Fokker 28, le premier en 1984 à Dryden en Ontario et le second en 1992 à l'aéroport de La Guardia à New York, ont provoqué la mort de 52 personnes. Ces accidents ont entraîné la révision complète des manoeuvres de dégivrage au Canada [MOSHANSKY, 1992] et aux États-Unis [FITZGERALD, 1992].

Il faut noter que le glaçage des aéronefs affecte leurs performances à tous les stades du vol, du décollage à l'atterrissage. Les avions sont cependant munis de divers systèmes d'antigivrage capables d'empêcher la formation de glace en vol [DABROWSKI, 1978, FÉMINIER, 1982].

Au sol, les avions sont habituellement dégivrés à l'aide de produits à base de glycol. Ces produits ont le double avantage d'être efficaces à basse température et peu corrosifs. Récemment, la *National Aeronautics and Space Administration* des États-Unis (NASA) s'est penchée sur une formulation d'un dégivrant qui ne contient pas de glycol [HASLIM et

ZUK, 1994]. L'étude a démontré qu'il n'y avait, du point de vue environnemental, aucun avantage à utiliser ce nouveau produit. L'énergie thermique peut aussi être utilisée dans le dégivrage au sol [JANE'S AIRPORT REVIEW, 1995]. Cependant, compte tenu des considérations économiques et opérationnelles, la presque totalité des activités de dégivrage sont encore effectuées à l'aide de liquides à base de glycols.

2.2 Propriétés aérodynamiques des dégivrants

Il a été clairement démontré que l'accumulation de précipitations sur les surfaces portantes de l'avion diminue ses performances de manière sensible. Il est donc essentiel de dégivrer l'avion avant le décollage. Que ces accumulations soient solides ou liquides, elles provoqueront toutes un impact négatif sur les performances de l'avion dans la mesure où elles auront contribué à modifier le profil aérodynamique des surfaces portantes. Il est donc approprié d'étudier l'effet aérodynamique produit par les dégivrants sur les avions.

Il existe deux grandes catégories de produits à base de glycol :

- les produits de déglacage ou de dégivrage (type I), utilisés pour l'enlèvement de la neige ou de la glace déposée sur l'avion;
- les produits d'antigivrage (type II), appliqués sur les avions préalablement déglacés ou exempts d'accumulations, dans le but d'en prévenir le reglaçage dans certaines conditions météorologiques extrêmes.

Les deux types de dégivrants se composent d'un mélange de glycols et d'eau, additionné de produits épaississants, d'agents mouillants, d'inhibiteurs de corrosion et de colorants. Outre la différence au niveau du pourcentage de glycol qui entre dans leur fabrication, la principale différence entre les deux types de dégivrants se situe au niveau de leur teneur en produits épaississants. Cette teneur, nettement plus élevée dans les produits antigivrants, assure une plus longue période de protection contre le reglaçage des avions [AEA, 1991 et TRANSPORTS CANADA, 1995]. Le Tableau 2.1 présente les principales caractéristiques des dégivrants de types I et II.

TABLEAU 2.1

CARACTÉRISTIQUES DES DÉGIVRANTS

TYPE I : DÉGIVRANT	TYPE II : ANTIGIVRANT
Contient peu d'épaississant	Liquide épaissi
Liquide newtonien, sa viscosité est fonction de la température	Liquide non-newtonien, sa viscosité est fonction des contraintes de cisaillement et de la température
Offre une protection limitée contre le regivrage	Offre une bonne capacité d'antigivrage

Il est important de faire la distinction entre les deux types de liquides car leur comportement dynamique est fondamentalement différent. En effet, le produit de dégivrage (type I) consiste en un liquide non visqueux qui s'étale et glisse sur les surfaces d'application, assurant une courte période de protection contre le regivrage de l'avion. Pendant les activités de déglacage, le produit de dégivrage est chauffé jusqu'à 80 °C, puis appliqué sur la surface des avions à l'aide de lances. L'antigivrant (type II) est, pour sa part, un liquide pseudo-plastique qui, une fois appliqué sur le fuselage et les ailes des appareils, forme une couche protectrice assurant une plus longue période de protection contre le regivrage de l'avion. L'antigivrant est appliqué à froid, à l'aide de lances dotées de pompes à bas taux de cisaillement, pour conserver l'intégrité de ses propriétés dynamiques.

En principe, les liquides antigivrants sont formulés de façon à ne pas affecter le profil aérodynamique de l'avion. Le liquide s'enlève lorsque sa viscosité diminue sous l'effet des contraintes accrues de cisaillement sur les surfaces de l'avion au décollage. Toutefois, les résultats de recherches, menées par la compagnie Boeing en 1982 et par l'Institut Von Karman en 1984 [MAYER et coll., 1986, AEA, 1991], démontrent une dégradation mesurable des capacités aérodynamiques des avions lorsque couverts d'une pellicule de liquide antigivrant. En effet, des expériences conduites en soufflerie sur un profil d'aile sur lequel a été appliquée une couche d'antigivrant montrent que le liquide se détache au décollage, du bord d'attaque au bord de fuite de l'aile. Les chercheurs ont constaté que peu

de liquide avait atteint le bord de fuite de l'aile, même lors de la rotation. Les mesures en soufflerie indiquent une perte de portance de 10 %, accompagnée d'une augmentation de 7 % de la traînée, lorsque l'épaisseur initiale de la couche d'antigivrant sur le profil était de 0,9 mm. D'autres travaux de recherche ont été conjointement effectués par l'avionneur Boeing, la NASA et l'*Association of European Airlines* (AEA) [RUNYAN et coll., 1989 et HILL et ZIERTEN, 1991]. Le programme expérimental comprenait des essais en vol sur un Boeing 737-200 et des essais en soufflerie avec plusieurs produits dégivrants et antigivrants, commerciaux et expérimentaux. Les conclusions de ces études peuvent être résumées de la façon suivante :

- les fluides dégivrants et antigivrants testés provoquent tous une perte mesurable de la portance, en fonction de la température et de leur dilution;
- l'effet des fluides sur l'aérodynamisme dépend de la configuration du profil;
- des traces de liquides demeurent sur l'aile, même après la rotation;
- les effets aérodynamiques dépendent de la composition et de la fabrication des fluides et varient donc d'un liquide à l'autre.

Il est important de souligner que, même si les liquides dégivrants et plus particulièrement les antigivrants provoquent une diminution mesurable des performances de l'avion, la diminution des performances due à une couche de glace et le risque d'accident associé sont considérablement plus grands si cette couche n'est pas enlevée préalablement au décollage.

2.3 Systèmes de dégivrage des avions

La présente revue s'applique aux systèmes de dégivrage avec liquides dégivrants, lesquels représentent la très grande majorité des systèmes actuellement utilisés. Des systèmes de dégivrage à air chaud et thermique sont en développement mais leur utilisation n'est pas significative à l'heure actuelle.

La compréhension des différents systèmes de dégivrage des avions est une étape importante dans la mise en place d'une méthode de dégivrage alliant les préoccupations opérationnelles et environnementales. Le système de dégivrage est un intrant important dans l'établissement d'un bilan de dispersion des produits de dégivrage dans l'environnement. En effet, le système de dégivrage employé influence le volume et la concentration du dégivrant rejeté dans l'environnement. Par le fait même, il constitue un élément déterminant quant au choix du procédé de traitement ou de recyclage du produit. Selon leur emplacement et leur système de collecte des effluents, il existe trois systèmes de dégivrage d'avions :

- le dégivrage aux postes de stationnement des avions;
- le dégivrage centralisé;
- le dégivrage en bout de piste.

En général, les aéroports adoptent l'un ou l'autre de ces systèmes pour dégivrer les avions. Il n'est pas exclu cependant que certains aéroports adoptent une combinaison de ces systèmes. À titre d'exemple, l'aéroport de Munich emploie le dégivrage en bout de piste et le dégivrage centralisé. Les liquides à haute concentration provenant du système de dégivrage en bout de piste sont recyclés, certifiés et réutilisés pour le dégivrage des avions. Pour sa part, le Terminal 3 de l'Aéroport Lester B. Pearson de Toronto a opté pour le dégivrage aux postes de stationnement. Les activités de dégivrage aux Terminaux 1 et 2 s'effectuent à des centres de dégivrage dédiés. Dans ce cas précis, l'aéroport a adopté deux approches différentes pour traiter les effluents des activités de dégivrage en fonction de leur provenance. En effet, les effluents plutôt concentrés provenant des centres de dégivrage sont, en partie, recyclés et exploités sur le marché des solvants. Les liquides fortement dilués en provenance des postes de stationnement sont dirigés vers un bassin d'égalisation pour ensuite être déversés à débit contrôlé à l'égout sanitaire [Transport Canada, 1995]. Cet exemple met en évidence l'importance de la relation entre le système de dégivrage et le type de traitement de l'effluent.

Qualitativement, ces trois systèmes de dégivrage peuvent être différenciés selon l'effluent généré à partir de trois paramètres : le volume de l'effluent contaminé qu'ils génèrent, la concentration de cet effluent et la flexibilité opérationnelle du système de dégivrage. Les caractéristiques des différents systèmes de dégivrage sont résumées au Tableau 2.2.

TABLEAU 2.2 CARACTÉRISTIQUES DES SYSTÈMES DE DÉGIVRAGE

Caractéristiques	Postes de stationnement	Centre de dégivrage	En bout de piste
Volume des effluents	+++	++	+
Concentration des effluents	+	++	+++
Flexibilité opérationnelle	+++	++	+

Légende:

Élevé : +++

Moyen : ++

Faible : +

Le dégivrage aux postes de stationnement des avions demeure le système actuellement le plus utilisé aux aéroports. Il consiste à arroser l'avion, en stationnement, à l'aide d'une lance reliée à un camion-citerne contenant le liquide dégivrant ou anti-givrant.



Figure 2.2 Dégivrage d'avion à un poste de stationnement

Un tel système génère un volume considérable d'effluent de faible concentration, puisque le produit de dégivrage se mélange avec les précipitations ou avec les eaux de fonte de neige avant d'atteindre le système de drainage ou de collecte. Par contre, il a l'avantage d'assurer une grande flexibilité opérationnelle puisque le dégivrage peut s'effectuer à tous les postes de stationnement pendant que l'équipage complète les préparatifs du vol. Cependant, il est à prévoir que des congestions auront lieu pendant les opérations de dégivrage importantes à cause de la réduction de la capacité de lancement des pistes et des perturbations du réseau aéroportuaire régional [APS, 1992 et NORR, 1994].

Tout comme le dégivrage aux postes de stationnement, le dégivrage centralisé est effectué à l'aide de camions-citernes contenant les dégivrants. Sa particularité réside dans le fait que le dégivrage est effectué sur une aire spécialement conçue pour les manoeuvres de déglacage. L'aire peut habituellement accueillir plusieurs avions à la fois. Cette aire comprend un système de drainage particulier, capable de collecter les effluents contaminés dans un bassin tout en limitant l'apport des précipitations. À titre d'exemple, ce système existe aux aéroports de Mirabel à Montréal, de Denver aux États-Unis et d'Oslo-Fornebu en Norvège.

Ce système de dégivrage offre un certain degré de flexibilité, en plus de générer un volume restreint d'effluents à concentration assez élevée. En plus, il permet de réduire la congestion pendant les opérations majeures de dégivrage puisqu'il sert de régulateur en équilibrant la capacité du dégivrage à la capacité de lancement des pistes [SABEH et HORNBLLOWER, 1993].

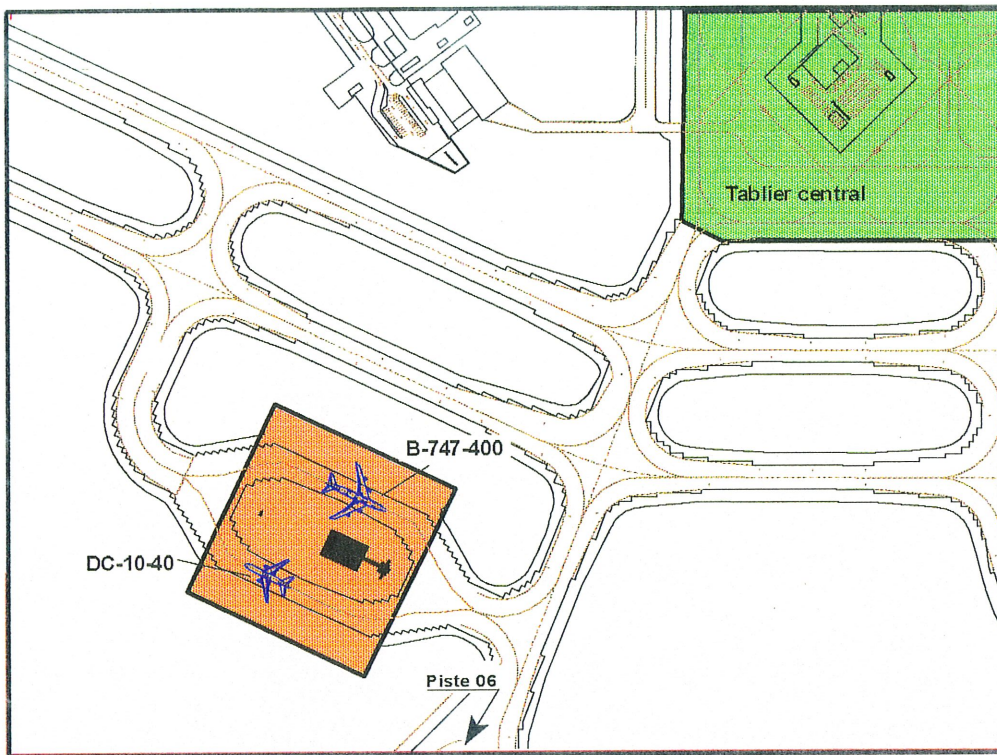


Figure 2.3 Centre de dégivrage à l'Aéroport international de Montréal - Mirabel

Le dernier système présenté est celui du dégivrage en bout de piste. Il nécessite habituellement que l'avion se stationne sous un portique mobile muni de buses d'où giclent les produits de dégivrage. La structure se déplace pour couvrir l'appareil au complet. L'opération s'effectue sur une surface drainée, située en début de piste, qui permet de recueillir les liquides de dégivrage à forte concentration dans un bassin de collecte. Ce système présente un net avantage sur les deux systèmes précédents quant au volume de liquide récupéré, beaucoup moindre et plus concentré en glycol. En outre, le portique de dégivrage étant situé en bout de piste, il permet de diminuer considérablement l'usage d'antigivrants coûteux (TYPE II). Cependant, il offre peu de flexibilité opérationnelle puisqu'il commande l'accès à la piste et peut engendrer des lignes d'attente qui réduisent la capacité de lancement de l'aéroport.

Cette méthode est utilisée à trois aéroports : Lulëa en Suède, Munich en Allemagne et St. Louis, Kentucky aux États-Unis [TRANSPORT CANADA, 1990 et SABEH, 1992].

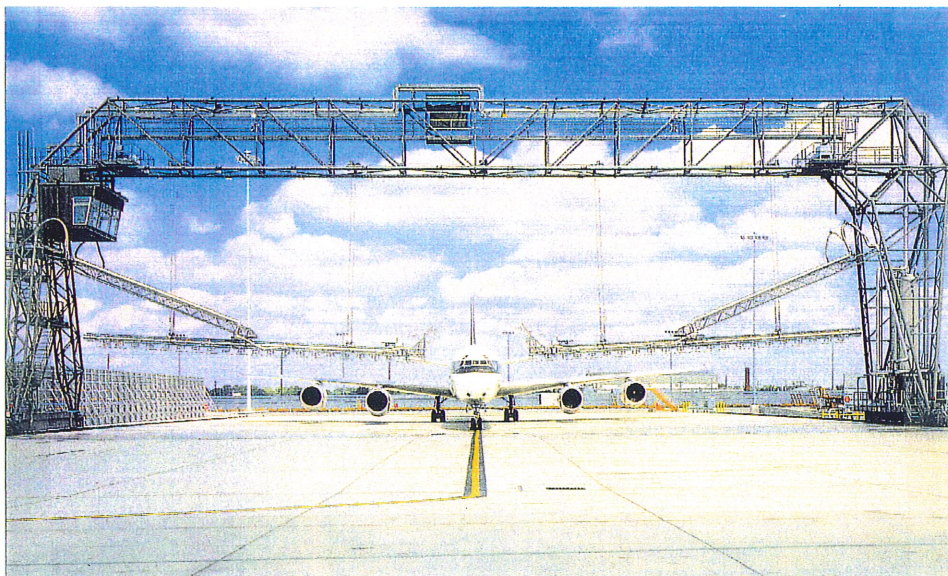


Figure 2.4 Portique de dégivrage de l'aéroport de St. Louis, Kentucky

2.4 Conclusion

L'impact du givrage sur les performances aérodynamiques de l'avion est important. La modification du profil aérodynamique, causée par la présence d'une couche de glace sur les surfaces portantes de l'avion, se traduit par une augmentation de la traînée accompagnée par une baisse de la portance. Cette détérioration des performances de l'appareil augmente le risque de décrochage pendant le décollage et peut causer plusieurs accidents graves entraînant la perte de vies humaines.

L'application des produits dégivrants et antigivrants sur les avions cause, elle aussi, une diminution mesurable des performances de l'appareil. L'effet aérodynamique des antigivrants (TYPE II), conçus pour assurer une plus longue durée de la protection contre le risque de re-givrage, est beaucoup plus important. Ceci est dû à leur plus grande viscosité qui les empêche, sous certaines conditions, de se détacher complètement au décollage. La diminution des performances de l'avion, causée par les produits de dégivrage et

antigivrage, est beaucoup moindre lorsqu'elle est comparée à celle causée par les précipitations de neige ou de verglas. Il est donc essentiel de s'assurer que l'avion est exempt de toute formation de givre sur les surfaces portantes avant le décollage.

La méthode de dégivrage des avions a un impact considérable, aussi bien sur les opérations aéroportuaires que sur la quantité et la concentration du glycol rejeté dans l'environnement. Elle joue un rôle déterminant dans l'établissement d'un bilan de dispersion des produits de dégivrage dans l'environnement et constitue, par le fait même, un élément capital dans le choix du procédé de traitement ou de recyclage du produit.

CHAPITRE 3

3. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES DÉGIVRANTS

Pour évaluer l'impact des dégivrants sur l'environnement, on doit en connaître les caractéristiques physico-chimiques et biologiques, les quantités utilisées et leur dispersion dans la nature, de même que leur mobilité et leur persistance. Pour compléter l'évaluation, il est essentiel de considérer leur toxicité et leur biodégradabilité. La présente recherche se limite aux dégivrants canadiens et aux glycols qui entrent dans leur composition.

3.1 Propriétés physico-chimiques

Les glycols sont utilisés dans la fabrication des dégivrants pour leur capacité d'abaisser le point de fusion de l'eau. Le point de fusion d'un mélange diminue proportionnellement à la teneur en glycol de cette solution, jusqu'au point minimal appelé point eutectique.

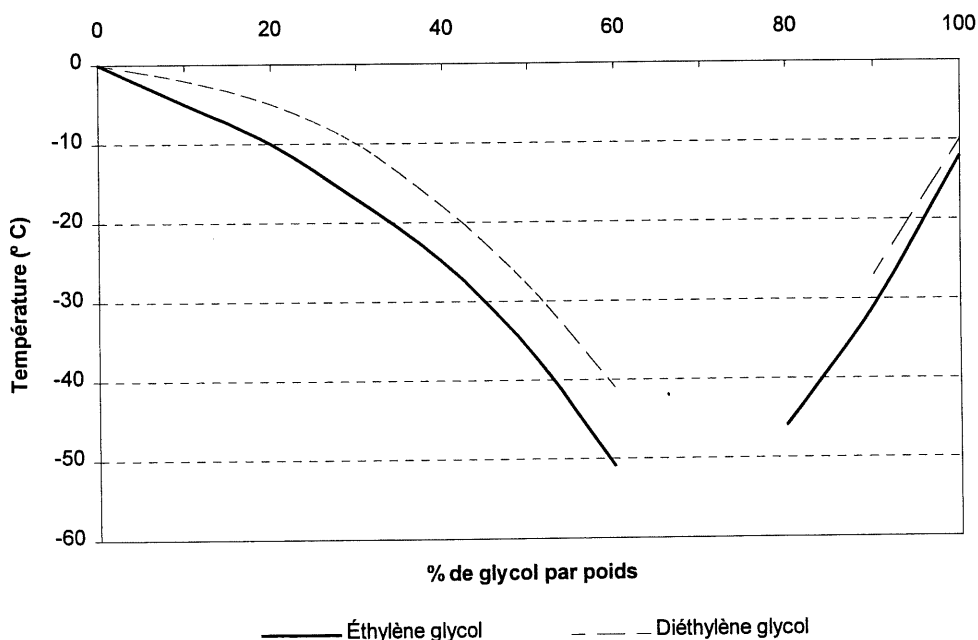


Figure 3.1 Points de fusion des solutions aqueuses de glycol

Comme le montre la Figure 3.1, une fois ce point atteint, tout ajout de glycol entraîne une augmentation du point de fusion du mélange, lequel s'approchera de plus en plus de celui du glycol pur. Il est difficile de mesurer précisément le point de fusion d'une solution aqueuse contenant entre 60 % et 80 % de glycol à cause du comportement thermique irrégulier du mélange dans ces proportions.

3.1.1 Les glycols

Les glycols ou dialcools sont des composés ayant deux groupes d'hydroxyles attachés à des atomes de carbone par une chaîne aliphatique [MILLER, 1979]. Le premier dialcool, l'éthylène glycol (ÉG), découvert en 1856 par Wurtz, doit son nom à sa position intermédiaire entre la glycérine (trialcool) et l'alcool. Les glycols restent miscibles à l'eau tant qu'ils renferment, en tout, moins de six atomes de carbone. Ils restent partiellement solubles jusqu'à dix atomes de carbone et deviennent peu solubles ou insolubles ensuite [COFFEY, 1965]. Les propriétés physico-chimiques de l'éthylène glycol et du diéthylène glycol sont présentées au Tableau 3.1.

3.1.2 Les dégivrants

Généralement, les liquides de dégivrage et antigivrage se composent d'un mélange de glycol et d'eau, additionné de produits épaississants, d'agents mouillants, d'inhibiteurs de corrosion et de colorants. La formulation des produits varie sensiblement selon les fabricants en fonction de la disponibilité et des coûts d'approvisionnement des différents types de glycol. La formulation confère au produit le comportement dynamique et la période de protection contre le regivrage. Les propriétés physico-chimiques des produits de dégivrage et d'antigivrage les plus utilisés au Canada ces dernières années sont présentées aux Tableaux 3.2 et 3.3. Ces produits sont fabriqués par Union Carbide du Canada inc. et diffèrent de certains produits fabriqués aux États-Unis et en Europe par le type de glycol à la base du dégivrant. En effet, contrairement aux dégivrants canadiens dont le produit de base est l'éthylène glycol, les liquides européens et américains contiennent du propylène glycol.

TABLEAU 3.1

 PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU
 DIÉTHYLÈNE GLYCOL

PROPRIÉTÉ	ÉTHYLÈNE GLYCOL ¹	DIÉTHYLÈNE GLYCOL ²
Structure	$\begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\ \quad \\ \text{H}-\text{O}-\text{C}-\text{C}-\text{O}-\text{H} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \\ \quad \quad \quad \\ \text{H}-\text{O}-\text{C}-\text{C}-\text{O}-\text{C}-\text{C}-\text{O}-\text{H} \\ \quad \quad \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \end{array}$
formule moléculaire	$\text{C}_2\text{H}_6\text{O}_2$	$\text{C}_4\text{H}_{10}\text{O}_3$
masse moléculaire	62,07	106,12
caractéristiques	liquide visqueux inodore, incolore	liquide visqueux inodore, incolore
point d'ébullition (°C)	197,6	245,0
densité (20 °C, g/mL)	1,1135	1,118
point d'éclair (°C)		
<i>ouvert/fermé</i>	116/111	139/124
limite d'inflammabilité (volume)		
<i>inférieure</i>	3,2 %	2,0 %
<i>supérieure</i>	15,3 %	n.d.
point de fusion (°C)	-13	-6,5
solubilité dans l'eau (20 °C)	miscible	miscible
densité de vapeur (air=1)	2,14	3,66
tension de vapeur (20 °C mm Hg)	0,055	< 0,01 ³

¹ tirée de [CSST, 1991]² tirée de [CSST, 1989]³ tirée de [VERSCHUBREN, 1985]

TABLEAU 3.2

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES PRODUITS DE DÉGIVRAGE

PROPRIÉTÉ	UCAR-ADF D ¹	UCAR-XL 54 ²
éthylène glycol (ÉG) en poids	49 %	54 %
diéthylène glycol (DÉG) en poids	5 %	-
additifs en poids	1,5 %	0,5 %
eau en poids	44,5 %	45,5 %
aspect	orange	orange
odeur	inodore	peu prononcée
pH	8,0-9,5	7,5-8,5
point de fusion (°C)	-35	-43
point d'ébullition (°C à 760 mm Hg)	108	109
point d'éclair (°C)	100	aucun
solubilité dans l'eau (20 °C)	miscible	miscible
densité (H ₂ O = 1 à 20 °C)	1,08	1,073
tension de vapeur (20 °C, mm Hg)	3	10,6
densité de vapeur (air=1)	2,1	1,0

¹ tirée de [UNION CARBIDE, 1989]² tirée de [UNION CARBIDE, 1994a]

TABLEAU 3.3

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES PRODUITS ANTIGIVRAGE

PROPRIÉTÉ	UC-5.1 ¹	UCAR-ULTRA ²
éthylène glycol (ÉG) en poids	46 %	59 %
diéthylène glycol (DÉG) en poids	21 %	-
additifs en poids	5,9 %	2 %
eau en poids	27,1 %	39 %
aspect	rouge violacé	vert
odeur	peu prononcée	peu prononcée
pH	8,3	-
point de fusion (°C)	-43	-52
point d'ébullition (°C à 760 mm Hg)	116	111,3
point d'éclair (°C)	aucun	aucun
solubilité dans l'eau (20 °C)	miscible	miscible
densité (H ₂ O = 1 à 20 °C)	1,085	1,071
tension de vapeur (20 °C, mm Hg)	3	13
densité de vapeur (air=1)	2,1	1,1

¹ tirée de [UNION CARBIDE, 1994b]² tirée de [UNION CARBIDE, 1994c]

3.2 Bilan de dispersion

L'établissement d'un bilan de dispersion des dégivrants d'avions est important pour cerner les zones et les sources potentielles de pollution.

Une partie du glycol, sous forme de particules (vapeur et gouttelettes), enveloppe à diverses concentrations la zone de dégivrage. Une étude de l'exposition des travailleurs dans cette zone a révélé que les risques pour la santé peuvent être efficacement atténués en utilisant des masques protecteurs [GÉRIN et VIAU, 1993].

Par ailleurs, une certaine quantité du liquide qui adhère aux surfaces de l'appareil se dilue avec l'apport de précipitations et se disperse dans l'environnement au décollage de l'avion.

Une partie importante du glycol utilisé pour le dégivrage reste sur l'aire de dégivrage, soit par écoulement des surfaces de l'avion, soit par jet direct sur le sol pendant les manoeuvres. S'ils ne sont pas interceptés, les produits de dégivrage ruissellent vers le système de drainage de l'aéroport puis rejoignent les cours d'eau.

Une autre quantité de glycol se mélange à la neige de l'aire de dégivrage. Elle est balayée et transportée aux dépôts de neige de l'aéroport. Au moment de la fonte, la neige contaminée s'écoulera dans les cours d'eau drainant ces dépôts.

Une étude effectuée en laboratoire a été réalisée dans le but de déterminer le pourcentage approximatif de glycol qui restait sur les surfaces de l'appareil, était emporté par le vent et se répandait sur la surface de dégivrage [LGL-LOVE, 1979]. L'étude a été effectuée avec un vent de 12 km/h et a démontré que 16 % du dégivrant restait sur l'avion, 35 % du liquide utilisé était emporté par le vent et 49 % se répandait sur le sol à proximité de l'avion.

Des études réalisées sur différents sites aéroportuaires, avant que ces derniers ne mettent en place des systèmes de récupération de dégivrants usés, ont permis de faire le bilan de dispersion du glycol dans la nature. Un résumé des résultats de ces études est présenté au Tableau 3.4.

TABLEAU 3.4 POURCENTAGE DE GLYCOL RETRACÉ DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DE CERTAINS AÉROPORTS CANADIENS

AÉROPORT	GLYCOL RETRACÉ	PARAMÈTRE MESURÉ	RÉFÉRENCE
Dorval	60 %	DBO ₅	[RICHARDS, 1972]
Dorval	81 %	Glycol	[CAIM, 1976]
Dorval	72 %	DBO ₅	[LAVALIN INC., 1987]
Mirabel	45 %	DBO ₅	[TRANSPORTS CANADA, 1989]
Toronto	78 %	DBO ₅	[TRANSPORTS CANADA, 1989]
Ottawa	51 %	Glycol	[TRANSPORT CANADA, 1985c]
Ottawa	28 % ¹	Glycol	[TRANSPORT CANADA, 1985c]

¹ Pourcentage retrouvé dans la neige

Il faut noter que le pourcentage de glycol (28 %) retracé dans la neige à l'aéroport d'Ottawa provenait des accumulations de neige balayées de l'aire de circulation des avions et déposées dans les confins immédiats des voies de circulation. Des analyses effectuées directement sur les dépôts à neige de certains aéroports (Dorval et Mirabel à Montréal et Stapleton à Denver) donnent cependant des concentrations de glycol plus basses variant de 1 % à 2 %. La différence entre ces résultats et celui enregistré à l'aéroport d'Ottawa s'explique par la grande dilution que subit la neige contaminée en se mélangeant à la neige non-contaminée provenant des précipitations et de l'ajout de neige déblayée de zones non-contaminées au glycol.

Ce bilan de dispersion nous permet d'établir qu'en l'absence d'un système de collecte des effluents contaminés, plus de 80 % du glycol utilisé annuellement finit par se retrouver par ruissellement dans le système de drainage de l'aéroport.

3.3 Quantités consommées

La quantité de dégivrant utilisée par événement est plus facile à expliquer qu'à prévoir; elle est fonction du type et de la fréquence des précipitations ainsi que de l'achalandage de l'aéroport pendant la tempête. Pour une accumulation égale, on utilisera généralement moins de dégivrant pendant une tempête de neige sèche que lors de précipitations de verglas. À tempête égale, on utilisera beaucoup plus de produits de dégivrage si elle survient pendant les heures de pointe de l'aéroport que si elle a lieu au moment où le trafic aérien est minimal. Plusieurs autres facteurs (la température ambiante, la température de surface de l'avion, l'humidité relative, la radiation solaire, la vitesse et la direction des vents, le contour et la rugosité des surfaces de l'avion) affectent les quantités de givre ou de neige accumulées sur l'avion et, par le fait même, la quantité de dégivrant consommée par événement de déglacement. D'autre part, des facteurs opérationnels, tels les procédures et le lieu, de même que la concentration de glycol dans le produit de dégivrage, peuvent avoir un effet important sur la consommation totale des produits de déglacement [TRANSPORTS CANADA, 1990].

À toutes fins pratiques, l'estimation de la consommation future de glycol pour un aéroport donné est un exercice imprécis. Il faudra tenir compte de données historiques concernant les caractéristiques aéroportuaires pendant la saison de déglacement telles que le nombre et le type d'avions, les heures de pointe et le type d'aéroport. Ensuite, il faudra traiter les données météorologiques pour la même période, de façon à isoler les événements majeurs et les traiter à part.

À titre indicatif, la consommation moyenne lors d'une opération de dégivrage s'élève à 975 litres pour un gros porteur de type B747 et DC10. Pour de plus petits porteurs, de type B737, A320 et DC9, cette moyenne est de près de 375 litres. Ces moyennes proviennent d'une analyse de près des 3 000 opérations de dégivrage qui ont eu lieu aux aéroports de Montréal durant la saison hivernale 1993 - 1994.

Généralement, sur une période d'un an, les quantités utilisées peuvent se chiffrer à quelques centaines de milliers de litres pour un petit aéroport et à plusieurs millions de litres dans le cas d'un aéroport majeur. Même si les quantités varient sensiblement d'une année à l'autre, l'utilisation journalière maximale d'un aéroport peut atteindre 15 % du volume annuel et plusieurs événements peuvent, en une seule fois, excéder 5 % de ce volume [AÉROPORTS DE MONTRÉAL, 1994 et 1995].

3.4 Mobilité, bio-accumulation et persistance dans l'environnement

Il existe peu d'information sur la mobilité, la bio-accumulation et la persistance dans l'environnement des produits de dégivrage et antigivrage. Une appréciation de ces paramètres sera faite à travers l'information disponible sur l'éthylène glycol (ÉG) et le diéthylène glycol (DÉG). Toutefois, cette évaluation ne tient compte ni des effets synergiques résultant d'une combinaison de ces produits, ni de l'effet des additifs.

La dispersion d'un produit chimique dans l'environnement dépend de sa volatilisation et de son accumulation dans les tissus animaux et végétaux. Elle dépend aussi de sa solubilité dans l'eau et de sa capacité d'adsorption des sédiments.

L'ÉG et le DÉG possèdent de très basses tensions de vapeur sur une grande plage de température ambiante. Comme les activités de dégivrage sont effectuées à faible température ambiante, il est improbable que des quantités importantes de glycol ruisselant sur les aires de dégivrage ou contenues dans les dépôts à neige se volatilisent.

En ce concerne le potentiel de bio-accumulation d'un produit chimique non-ionisé dans les organismes aquatiques, il existe une nette corrélation entre la bio-accumulation et la lipophilie, exprimée sous la forme du coefficient de partage n-octanol/eau (P_{oe}). Le potentiel de bio-accumulation peut être déterminé en mesurant le facteur de bioconcentration (FBC), qui est le rapport de la concentration du composé dans l'organisme à l'étude à celle du même composé dans l'eau. La relation entre le facteur de

bioconcentration et le coefficient de partage n-octanol/eau (P_{oe}) est établie à l'aide de l'équation suivante [VEITH et coll., 1979] :

$$\log FBC = 0,85 * \log P_{oe} - 0,70$$

Il est à noter que cette relation a été développée pour ne refléter que le potentiel de bio-accumulation pour les poissons par voies respiratoires. Ainsi, pour connaître le potentiel de bio-accumulation chez les oiseaux et les mammifères par voies respiratoires et alimentaires, il faudra évaluer l'importance relative de ces voies en se basant sur les relations fondamentales entre les besoins alimentaires et respiratoires d'un animal et son taux de métabolisme.

À cause de son faible apport en équivalents calorifiques par gramme, le milieu respiratoire réussit moins efficacement que les aliments à satisfaire les besoins métaboliques d'un animal. En fait, le poisson a besoin d'environ 57 600 fois plus d'eau (en tant que source de respiration) que d'aliments. Chez les mammifères et les oiseaux, à cause de la masse d'oxygène présente dans la masse unitaire d'air, les besoins par voies respiratoires et alimentaires correspondent beaucoup mieux; il leur faut seulement 6,4 fois plus d'air ambiant que d'aliments pour satisfaire leurs besoins métaboliques.

La comparaison de la respiration entre les groupes démontre qu'un poisson doit filtrer 724 fois plus d'eau qu'un oiseau ne respire d'air, et que ce même poisson doit filtrer 1 280 fois plus d'eau qu'un mammifère ne respire [CNRC, 1982]. Il en découle que le potentiel de bio-accumulation d'un contaminant par voies respiratoires est plus élevé chez le poisson que chez l'oiseau et les mammifères. Le produit du facteur de comparaison de la respiration entre les groupes et du coefficient de comparaison entre les voies respiratoires et alimentaires signifie que le rapport entre l'eau filtrée par un poisson et les aliments ingérés par un oiseau est de 4 608, tandis que le rapport entre l'eau filtrée par ce même poisson et les aliments ingérés par les mammifères s'établit à 8 264. Le Tableau 3.5 résume l'importance relative des voies respiratoires et alimentaires des mammifères, des oiseaux et des poissons.

TABLEAU 3.5 IMPORTANCE RELATIVE DES VOIES RESPIRATOIRES ET ALIMENTAIRES DANS L'EXPOSITION XÉNOBIOTIQUE DES MAMMIFÈRES, DES OISEAUX ET DES POISSONS

MAMMIFÈRES	OISEAUX	POISSONS
Exposition relative entre les voies respiratoires et alimentaires à l'intérieur des groupes <i>mg (air ou eau)/mg (aliments)</i>		
6,4	6,4	57 600
Comparaison de la respiration chez les poissons et la respiration chez les autres groupes <i>mg (eau)/mg (air)</i>		
1 280	724	1
Comparaison de la respiration chez les poissons et l'alimentation chez les autres groupes <i>mg (eau)/mg (aliments)</i>		
8 264	4 608	57 600

Les valeurs de log FBC pour l'ÉG et le DÉG, calculées à partir de l'équation de Veith et représentant le facteur de bioconcentration pour les poissons par voies respiratoires, sont faibles (-2,34 et -2,38 respectivement). Ce résultat suggère que le potentiel de bioaccumulation de l'ÉG et le DÉG chez les oiseaux et mammifères est tout à fait négligeable. Ce résultat concorde avec le fait qu'aucun cas de bioconcentration n'a été rapporté pour ces glycols.

La solubilité d'un produit chimique dans l'eau est principalement déterminée par son affinité pour les constituants aqueux de l'environnement. Il a été démontré, dans le cas des produits organiques, qu'il existe une relation linéaire négative entre log K_{co} et le log de la solubilité de l'eau [TRANSPORTS CANADA, 1989]. Le coefficient d'adsorption (K_{co}) mesure l'affinité d'un produit pour les sols et les sédiments. Plus élevé est le K_{co} d'un produit, plus ce produit se déplacera lentement dans le sol. Dans le cas de produits organiques, il existe une relation linéaire positive entre le log P_{oe} et le log K_{co} [CNRC, 1982] :

$$\log K_{co} = 1,00 * \log P_{oe} - 0,21$$

À partir de cette relation, il est facile de trouver que les valeurs de K_{co} pour l'éthylène glycol et le diéthylène glycol sont inférieures à 1. Une valeur de K_{co} inférieure à 50 indique que l'affinité de ce produit pour les sols est faible. Par conséquent, la mobilité de l'ÉG et du DÉG dans les sols est très élevée et il est peu probable qu'ils s'adsorbent sur les sédiments des ruisseaux.

Le Tableau 3.6 présente un résumé des caractéristiques environnementales régissant la distribution de l'ÉG et du DÉG dans l'environnement.

TABLEAU 3.6 CARACTÉRISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL

CARACTÉRISTIQUES	ÉTHYLÈNE GLYCOL	DIÉTHYLÈNE GLYCOL
pression de vapeur (20 °C mm Hg)	0,055	0,01
solubilité dans l'eau	Soluble en toutes proportions	Soluble en toutes proportions
log du coefficient de partage n-octanol/eau (log P_{oe})	-1,93	-1,98
log du coefficient d'adsorption (log K_{co})	-2,14	-2,19
log du facteur de bioconcentration (log FBC)	-2,34	-2,38
demande théorique en oxygène (DThO, g/L)	1 260	1 510
demande biochimique en oxygène (DBO ₅ , g/L)	750	890
demande chimique en oxygène (DCO, g/L)	1 550	1 750
carbone organique total (COT, g/L)	430	500

Dans le cas d'un composé organique qui persiste dans les sols, il a été établi qu'une corrélation existait entre la bio-accumulation dans la végétation de ce composé (B) et sa masse moléculaire (M) [TOPPS et coll., 1986] :

$$\log B = - 2,385 * \log M + 5,943$$

En utilisant cette équation, il est possible de calculer l'absorption de l'éthylène glycol et du diéthylène glycol, qui serait d'ailleurs élevée. Rappelons que la mobilité de ces glycols dans les sols est très élevée et qu'il est peu probable qu'ils s'adsorbent sur les sédiments des ruisseaux. En plus, le modèle de Topps ne tient compte ni de la transformation ou de la décomposition dans les plantes ou dans les sols, ni de la biodégradabilité. La quantité réellement bio-accumulée serait vraisemblablement très faible, car ces produits seraient dégradés en constituants plus simples et ne persisteraient pas dans les sols [KLECKA et coll., 1993, MCGRAHEY et BOUWER, 1990].

3.5 Impacts sur la faune benthique et les poissons

Pour évaluer l'impact sur les cours d'eau ayant fait l'objet de rejets importants de dégivrants sur une longue période, un inventaire écologique du milieu aquatique de l'aéroport de Dorval, à Montréal, a été effectué [AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SIMA, 1995].

L'étude a été réalisée à l'intérieur de sections homogènes (Figure 3.2) situées le long de deux cours d'eau qui se jettent dans le Fleuve Saint-Laurent au niveau du Lac Saint-Louis. Il s'agit du Ruisseau Denis, qui reçoit les eaux de fonte de la neige contaminée aux dégivrants, et du Ruisseau Bouchard, qui draine une superficie du tablier où la plupart des activités de dégivrage prennent place.

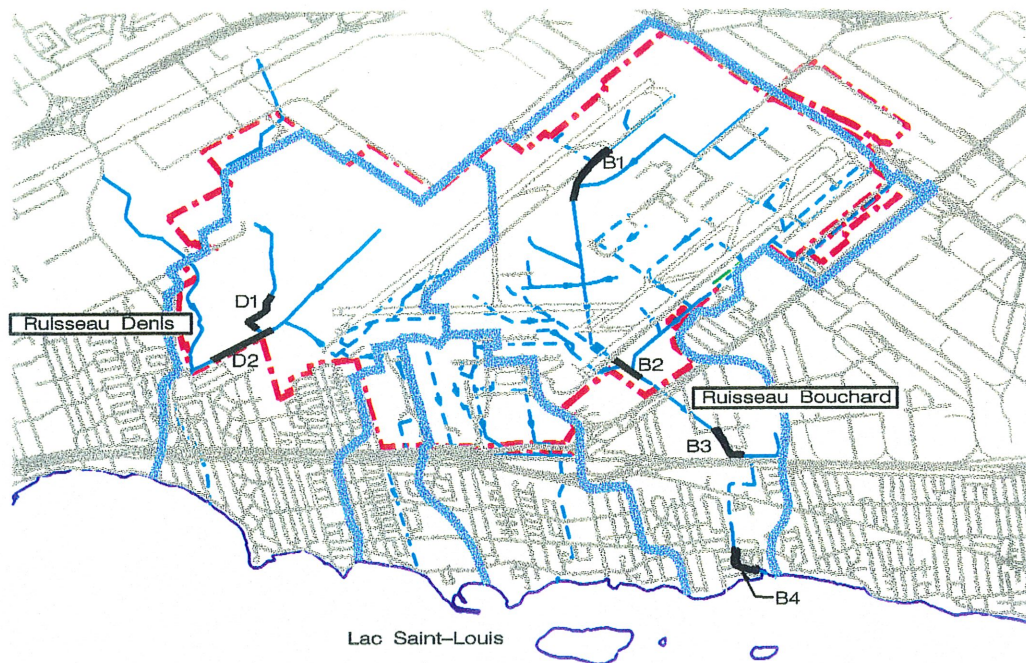


Figure 3.2 Emplacement des sections homogènes pour l'échantillonnage du benthos et des poissons à l'aéroport international de Montréal - Dorval

Deux sections homogènes ont été identifiées sur le ruisseau Denis. La section (D1) est située sur un embranchement du ruisseau sans rejet de dégivrants et la section (D2) est située immédiatement en aval du point de rejet des eaux de fonte des neiges contaminées aux dégivrants. Sur le Ruisseau Bouchard, quatre sections homogènes ont été identifiées. La section (B1) est située loin en amont des points de rejet des dégivrants. La section (B2) comprend la partie du ruisseau située immédiatement en aval des points de rejet des dégivrants, suivie par la section (B3) située sur une portion du ruisseau qui traverse un secteur industriel. La section (B4) se trouve à l'embouchure du Ruisseau Bouchard dans le Lac Saint-Louis

Chaque section homogène a été caractérisée à partir de stations d'échantillonnage où l'on a recueilli, entre autres, des données sur le benthos et les poissons. Les sections D1 et B1, situées en amont des points de rejet des dégivrants, ont servi de sections-témoins

pour mieux évaluer l'importance des changements observés dans les cours d'eau en terme de composition et de diversité des communautés animales ainsi que de la qualité de l'eau.

Les sections immédiatement soumises aux rejets de dégivrants sont : D2 située sur le Ruisseau Denis et B2 sur le Ruisseau Bouchard. La section B3 reçoit aussi des dégivrants mais dans des concentrations plus faibles que B2.

- ***Impact sur le benthos***

La section témoin D2 du Ruisseau Denis abrite des organismes peu tolérants à la pollution organique, comme l'amphipode *Hyaella azteca* et les acariens. À la fin de la période de dégivrage, on a observé une chute de 65 % du nombre d'organismes benthiques dans ce site. Les analyses chimiques des échantillons d'eau du site D2, prises pendant la même période, démontrent que les concentrations de glycol, de la DCO et de la DBO₅ ont augmenté comparativement à leur niveau habituel et sont nettement plus élevées que les concentrations retrouvées au site-témoin D1. Dans le cas du Ruisseau Bouchard, l'étude a révélé que l'amphipode *Hyaella azteca*, moins tolérant à la pollution, se retrouve seulement au site-témoin B1 et au site B4 touché par le Lac Saint-Louis. Aussi, une perte très importante (plus de 85 %) d'invertébrés benthiques et de moucherons appartenant au genre *Chironomus* a été observée à la fin de la saison de dégivrage aux sites B2 et B3. Pendant cette saison, ces sections se sont caractérisées par une demande accrue en oxygène.

- ***Impact sur les poissons***

Seule une faible quantité de poissons appartenant à trois espèces a été répertoriée aux sections D1 et D2. Il s'agit de l'Épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*), du méné Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et d'un très petit nombre d'Umbre de vase (*Umbra limi*). L'étude révèle que le nombre de poissons capturés, à la fin de la saison de dégivrage, à la section en aval du ruisseau D2, est relativement moins élevé que celui retrouvé au site-témoin D1. Durant cette même période, le site D2 se démarque par de fortes concentrations de glycol, de la DCO et de la DBO₅. Dans le Ruisseau Bouchard, onze espèces de poissons ont été capturées. Seul le Tête-de-boule, présent dans le

Ruisseau Denis, n'a pas été capturé dans le Ruisseau Bouchard. Parmi les espèces identifiées, neuf ont été observées uniquement dans l'habitat lacustre situé à l'embouchure du ruisseau B4. À la fin de la période de dégivrage, aucun poisson n'a été capturé dans les sections B2 et B3 exposées aux produits de dégivrage alors qu'une dizaine de poissons ont été pêchés au site-témoin B1. Des concentrations élevées de glycol, de la DCO et de la DBO₅ ont été observées aux sites B2 et B3, qui reçoivent notamment une grande partie des liquides de dégivrage provenant de l'aéroport.

3.6 Toxicité des dégivrants

L'évaluation de l'impact des produits de déglacement requiert la connaissance de leur toxicité sur l'humain, sur les animaux de même que sur la flore végétale. L'évaluation de leur toxicité en milieu aquatique est très importante puisque des quantités considérables de dégivrants se retrouvent souvent dans les ruisseaux des aéroports.

Les tests de toxicité aiguë permettent d'établir le degré de toxicité le plus élevé d'une substance chimique. Ils permettent spécifiquement d'évaluer les effets toxiques de la substance et d'identifier son mode d'action en intégrant les différents effets d'une seule dose de cette substance. Il existe une autre forme d'étude de la toxicité, soit celle à court terme avec administration de doses répétées qui consiste à donner une même dose de façon régulière sur une courte période. Dans ce dernier type d'étude, les effets ne se manifestent pas immédiatement mais il est possible de mesurer les effets de la bioaccumulation du produit dans les tissus. L'évaluation de la toxicité chronique sert à déterminer les effets que provoque une substance chimique chez des sujets sur une période prolongée et lors d'expositions répétitives. Dans ces conditions, une longue période est requise afin d'observer les effets causés par la substance. Ce type d'étude est idéal lorsqu'il s'agit d'établir les effets toxiques reliés à la neurologie, la biochimie et la physiologie. La toxicité peut s'exprimer par la dose létale médiane (DL₅₀). Cette valeur est statistiquement dérivée d'une dose unique de substance dont l'administration peut provoquer la mort chez 50 % des sujets testés. La valeur de la DL₅₀ s'exprime en poids de substance toxique par unité de poids du sujet d'expérience (mg/kg). En

écotoxicologie, il s'agit de prédire l'impact d'une certaine concentration d'un produit chimique sur un groupe d'organismes sélectionnés, dans des conditions bien définies. Un test de toxicité en milieu aquatique permet habituellement, soit de mesurer les proportions d'organismes affectés, soit de mesurer l'intensité de l'effet qui se manifeste après une exposition à des concentrations spécifiques.

La toxicité aquatique peut être exprimée par la concentration létale médiane (CL_{50}). Il s'agit de la concentration qui tue 50 % d'un groupe d'organismes après une certaine période d'exposition. La toxicité peut s'exprimer aussi par la concentration efficace (CE_{50}), c'est-à-dire la concentration estimée d'un produit toxique dans l'eau qui causerait une réduction de 50 % d'un effet précis chez les organismes exposés à cette concentration. La toxicité peut aussi être exprimée en terme de concentration provoquant 50 % d'inhibition, d'un processus chimique ou biologique, tel que la luminescence des bactéries, après une période fixe d'incubation (CI_{50}).

3.6.1 L'éthylène glycol

• *Toxicité chez l'humain*

Chez les humains, la dose létale minimale d'éthylène glycol est d'environ 100 mL ou 1,4-1,6 mL/kg. Des individus ont survécu à des doses de 240 mL [WINEK et coll., 1978] et d'autres ont été traités avec succès à la suite d'une ingestion de 970 mL [MILLER, 1979]. Il appert que les symptômes d'empoisonnement à l'ÉG évoluent en trois étapes [BERMAN et coll., 1957; PARRY et WALLACH, 1974; WIENER, 1986] :

⇒ *Dépression du système nerveux central*

Le sujet semble présenter des effets d'intoxication 0,5 à 12 heures suivant une ingestion d'ÉG. On retrouve les symptômes suivants : nausée, vomissement, fièvre, étourdissement, hypertension et tachycardie. À de fortes doses, les symptômes sont le coma et des convulsions parfois suivis de la mort. Les tests en laboratoire révèlent une hémocrite normale, une légère leucocytose et une acidose dues aux acides organiques présents, comme l'acide oxalique. La présence de l'acide oxalique a été démontrée par

l'identification de cristaux d'oxalates dans l'urine, 4 à 6 heures après l'ingestion de l'ÉG.

Si la mort survient dans les premières 24 heures, le changement majeur observé est la présence de cristaux d'oxalates de calcium dans les reins, le cerveau, la vessie et les espaces périvasculaires.

⇒ *Insuffisance cardio-pulmonaire*

De 12 à 18 heures après ingestion, une déficience cardio-pulmonaire survient, probablement accompagnée d'une tachycardie, d'hypertension ou d'une cyanose. Plusieurs études n'ont pas signalé l'insuffisance cardio-pulmonaire, probablement à cause des symptômes facilement identifiables de la dépression du système nerveux central. La mort durant cette période peut être attribuable à un oedème pulmonaire, à une dilatation cardiaque ou à une broncho-pneumonie.

⇒ *Insuffisance rénale*

Si le patient survit aux deux premières étapes, une insuffisance rénale, une protéinurie ou une anurie peuvent survenir. D'autres changements observés à la suite de l'ingestion d'ÉG sont l'inflammation du diaphragme et l'inflammation des muscles squelettiques.

Bien que le décès puisse survenir après une forte absorption d'ÉG, l'exposition seule n'a pas de conséquences aussi radicales, tel que le démontre plusieurs études portant sur le sujet. L'ÉG est un produit dont la volatilité est faible. Ainsi, son inhalation est quasi insignifiante. Deux études décrivent l'exposition d'un groupe de travailleurs dans l'industrie de condensateurs électrolytiques [MILLER, 1979]. Dans le premier cas où l'exposition s'est produite sur une période de plusieurs années, certaines femmes du groupe exposé ont perdu conscience à plusieurs reprises. La seconde étude ne signale aucun signe de toxicité à la suite d'une exposition à concentration de $44,8 \text{ mg/m}^3$ d'ÉG.

Une autre étude porte sur une expérience avec des volontaires exposés à une teneur moyenne de 30 mg/m^3 (12 ppm) d'ÉG en aérosol, pendant 20 à 22 heures par jour,

durant une période de 4 semaines [ACGIH, 1981]. L'étude révèle que les cas d'irritation de la gorge et de maux de tête sont devenus communs à une teneur de 60 ppm alors que des teneurs supérieures ou égales à 80 ppm ont causé la toux et une sensation de brûlure dans la gorge. Les plaintes ont été plus nombreuses lorsque la teneur avait atteint 140 mg/m³ pendant une partie de la journée.

Par ailleurs, un groupe de prisonniers volontaires, âgés de 20 à 30 ans, a été exposé à l'ÉG en aérosol pour une période maximale de 28 jours et ce, à diverses concentrations [MILLER, 1979]. Les sujets exposés à 25 ppm n'ont éprouvé aucun symptôme. Les volontaires exposés, pour de courtes périodes, à une concentration de 50 ppm ont souffert d'une irritation du pharynx. Lorsque la concentration a atteint 75 ppm, plusieurs sujets se sont réveillés dans leur sommeil, incapables de tolérer leur exposition. Les symptômes éprouvés à la suite de l'inhalation d'éthylène glycol se résument comme suit : dépression du système nerveux central, nystagmus, anorexie, oligurie, oedème pulmonaire, dysfonctionnement des organes hématopoïétiques, lymphocytose absolue et évanouissement.

Une exposition cutanée (contact avec les yeux ou la peau) peut causer une réaction comme une dermatite (eczéma) ou des effets aigus, dont une irritation possible de la peau, des yeux et des voies respiratoires supérieures [BERMAN et coll., 1957].

- ***Toxicité chez les vertébrés***

Les doses létales d'ÉG pour les souris, les rats et les cochons d'Inde varient entre 6,1 et 15,3 g/kg. Les signes d'intoxication observés sont : une faiblesse, une perte de coordination musculaire, le coma et parfois la mort. Les changements trouvés dans les tissus et les organes de ces animaux, après une ingestion d'une dose fatale, sont : congestion pulmonaire, nécrose gastrique, hémorragie, oedème pulmonaire, cortex rénal avec des occlusions et apparition de cristaux d'oxalates dans les tubules rénaux. Il faut noter que la DL₅₀ de l'ÉG dépend du mode d'administration. La dose létale pour la

souris est de 6,7 g/kg en exposition subcutanée. Elle passe à 5,6 g/kg pour une administration intrapéritonéale et à 4,4 g/kg par intraveineuse [MILLER, 1979].

Une autre étude rapporte que des canards ont été intoxiqués par l'ingestion d'antigel contenant du glycol. Des doses de 1,1 à 17,8 mg/kg, prises par voie orale, ont entraîné un accroissement de la teneur en glycol des tissus et une diminution du temps de survie [ENVIRONNEMENT CANADA, 1985].

L'étude des voies métaboliques montre que l'ÉG est rapidement éliminé dans l'urine et que le métabolite majeur excrété dans l'urine est l'acide oxalique. Le métabolisme de l'ÉG par un rat a permis d'identifier des produits intermédiaires, comme le glycolaldéhyde, l'acide glycolique et l'acide glyoxalique [CHOU et RICHARDSON, 1978].

La toxicité chronique de l'ÉG chez les rats a été consignée par MILLER (1979). Des doses d'ÉG variant de 0 % à 10 % dans l'eau ont été administrées par voie orale. La plupart des sujets ayant reçu une dose variant de 2 % à 10 % sont morts dans les premiers 14 jours de l'expérience. Aucun changement rénal n'a été observé chez les rats ayant absorbé une dose de 0,5 % d'ÉG. Aussi, des rats recevant 1 % d'ÉG ont excrété des cristaux d'oxalates dans l'urine.

Chez les singes, une dose de 33 à 137 mg/kg introduite dans l'eau pendant 13 à 157 jours a provoqué des changements au niveau rénal selon la dose, le dépôt de cristaux d'oxalates de calcium dans le tubule proximal et la nécrose des cellules épithéliales.

Une étude de la toxicité par inhalation a été effectuée sur des lapins, des rats, des cochons d'Inde, des chiens et des singes. Les sujets ont été exposés à une concentration de 10 ou de 57 mg/m³ d'ÉG pendant 8 heures par jour, 5 jours semaine, sur une période de 90 jours. Après cette période, aucun signe de toxicité n'a été observé sur les animaux testés. Cependant une exposition continue à 12 mg/m³ sur 90 jours a provoqué une irritation modérée et parfois sévère des yeux des rats et des cochons d'Inde [COON et coll., 1970].

Des rats et des souris ont été exposés à l'ÉG à des doses variant entre 350 et 400 mg/m³ pendant 8 heures par jour, 5 jours par semaine, sur une période de 16 semaines. L'examen histologique des tissus n'a démontré aucun effet pathologique provoqué par l'exposition à l'ÉG [MILLER, 1979].

- **Toxicité en milieu aquatique**

Les données toxicologiques sur les amphibiens suggèrent que leur sensibilité à l'ÉG est légèrement plus élevée que celle des poissons d'eau douce. Dans une étude [BEAK CONSULTANTS LTD, 1995a], des chercheurs ont exposé l'espèce *Xenopus laevis* à l'ÉG; des concentrations létales (CL₅₀ - 48h) de 15 667 mg/L et de 19 350 mg/L y ont été indiquées. Un examen des données relatives à la toxicité sur des amphibiens et des poissons d'eau douce, présentées au Tableau 1 de l'Annexe I, révèle un faible effet toxique de l'ÉG chez les poissons. Les résultats des bioessais montrent que la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), un poisson d'eau froide, ainsi que deux autres espèces d'eau chaude, le méné Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le crapet arlequin (*Leopomis macrochirus*) sont relativement insensibles à l'ÉG. Les concentrations en glycol létales pour 50 % des poissons, après exposition de moins de 3 jours, s'élèvent de 50 000 à 75 000 mg/L. Pour l'espèce Guppy (*Poecilia reticulata*), une CL₅₀ - 168 h de 49 300 mg/L a été rapportée.

À faibles concentrations, l'ÉG est en général peu toxique pour les invertébrés. Par contre, d'après les résultats de tests sur une espèce d'écrevisse (*Procambaras sp.*) et sur deux espèces de cladocères (*Daphnia magna* et *Ceriodaphnia dubia*), qui sont présentés au Tableau 2 de l'Annexe I, une solution à forte concentration d'ÉG semble toxique pour les invertébrés. La CL₅₀ après une exposition variant de 2 à 7 jours se situe entre 10 000 et 80 600 mg/L. Deux études de toxicité chez les protozoaires ont été présentées [BRINGMANN et KÜHN, 1978 et BRINGMANN et coll., 1980]. La première étude démontre que le seuil toxique pour la croissance chez l'euglène flagellée (*Entosiphon sulcatum*) est supérieure à 10 000 mg/L lors d'une exposition de 72 h. La deuxième étude montre que

la cryptomonas (*Chilomonas paramecium*) peut s'avérer sensible à une exposition à l'ÉG. En effet, le seuil toxique pour la croissance de ce micro-organisme est de 112 mg/L pour une exposition de 168 h. Cette valeur constitue la concentration minimale d'ÉG ayant produit un effet toxique chez les organismes d'eau douce.

Les résultats de plusieurs expériences présentées au Tableau 3 de l'Annexe I démontrent que l'ÉG est relativement toxique pour les algues. Une concentration < 6 400 mg/L a inhibé la croissance de 50 % d'algues vertes (*Selenastrum capricornutum*) après une exposition de 24 h [WARD et coll., 1992]. Par ailleurs, une concentration de 2 000 mg/L constitue le seuil toxique pour la croissance chez l'algue bleu vert (*Anacystis aeruginosa*) après une exposition de 192 h [BRINGMANN et KÜHN, 1978]. Peu d'information existe sur la toxicité de l'ÉG chez les bactéries. Une étude rapporte que le seuil toxique pour la croissance de *Pseudomonas putida* est supérieur à 10 000 mg/L après une exposition de 16 h [BRINGMANN et KÜHN, 1978].

Les travaux de WARD et ses collaborateurs (1993) sur la toxicité des espèces marines indiquent que l'ÉG est peu toxique pour l'espèce de poisson *Cyprinodon variegatus* (CL₅₀ - 48 h = 74 800 mg/L). Une faible toxicité peut aussi être notée pour les invertébrés (*Mysidopsis bahia*, *Cragnon cragnon* et *Ophryotrocha lambronica*) ainsi que par l'algue marine (*Skeletonema costatum*).

3.6.2 Le diéthylène glycol

- **Toxicité chez l'humain**

Chez les humains, la dose létale de DÉG est d'environ 1 mL/kg [ANDREWS et SNYDER, 1986]. Les signes cliniques d'un empoisonnement au diéthylène glycol sont analogues à ceux de l'éthylène glycol quoiqu'ils se présentent plus lentement. Généralement, les symptômes ci-après sont observés à la suite d'une ingestion de DÉG : nausée, vomissement, diarrhée, vertiges, maux de tête, douleurs abdominales, oedème pulmonaire, dommages hépatiques et rénaux, anurie et insuffisance rénale entraînant la mort. Si le produit est inhalé, il y a possibilité d'irritation des voies respiratoires, maux

de tête, vertiges et anesthésie [WIENER, 1986]. Une exposition prolongée de la peau au DÉG ou un contact avec les yeux peut provoquer une irritation.

- ***Toxicité chez les vertébrés***

Une étude rapporte qu'une concentration de 1 % de DÉG dans la diète de rats sur une période de deux ans provoque une légère diminution de la croissance, la formation de cristaux d'oxalates de calcium dans la vessie, de légères lésions aux reins et des dommages occasionnels au foie. Avec une diète à 4 % de DÉG sur la même période, les chercheurs ont observé une diminution marquée de la croissance des rats, la formation de pierres à la vessie, des lésions sévères aux reins et un dommage modéré au foie [ANDREWS et SNYDER, 1986]. Les doses létales à 50 % chez le chat et le chien par ingestion sont de 3 300 et de 9 000 mg/kg respectivement, et de 2 000 mg/kg pour le lapin par intraveineuse [STANFORD RESEARCH INSTITUTE, 1977].

L'étude des voies métaboliques rapporte que chez le rat, le diéthylène glycol est oxydé par l'alcool déshydrogénase pour donner de l'acétaldéhyde qui, à son tour, est oxydé par l'aldéhyde déshydrogénase pour produire de l'acide acétique [WIENER, 1986].

Le chercheur conclut que les oxalates ne constituent pas un métabolite de l'oxydation du DÉG par le rat. Il attribue leur présence signalée par d'autres études, à une contamination du DÉG par de l'éthylène glycol.

- ***Toxicité en milieu aquatique***

La revue de la toxicité chez les amphibiens et les poissons présentée au Tableau 4 de l'Annexe I montre que le diéthylène glycol est peu toxique. En effet, une étude sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) révèle qu'à 24, 48, 72 et 96 heures d'exposition, la CL₅₀ dépasse 52 800 mg/L. La même étude rapporte une concentration létale de 84 100 mg/L pour 50 % des ménés Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) après une exposition de 96 h [WARD et coll., 1992].

Un examen des résultats de toxicité chez les puces d'eau (*Daphnia magna*) et les invertébrés, présentés au Tableau 5 de l'Annexe I, révèle un faible effet toxique du DÉG puisque les valeurs de CL_{50} sont généralement supérieures à 10 000 mg/L après une exposition de 72 h.

Le Tableau 6 de cette même annexe montre que certaines algues microscopiques sont sensibles au DÉG. En effet, la croissance et la survie de l'algue verte (*Scenedesmus quadricauda*) et de l'algue bleu vert (*Anacystis aeruginosa*) sont affectées lorsque la concentration de diéthylène glycol atteint respectivement 2 700 et 1 700 mg/L après une exposition de 192 heures [BRINGMANN et KÜHN, 1978]. De plus, une étude de toxicité chronique sur l'algue verte (*Selenastrum capricornutum*) [WARD et coll., 1992] indique une concentration efficace (CE_{50}) par rapport au rythme de croissance variant de 6 400 mg/L après une exposition de 24 h à 37 000 mg/L après une exposition de 336 h. Une étude sur la toxicité du DÉG chez les bactéries rapporte que le seuil toxique pour la croissance a été atteint après une exposition de 16 heures à une concentration de DÉG de 8 000 mg/L [BRINGMANN et KÜHN, 1978].

Par rapport aux espèces marines, WARD et son équipe (1993) ont rapporté que tout comme l'éthylène glycol, le diéthylène glycol est peu toxique pour l'espèce de poisson *Cyprinodon variegatus* (CL_{50} - 48 h = 87 900 mg/L). Une faible toxicité peut aussi être notée pour les invertébrés *Mysidopsis bahia* et *Artemia salina* (CL_{50} - 24 h > 10 000). Par contre, l'algue marine *Skeletonema costatum* exhibe une plus grande sensibilité puisque la CE_{50} - 24 h par rapport à la croissance est de 8 900 mg/L.

3.6.3 Les dégivrants

Il est important de rappeler que les liquides de dégivrage et d'antigivrage contiennent tous un certain pourcentage d'additifs variant de 0,5 à 5,9 % qui leur confère les propriétés physico-chimiques et aérodynamiques requises pour optimiser leur action. Ces additifs peuvent contenir des inhibiteurs de corrosion et d'antirouille, des colorants, des agents épaississants, des surfactants, de l'oxyde d'éthylène, du dioxane, de l'urée et

de l'acétaldéhyde [MACDONALD et coll., 1992a]. Certains de ces additifs possèdent une toxicité élevée. Ils peuvent ainsi contribuer de façon importante à la toxicité du dégivrant.

Les eaux de ruissellement contaminées aux produits de dégivrage ont été à l'origine de la dégradation des communautés aquatiques de plusieurs aéroports. La mort de poissons, associée à la présence d'éthylène glycol, a été signalée en aval d'une décharge d'eau de ruissellement d'un aéroport à St. Louis (Missouri) aux États-Unis [SILLS et BLAKESKEE, 1991]. Plus récemment, une étude sur la toxicité des eaux de ruissellement de l'aéroport de Baltimore-Washington sur les daphnies et les ménés Tête-de-boule a attribué la toxicité mesurée à la présence de dégivrants dans les effluents de l'aéroport [FISHER et coll., 1995]. Les résultats d'essais de toxicité des dégivrants chez les espèces aquatiques sont présentés aux Tableaux 7 et 8 de l'Annexe I.

PILLARD (1995) rapporte que les CMEO-7 jours pour la mortalité et la croissance de ménés Tête-de-boule sont respectivement de 8 400 mg/L et de 3 300 mg/L pour un dégivrant de type I à base d'éthylène glycol. Par ailleurs, des ménés et des truites arc-en-ciel ont été exposées à un produit de dégivrage à base d'éthylène glycol. Les CL_{50-96} h étaient de 12 000 mg/L et de 3 700 mg/L respectivement [WARD, 1994]. Dans cette même étude, le chercheur rapporte des CL_{50-96} h de 210 mg/L et de 200 mg/L pour les ménés Tête-de-boule et les truites arc-en-ciel après exposition à un liquide antigivrant à base d'ÉG (type II). Des ménés Tête-de-boule ont aussi été exposées à des dégivrants à base de propylène glycol. Les résultats indiquent que la CL_{50-96} h varie entre 2 000 et 7 700 mg/L pour les produits de dégivrage (type I) et entre 100 et 320 mg/L pour l'antigivrant (type II) [WARD, 1994]. La même étude trouve une des CL_{50-96} h de 1 300 et 3 200 mg/L par rapport à la truite arc-en-ciel dans le cas de deux dégivrants à base de propylène glycol. Dans le cas de produits de type II, à base de propylène glycol, la CL_{50-96} h mesurée peut atteindre aussi peu que 38 mg/L.

Chez les invertébrés, les CMEO-7 jours pour la mortalité et la reproduction de *Ceriodaphnia dubia* sont de 11 610 mg/L et de 3 330 mg/L respectivement dans le cas d'un dégivrant de type I à base d'éthylène glycol [PILLARD, 1995]. *Ceriodaphnia dubia* est plus sensible aux produits de dégivrage à base de propylène glycol puisque les CMEO pour la mortalité et la reproduction chutent à 1 500 mg/L et à 650 mg/L respectivement. Dans le cas de *Daphnia magna*, WARD (1994) rapporte des CL₅₀-48 h de 7 100 et de 120 mg/L pour des dégivrants à base d'ÉG de type I et de type II respectivement.

Les algues s'avèrent très sensibles aux dégivrants, en particulier aux dégivrants type II. Les CE₅₀-96 h inhibitrices de la croissance de *Selenastrum capricornutum* sont respectivement de 5 300 mg/L et de 98 mg/L pour des dégivrants de type I et de type II à base d'ÉG [WARD, 1994]. Pour la même algue, le chercheur rapporte aussi des CE₅₀-96 h de 1 700 mg/L et de 2 000 mg/L pour deux dégivrants de type I à base de propylène glycol ainsi que des CE₅₀-96 h de 3 400 mg/L et de 36 mg/L pour deux antigivrants (type II) à base de propylène glycol. Pour l'algue marine *Skeletonema costatum*, le même chercheur rapporte des CE₅₀-96 h de 1 200 mg/L et de seulement 7 mg/L pour des dégivrants à base d'ÉG de type I et de type II respectivement.

En comparaison avec les concentrations toxiques d'éthylène glycol et de diéthylène glycol (Tableaux 1 à 6 de l'Annexe I), il est clair que la toxicité des dégivrants par rapport aux poissons, aux invertébrés et aux algues est nettement plus importante que celle des glycols. Ceci est particulièrement vrai dans le cas des produits antigivrants (type II) où la toxicité est cent fois plus élevée que celle des glycols. Cette conclusion est partagée par HARTWELL et ses collaborateurs (1995) qui, de plus, rapportent des dommages histologiques aux branchies, au rein et à la peau des ménés Tête-de-boule exposés aux dégivrants, particulièrement de type II.

3.7 Traitements physico-chimiques des dégivrants

L'oxydation biochimique est l'un des procédés les plus utilisés dans le traitement des eaux usées. Cependant, certains effluents contiennent des contaminants à concentration telle qu'ils deviennent toxiques pour les micro-organismes. Il se peut, par ailleurs, qu'une grande partie de la matière organique soit non-biodégradable. Dans de tels cas, l'oxydation chimique complète ou partielle constitue une solution attrayante pour le traitement des eaux. Cette section fait état des expériences sur les traitements physico-chimiques d'effluents contaminés aux glycols.

Les étapes d'oxydation chimique de l'éthylène glycol sont présentées à la Figure 3.3 [COFFEY, 1965].

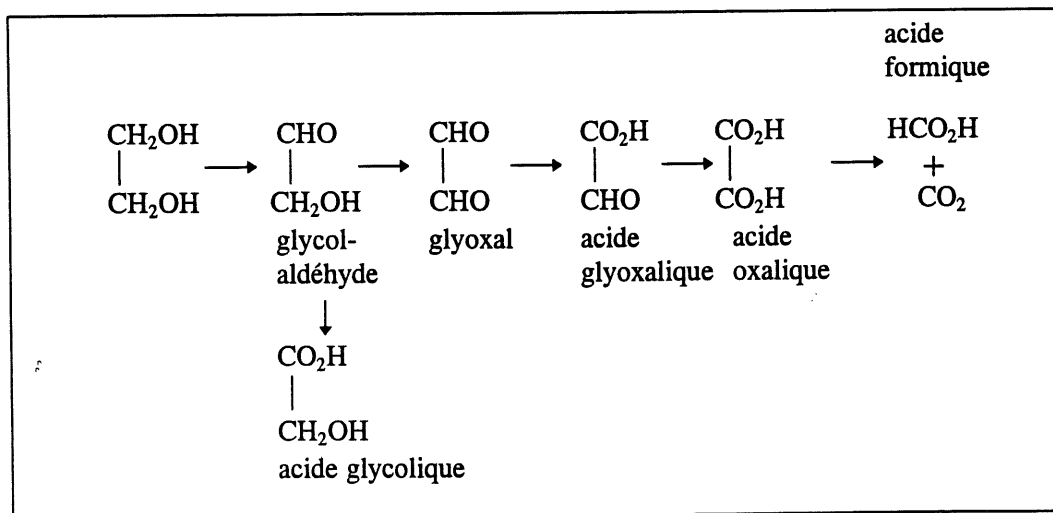


Figure 3.3 Étapes d'oxydation chimique de l'éthylène glycol

La formation de glycolaldéhyde a lieu dans de faibles conditions d'oxydation. Le glyoxal est obtenu lors de l'oxydation en phase vapeur. Une oxydation plus vigoureuse donne les acides glycoliques et oxaliques.

3.7.1 Oxydation humide

Ce procédé repose sur le principe de l'oxydation des produits organiques en présence d'air ou d'oxygène dans des conditions extrêmes de température et de pression.

Les conditions d'opération et le temps de contact déterminent les produits intermédiaires de l'oxydation.

L'oxydation humide catalysée du polyéthylène glycol a été étudiée [IMAMURA et coll., 1986]. Une solution de 2 000 ppm de PEG-200 a été oxydée pendant 60 minutes dans un réacteur à température de 220 °C. La pression d'opération était de 1 MPa-O₂ et de 2,5 MPa-N₂. Dans ces conditions, une réduction de 5 % du COT de la solution a été observée. Ce pourcentage augmentait significativement lorsque la réaction était conduite en présence d'un catalyseur. En effet, la diminution du COT était de 31 % en présence de Cu(NO₃)₂ et de l'ordre de 60 % en présence d'un catalyseur de Co/Bi (5/1) ou de Mn/Ce (7/3). Il a été noté que la diminution de la pollution est beaucoup plus élevée si on l'exprime en terme de la DCO. En effet, la formation de produits intermédiaires lors de l'oxydation peut mener à une réduction appréciable de la DCO sans pour autant diminuer le carbone organique dans la solution. Ces produits intermédiaires d'oxydation sont généralement plus biodégradables que le produit original.

Dans une autre étude plus récente [IMAMURA et coll., 1988], une solution du même type (PEG-200) a été oxydée, cette fois à une température de 150 °C sous une pression de 1 MPa-O₂ et 2 MPa-N₂. Une diminution de 48 % du COT a été observée après un temps de réaction de 60 minutes et en présence d'un catalyseur de Ru/Ce. Les chercheurs notent que la dégradation du PEG-200 conduit à la formation d'éthylène glycol, d'acide formique et de formaldéhyde et que la dégradation de ces produits d'oxydation était plus facile que celle du PEG-200. Quant à l'éthylène glycol produit par la dégradation partielle du PEG-200 et dans les mêmes conditions d'opération, la réduction observée du COT était de 98 %.

Une autre étude souligne l'importance du choix du catalyseur dans ce procédé [ABATZOGLOU et coll., 1990]. En l'absence de catalyseur, la conversion de l'éthylène glycol dans un réacteur d'oxydation humide n'a pu dépasser le seuil de 10 %, même à une température de 285 °C et à une pression supérieure à 8 MPa. Les chercheurs soulignent qu'une conversion maximale de 40 % a été réussie après addition de peroxyde à une proportion atteignant deux fois la quantité stoechiométrique nécessaire pour convertir tous les glycols en CO₂ et H₂O.

3.7.2 Ozonisation

Ce procédé chimique met à profit les propriétés de l'ozone (O₃), un oxydant très puissant capable de réagir rapidement avec une multitude de produits organiques. Thermodynamiquement instable, ce gaz doit être produit à proximité du lieu de son utilisation.

L'ozonisation du polyol, un déchet liquide des usines de transformation d'éthylène glycol, a été étudiée [YOCUM et coll., 1978]. Outre le glycol, ce produit contient des hydroxydes d'hydrocarbures. Les chercheurs concluent qu'un prétraitement du polyol par ozonisation augmente considérablement la biodégradabilité du produit. En effet, le rapport DBO₅/COT, mesurant le potentiel de biodégradation d'un produit, passe de 0,11 avant ozonisation, à 0,98 après ozonisation. D'autres chercheurs ont étudié l'effet d'un prétraitement par ozonisation sur la biodégradabilité du polyéthylène glycol d'une masse moléculaire de 8 000 [SUZUKI et coll., 1978]. Les résultats de cette recherche concordent avec ceux de l'étude précédente.

3.7.3 Chloration

Grâce à ses propriétés bactéricides, le chlore est largement utilisé dans les procédés de désinfection des eaux. La chloration des eaux contenant des produits organiques peut avoir certains impacts importants. En effet, le chlore libre réagit de multiples façons avec les contaminants organiques. Ces réactions dépendent de la concentration, de la température et du pH du milieu et pourraient entraîner la formation de produits

considérés toxiques ou cancérigènes. En effet, l'éthylène glycol pourrait se combiner avec le chlore pour former l'éthylène chlorohydrin et l'éthylène dichloride, deux produits hautement toxiques [AMIEL et coll., 1940].

3.7.4 Adsorption

On entend par adsorption, la rétention de molécules ou de divers radicaux à la surface d'un corps solide appelé l'adsorbant. Il s'agit d'un phénomène de surface attribuable à diverses forces physico-chimiques. Le principal adsorbant utilisé est le charbon activé. Étant un phénomène de surface, l'adsorption est fonction directe de la surface totale disponible. La solubilité d'une substance est considérée comme le principal facteur contrôlant l'intensité de l'adsorption. En général, une relation inverse existe entre la capacité d'une substance à s'adsorber et sa solubilité dans le milieu. L'aptitude d'une substance à s'adsorber est habituellement fonction directe de son poids moléculaire et fonction inverse de sa polarité. Il est établi qu'une diminution du pH du milieu favorise l'adsorption. Ceci est principalement dû, d'une part, au fait que le pH régisse le degré d'ionisation de la solution et, d'autre part, qu'il réduise les charges négatives sur la surface du charbon activé. Cette réduction de charges favorise la diffusion d'infimes particules de charbon, offrant ainsi une plus grande surface de contact. Aussi, l'adsorption est fonction inverse de la température. Cependant, de petites variations de température l'affectent peu.

Une étude sur l'adsorption par charbon activé de produits pétrochimiques montre que l'éthylène glycol figure parmi les composés possédant le moins d'affinité pour le charbon activé [GIUSTI et coll., 1974]. En effet, seulement 7 % des 1 000 mg d'éthylène glycol introduits dans un litre d'eau ont été adsorbés par 5 grammes de charbon activé. Ce faible pourcentage d'adsorption est principalement imputable au faible poids moléculaire de l'éthylène glycol et de sa miscibilité totale dans l'eau.

3.8 Biodégradation des dégivrants

L'éthylène glycol et le diéthylène glycol peuvent être dégradés par un certain nombre de micro-organismes acclimatés et non-acclimatés, présents dans le sol, l'eau et les eaux d'égout. Dans une étude menée en laboratoire, la biodégradation de l'ÉG et du DÉG dans les eaux de quatre rivières a été évaluée [EVANS et DAVID, 1974]. Les essais ont été effectués sur une période de 14 jours sur des échantillons renfermant 2 ou 10 mg/L d'ÉG et de DÉG, en présence et en l'absence d'aération et de sédiments, et à des températures variant entre 4 °C, 8 °C et 20 °C. À 20 °C, l'éthylène glycol était complètement dégradé dans une période comprise entre 3 et 14 jours, selon l'eau de rivière utilisée et selon la présence ou non de sédiments. La vitesse de dégradation était toutefois plus élevée en présence de sédiments. À 8 °C, la vitesse de dégradation de l'éthylène glycol était beaucoup plus faible. Toutefois, bien qu'elle soit partielle après 14 jours, la dégradation était néanmoins plus rapide en présence de sédiments. À une température de 20 °C, le DÉG était partiellement ou complètement biodégradé selon l'eau de rivière utilisée, la concentration du DÉG et la présence ou non de sédiments. À 4 °C, il n'y a eu qu'une légère dégradation au cours des 14 jours de l'essai. Les résultats de ces expériences portent à croire que la dégradation du glycol sera très lente et souvent n'aura lieu qu'à une distance considérable en aval de l'aéroport, étant donné la basse température des eaux réceptrices pendant la saison de dégivrage.

Dans une autre étude, le pourcentage de biodégradation à 20 °C de solutions d'eau douceensemencée renfermant 3 mg/L, 7 mg/L et 10 mg/L d'ÉG et de DÉG, a été mesuré sur une période variant de 5 à 20 jours [PRICE et coll., 1974]. Le Tableau 3.7 résume les résultats de cette expérience. Il montre qu'à 20 °C, l'éthylène glycol se biodégrade complètement en 20 jours. Les résultats d'une autre étude sont également présentés dans ce tableau [GLOYNA et MALINER, 1963].

Ces résultats révèlent que le diéthylène glycol semble plus résistant à la dégradation que l'éthylène glycol. Ce comportement est probablement dû à l'existence d'un lien éther dans la structure du diéthylène glycol [GERHOLD et MALONEY, 1966].

TABLEAU 3.7

BIODÉGRADATION DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL ET DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL DANS UNE EAU DOUCE ENSEMENCÉE

JOURS	BIODÉGRADATION DE L'ÉG (%)		BIODÉGRADATION DU DÉG (%)	
	PRICE (1974)	GLOYNA (1963)	PRICE (1974)	GLOYNA (1963)
5	34	12,5	5	1,5
10	86		8	
15	92		13	
20	100	78	30	18,8

En 1974, une étude a été menée dans le but d'isoler des souches bactériennes aptes à dégrader l'effluent d'une usine de polyester contenant, entre autres, des concentrations d'éthylène glycol variant de 200 à 440 mg/L [GRABINSKA-LONIEWSKA, 1974a]. Quarante-quatre souches bactériennes ont été identifiées à partir des boues activées utilisées pendant le traitement des effluents. Les micro-organismes prédominants identifiés appartenaient à l'espèce *Pseudomonas*. Des bactéries isolées en moins grand nombre appartenaient aux *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Mycobacterium* et *Xanthomonas*.

Dans une étude subséquente [GRABINSKA-LONIEWSKA, 1974b], les souches bactériennes identifiées à la première étude ont été classées selon leur capacité de croître sur l'éthylène glycol comme source unique de carbone. Ainsi, 39 des 44 souches identifiées antérieurement ont pu croître à différents degrés sur l'éthylène glycol. Le Tableau 3.8 résume les résultats de ces expériences. La croissance des bactéries sur l'ÉG est classée selon cinq catégories : excellente, bonne, passable, faible et nulle.

TABLEAU 3.8

CROISSANCE DES BACTÉRIES SUR L'ÉTHYLÈNE GLYCOL COMME SEULE SOURCE DE CARBONE

Espèces de micro-organisme	Nombre de souches	CROISSANCE SUR L'ÉTHYLÈNE GLYCOL				
		Excellente	Bonne	Passable	Faible	Nulle
<i>Acetobacter</i>	1	1				
<i>Achromobacter</i>	4	3		1		
<i>Alcaligenes</i>	1		1			
<i>Arthrobacter</i>	1		1			
<i>Flavobacterium</i>	2	1	1			
<i>Micrococcus</i>	1			1		
<i>Mycobacterium</i>	3	3				
<i>Pseudomonas</i>	26	10	7	4	1	4
<i>Sarcine</i>	1	1				
<i>Xanthomonas</i>	4	1	2			1
TOTAL	44	39				5

Une étude plus récente a évalué la biodégradation de l'éthylène glycol dans un réacteur biologique rotatif [GOULD et coll., 1989]. Les bactéries isolées ont été identifiées comme étant *Enterobacter*, *Acinetobacter sp.*, *Pseudomonas* et *Alcaligenes*, la bactérie prédominante étant la *Pseudomonas putida*. L'étude suggère que le pH optimal pour la dégradation de l'éthylène glycol est de 5,0. Les chercheurs affirment avoir dégradé 70 % à 80 % de l'éthylène glycol à une température variant de 20 °C à 25 °C en 5 heures, à partir d'une solution contenant 3,5 g/L d'éthylène glycol. Il a fallu 7,5 heures pour dégrader 85 % à 90 % de la même solution à une température variant de 10 °C à 12 °C.

L'étude de la biodégradation de l'éthylène glycol par une bactérie isolée d'un étang d'eau salée a conduit à l'identification d'une voie métabolique possible [GONZALEZ et

coll., 1972]. Le schéma de la voie de dégradation proposé indique la formation de sous-produits composés d'acides organiques, tels l'acide glycolique et l'acide glyoxalique.

Une autre étude [CHILD et WILLETTS, 1978] décrit le métabolisme de l'ÉG par une bactérie aérobie isolée d'un étang et identifiée en tant qu'espèce de *Flavobacterium*. Comme le montre le schéma du métabolisme présenté à la Figure 3.4, trois voies principales sont empruntées pour amener les métabolites au cycle de Krebs. Ce cycle est essentiellement énergétique et responsable de la production de l'adénosine triphosphate (ATP).

La première voie est catabolique; elle emprunte le même chemin que celui proposé pour le métabolisme du glucose par les micro-organismes. Une deuxième voie anapérotyque est proposée pour palier au déséquilibre causé par la disponibilité de seulement deux carbones dans l'éthylène glycol. La troisième voie, essentiellement anabolique, menant à la production d'oxalates, est responsable de la biosynthèse cellulaire. À noter, cependant, que plusieurs voies anaboliques de moindre importance font partie du cycle de Krebs. L'équilibre entre toutes les voies dépend principalement des conditions biochimiques régnant dans le milieu et de l'âge de la culture bactérienne.

Dans le cas du diéthylène glycol (DE), plusieurs souches bactériennes capables de le dégrader ont été identifiées [KOGANOVSKI et coll., 1987]. Toutes les cultures isolées appartenaient aux espèces *Pseudomonas* et *Bacillus*. Les chercheurs ont trouvé que les cultures pures, à partir de souches isolées, n'utilisaient pas entièrement le diéthylène glycol et que même les souches les plus actives, *Bacillus pumilus* et *Pseudomonas*, n'ont décomposé respectivement que 53 % et 63 % du DE. Les chercheurs concluent que la dégradation de diéthylène glycol est complétée efficacement par une association des bactéries isolées (culture mixte). Ils notent aussi une réduction significative du pH de la solution après 3 jours du début de l'essai. L'acide glycolique fut identifié comme sous-produit de dégradation. Le Tableau 3.9 présente les souches bactériennes isolées et la dégradation du diéthylène glycol par les cultures pures et la culture mixte.

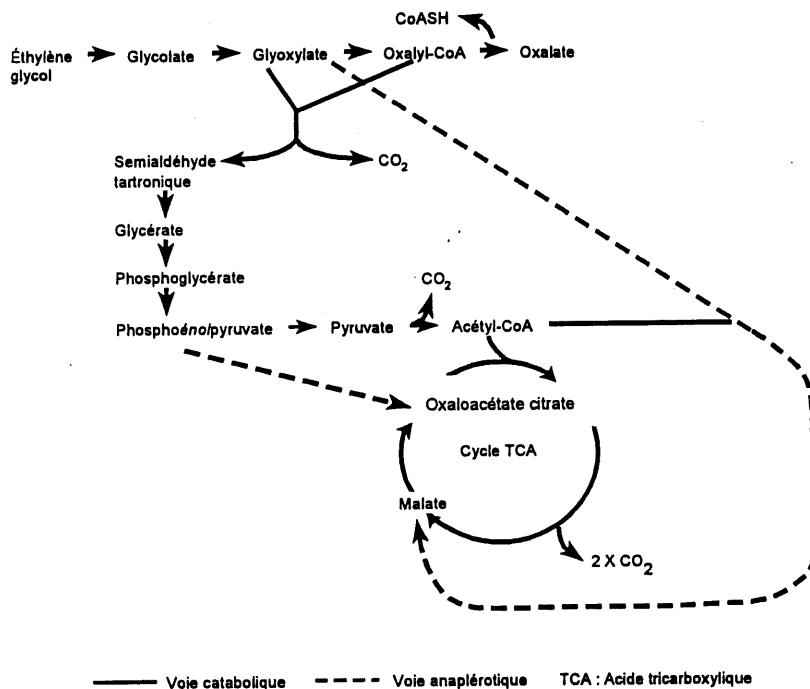


Figure 3.4 Voies de dégradation de l'éthylène glycol

Les concentrations initiales (C_i) étaient de 5 et de 10 g/L de diéthylène glycol et le pH initial de 7,0. La concentration résiduelle (C_e), ainsi que le pH, étaient mesurés après 3 jours du début de l'essai.

Il existe peu d'études sur la biodégradation des produits de dégivrage. La première de ce genre a été réalisée dans la foulée du projet de construction de l'aéroport international de Montréal - Mirabel [JANK et coll., 1973]. L'expérience menée par les chercheurs comportait deux séries de tests : une première série d'essais sur un réacteur à l'échelle laboratoire permettant de déterminer les charges organiques optimales du procédé et une seconde série d'essais, à l'échelle pilote, destinés à vérifier les résultats de la première série d'essais.

TABLEAU 3.9

DÉGRADATION DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL PAR LES CULTURES PURES ET MIXTES

SOUCHE	C _i = 5 g/L			C _i = 10 g/L		
	C _e	% dégradé	pH	C _e	% dégradé	pH
<i>P. alcaligenas</i>	4,2	15	4,5	7,8	22	4,9
<i>P. desmolyticum</i>	2,7	53	5,7	8,5	15	6,4
<i>P. micophaga</i>	4,2	17	5,5	9,0	10	6,6
<i>Bac. nephritis</i>	3,7	25	7,2	7,7	23	7,7
<i>Bac. coagulans</i>	4,6	7	6,4	7,2	28	5,0
<i>Bac. brevis</i>	3,7	25	6,9	8,6	16	3,8
<i>Bac. circulans</i>	3,7	25	6,0	6,4	36	4,9
<i>Bac. pumilus</i>	1,9	63	6,2	6,4	36	4,9
Mixture ¹	0	100	4,9	3,0	70	4,5

¹ Mixture composée des cultures pures

Les activités de dégivrage étant requises l'hiver, les essais ont été effectués à basse température. Ainsi, des solutions contenant des produits de dégivrage ont été traitées en laboratoire à 2 °C, à 5 °C et à 10 °C et à une température variant de 7,5 °C à 13,5 °C dans une usine pilote. Les solutions traitées se composaient d'un mélange d'eau brute, constitué d'eau usée domestique et industrielle et de produits dégivrants utilisés à l'époque au Canada (DOW-1050, UCAR-C1). L'essai à l'échelle pilote avait pour objectif de vérifier les résultats des essais au laboratoire et de déterminer les problèmes opérationnels susceptibles de survenir à grande échelle.

Le problème opérationnel prédominant lors des essais était la croissance des micro-organismes filamenteux. La prolifération de ces micro-organismes a été attribuée à deux facteurs : la température et la charge organique. En effet, une augmentation du taux de croissance des filamenteux et de l'indice de volume des boues (IVB) a été signalée à

basse température de la solution (5 °C) et lors de l'augmentation de la charge organique ($F/M > 0,15 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MESLM} \cdot \text{d}$).

Les expériences menées par Jank et ses collaborateurs (1973) revêtent une importance capitale puisqu'il s'agit des premiers travaux de recherche sur la biodégradation des produits de dégivrage. Il faut cependant référer à ces travaux avec prudence puisque la composition des produits de dégivrage actuels diffère sensiblement de ceux étudiés en 1973.

Plus récemment, Mørkved et son équipe de recherche (1992) ont étudié, à l'échelle laboratoire, la biodégradation d'un mélange de dégivrant pour avions et dégivrant de pistes à base d'acétate de potassium. Les chercheurs concluent la faisabilité d'un traitement combiné de ce mélange avec les eaux sanitaires de l'aéroport.

3.9 Conclusion

Les quantités consommées par aéroport et par événement de déglçage varient considérablement. Les quantités utilisées annuellement peuvent totaliser quelques centaines de milliers de litres pour un petit aéroport et plusieurs millions de litres dans le cas d'un aéroport majeur. L'utilisation journalière maximale peut atteindre 15 % du volume annuel et plusieurs événements peuvent, en une seule fois, excéder 5 % de ce volume.

Le bilan de dispersion des dégivrants dans la nature indique que plus de 80 % des liquides utilisés finit par se retrouver dans le système de drainage de l'aéroport, si aucune mesure pour les collecter n'est prise.

Les principaux constituants des dégivrants canadiens sont l'éthylène glycol et le diéthylène glycol. Ces deux produits possèdent de très basses tensions de vapeur sur une grande plage de températures ambiantes. Il est donc improbable que le glycol, ruisselant sur les aires où l'opération de dégivrage a lieu, se volatilise. Par ailleurs, le potentiel de bio-accumulation de l'éthylène glycol et du diéthylène glycol dans les tissus des organismes

est négligeable. Ces produits ne sont pas persistants et se biodégradent sous une grande variété de conditions environnementales. Aussi, ils manifestent peu d'affinité pour les sols et il est donc peu probable qu'ils s'adsorbent sur les sédiments des ruisseaux.

Le degré de toxicité des glycols varie en fonction du mode d'absorption. L'ingestion orale de fortes doses peut provoquer chez l'humain des nausées, des vomissements et une dépression du système nerveux central pouvant mener à la mort. L'inhalation et les contacts cutanés provoquent des irritations. Lors d'une exposition chronique, les symptômes s'expriment surtout au niveau des reins où on observe la formation de cristaux d'oxalates et des lésions sévères.

Selon leur teneur en additifs, la toxicité des dégivrants, et plus particulièrement des produits d'antigivrage, est supérieure à celle des constituants (ÉG et DÉG). Plusieurs études ont été réalisées pour évaluer la toxicité de l'éthylène glycol et du diéthylène glycol par rapport aux espèces aquatiques. Par contre, seulement un nombre limité de données existe sur la toxicité des dégivrants et ce, particulièrement dans le cas des espèces qui se situent à la base de la chaîne alimentaire aquatique, en l'occurrence les bactéries, les algues et le benthos.

L'oxydation chimique de l'éthylène glycol conduit, dans de faibles conditions, à la formation de glycolaldéhyde. Le glyoxal est obtenu lors de l'oxydation en phase vapeur. Une oxydation plus vigoureuse donne les acides glycoliques et oxaliques. L'oxydation humide du glycol est possible seulement en présence de systèmes catalytiques agissant sur le mécanisme de l'oxydation. En l'absence d'un tel catalyseur, la conversion de l'éthylène glycol demeurera très faible. Par ailleurs, l'éthylène glycol est parmi les composés possédant le moins d'affinité pour l'adsorption sur charbon activé. Ceci est le résultat du faible poids moléculaire de l'éthylène glycol et de sa miscibilité totale dans l'eau.

La biodégradation d'une faible concentration de liquides de dégivrage dans un procédé de boues activées est possible. Une basse température et une charge organique accrue par l'ajout des dégivrants peuvent provoquer une croissance importante des micro-organismes filamenteux. En plus, la toxicité des dégivrants par rapport aux micro-organismes des boues activées est un élément dont il faudra tenir compte dans les évaluations de la traitabilité des dégivrants par boues activées.

CHAPITRE 4

4.0 EFFET DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i SUR LE TAUX DE BIODÉGRADATION DES DÉGIVRANTS

Le but de cette expérience est de déterminer l'effet de la température ambiante et de la charge organique initiale d'un dégivrant sur le taux de biodégradation. Les résultats seront utiles pour évaluer la vitesse de la dégradation des dégivrants et, conséquemment, déterminer si leur biodégradation aura lieu à proximité du point de rejet dans le cours d'eau ou plus loin en aval. Les résultats permettront également de mieux cerner l'impact des rejets de dégivrants sur la disponibilité en oxygène des cours d'eau. En effet, si la basse température de l'eau pendant les activités de dégivrage réduit le taux d'activité bactérienne, la DBO qui s'exerce alors sur le cours d'eau sera très faible. La vérification de cette hypothèse permettra d'identifier les impacts causés par les dégivrants susceptibles de se manifester à des moments différents en fonction de la température et dans des sections distinctes du cours d'eau en fonction de la concentration.

4.1 Contexte expérimental

L'expérience consiste à biodégrader, à diverses températures, des solutions de dégivrant à différentes teneurs initiales (C_i) dans des réacteurs en cuvée contenant une concentration de micro-organismes variable. Le produit de dégivrage utilisé pour cette expérience est le UCAR-ADF D produit par Union Carbide du Canada inc. Les caractéristiques du produit figurent au Tableau 3.2. Les conditions expérimentales des essais sont présentées au Tableau 4.1. Des contenants de 10, 130 et 200 litres ont servi comme réacteurs. Les essais réalisés à 4 ± 1 °C et 10 ± 1 °C ont eu lieu dans un réfrigérateur à température contrôlée. Les analyses des différents paramètres (pH, oxygène dissous, MES, MVS, DCO, DBO₅, NTK et P total) ont été réalisées selon les méthodes standards [APHA - AWWA - WPCF, 1989].

TABLEAU 4.1

BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT : CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

Essai	C _i (ppm)	Volume traité (L)	T (°C)	Durée (d)
A1	450	8	20 ± 2	1
A2	380	90	20 ± 2	4
A3	750	90	20 ± 2	3
A4	1 000	90	20 ± 2	4
A5	3 000	180	20 ± 2	17
A6	1 650	120	20 ± 2	31
A7	2 700	180	20 ± 2	47
B1	2 000	8	10 ± 1	4
B2	3 000	8	10 ± 1	4
B3	400	8	10 ± 1	9
B4	600	8	10 ± 1	14
B5	800	8	10 ± 1	8
C1	400	8	4 ± 1	20
C2	400	8	4 ± 1	2

La culture bactérienne provenait de l'usine d'épuration de l'entreprise de textile Brooks à Magog. La boue a été maintenue sous aération dans un contenant de 20 litres. L'acclimatation des bactéries a été réalisée sur une période de trois semaines en injectant un substrat constitué d'une solution ayant une concentration de 200 mg/L de dégivrant, 19 mg/L NH₄Cl et 4,4 mg/L KH₂PO₄. Le pH de la solution était de 7,1. Quotidiennement, un volume de 1,25 litre de boue était soutiré et remplacé par le même volume de substrat.

La source d'oxygène et le mélange ont été assurés par des aérateurs munis de pierres poreuses pour améliorer la diffusion. Les résultats détaillés des essais présentés à l'Annexe II indiquent que la concentration d'oxygène dissous des réacteurs a été maintenue

à un niveau relativement élevée (> 2 mg/L). Une solution à base de NH_4Cl et de KH_2PO_4 a servi à maintenir le rapport $\text{DBO}_5/\text{NTK}/\text{P}$ supérieur à 100/5/1 pour chacun des réacteurs.

4.2 Résultats et discussion

Les résultats des analyses de la DBO_5 présentés à l'Annexe II indiquent une importante instabilité. Ceci est particulièrement vrai pour les échantillons à haute concentration et serait imputable au facteur de dilution appréciable imposé à ces échantillons par la méthode de mesure de la DBO_5 [APHA - AWWA - WPCF, 1989]. Pour cette raison, l'analyse des données s'est limitée aux résultats des analyses de la DCO.

Par ailleurs, des analyses ont été effectuées pour établir le rapport DCO/DBO_5 . Le Tableau 4.2 présente les résultats de ces analyses. Pour le produit de dégivrage UCAR-ADF D, le rapport trouvé est approximativement égal à deux (2). Ce rapport a été établi pour sept (7) solutions renfermant des concentrations de dégivrant variant de 500 à 3 000 ppm. Pour chaque solution, trois analyses de la DCO (C1, C2 et C3) et trois analyses de la DBO_5 (B1, B2 et B3) ont été effectuées selon les méthodes standards. La moyenne de chacune des séries d'analyses a été calculée et utilisée pour le calcul du rapport DCO/DBO_5 .

TABLEAU 4.2 RAPPORT DCO/DBO_5 DU DÉGIVRANT UCAR-ADF D

UCAR D (ppm)	DCO (mg/L)				DBO ₅ (mg/L)				DCO/DBO ₅
	C1	C2	C3	Moyenne	B1	B2	B3	Moyenne	
500	512	472	487	490	242	239	254	245	2
750	699	704	720	708	389	361	362	371	1,9
1 000	1 117	986	1 172	1 092	468	526	501	498	2,2
1 500	1 403	1 444	1 505	1 451	725	698	745	723	2
2 000	1 879	1 899	1 840	1 873	1 009	1 019	923	984	1,9
2 500	2 388	2 352	2 407	2 382	1 255	1 314	1 227	1 265	1,9
3 000	2 870	2 913	2 985	2 923	1 610	1 435	1 489	1 511	1,9

L'analyse statistique des résultats des différents essais présentés à l'Annexe II montre que le taux d'enlèvement du dégivrant en terme de DCO suit une cinétique du premier ordre. Le modèle est décrit par l'équation suivante :

$$\ln(C_i/C) = k \cdot t \quad \text{où} \quad \begin{array}{l} C = \text{concentration en tout temps (masse} \cdot \text{volume}^{-1}) \\ C_i = \text{concentration au temps } t = 0 \text{ (masse} \cdot \text{volume}^{-1}) \\ k = \text{taux de réaction (temps}^{-1}) \\ t = \text{temps de réaction (temps)} \end{array}$$

Pour obtenir une forme linéaire, l'équation a été transformée de la façon suivante :

$$\ln C_i - \ln C = k \cdot t \quad \Rightarrow \quad \ln C = -k \cdot t + \ln C_i$$

Ainsi, pour évaluer le taux de réaction (k), il s'agit de calculer la pente de la régression linéaire du logarithme naturel de la DCO en tout temps (C) versus le temps (t). Le point d'intersection de la régression avec ($\ln C$) permet d'estimer la constante ($\ln C_i$) pour un essai donné. La Figure 4.1 montre un calcul typique du modèle de dégradation du dégivrant (Essai B3). Les résultats de tous les essais sont présentés à l'Annexe II.

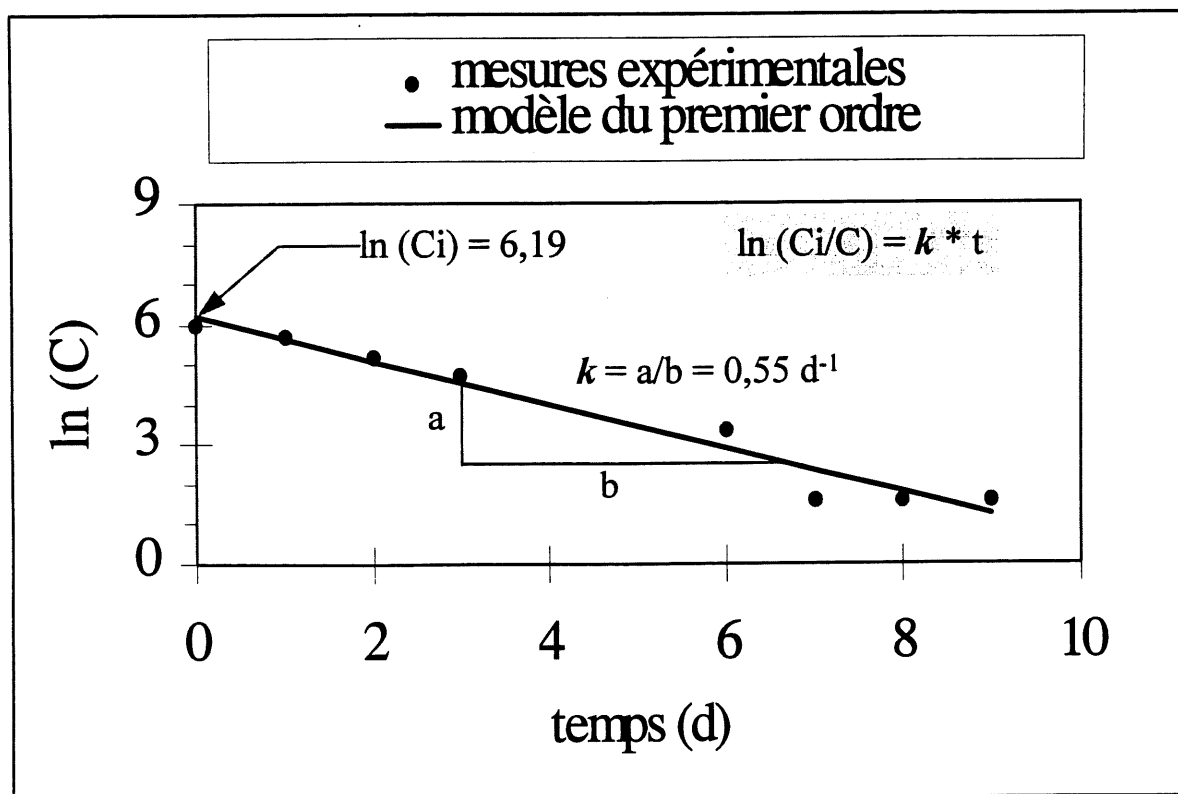


Figure 4.1 Modèle typique de la biodégradation d'un dégivrant.

Le Tableau 4.3 présente les paramètres des équations du premier ordre décrivant la biodégradation du produit de dégivrage UCAR-ADF D sous diverses conditions de températures et de rapports C_i/X_i .

TABLEAU 4.3 RÉGRESSION LINÉAIRE DÉCRIVANT LA BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT

Essai	N	k	$\ln C_i$	R^2	ERR
A1	7	1,60	5,89	0,93	0,17
A2	3	1,03	5,68	1,00	0,19
A3	4	0,72	6,72	0,95	0,27
A4	5	0,20	6,84	1,00	0,02
A5	13	0,16	8,12	0,94	0,22
A6	24	0,19	7,72	0,96	0,35
A7	31	0,07	7,70	0,88	0,38
B1	8	0,81	7,83	0,86	0,51
B2	8	0,72	8,33	0,81	0,55
B3	8	0,55	6,19	0,96	0,41
B4	12	0,29	7,04	0,85	0,55
B5	7	0,08	6,81	0,99	0,03
C1	10	0,05	6,06	0,92	0,10
C2	5	0,05	6,02	0,87	0,02

Les deux premières colonnes du Tableau 4.3 donnent la désignation des essais et le nombre d'observations (N). Les troisième et quatrième colonnes donnent le taux de biodégradation du dégivrant sous forme de DCO par jour (k) et la constante de la régression. Les dernières colonnes présentent le coefficient de corrélation du modèle (R^2) et l'erreur standard pour le logarithme naturel de la concentration (C) estimée.

Les taux de biodégradation du dégivrant en fonction de la température et du rapport C_i/X_i sont résumés au Tableau 4.4. Les concentrations initiales (C_i) et finales (C_e) sont exprimées en terme de mg/L de DCO filtrée. X_i indique la concentration en mg/L des MVS en début d'essais. Le rapport C_i/X_i est exprimé en terme de concentration de DCO initiale par rapport à la concentration initiale de MVS dans les réacteurs.

TABLEAU 4.4 TAUX DE BIODÉGRADATION D'UN DÉGIVRANT (UCAR-ADF D) EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i

Essai	C_i (mg/L)	X_i (mg/L)	C_e (mg/L)	C_i/X_i	T (°C)	k (d ⁻¹)
A1	451	680	76	0,7	20 ± 2	1,60
A2	327	160	5	2,0	20 ± 2	1,03
A3	685	293	79	2,3	20 ± 2	0,72
A4	957	340	457	2,8	20 ± 2	0,20
A5	2 854	270	300	10,6	20 ± 2	0,16
A6	1 572	128	12	12,3	20 ± 2	0,19
A7	2 571	132	67	19,5	20 ± 2	0,07
B1	1 507	4 170	58	0,4	10 ± 1	0,81
B2	2 885	4 320	105	0,7	10 ± 1	0,72
B3	390	413	5	0,9	10 ± 1	0,55
B4	612	293	5	2,1	10 ± 1	0,29
B5	926	360	451	2,6	10 ± 1	0,08
C1	403	220	147	1,8	4 ± 1	0,05
C2	413	131	375	3,2	4 ± 1	0,05

Ainsi, en utilisant un taux représentatif des conditions du milieu et en connaissant la concentration initiale du dégivrant, il sera possible d'estimer la concentration résiduelle en tout temps.

Les taux de biodégradation en fonction de la température et de la charge organique initiale (C_i/X_i) sont présentés à la Figure 4.2.

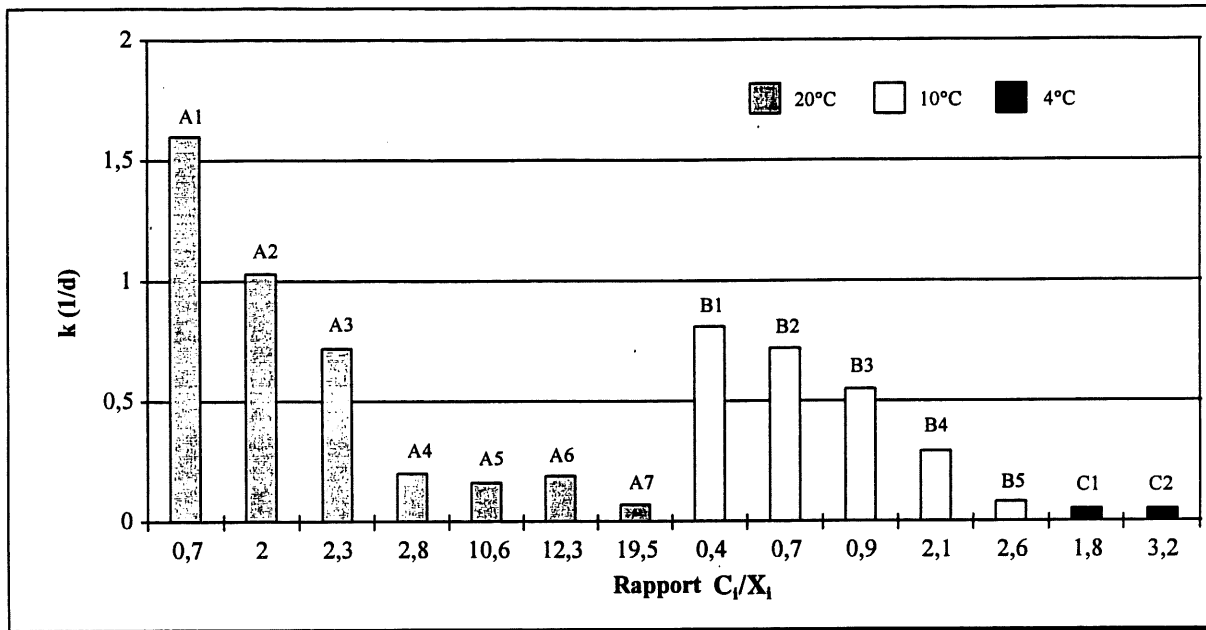


Figure 4.2 Taux de biodégradation d'un dégivrant en fonction de la température et du rapport C_i/X_i .

Dans le cas des tests conduits à 20 ± 2 °C, nous pouvons constater l'existence de deux régions distinctes : $C_i/X_i < 2,8$ et $C_i/X_i > 2,8$. Dans la première région, les valeurs de k varient brusquement de $1,6 \text{ d}^{-1}$ ($C_i/X_i = 0,7$) à $0,2 \text{ d}^{-1}$ ($C_i/X_i = 2,8$) tandis que la chute est moins prononcée, quoiqu'elle demeure apparente, dans la deuxième région ($k = 0,07 \text{ d}^{-1}$ lorsque $C_i/X_i = 19,5$). En effet, une augmentation du rapport C_i/X_i de sept fois dans cette dernière région n'a provoqué qu'une baisse de k de trois fois. Pour les essais menés à 4 ± 1 °C, aucune différence dans la valeur de k ($0,05 \text{ d}^{-1}$) n'a été enregistrée lorsque le rapport C_i/X_i a augmenté de 1,8 à 3,2.

Les résultats démontrent également l'importance de l'effet des basses températures sur le taux d'enlèvement. Tel qu'illustré à la Figure 4.1, le taux d'enlèvement chute radicalement lorsque la température diminue. Cet effet est notable pour les essais ayant un rapport $C_i/X_i \approx 2$ (A2, B4 et C1). Le coefficient du taux d'enlèvement (k) diminue de façon importante ($1,03 \text{ d}^{-1}$, $0,29 \text{ d}^{-1}$ et $0,05 \text{ d}^{-1}$ respectivement) lorsque la température baisse. Cette même conclusion peut être tirée en examinant deux séries d'essais ayant des

rapports C_i/X_i du même ordre (A4 et B5) et (A1 et B2). Dans ces deux cas, la valeur de k a chuté de plus de deux fois lorsque la température a baissé de 20 ± 2 °C à 10 ± 1 °C.

Les résultats des essais suggèrent que le taux de biodégradation dépend de la température ainsi que de la concentration initiale du dégivrant (F) et des micro-organismes (M). Lorsque le rapport C_i/X_i est faible et la température de la solution est relativement élevée (20 °C), la vitesse de dégradation est assez rapide. En présence de micro-organismes, la biodégradation peut donc avoir lieu dans le cours d'eau, près du point de rejet du dégivrant. Quoiqu'elle ne peut être totalement exclue, cette situation est peu probable en climat canadien, où la température de l'eau demeure basse, aux alentours de 10 °C, et ce bien après que les dernières applications de dégivrants aient eu lieu.

En l'absence d'une concentration importante de micro-organismes dans les cours d'eau, et particulièrement lors de rejets massifs de dégivrant, le rapport C_i/X_i devient très important, inhibant ainsi la biodégradation des dégivrants dans les segments du cours d'eau les plus rapprochés du point de rejet. Ce résultat explique la concentration relativement élevée d'oxygène dissous dans les cours d'eau près des points de rejet des dégivrants. En effet, des concentrations d'oxygène dissous variant de 6,5 à 10 mg/L ont été signalées aux points de rejet des dégivrants [CONSULTANTS VFG, 1994 et AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SIMA, 1995]. Ceci permet d'émettre l'hypothèse que la dégradation et la consommation d'oxygène dissous peuvent avoir lieu dans des segments des cours d'eau situés loin des points de rejet et que la zone de l'impact environnemental serait plus étendue que ce qui a déjà été rapporté. Il est important d'entreprendre des évaluations sur le terrain pour confirmer cette hypothèse.

Par ailleurs, si la biodégradation a lieu loin du point de rejet, il n'en demeure pas moins que la concentration élevée de dégivrants aux points de rejet pourra engendrer une toxicité aiguë au biote aquatique. Cette hypothèse vient d'être confirmée dans le cas de rejets de l'aéroport de Baltimore-Washington [FISHER et coll., 1995]. De plus, l'impact toxique peut s'étaler sur une longue partie du trajet des cours d'eaux recevant les

dégivrants. Hartwell et son équipe de recherche (1995) ont établi que de faibles concentrations de dégivants peuvent causer une toxicité chronique chez les ménés Tête-de-boule.

4.3 Conclusion

Le taux de biodégradation dépend de la température ainsi que du rapport entre les concentrations initiales de dégivrant et des micro-organismes (C_i/X_i). Le taux de biodégradation est élevé lorsque le rapport C_i/X_i est faible ou lorsque la température de la solution est élevée (20 °C). Réciproquement, la baisse de la température et un rapport C_i/X_i élevé entraînent une diminution de la vitesse de dégradation des dégivants. La biodégradation du dégivrant suit une cinétique de premier ordre. Le taux de biodégradation (k) mesuré à 20 ± 2 °C varie de $1,6 \text{ d}^{-1}$ pour $C_i/X_i = 0,7$ à $0,07 \text{ d}^{-1}$ lorsque $C_i/X_i = 19,5$. À 10 ± 1 °C, la valeur de k chute à $0,72$ pour un rapport C_i/X_i de $0,7$. À une température de 4 ± 1 °C, aucune différence n'a été enregistrée dans la valeur de k ($0,05 \text{ d}^{-1}$) lorsque le rapport C_i/X_i a augmenté de $1,8$ à $3,2$.

Les concentrations élevées de dégivants aux points de rejet et les températures des cours d'eau inférieures à 10 °C pendant une bonne partie de la saison de dégivrage suggèrent que le taux de biodégradation des dégivants, près des points de rejet, sera faible.

Il est probable que la dégradation et la consommation d'oxygène dissous qui l'accompagne aient lieu dans des segments des cours d'eau situés loin des points de rejet.

Les concentrations élevées de dégivants, aux points de rejet, pourront occasionner une toxicité aiguë au biote aquatique. L'impact toxique peut s'étaler sur une longue partie du trajet des cours d'eaux recevant les dégivants puisque de faibles concentrations de dégivants peuvent causer une toxicité chronique chez des poissons.

CHAPITRE 5

5.0 TRAITEMENT DE DÉGIVRANTS DANS UNE STATION D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES

L'épuration biologique constitue une option intéressante pour le traitement des dégivrants puisqu'elle représente une source de carbone facilement assimilable par les micro-organismes mixtes. L'expérience présentée dans ce chapitre vise à évaluer, à l'échelle réelle, l'impact d'un rejet prolongé d'un dégivrant sur l'efficacité du traitement d'une station de boues activées.

5.1 Contexte expérimental

La station de traitement utilisée lors de l'expérience est celle de Saint-Canut, située à proximité de l'aéroport de Mirabel. Il s'agit d'un procédé d'épuration conventionnel à mélange complet. En plus des rejets en provenance de l'aéroport qui contribuent à approximativement 30 % du débit, la station dessert trois municipalités comptant une population de 5 600 personnes. Le débit moyen de la station d'épuration est de 3 600 m³/d. Au printemps, le débit moyen augmente à environ 4 800 m³/d, alors qu'il diminue en hiver à près de 3 000 m³/d. En ce qui concerne les charges de la station, la DCO moyenne est de 395 mg/L.

L'expérience consiste à déverser du dégivrant à l'égout sanitaire à un débit contrôlé et à effectuer l'analyse de certains paramètres le long de la chaîne de traitement, de façon à évaluer la capacité de la station d'épuration à traiter les dégivrants. Le débit d'injection maximal a été établi à 16 L/h (384 L/d) de liquide de dégivrage XL 54 concentré à 54 % d'éthylène glycol et produit par Union Carbide inc. Pour le dégivrant en question, ce débit correspond à une charge théorique quotidienne de 230 kg de DBO₅ ou de 295 kg de DCO. Ceci représente une augmentation de l'ordre de 25 % de la charge de la DCO traitée en moyenne pendant l'hiver. L'expérience s'est déroulée en quatre phases :

- phase de pré-injection : phase d'une durée d'une semaine qui consiste à faire un suivi de l'exploitation normale de la station d'épuration sans injection de dégivrant;
- phase d'acclimatation : phase d'une durée de deux semaines où le débit d'injection du dégivrant a été progressivement amené de 0 à 16 L/h afin d'acclimater la biomasse des boues activées au nouveau substrat;
- phase d'injection : le débit d'injection du dégivrant est resté constant à 16 L/h durant quatre semaines;
- phase de post-injection : cette phase permet d'évaluer le retour de la station d'épuration à la normale. Un suivi a été effectué pendant trois semaines, sans injection de dégivrant.

La solution a été injectée dans un regard situé sur une branche principale du réseau d'égout sanitaire de l'aéroport de Mirabel à Montréal afin d'assurer un bon mélange de la solution et des eaux usées. Elle a été puisée à partir d'un réservoir renfermant 15 000 litres de dégivrant. Une roulotte chauffée contenait le système d'injection constitué de deux pompes (type Gamma/4-W) qui fonctionnaient à partir d'un réservoir tampon alimenté par le réservoir de 15 000 litres. Le débit d'injection était vérifié régulièrement au moyen d'un chronomètre et d'un cylindre gradué.

La prise d'échantillons lors des phases de pré-injection et d'acclimatation a été effectuée aux deux jours. Lors des phases d'injection et de post-injection, l'échantillonnage a été réalisé aux trois jours. Pour les protéger du froid, les échantillonneurs étaient placés dans des abris en bois chauffés par une ampoule électrique. Les échantillons recueillis ont été conservés dans des glacières maintenues à une température de 4 °C. Ils ont ensuite été acheminés au laboratoire pour analyses. Les analyses ont été effectuées selon les méthodes standards [APHA - AWWA - WPCF, 1992]. L'analyse des glycols a été effectuée par GC/FID, tel que recommandé par MACDONALD et ses collaborateurs (1992b). Les boues déshydratées ont été analysées selon le guide du ministère de l'Environnement et celui de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (1991).

Les points d'échantillonnage (P1 à P7) sont illustrés à la Figure 5.1.

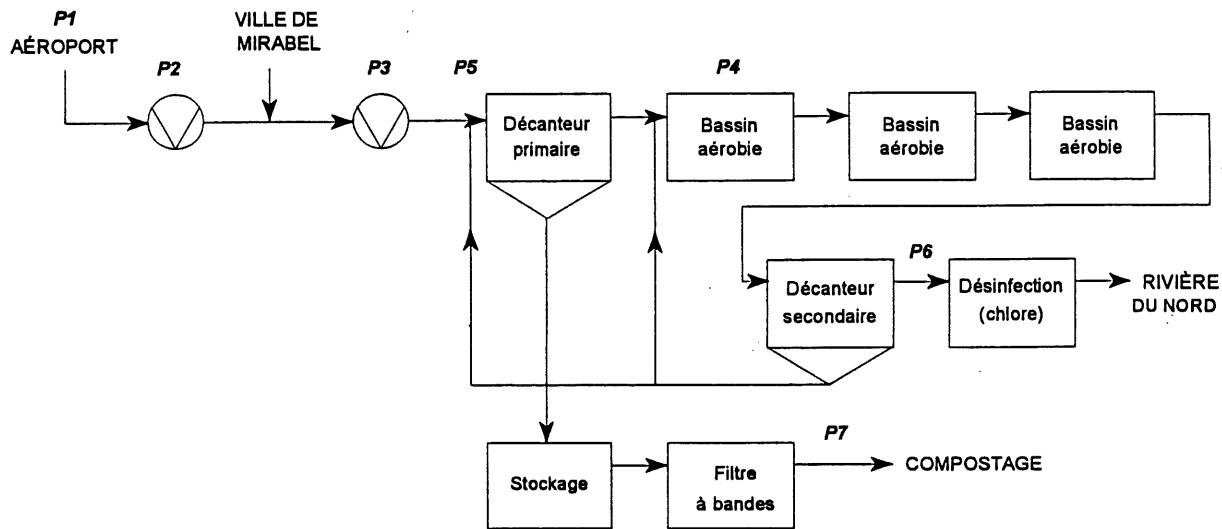


Figure 5.1 Chaîne de traitement de la station d'épuration de Saint-Canut

Ces points ont été répartis comme suit :

- P1: point d'injection de la solution de glycol;
- P2: point d'entrée de l'affluent de l'aéroport à la station d'épuration;
- P3: point d'entrée de l'affluent total (ville + aéroport) à la station d'épuration;
- P4: bassin d'aération n° 1;
- P5: point d'entrée des boues recirculées, situé en amont du décanteur primaire;
- P6: sortie du décanteur secondaire;
- P7: sortie du filtre à bandes de la station d'épuration.

Les activités d'échantillonnage et d'analyses aux différents points sont résumées au Tableau 5.1.

TABLEAU 5.1

PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES

P1 - POINT D'INJECTION	
Période d'échantillonnage	phases d'acclimatation et d'injection
Paramètres analysés	DBO ₅ , DCO, glycols
Type d'échantillonnage	instantané, à la pige
P2 - AFFLUENT DE L'AÉROPORT	
Période d'échantillonnage	pendant toute la durée de l'expérience
Paramètres analysés	DBO ₅ totale et soluble, DCO totale et soluble, MES, MVS, NTK, NH ₃ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N, P total, PO ₄ -P, SO ₄ , glycols, pH et température
Type d'échantillonnage	proportionnel au temps (composé sur 24 heures) puis recomposé selon le débit
Équipements utilisés	échantillonneur automatique portatif 24 bouteilles d'American SIGMA, modèle streamline 800 SL. pH-mètre enregistreur modèle 30 cordless pH/Temp d'Analytical Measurements
P3 - AFFLUENT TOTAL (AÉROPORT + VILLE)	
Période d'échantillonnage	pendant toute la durée du projet
Paramètres analysés	DBO ₅ totale et soluble, DCO totale et soluble, MES, MVS, NTK, NH ₃ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N, P total, PO ₄ -P, température, alcalinité, pH et oxygène dissous
Type d'échantillonnage	proportionnel au temps (composé sur 24 heures) puis recomposé selon le débit
Équipements utilisés	échantillonneur automatique portatif 24 bouteilles d'American SIGMA, modèle streamline 800 SL. pH-mètre enregistreur, modèle 30 cordless pH/Temp d'Analytical Measurements

TABLEAU 5.1 (SUITE) PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES

P4 - BASSIN D'AÉRATION N° 1	
Période d'échantillonnage	pendant toute la durée de l'expérience
Paramètres analysés ou rapportés	MESLM, MVSLM, oxygène dissous, examen microscopique volume des boues, débit d'air, âge des boues, % de recirculation, TUO, chloration
Type d'échantillonnage	instantané, à la pige
Équipements utilisés	oxymètre H18543 HANNA Instruments. cylindre gradué de 1000 mL, microscope à contraste de phase MEIJI avec appareil photo Canon
P5 - BOUES RECIRCULÉES	
Période d'échantillonnage	pendant toute la durée de l'expérience
Paramètres analysés	MESLM, MVSLM
Type d'échantillonnage	instantané, à la pige
P6 - EFFLUENTS DE LA STATION	
Période d'échantillonnage	pendant toute la durée de l'expérience
Paramètres analysés	DBO ₅ totale et soluble, DCO totale et soluble, glycols, MES, MVS, NH ₃ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N, PO ₄ -P, pH, alcalinité, oxygène dissous, température et pH
Type d'échantillonnage	proportionnel au temps (composé sur une période de 24 heures)
Équipements utilisés	échantillonneur automatique portatif 24 bouteilles d'American SIGMA, modèle streamline 800 SL. pH-mètre portatif PT70J587, Plant Products Co. Ltd
P7 - FILTRE À BANDE	
Période d'échantillonnage	1 fois/phase sauf la phase d'acclimatation
Paramètres analysés	pH, MES, MVS, NH ₃ -N, NTK, NO ₂ , NO ₃ , P total inorg., P total, Al, As, B, Cd, Ca, Cr, Co, Fe, Mg, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, K, Se, Zn et BPC
Type d'échantillonnage	instantané, à la pige

5.2 Résultats et discussion

Les résultats détaillés des analyses aux sept points d'échantillonnage sont présentés aux Tableaux 1 à 5 de l'annexe III. Le Tableau 6 de cette annexe présente des données permettant d'évaluer le rendement de la station d'épuration.

5.2.1 Débits et charges traités par la station d'épuration

La Figure 5.2 présente la variation du débit moyen de l'aéroport (P2) et de l'affluent combiné des eaux usées municipales et de l'aéroport (P3) durant les différentes phases de l'expérience.

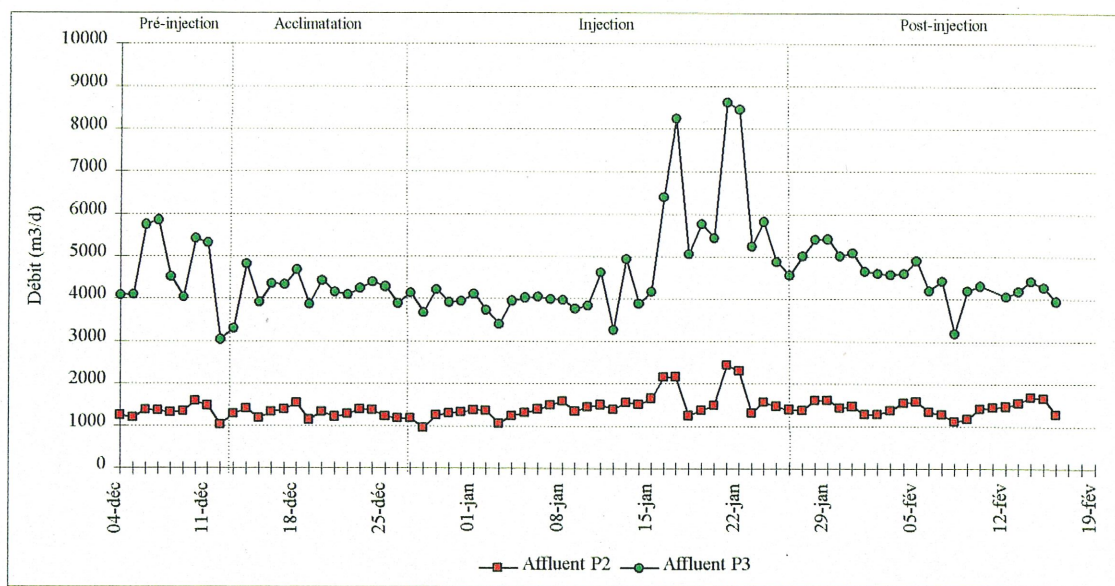


Figure 5.2 – Variation du débit aux points P2 et P3

Le Tableau 5.2 présente les débits moyen, minimal et maximal pour ces mêmes points en fonction des différentes phases de l'expérience. Il montre que le débit en provenance de l'aéroport est généralement constant : entre 1 000 et 1 500 m³/d avec deux points au-dessus de 2 000 m³/d lors des périodes de fonte des neiges et de fortes pluies. Le débit combiné (ville + aéroport) au point P3 est également stable et varie entre 4 000 et 4 900 m³/d avec deux pointes importantes supérieures à 8 000 m³/d atteintes lors de fonte des neiges et de fortes pluies.

TABLEAU 5.2

VARIATION DU DÉBIT AUX POINTS P2 ET P3

Phase de l'expérience	Moyen	Minimal	Maximal
Débit au point P2 (m ³ /d)			
Pré-injection	1 360	1 193	1 582
Acclimatation	1 285	1 035	1 532
Injection	1 488	953	2 296
Post-injection	1 430	1 116	1 685
Débit au point P3 (m ³ /d)			
Pré-injection	4 881	4 036	5 842
Acclimatation	4 120	3 037	4 810
Injection	4 776	3 268	8 619
Post-injection	4 310	3 200	5 415

La Figure 5.3 montre que pendant toute la période d'injection du dégivrant dans le réseau, la DCO du dégivrant injecté demeure relativement constante avec une concentration moyenne de 770 000 mg/L. Pour un débit d'injection à pleine charge de 16 L/h, ceci correspond à 295 kg/d de DCO.

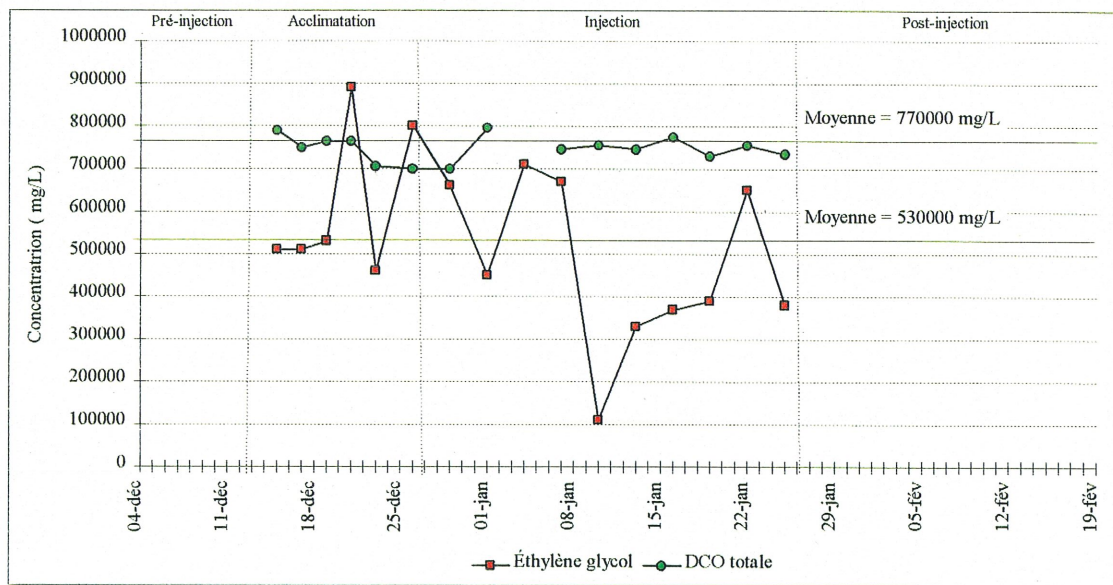


Figure 5.3 Variation de la concentration en éthylène glycol et de la DCO totale au point d'injection (P1)

Concernant l'analyse du glycol, nous constatons que les concentrations d'ÉG sont très variables (Tableau 1 de l'Annexe III). Ceci est probablement dû à la très grande sensibilité de la méthode analytique utilisée (GC/FID) par rapport aux dilutions élevées.

Par ailleurs, des analyses de DBO₅ effectuées sur la solution de glycol injectée n'ont pas été retenues en raison de l'instabilité des résultats causée par les dilutions imposées par la méthode analytique pour des valeurs de DBO₅ élevées. Pour tenter de stabiliser les lectures de DBO₅, les tests ont été répétés avec des boues acclimatées. Des résultats comparables ont cependant été obtenus.

Le Tableau 5.3 présente les charges moyennes en DBO₅ et en DCO en provenance de l'aéroport (P2) et de l'affluent combiné des eaux usées municipales et de l'aéroport (P3) au cours des différentes phases de l'expérience. Ces charges ont été établies à partir des débits et des concentrations mesurés aux points respectifs. Ces résultats permettent de confirmer l'augmentation de la charge à traiter après l'injection du dégivrant.

TABLEAU 5.3 VARIATION DES CHARGES MOYENNES EN DBO₅ ET EN DCO AUX POINTS 2 ET 3

P2: Valeurs moyennes (kg/d)	DBO ₅ t	DBO ₅ s	DCO t	DCO s
Phase 1 : Pré-injection	143	82	380	158
Phase 2 : Acclimatation	285	156	624	280
Phase 3 : Injection	419	271	768	416
Phase 4 : Post-injection	225	98	580	190
P3: Valeurs moyennes (kg/d)	DBO ₅ t	DBO ₅ s	DCO t	DCO s
Phase 1 : Pré-injection	262	137	823	342
Phase 2 : Acclimatation	431	219	1 188	428
Phase 3 : Injection	726	320	1 902	675
Phase 4 : Post-injection	325	118	899	323

Nous constatons une augmentation de la charge en DBO₅ totale et soluble aux points 2 et 3 durant la phase d'injection du dégivrant. Les résultats de la phase de post-injection démontrent un retour à la situation qui prévalait avant l'injection du dégivrant. Les mêmes tendances sont observées pour la DCO.

5.2.2 pH, température et oxygène dissous

• pH

La Figure 5.4 montre que le pH de l'affluent combiné des eaux usées municipales et de l'aéroport s'est maintenu autour de 7 avant et après l'ajout du glycol.

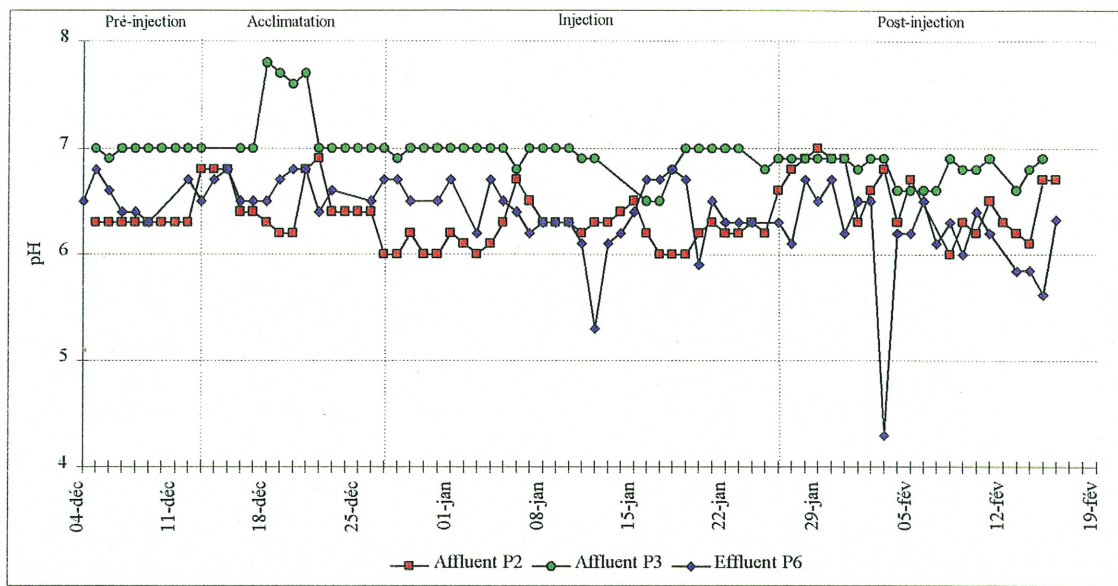


Figure 5.4 Variation du pH aux points P2, P3 et P6

En général, les eaux sans glycol en provenance de l'aéroport ont un pH de l'ordre de 6,3. Elles sont neutralisées par les eaux usées municipales et entrent dans la chaîne de traitement avec un pH d'environ 7. Le pH moyen de l'effluent (P6) s'est établi à environ 6,5, soit un différentiel de 0,5 par rapport au pH de l'affluent. Ce résultat pourrait être attribuable à la présence des acides organiques formés par la biodégradation des produits organiques [GAUDY et GAUDY, 1980]. L'éthylène glycol contenu dans le dégivrant n'a pas accentué le phénomène. La baisse de pH de l'effluent est stable avant, pendant et après l'ajout du dégivrant. Une autre explication de la baisse du pH serait une défaillance de l'instrument de mesure de pH au point P6. En effet, lors d'une vérification à l'aide d'un pH-mètre calibré, l'instrument en question a systématiquement mesuré des valeurs plus acides que l'instrument-étalon. Cette deuxième hypothèse nous paraît valable à la lumière des résultats des analyses de l'alcalinité de l'affluent (P3) et de l'effluent (P6)

l'effluent (P6) présentés aux Tableaux 3 et 4 de l'Annexe III. Ceux-ci démontrent la persistance d'une alcalinité résiduelle suffisante pour neutraliser l'effluent.

- *Température*

Durant l'expérience, la température de l'affluent combiné des eaux usées municipales et de l'aéroport (P3) s'est maintenue en moyenne à 10 °C jusqu'au 9 janvier, date à laquelle a débuté une période de pluie intense. Pendant cette période, la température des eaux a monté à 12 °C pour retomber à une moyenne de 8 °C jusqu'à la fin de l'expérience. Les eaux usées en provenance de l'aéroport sont généralement plus chaudes que celles de la municipalité. De manière générale, la température moyenne des eaux de l'aéroport s'est maintenue entre 11 °C et 13 °C durant l'expérience.

La température a un effet considérable sur la performance du procédé. En effet, à faible charge organique, l'enlèvement de la DBO dépend de la diffusion de l'oxygène dans le floc biologique, où il est utilisé par les micro-organismes. La faible température provoque une réduction du taux d'utilisation d'oxygène, ce qui permet une meilleure diffusion de l'oxygène dans le floc et favorise ainsi le maintien de conditions aérobies à l'intérieur du floc [ECKENFELDER, 1980]. L'effet de la température sur le taux de biodégradation des dégivrants a été discuté au Chapitre 4. Il est bien établi qu'une baisse de température provoque une réduction de la vitesse de dégradation des dégivrants [SABEH et NARASIAH, 1991]. La Figure 5.5 présente la variation de la température au cours de l'expérience.

La température a aussi un impact sur la décantation des boues puisque leur vitesse de décantation dépend de la densité et de la viscosité du milieu à travers lequel elles décantent. À basse température, l'eau devient plus dense et plus visqueuse, les matières solides ne se décantent pas facilement et les matières fines peuvent outrepasser le déversoir de sortie, entraînant une baisse de rendement du traitement.

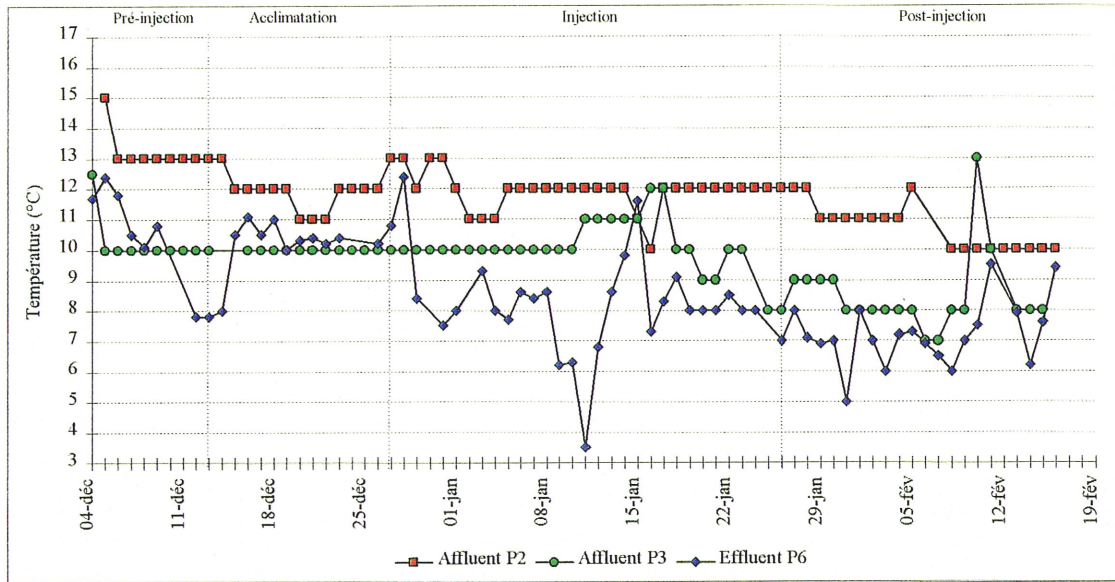


Figure 5.5 Variation de la température aux points P2, P3 et P6

• *Oxygène dissous*

L'utilisation de l'oxygène par les micro-organismes est dictée par la synthèse cellulaire ainsi que par les besoins énergétiques des fonctions d'entretien. Le Tableau 5.4 présente les valeurs moyenne, minimale et maximale pour l'oxygène dissous mesuré dans le bassin d'aération n° 1 (P4) en fonction des différentes phases de l'expérience.

TABLEAU 5.4 VARIATION DE LA CONCENTRATION DE L'OXYGÈNE DISSOUS DANS LE BASSIN D'AÉRATION N° 1

Oxygène dissous (mg/L)	Moyenne	Minimale	Maximale
Pré-injection	3,2	2,6	4,0
Acclimatation	2,0	0,2	3,6
Injection	1,9	0,5	3,8
Post-injection	1,7	0,5	3,8

L'oxygène dissous a été maintenu à des concentrations satisfaisantes durant l'expérience, une concentration résiduelle de l'ordre de 1 à 2 mg/L étant considérée comme acceptable pour maintenir des conditions aérobies dans la masse biologique. Malgré l'augmentation du débit d'air pendant deux semaines au cours de la phase d'injection, la concentration de l'oxygène dissous a été inférieure à 1 mg/L à quelques

reprises (Tableau 5 de l'Annexe III). Cette situation sporadique n'a pu avoir de conséquences sur les conditions aérobies du traitement.

La Figure 5.6 présente la variation du taux spécifique d'utilisation de l'oxygène (TSUO). Ce paramètre représente le taux d'utilisation de l'oxygène dissous par gramme de biomasse. Il a été mesuré avec des échantillons de biomasse recueillis dans le bassin d'aération n° 1 (P4). Le TSUO s'est généralement maintenu entre 10 et 20 mg O₂/L/h/g MVS, valeurs typiques d'un traitement efficace [WPCF, 1989]. L'ajout de glycol n'a pas eu d'impact sur le taux d'utilisation d'oxygène.

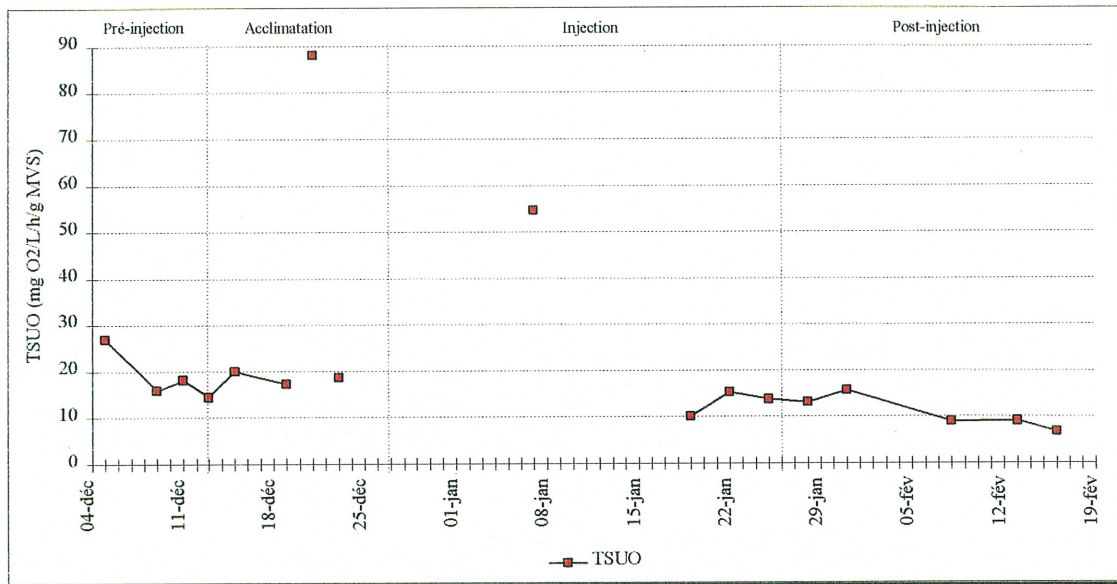


Figure 5.6 Variation du taux spécifique d'utilisation d'oxygène (TSUO)

5.2.3 Nutriments

L'enlèvement de la matière organique dans les boues activées s'accomplit par des micro-organismes aérobies hétérotrophes. Ceux-ci utilisent une fraction de la matière organique comme source de carbone servant à la synthèse de la nouvelle biomasse et oxydent le restant afin de fournir l'énergie nécessaire aux autres fonctions vitales. Ainsi, pour qu'il y ait la synthèse, l'eau usée doit contenir une concentration suffisante

d'éléments composant le matériel cytoplasmique des cellules. De façon générale, ces éléments nutritifs se trouvent en quantités suffisantes dans les eaux municipales. Il arrive cependant, surtout dans le cas de rejets industriels, que les eaux usées soient déficientes en azote et en phosphore. Dans ce cas, il est essentiel d'ajouter ces éléments au procédé [BENEFIELD et RANDALL, 1980].

Les nutriments constituent une composante essentielle de la synthèse cellulaire. La quantité de nutriments requise dépend ainsi des conditions de croissance des micro-organismes et, par conséquent, varie selon le temps de rétention cellulaire ou l'âge des boues [SHERRARD et SCHROEDER, 1976]. Ainsi, le rapport carbone/azote/phosphore, exprimé en terme de $DBO_5/N/P$, varie de 100/5,4/1 à 250/5,4/1 lorsque l'âge des boues passe de ± 5 jours à ± 20 jours. Le rapport $DBO_5/N/P$ le plus communément utilisé demeure cependant 100/5/1. Un autre rapport souvent utilisé est $DCO/N/P = 140/4,7/1$ [GRADY et LIM, 1980]. Les essais de traitabilité des dégivants [JANK et coll., 1973] indiquent un ratio $DBO_5/N/P$ de 100/5/1 lorsque la température est de 10 °C. Une plus grande quantité d'azote est requise lorsque la température tombe de 5 °C à 2 °C alors que le rapport $DBO_5/N/P$ devient 100/7/1 et 100/9/1 respectivement. Les essais sur un mélange constitué de dégivants différents de ceux utilisés par Jank proposent un rapport $DCO/N/P$ de 110/10/1 [MØRKVED et coll., 1992].

- *Azote*

La Figure 5.7 présente la variation des rapports DBO_5 total/NTK et DBO_5 soluble/ NH_3-N à l'entrée du bioréacteur (P3). Les rapports rencontrés à l'entrée du bioréacteur pendant l'essai sont les suivants :

$$DBO_5 \text{ total/NTK} < 8,0 \text{ en tout temps}$$
$$DBO_5 \text{ soluble}/NH_3-N < 7,0 \text{ en tout temps}$$

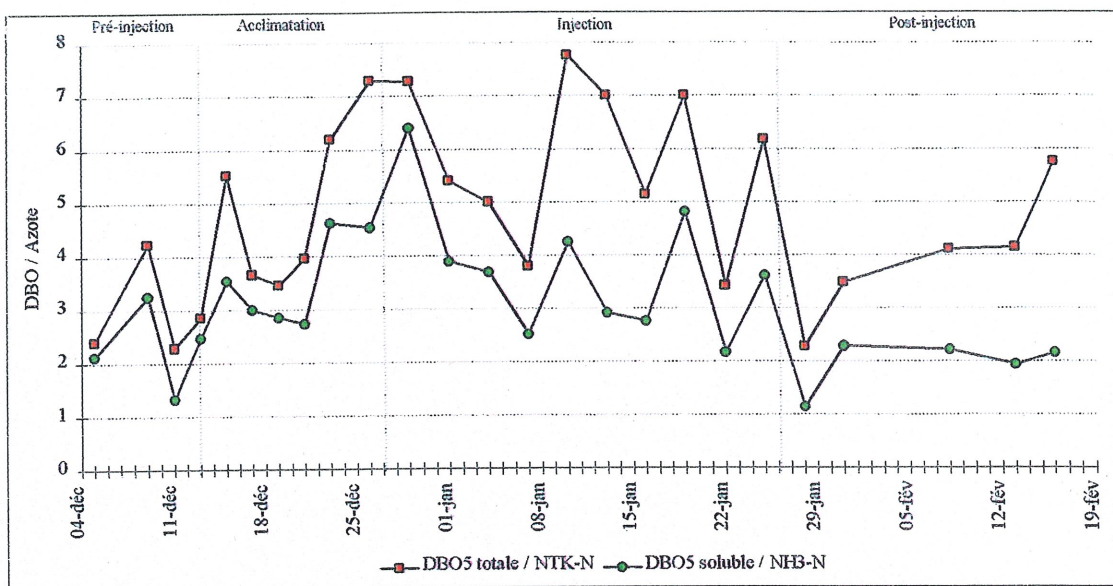


Figure 5.7 Variation des rapports DBO₅/azote à l'entrée du bioréacteur (P3)

Le rapport généralement accepté DBO₅/N < 20 est largement respecté et, conséquemment, l'azote ne constituait pas un paramètre limitatif à la croissance de la biomasse. Le Tableau 5.5 présente les concentrations moyenne, minimale et maximale pour l'azote ammoniacal résiduel à l'effluent (P6) en fonction des différentes phases de l'essai.

TABLEAU 5.5 CONCENTRATIONS DE L'AZOTE AMMONIACAL RÉSIDUEL À L'EFFLUENT (P6)

NH ₃ -N (mg/L)	Moyenne	Minimale	Maximale
Pré-injection	0,1	0,05	0,15
Acclimatation	5,0	0,05	17
Injection	7,1	0,6	22
Post-injection	2,9	0,7	5,9

Le Tableau 5.5 ainsi que les Figures 5.8 et 5.9 montrent que l'injection du dégivrant a provoqué une diminution significative du processus de nitrification et, conséquemment, une hausse de l'azote ammoniacal résiduel de l'effluent à la station (P6). En effet, durant la phase de pré-injection, la concentration moyenne d'azote ammoniacal de l'effluent (P6) était inférieure à 0,1 mg/L alors qu'elle était en moyenne de 15 mg/L à l'affluent (P3) (Tableau 3 de l'Annexe III). Pendant cette même phase, on observe la relation inverse

pour les nitrites-nitrates, soit 0 mg/L de nitrites-nitrates à l'affluent (P3) et 12 mg/L en moyenne à l'effluent (P6) (Tableaux 3 et 4 de l'Annexe III).

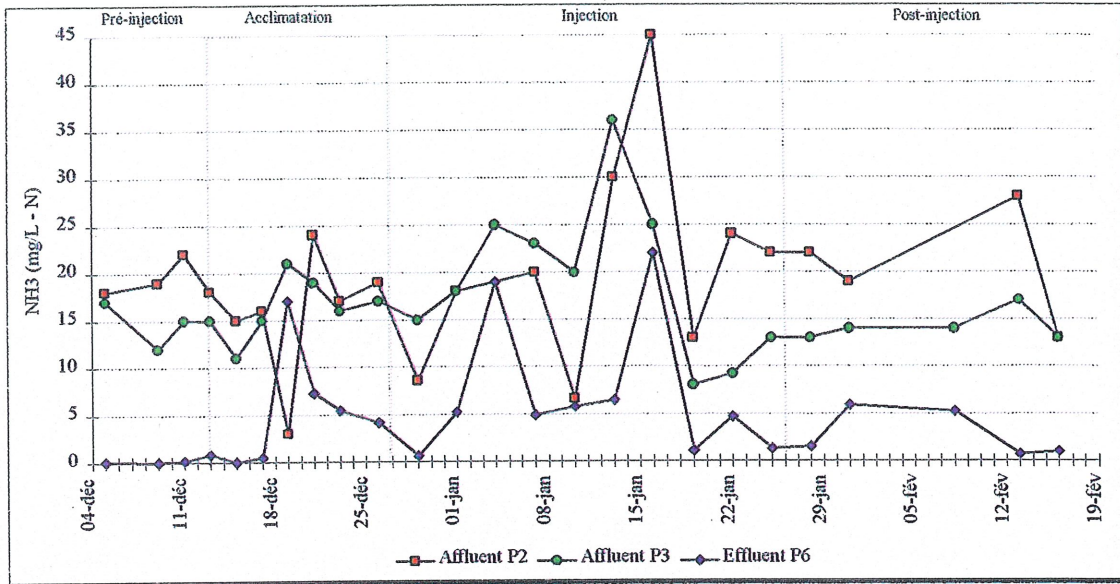


Figure 5.8 Variation des concentrations en azote ammoniacal (NH₃) aux points P2, P3 et P6

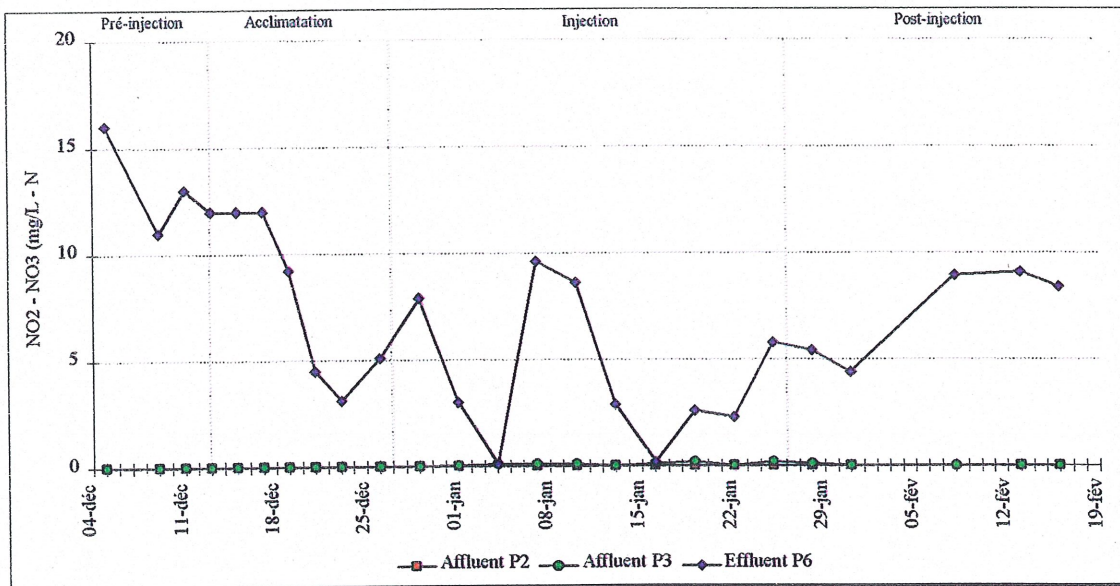


Figure 5.9 Variation des concentrations en nitrites-nitrates (NO₂-NO₃) aux points P2, P3 et P6

Le processus de nitrification était donc bien établi avant l'injection du dégivrant. Or, les résultats des analyses de l'azote ammoniacal et des nitrites-nitrates des phases d'acclimatation et d'injection subséquentes nous révèlent que le processus de nitrification avait considérablement ralenti. La nitrification a amorcé un redressement en fin d'injection.

À l'examen des Figures 5.8 et 5.9, nous constatons également que, durant l'acclimatation, la concentration en nitrates de l'effluent (P6) a diminué constamment. La concentration d'azote ammoniacal a suivi le processus inverse et atteint un sommet lorsque la concentration en nitrates était minimale. Le processus de nitrification a repris en fin d'injection de dégivrant.

Plusieurs facteurs peuvent affecter la nitrification : le pH, la température, l'oxygène dissous et la compétition des bactéries pour l'utilisation de substrats carbone-azote [GRADY et LIM, 1980].

Le pH a un impact notoire sur la croissance des bactéries nitrifiantes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, responsables de l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite et subséquemment en nitrate. Étant donné la production d'acide nitrique lors de l'oxydation du $\text{NH}_3\text{-N}$, la nitrification s'accompagne d'une réduction proportionnelle de l'alcalinité de la solution traitée [ECKENFELDER, 1980]. Les résultats des analyses d'alcalinité et d'azote ammoniacal présentés aux Tableaux 3 et 4 de l'Annexe III confirment une réduction de l'alcalinité en fonction de l'intensité de la nitrification. La nitrification a lieu habituellement dans un milieu à pH variant de 6,0 à 9,0. Le pH étant demeuré relativement constant durant toute l'expérience, il est peu probable que ce paramètre soit à l'origine de l'inhibition de la nitrification.

La température peut aussi influencer le taux de croissance des bactéries nitrifiantes. Lors d'une baisse de température, la réduction de l'activité des *Nitrosomonas* est plus importante que celle des *Nitrobacter*. Le taux de conversion de l'azote ammoniacal en

nitrite est donc diminué, ce qui provoque une réduction de la suite du processus de nitrification [GRADY et LIM, 1980]. Comme l'indique la Figure 5.5, la température de l'effluent a varié de façon sensible durant l'expérience. Dès le début de l'étude, la température moyenne de l'effluent passe de 12 à 8 °C en moins d'une semaine. Une baisse aussi radicale de température a pu affecter la cinétique de la nitrification. À l'exception de la phase d'acclimatation où la température s'est maintenue entre 10 °C et 12 °C, la température moyenne des effluents a toujours été inférieure à 9 °C et elle s'est maintenue entre 6 et 8 °C. À ces températures, la nitrification est habituellement réduite de façon importante.

Une concentration d'oxygène dissous inférieure à 2 mg/L dans le bioréacteur peut également affecter le processus de nitrification [ECKENFELDER, 1980]. Durant l'expérience, des concentrations inférieures à 2 mg/L ont été observées à plusieurs reprises (Tableau 5 de l'Annexe III). Tel que mentionné au Tableau 5.4, la concentration moyenne de l'oxygène dissous dans le bassin d'aération n° 1, pendant les phases d'injection et de post-injection, était légèrement inférieure à 2 mg/L. Cette situation aurait pu avoir un impact sur la nitrification.

Par ailleurs, l'ajout de dégivrant a augmenté le rapport DBO_5/NTK (Figure 5.7). Le processus de compétition entre les bactéries utilisatrices de carbone et les bactéries nitrifiantes en présence d'un rapport DBO_5/NTK élevé est tel que les bactéries nitrifiantes ne peuvent être efficaces que lorsque le carbone disponible sera réduit à un certain seuil [TCHOBANOGLOUS et SCHROEDER, 1985]. L'ajout de DBO_5 sous forme de glycol a pour effet d'allonger le temps de traitement avant d'atteindre le seuil requis et d'ainsi réduire le temps disponible pour la nitrification.

- **Phosphore**

La Figure 5.10 présente la variation des rapports DBO_5 totale/P total et DBO_5 soluble/ PO_4 -P à l'entrée du bioréacteur (P3). Ces rapports sont les suivants :

DBO_5 totale/P total < 60 en tout temps (sauf une journée ≈ 120)

DBO_5 soluble/ PO_4 -P < 40 en tout temps

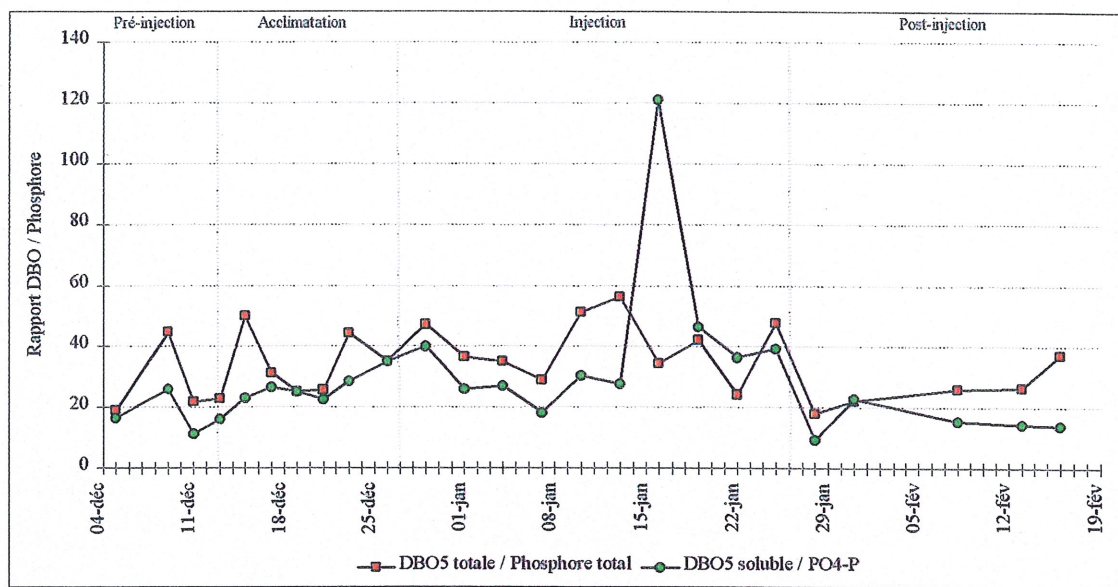


Figure 5.10 Variation des rapports DBO_5 /P à l'entrée du bioréacteur (P3)

Le rapport généralement accepté DBO_5 /P < 100 est largement respecté. Conséquemment, le phosphore n'était pas un paramètre limitatif de la croissance de la biomasse durant l'expérience.

Dans les eaux usées municipales, le phosphore se trouve sous trois formes : le phosphore organique, les orthophosphates et les polyphosphates. Les bactéries sont en mesure d'assimiler les orthophosphates durant leur processus de croissance. Les polyphosphates doivent subir une hydrolyse enzymatique qui les transforme en orthophosphates avant d'être assimilés par les bactéries. Le Tableau 5.6 présente les valeurs moyenne, minimale et maximale des orthophosphates résiduels à l'effluent (P6) en fonction des différentes phases de l'essai.

TABLEAU 5.6 VARIATION DE LA CONCENTRATION RÉSIDUELLES DES ORTHOPHOSPHATES À L'EFFLUENT (P6)

PO ₄ -P (mg/L)	Moyenne	Minimale	Maximale
Pré-injection	1,9	1,4	2,4
Acclimatation	2,2	1,7	3,7
Injection	1,6	0,5	3,1
Post-injection	2,0	1,5	2,9

Le Tableau 5.6 montre que l'apport en phosphore dans les eaux brutes était suffisant pour maintenir une concentration résiduelle assurant le fonctionnement du métabolisme de la biomasse. La diminution de la concentration moyenne du phosphore résiduel, pendant la phase d'injection, résulte probablement de l'augmentation de la synthèse cellulaire, qui découle de l'augmentation de la DBO₅ de l'affluent de la station après injection du dégivrant.

5.2.4 Impacts sur la liqueur mixte

- *Toxicité des dégivrants par rapport aux micro-organismes des boues activées*

La toxicité exercée sur les systèmes de traitement des eaux usées peut être appréciée en évaluant l'inhibition de la respiration des bactéries des boues activées [OCDE, 1984].

Le protocole expérimental permet d'évaluer l'effet d'un échantillon liquide contenant différentes concentrations de dégivrants sur le rythme de respiration des micro-organismes dans des conditions déterminées. Les résultats du test s'exprime en terme de concentration pour laquelle le rythme de respiration est égal à 50 % en moyenne de celui des témoins (CE₅₀). La durée d'exposition est de trois heures et les températures d'essais sont les suivantes : 20 ± 2 °C, 10 ± 1 °C et 4 ± 1 °C.

Le principe du test consiste à mesurer le taux de respiration d'un échantillon-témoin composé de boues activées provenant de la station d'épuration après contact de trois heures. Cet échantillon est alimenté d'un volume d'eau usée reconstituée sans dégivrant. On mesure également dans des conditions identiques le taux de respiration d'échantillons de boues activées exposées pendant trois heures à différentes concentrations du dégivrant testé. L'effet inhibiteur du dégivrant à une concentration donnée s'exprime en pourcentage du taux de respiration de l'échantillon-témoin.

Le taux de respiration est calculé à partir du tracé des données d'oxygène dissous pour les mesures comprises approximativement entre 2,5 et 6,5 mg O₂/L, ou sur une période de dix minutes quand le rythme de respiration est faible. Les solutions testées sont les suivantes :

- ⇒ liquide de dégivrage UCAR XL-54 contenant 54 % d'ÉG et 0,5 % d'additifs
- ⇒ éthylène glycol, eau (54 % ÉG et 46 % eau - v/v)
- ⇒ liquide antigivrant UC 5.1 contenant 46 % ÉG, 21 % DÉG et 5,9 % d'additifs
- ⇒ éthylène glycol, diéthylène glycol, eau (46 % ÉG, 21 % DÉG et 27 % eau - v/v)

Les différents mélanges testés permettent de percevoir si la toxicité des dégivrants testés, par rapport aux boues activées, diffère d'un produit à l'autre. Ils permettent notamment de comparer la toxicité des dégivrants à celle de solutions à teneur comparable en glycols, sans toutefois renfermer des additifs.

Les essais ont été réalisés au laboratoire d'Analex inc. situé à Laval (Québec). Les conditions expérimentales sont présentées au Tableau 7 de l'Annexe III. Les caractéristiques chimiques des produits testés ainsi que les résultats des essais réalisés à 20 ± 2 °C et à 10 ± 1 °C sont présentés au Tableau 5.7. Pour chaque dégivrant, trois réplicats ont été réalisés. La valeur de CE_{50-3 h} en pourcentage de volume est suivie de l'intervalle de confiance de 95 %. La toxicité des solutions testées à 4 ± 1 °C n'a pu être évaluée, puisque aucune réduction du taux de respiration des micro-organismes n'a eu lieu en trois heures. Ceci est probablement le résultat d'une inhibition du métabolisme des bactéries causée par la basse température.

TABLEAU 5.7 RÉSULTATS DES TESTS D'INHIBITION DU TAUX DE RESPIRATION DES BACTÉRIES DES BOUES ACTIVÉES

CE ₅₀ -3 h, T=20 ± 2 °C	54 % ÉG	46 % ÉG et 21 % DÉG
Réplicat 1	45,1 (42,6-48,2)	27,9 (15,7-37,1)
Réplicat 2	40,8 (38,7-43,0)	33,4 (30,7-36,3)
Réplicat 3	43,9 (40,6-48,3)	27,2 (24,2-29,9)
Moyenne	43,3 %	29,5 %
pH	7,9	7,2
Conductivité (µmhos/cm)	1,1	2,6
Oxygène dissous (mg/L)	10,4	10,4

CE ₅₀ -3 h, T=20 ± 2 °C	UCAR XL 54	UCAR UC 5.1
Réplicat 1	28,9 (6,5-44,7)	33,9 (31,3-36,9)
Réplicat 2	31,1 (29,3-32,8)	32,8 (13,0-61,7)
Réplicat 3	29,2 (27,5-30,9)	34,1 (31,0-37,4)
Moyenne	29,7 %	33,6 %
pH	8,1	8,1
Conductivité (µmhos/cm)	135	460
Oxygène dissous (mg/L)	7,8	4,9

CE ₅₀ -3 h, T=10 ± 2 °C	54 % ÉG	46 % ÉG et 21 % DÉG
Réplicat 1	34,9 (33,1-36,8)	< 20
Réplicat 2	42,8 (40,8-45,1)	< 20
Réplicat 3	44,2 (41,8-47,1)	< 20
Moyenne	40,6 %	< 20 %
pH	7,9	7,2
Conductivité (µmhos/cm)	1,1	2,6
Oxygène dissous (mg/L)	10,4	10,4

CE ₅₀ -3 h, T=10 ± 2 °C	UCAR XL 54	UCAR UC 5.1
Réplicat 1	< 20	21,5 (6,8-25,9)
Réplicat 2	24,7 (19,8-28,4)	< 20
Réplicat 3	< 20	21,1 (14,2-25,5)
Moyenne	< 21,6%	< 20,9%
pH	8,1	8,1
Conductivité (µmhos/cm)	135	460
Oxygène dissous (mg/L)	7,8	4,9

Il importe de préciser que les valeurs de CE_{50} obtenues ne constituent que les niveaux de toxicité probable des dégivrants testés pour le traitement par boues activées. En effet, les interactions complexes qui se produisent dans les bassins d'aération soumis à des variations opérationnelles ne peuvent être simulées avec précision en laboratoire. Ainsi, les seules conclusions que nous pouvons tirer se résument à l'établissement d'une $CE_{50-3\text{ h}}$ de l'ordre de 30 % en volume dans le cas des dégivrants, ainsi que d'une toxicité moins élevée dans le cas d'une solution contenant 54 % d'éthylène glycol.

La concentration traitée par la station d'épuration dans le cadre de cette expérience était nettement inférieure à la concentration toxique de 30 %. Le débit d'injection maximal était de 384 L/d de dégivrant alors que le débit journalier minimal enregistré durant cette même phase était de l'ordre de 3 400 m³/d d'eau usée (Tableau 3 de l'Annexe III), ce qui représente une concentration 2 700 fois inférieure à la CE_{50} évaluée.

En outre, la baisse de température provoque une réduction du taux de respiration des micro-organismes, aussi bien dans les échantillons contenant des dégivrants que dans les échantillons-témoins. Cette situation pourra entraîner une erreur dans l'estimation des concentrations toxiques, à cause de la sensibilité du rapport entre le taux de respiration de l'échantillon contenant le dégivrant et celui du témoin, dans l'intervalle de mesure.

- ***Rapport aliments/micro-organismes et évolution des MESLM et MVSLM***

Le rapport aliments/micro-organismes (F/M) représente la charge organique entrant dans la filière du traitement biologique par unité de biomasse dans le bassin d'aération par unité de temps. Il existe une relation inverse entre le rapport F/M et le temps de rétention cellulaire ou l'âge des boues. Dans un procédé à boues activées, la charge organique a un effet sur le rendement du traitement, la production des boues, la consommation d'oxygène et la facilité de décantation des boues [BENEFIELD et RANDALL, 1980].

Un procédé à charge organique élevée, donc avec des boues en bas âge, se caractérise par un faible rendement du traitement. Dans ces conditions, la production de boues est favorisée, contribuant ainsi à l'enlèvement de l'azote et du phosphore utilisés dans la synthèse cellulaire. La consommation d'oxygène est diminuée puisque le substrat est utilisé dans une proportion importante lors de la synthèse plutôt que pour d'autres besoins énergétiques. En outre, le bas âge des boues entraîne un taux de croissance élevé favorisant ainsi une dissémination de la biomasse, en réduisant la capacité de décantation.

Par contre, un procédé fonctionnant à faible charge organique, donc avec des boues âgées, se caractérise par un rendement relativement élevé. La production des boues est faible tout comme l'enlèvement des nutriments. La consommation d'oxygène est importante car une large proportion du substrat est oxydée pour satisfaire les besoins énergétiques des micro-organismes. Malgré le faible taux de croissance dû à l'âge des boues, une défloculation des boues peut survenir dans des conditions extrêmes, réduisant ainsi leur la capacité de décantation. La Figure 5.11 montre la variation des MESLM et des MVSLM dans le bassin d'aération n° 1.

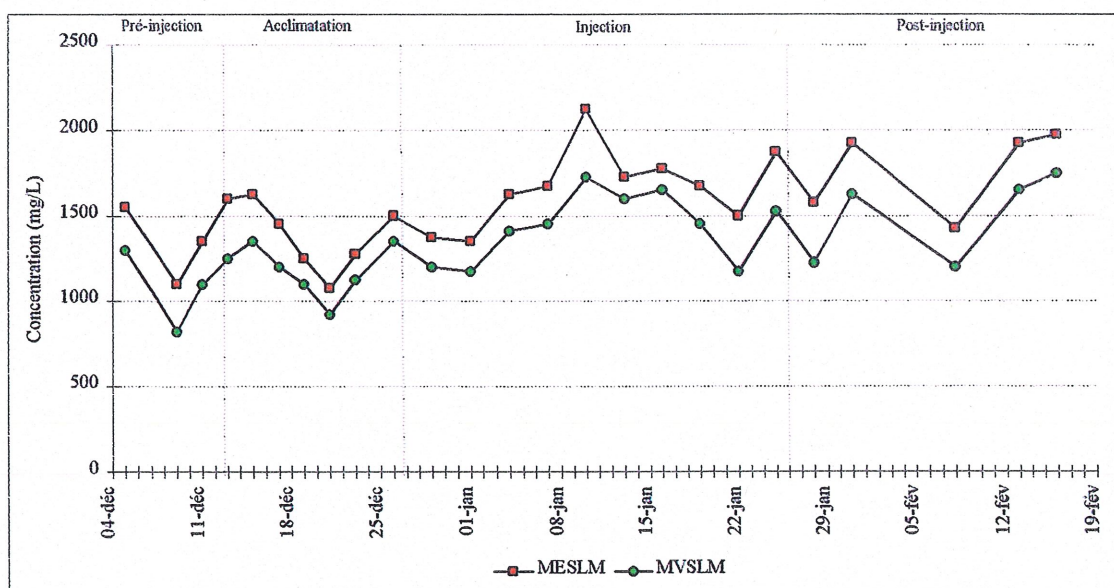


Figure 5.11 Variation des concentrations en MES et MVS dans la liqueur mixte

Les valeurs de concentration de la liqueur mixte montrent que les MESLM et les MVSLM varient selon les différentes phases de l'expérience. L'augmentation des concentrations est attribuable à la stratégie d'exploitation de la station d'épuration durant l'expérience. Le Tableau 5.8 présente les valeurs moyenne, minimale et maximale du rapport F/M et les concentrations des MESLM et MVSLM en fonction des différentes phases de l'expérience.

TABLEAU 5.8 VARIATION DU RAPPORT F/M ET DE LA CONCENTRATION DES MES ET MVS DANS LA LIQUEUR MIXTE¹.

Phase	Moyenne			Minimum			Maximum		
	MESLM	MVSLM	F/M	MESLM	MVSLM	F/M	MESLM	MVSLM	F/M
Pré-injection	1 333	1 073	0,11	1 100	820	0,07	1 550	1 300	0,16
Acclimatation	1 396	1 185	0,16	1 075	920	0,06	1 625	1 350	0,24
Injection	1 670	1 436	0,22	1 375	1 175	0,13	2 125	1 725	0,44
Post-injection	1 765	1 490	0,09	1 425	1 200	0,07	1 975	1 750	0,11

¹ MESLM et MVSLM en mg/L ; F/M (kg DBO₅ / kg MVSLM*d)

La Figure 5.12 présente la variation du rapport MVSLM/MESLM. Ce ratio est un bon indicateur de l'acclimatation des boues au substrat qu'elles reçoivent. La figure montre que l'ajout de glycol ne semble pas avoir affecté négativement la production de solides volatils. Au contraire, le rapport MVSLM/MESLM passe de 0,8 durant la phase de pré-injection à une moyenne de 0,88 durant la phase d'injection. Entre la fin de l'ajout de dégivrant et la fin des essais, ce ratio s'est maintenu en moyenne à 0,85.

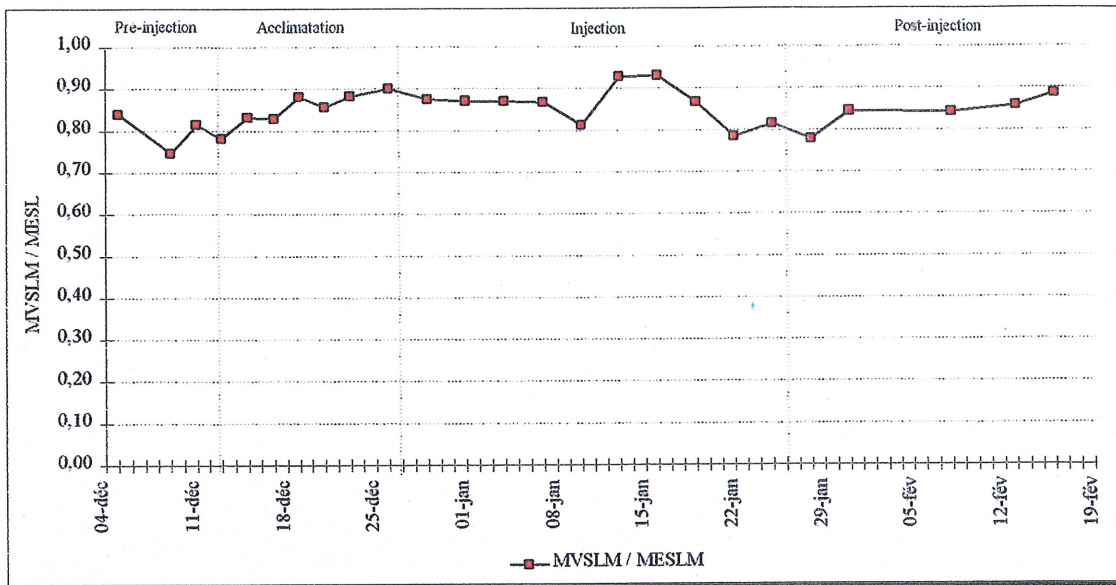


Figure 5.12 Variation du rapport MVSLM/MESLM

L'augmentation de la concentration de la liqueur mixte dans les bioréacteurs n'a pas suivi, dans les mêmes proportions, l'augmentation du substrat disponible pour la biomasse. Ceci a eu pour effet d'augmenter considérablement le rapport F/M comme on peut le constater à la Figure 5.13. Ce rapport était en moyenne de 0,11 avant l'injection de dégivrant, pour augmenter progressivement à 0,22 en moyenne durant la phase d'injection.

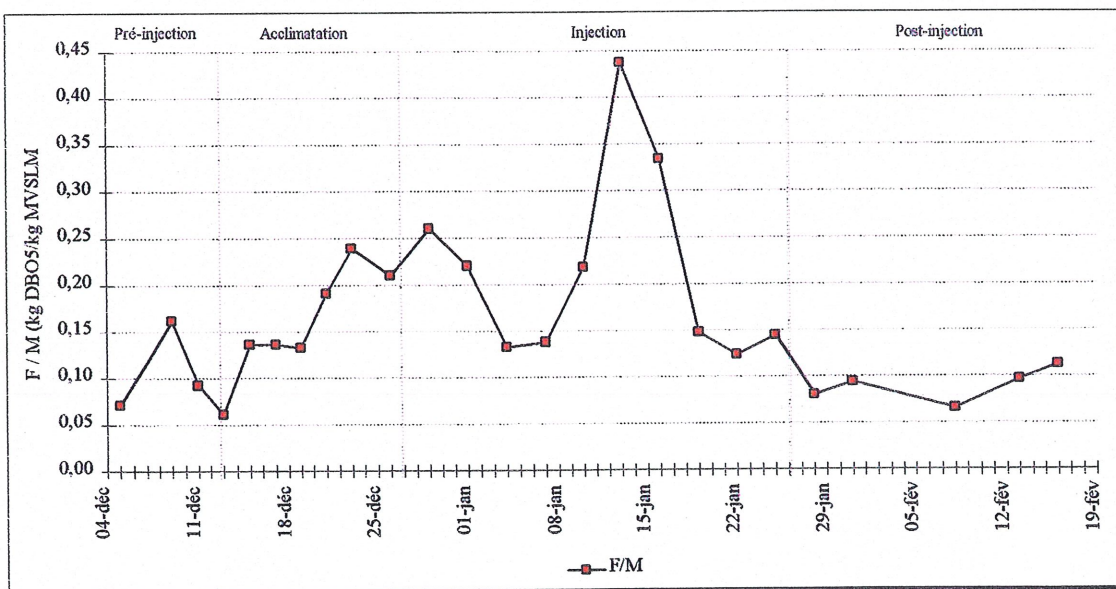


Figure 5.13 Variation du rapport aliments/masse biologique (F/M)

- *Indice de volume des boues (IVB) et bactéries filamenteuses*

L'indice de volume des boues (IVB) est défini comme étant le rapport entre le volume de boues occupé par un litre de boues activées après décantation et leur poids. Il donne une indication de la façon dont la séparation des matières solides et du liquide s'effectuera dans les bassins de décantation. Plus la séparation est satisfaisante, plus le volume occupé par les boues décantées est faible. L'indice de volume des boues s'exprime par la relation suivante :

$$\text{IVB} = 1\ 000 * \text{volume de boues décantées (mL)} / \text{poids des MESLM (g)}$$

Une valeur de l'IVB variant de 40 à 150 mL/g indique une boue qui décante bien. Par contre, une valeur au-delà de 200 mL/g est caractéristique d'une boue qui décante mal. Une mauvaise décantation des boues peut être causée par une croissance de micro-organismes filamenteux. Dans ce cas, le gonflement des boues est associé à une diminution de la densité du floc. Les micro-organismes filamenteux sont présents normalement dans les boues activées en présence d'un produit facilement biodégradable à faible concentration. Leur prolifération est favorisée une faible concentration en nutriments et une faible concentration en oxygène dissous. En pratique, le contrôle du gonflement filamenteux peut être exercé par l'augmentation du taux de croissance moyen des bactéries; ceci peut être réalisé par une augmentation de la purge des boues ou en créant en amont du bassin d'aération une zone où ce taux est élevé (sélecteur). Une autre méthode consiste à appliquer du chlore aux boues recyclées [TCHOBANOGLIOUS et SCHROEDER, 1985].

Comme le montre la figure 5.14, la valeur de l'IVB était déjà élevée durant la phase de pré-injection soit 200 mL/g. Des observations microscopiques indiquaient la présence de bactéries filamenteuses et l'IVB était déjà contrôlé à l'aide d'un traitement au chlore. Soulignons que la station d'épuration est susceptible de subir des croissances importantes de bactéries filamenteuses et que le traitement au chlore est relativement fréquent. Le Tableau 5 de l'Annexe III montre que de tels traitements ont été réalisés au

début et en fin de phases d'injection et de post-injection. Les Figures 5.13 et 5.14 suggèrent que l'augmentation de la croissance des bactéries filamenteuses a été favorisée par une augmentation de la DBO₅ totale à l'entrée de la station d'épuration. En effet, le substrat supplémentaire, distribué uniformément dans les bassins d'aération, a probablement été récupéré en premier lieu par les bactéries filamenteuses déjà présentes en quantités non négligeables.

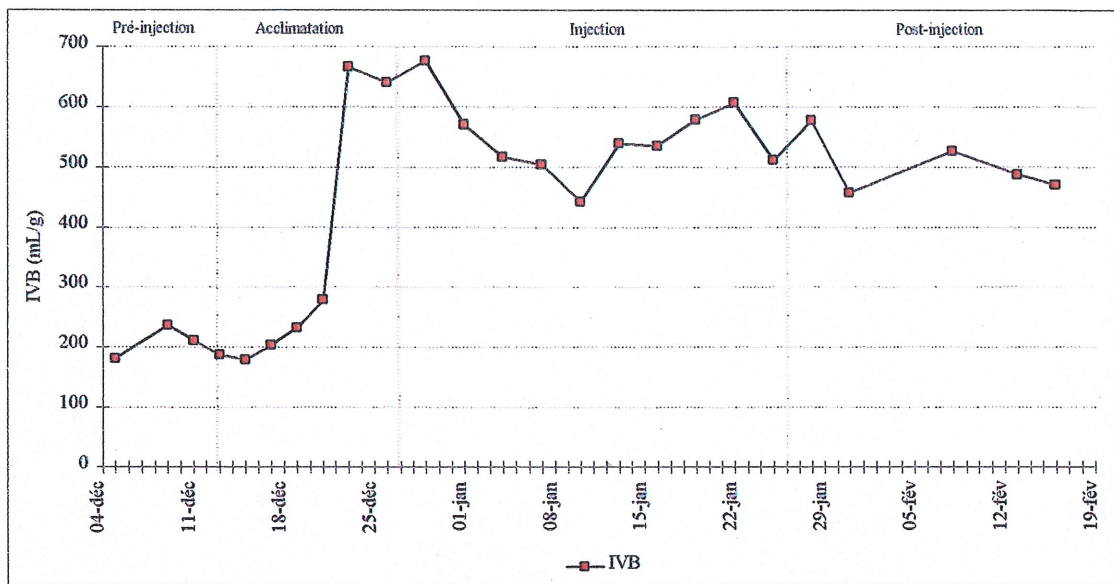


Figure 5.14 Variation de l'indice du volume des boues (IVB)

Cependant, nous estimons que la présence des bactéries filamenteuses ne découle pas spécifiquement de l'apport en dégivrant ou d'une carence en nutriments. En effet, la fréquence élevée des épisodes de prolifération de ces micro-organismes dans cette station d'épuration suggère que la façon dont le substrat est distribué à la biomasse en serait la cause. Toute augmentation substantielle de la charge provenant soit de l'addition d'un substrat soluble et facilement assimilable, tel un dégivrant, ou de toute autre raison tel que le lavage du réseau favorisera la croissance des bactéries filamenteuses au détriment des bactéries agglutinantes.

- *Écologie des boues activées*

L'analyse écologique des boues permet d'orienter les investigations sur les causes d'un dysfonctionnement éventuel du traitement. C'est ainsi qu'à partir de la phase d'acclimatation, à chaque journée d'échantillonnage, des échantillons de boues activées étaient observés au microscope. Ces observations ont notamment mis en évidence le lien entre la prolifération des bactéries filamenteuses et l'augmentation de l'indice du volume des boues (IVB).

Au début de la phase de pré-injection, après un lavage du réseau, une présence importante de bactéries filamenteuses a été détectée et un traitement au chlore a alors aidé à contrôler leur croissance. À la fin de la phase d'acclimatation, alors que le débit d'injection de dégivrant atteignait 11,5 L/h, les bactéries filamenteuses recommençaient à envahir l'espace interfloculaire. Leur présence a produit un effet rapide sur l'indice du volume des boues (IVB) qui passa de près de 200 mL/g à plus de 600 mL/g (Tableau 6 de l'Annexe III). Durant la phase d'injection, les observations microscopiques ont permis de constater l'occupation de l'espace interfloculaire par les bactéries filamenteuses. La décantation a été freinée et les valeurs de l'IVB se sont situées alentour de 600 mL/g. Aussi, la morphologie des floccs observés durant la phase de post-injection n'a pas facilité la décantation. Ainsi, malgré qu'une diminution de la présence des bactéries filamenteuses ait été observée après ajout de chlore, la décantation est demeurée déficiente.

La croissance et la prédominance des micro-organismes sont déterminées par les conditions environnementales dans lesquelles ils se trouvent. Au fur et à mesure que les boues vieillissent, une succession d'espèces apparaît. D'abord, on observe les formes libres, puis les formes fixes et une diminution relative des formes libres, puis suivent les formes exploitant la matière organique stabilisée (métazoaires) [VEDRY, 1987]. Le Tableau 5.9 résume les observations microscopiques faites durant l'expérience.

TABLEAU 5.9 ÉCOLOGIE DES BOUES ACTIVÉES ¹

Micro-organismes	Acclimatation	Injection	Post-injection
Bactéries filamenteuses	+	+++	++
Protozoaires ciliés libres			
-Aspidicides	+	++	+++
-Paramécies et amibes	++	+	-
Protozoaires ciliés fixés			
-Épistylis	±	+	++
-Vorticella	+	+++	++
Métazoaires: -Rotifères	+	+	+
Algues et mycélium	±	+	±

¹ - Absent ± Occasionnellement observé + Régulièrement observé
 ++ Fréquemment observé +++ Très fréquemment observé

Les observations durant les trois phases donnent des indications quant à l'âge de boues et la charge traitée. En début de phase d'acclimatation, la présence de protozoaires ciliés libre caractérise une boue jeune. L'apparition des métazoaires en fin de phase marque un vieillissement des boues. L'apparition de ciliés fixes en milieu de phase d'injection indique l'existence d'une boue relativement stable.

5.2.5 Rendement de la station d'épuration

Les Figures 5.15 et 5.16 présentent les variations des concentrations de la DBO₅ et de la DCO totales aux points P2, P3 et P6. Nous constatons que les variations des concentrations à l'entrée de la station durant l'essai n'ont pratiquement pas d'impact sur les concentrations de ces mêmes paramètres à l'effluent (P6).

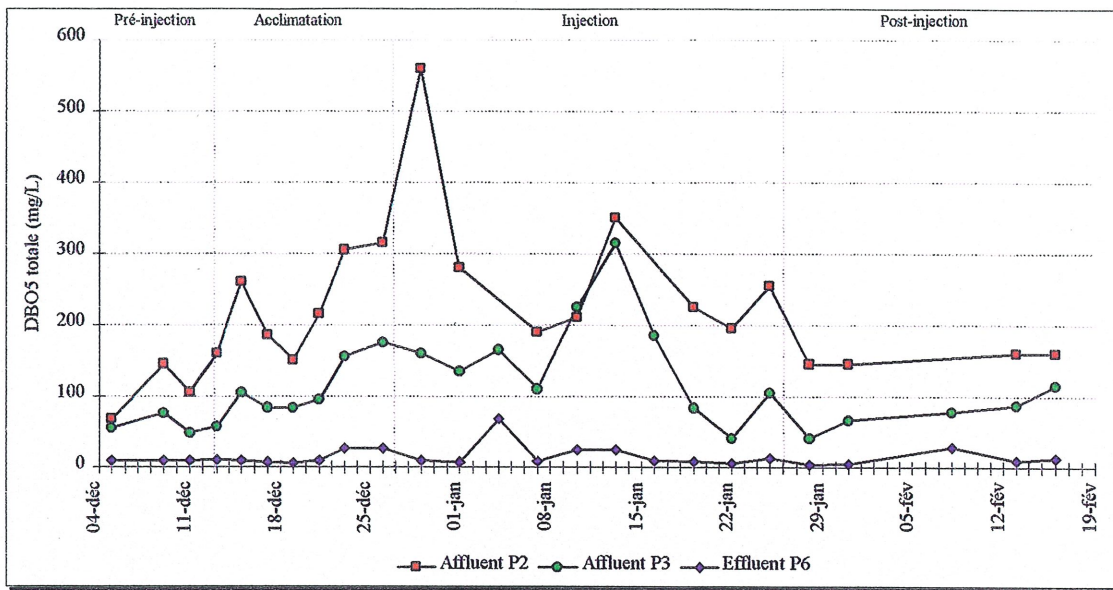


Figure 5.15 Variation de la DBO₅ totale aux points P2, P3 et P6

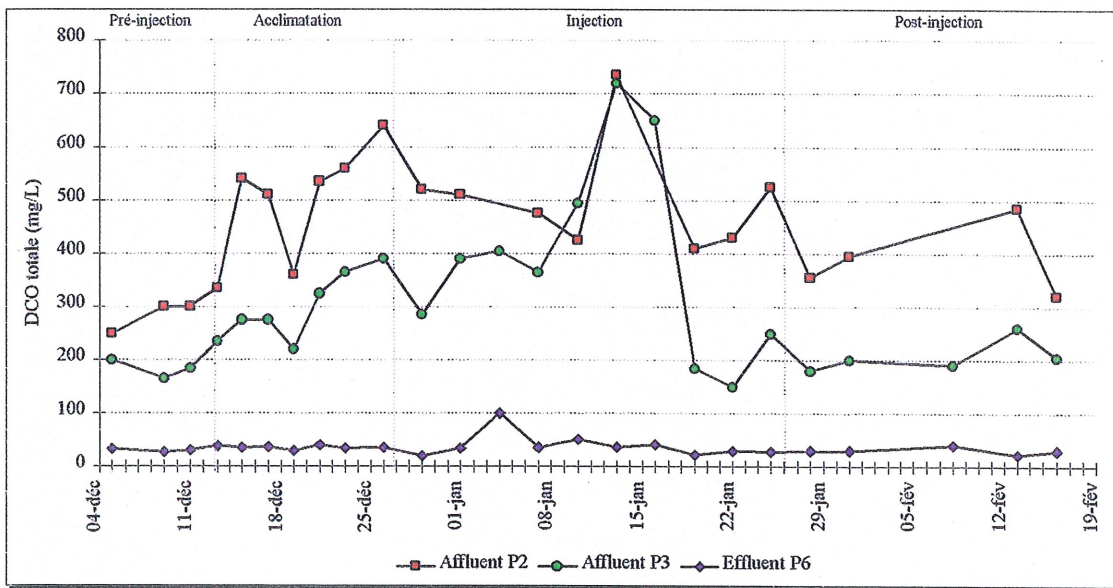


Figure 5.16 Variation de la DCO totale aux points P2, P3 et P6

La Figure 5.17 montre la variation des pourcentages d'enlèvement obtenue pour la DBO₅, la DCO et les MES entre l'affluent total (P3) et l'effluent (P6), alors que le Tableau 5.10 présente les valeurs moyennes de ces mêmes rendements en fonction des différentes phases de l'expérience.

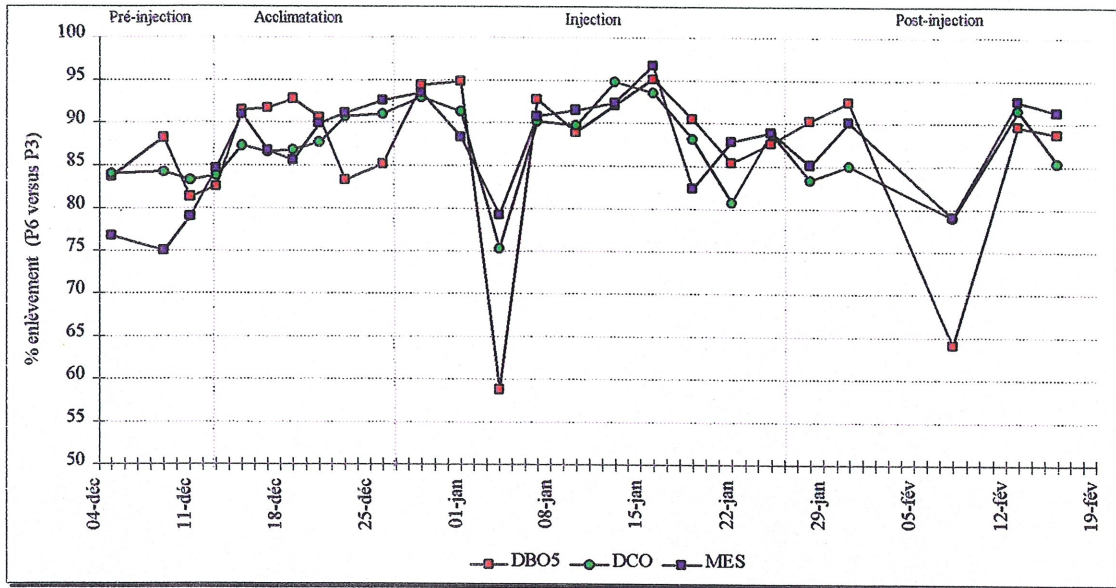


Figure 5.17 Rendement du bioréacteur pour l'enlèvement de la DBO₅, de la DCO et des MES

Globalement, le pourcentage d'enlèvement de la DBO₅ t est resté supérieur à 85 %. Durant la phase d'injection, le rendement s'est situé à 88 %. Le rendement moyen, par rapport à l'enlèvement de la DBO₅ t, de la DCO t et des MES lors de la phase d'injection de dégivrant, était supérieur au rendement obtenu lors des phases de pré-injection et de post-injection. L'augmentation du rapport F/M au niveau de 0,22 kg DBO₅/kg MVSLM a peu influencé la qualité de traitement en ce qui concerne l'enlèvement de la DBO₅ soluble. En effet, l'augmentation de la concentration en DBO₅ mesurée au point P3 a eu un effet négligeable sur les concentrations de la DBO₅ soluble retrouvées à la sortie du décanteur secondaire (P6), notamment lorsque nous considérons la précision de l'analyse de ce paramètre est de concentration inférieure à 10 mg/L.

TABLEAU 5.10 POURCENTAGE MOYEN D'ENLÈVEMENT DE LA DBO₅, DE LA DCO ET DES MES

Enlèvement moyen (%) P3 versus P5	DBO ₅ t	DCO t	MES
Pré-injection	84,3	83,7	77
Acclimatation	88,1	87,9	89
Injection	88,0	88,6	89,2
Post-injection	85,0	84,8	87,6

5.2.6 Impact sur le milieu récepteur

Le Tableau 5.11 présente les valeurs moyenne, minimale et maximale de la DBO₅, des MES et des orthophosphates obtenues à l'effluent (P6) en fonction des différentes phases de l'expérience.

TABLEAU 5.11 CONCENTRATION DE LA DBO₅, DES MES ET DES ORTHOPHOSPHATES DE L'EFFLUENT DE LA STATION D'ÉPURATION¹

Phase	Moyenne			Minimale			Maximale		
	DBO ₅	MES	PO ₄ -P	DBO ₅	MES	PO ₄ -P	DBO ₅	MES	PO ₄ -P
Pré-injection	9	10,7	1,9	9	10	1,4	9	12	2,4
Acclimatation	13	9,9	2,2	6	8,5	1,7	26	12	3,7
Injection	17,8 ²	10,8	1,6	7	3,5	0,5	68	25	3,1
Post-injection	11,8	8,2	2,0	5	6,5	1,5	28	10,5	2,9

¹ DBO₅, MES et PO₄-P en mg/L

² Cette moyenne devient 12,2 si on retranche une journée ayant une valeur élevée (68 mg/L)

Comme le montre le Tableau 5.11, les charges de dégivrant ajoutées n'ont pas affecté la qualité du traitement de la station d'épuration. En effet, la moyenne de la DBO₅ de l'effluent durant la phase de pré-injection était de 9 mg/L, alors qu'elle se situait à 17,8 mg/L durant la phase d'injection. Soulignons cependant que la présence de bactéries filamenteuses a affecté la qualité de la décantation laissant ainsi échapper une certaine quantité de matière organique susceptibles d'avoir contribué à l'augmentation de la DBO₅. En outre, le traitement au chlore en début de la phase d'injection a pu aussi perturber la qualité de l'effluent. En effet, le chlore détruit les parois cellulaires des micro-organismes libérant ainsi la matière biodégradable ce qui contribuerait à l'augmentation de la DBO₅. Précisons que la DBO₅ de l'effluent mesurée le lendemain d'une période de chloration était de 68 mg/L. Ainsi, en retranchant cette valeur du calcul, la concentration moyenne de la DBO₅ de l'effluent est alors de 12,2 mg/L.

Les valeurs en MES sont demeurées pratiquement constantes durant l'expérience et ont varié en moyenne de 8,2 à 10,8 mg/L, avec une valeur maximale de 25 mg/L obtenue la même journée où la DBO₅ atteignait 68 mg/L.

Le phosphore total n'a pas été mesuré au point P6. Seules les concentrations en orthophosphates ont été mesurées à l'effluent et sont généralement élevées : dépassant 1,5 mg/L avec ou sans ajout de dégivrant. On constate cependant que la concentration moyenne en orthophosphates de l'effluent avant ajout de dégivrant atteint 1,9 mg/L alors qu'elle diminue légèrement à 1,6 mg/L durant la phase d'injection. Durant la phase de post-injection, la concentration moyenne était de 2 mg/L.

Pour la DBO₅ et les MES, les concentrations rejetées par la station d'épuration sont jugées acceptables puisque les objectifs de rejets dans le milieu récepteur sont de 20 mg/L. Quant au phosphore, l'objectif de rejet est plutôt de 1 mg/L, à cause du rôle de ce polluant dans l'eutrophisation des lacs.

5.2.7 Impact sur les boues déshydratées

Le Tableau 5.12 présente les résultats d'analyses effectuées sur les prélèvements de boues déshydratées lors des différentes phases de l'expérience. Ces données révèlent que le dégivrant injecté n'a pas eu d'impact significatif sur la composition des boues déshydratées. En effet, les teneurs limites souhaitables en métaux lourds dans les boues, exception faite du molybdène, ont toujours été respectées. Dans le cas du molybdène, la teneur souhaitable de 20 mg Mo / kg sec a été dépassée avec ou sans ajout de dégivrant.

TABLEAU 5.12 IMPACT DU DÉVERSEMENT CONTRÔLÉ DE DÉGIVRANT SUR LES BOUES DÉSHYDRATÉES DE LA STATION D'ÉPURATION¹

Paramètres	Pré-injection	Injection	Post-injection	Critères de qualité
pH	4,50	5,40	5,95	
Solides totaux	69 500	125 000	134 000	
Solides totaux volatils	51 000	830 000	817 000	
Azote ammoniacal	5 150	5 600	5 100	
Azote total Kjeldahl	45 000	52 000	41 500	
Nitrites et nitrates	25	28	36	
Phosphore total inorg.	8 200	6 300	7 750	
Phosphore total	9 500	9 300	9 050	
Aluminium	6 500	4 600		
Arsenic	<5	1	0,8	15
Bore	21	15		100
Cadmium	3	3	2	10
Calcium	15 000	10 000	13 350	
Chrome	22	23	24	500
Cobalt	3	2		50
Cuivre	200	170	157	600
Fer	12 000	7 500	9 300	
Magnésium	3 500	2 500	2 800	
Manganèse	740	540	330	1 500
Mercure	1,7	0,48	0,57	5
Molybdène	80	38	49	20
Nickel	11	10	10	100
Plomb	36	<20	35	300
Potassium	1 400	990		
Sélénium	1	1	<0.1	14
Zinc	380	410	290	1750
BPC	<0,4	<0,9	<0,4	3

¹ Les teneurs sont exprimées en mg de polluant / kg de boues sèches selon les critères du 3 MENVIQ - MAPA (1991).

5.3 Conclusion

Il a été possible de traiter une solution de dégivrants dans une station municipale à boues activées. L'ajout du dégivrant aux eaux usées n'a pas eu d'impact sur le pH de l'effluent de la station. Cependant, l'injection massive de dégivrants provoque une demande en oxygène additionnelle qui peut être satisfaite par l'augmentation du débit d'aération dans les bioréacteurs.

Les eaux usées contiennent suffisamment de nutriments pour répondre à la demande supplémentaire engendrée par l'ajout d'une source de carbone facilement assimilable. Par contre, l'ajout du dégivrant pourra retarder la nitrification puisque la biodégradation du carbone va nécessiter un plus grand temps de traitement pour atteindre le seuil requis à l'action des bactéries nitrifiantes, ce qui réduit considérablement le temps propice à la nitrification. De plus, la réduction de la concentration en oxygène dissous du bioréacteur peut avoir affecté le processus de nitrification.

Par ailleurs, les dégivrants sont peu toxiques par rapport aux micro-organismes des boues activées. Les concentrations toxiques pour lesquelles nous avons mesuré une réduction du rythme de respiration égale à 50 %, sont de l'ordre de 30 % en volume.

L'augmentation de la croissance des bactéries filamenteuses dans le bioréacteur a été accentuée par l'injection de dégivrant. Le substrat supplémentaire distribué uniformément dans les bassins d'aération a probablement été récupéré en premier lieu par les bactéries filamenteuses déjà présentes en quantités non négligeables. Cependant, nous estimons que la présence de bactéries filamenteuses ne découle pas spécifiquement de l'injection de dégivrant. En effet, la fréquence élevée des épisodes de prolifération de ces bactéries dans la station d'épuration suggère que la cause réside dans la façon dont le substrat est distribué à la biomasse.

L'injection de dégivrant n'a pas eu d'impact négatif sur le rendement de la station d'épuration. Le rendement moyen, par rapport à l'enlèvement de la DBO₅ totale, de la DCO et des MES, lors de la phase d'injection de dégivrant, était supérieur aux rendements obtenus lors des phases de pré-injection et de post-injection. En outre, la charge additionnelle de dégivrant n'a pas affecté la qualité de l'effluent de la station d'épuration. En général, les valeurs de la DBO₅, des MES et du phosphore sont demeurées aux niveaux habituellement enregistrés. D'autre part, le dégivrant injecté n'a pas eu d'impact significatif sur la composition des boues déshydratées de la station d'épuration.

CHAPITRE 6

6.0 TOXICITÉ DES DÉGIVRANTS PAR RAPPORT À LA TOXICITÉ DES GLYCOLS

Pour évaluer la toxicité des liquides de dégivrage et antigivrage sur les organismes d'eau douce vivant dans la colonne d'eau, il convient de mener deux types de biotests. Un premier test sur la perturbation d'un mécanisme physiologique, l'inhibition de la bioluminescence chez la bactérie *Photobacterium phosphoreum* [Microtox[®] - BNQ, 1987], et un second, sur la diminution de la croissance chez l'algue verte *Selenastrum capricornutum* [USEPA, 1989].

Ces espèces représentent une grande valeur écologique puisqu'elles occupent une place importante dans la chaîne alimentaire aquatique. En effet, les bactéries participent à la minéralisation des substrats organiques et au recyclage des éléments nutritifs minéraux. Leur activité est essentielle aux processus d'auto-épuration qui ont lieu dans l'environnement. Les bactéries s'avèrent des détecteurs sensibles de la toxicité des produits chimiques puisqu'elles répondent assez rapidement aux changements de leur environnement. Par ailleurs, les algues peuplent naturellement les eaux et forment un groupe important d'organismes végétaux. Grâce à leur activité photosynthétique, elles contribuent à fournir l'oxygène nécessaire à la survie des espèces animales du milieu aquatique. Les algues contribuent à purifier les cours d'eau, les lacs et les estuaires et constituent aussi la base de la chaîne alimentaire dans l'écosystème aquatique [KEDDY et coll., 1994].

6.1 Contexte expérimental

Dans le but d'apprécier la toxicité attribuable aux additifs contenus dans les produits commerciaux, les tests seront effectués sur des dégivrants et sur des mélanges qui renferment des proportions semblables d'éthylène glycol et de diéthylène glycol. Une comparaison entre la toxicité des dégivrants et la toxicité des mélanges éthylène glycol-eau

et éthylène glycol-diéthylène glycol-eau nous permettra de déduire la contribution toxique des additifs faisant partie des produits commerciaux. Pour obtenir des résultats significatifs, chaque produit a été testé en triplicata à différentes concentrations capables de fournir un étalement suffisant.

Parallèlement à chacun des tests de toxicité réalisés sur les dégivrants et les glycols, un second biotest est effectué selon le même protocole mais avec une substance dont la toxicité est connue et appelée toxique de référence. Le toxique de référence est un produit chimique étalon servant à mesurer la sensibilité des organismes soumis à l'essai. Les résultats des toxiques de référence sont compilés afin d'établir les limites de contrôle des données de toxicité recueillies sur la substance de référence.

6.1.1 Biotest de toxicité avec la bactérie bioluminescente *Photobacterium phosphoreum*

Le protocole utilisant la bactérie bioluminescente *Photobacterium phosphoreum* [Microtox[®] - BNQ, 1987] permet d'évaluer le potentiel toxique d'un échantillon liquide. Ce test de toxicité mesure l'inhibition de la bioluminescence d'une population bactérienne mise en expérimentation dans des conditions définies, laquelle s'exprime par une concentration qui inhibe 50 % de la bioluminescence (CI₅₀). Les durées d'exposition utilisées dans cette étude sont de 5, 15 et 30 minutes.

La pertinence écologique quant à l'usage de cette bactérie marine pour évaluer la toxicité des eaux douces a été mise en doute. En effet, l'habitat naturel de la bactérie est l'eau de mer. Elle ne peut se développer en l'absence de NaCl. Lors de tests sur les eaux douces, l'ajout de sel ou de sucrose à la solution expérimentale est nécessaire. Cependant, contrairement aux biotests sur les bactéries d'eau douce, telles que *Escherichia coli* et *Pseudomonas putida*, pour lesquelles il existe peu d'études sur les réponses aux substances toxiques, le biotest avec *Photobacterium phosphoreum* est largement utilisé et la réponse de cette bactérie est bien documentée. De plus, ce test ne requiert que de très faibles volumes d'échantillon, les organismes expérimentaux ne demandent aucun effort d'entretien, le procédé est bien normalisé et les résultats sont reproductibles. C'est probablement pour ces

raisons qu'on a souvent utilisé cette bactérie marine pour évaluer la toxicité des eaux douces.

La bioluminescence émise par la bactérie *Photobacterium phosphoreum* peut être mesurée à l'aide d'un appareil muni d'un photodétecteur spécifique (Microtox[®]). Les essais sont effectués sur cinq dilutions différentes de chaque échantillon dans des cuvettes jetables. Le facteur de dilution utilisé est de 2. Avant le début de chaque essai, les cuvettes de réactif bactérien et de dilution sont acclimatées séparément pendant 15 minutes à 15 °C. Au terme de cette période d'acclimatation, des réactifs bactériens sont ajoutés aux cuvettes de dilution correspondantes.

Pour chaque cuvette de l'essai et sans délai, une lecture initiale (I_0) est prise puis des lectures à 5 (I_5), 15 (I_{15}) et 30 (I_{30}) minutes. La toxicité de l'échantillon est déterminée en compilant les lectures initiale et finale du témoin et de chaque concentration.

Ces échantillons étant colorés, une correction photométrique est réalisée à l'aide d'une cuvette correctrice. Cette correction permet d'évaluer la contribution de l'absorbance et de l'interférence de l'échantillon pendant l'émission de lumière par le réactif bactérien.

Au début de chaque série d'essais, un test est réalisé avec le toxique de référence (phénol) afin d'évaluer la qualité des réactifs et la sensibilité des organismes.

Les solutions qui ont été testées avec *Photobacterium phosphoreum* sont :

- liquide de dégivrage UCAR XL-54 (type I)
- éthylène glycol - eau (54 % ÉG et 46 % eau - v/v)
- liquide antigivrant UC 5.1 (type II)
- éthylène glycol - diéthylène glycol - eau (46 % ÉG, 21 % DÉG et 27 % eau - v/v)

6.1.2 Biotest de toxicité avec l'algue verte *Selenastrum capricornutum*

Le protocole utilisant l'algue verte *Selenastrum capricornutum* [USEPA, 1989] est employé pour évaluer le potentiel toxique d'un échantillon liquide. Ce test de toxicité a pour but d'établir la concentration qui entraîne une diminution de 50 % de la croissance des algues par rapport à un échantillon-témoin (CE₅₀). La durée d'exposition est de 96 heures.

Une population d'algues vertes (*Selenastrum capricornutum*) est exposée à une série de concentrations de l'échantillon pour une période de 96 h. L'essai est effectué à 20 ± 2 °C dans des erlenmeyers de 125 mL éclairés continuellement à 400 ± 40 Lux. Les échantillons sont filtrés sur filtre Millipore de 0.45 mm. Après l'incubation de 96 h, la croissance des algues est mesurée par compte cellulaire.

Un toxique de référence (K₂Cr₂O₇) est réalisé simultanément avec l'essai pour évaluer la sensibilité des organismes ainsi que la précision des résultats rapportés.

Les solutions qui ont été testées avec *Selenastrum capricornutum* sont :

- liquide de dégivrage UCAR XL-54 (type I)
- éthylène glycol - eau (54 % ÉG et 46 % eau - v/v)
- liquide antigivrant UCAR UC 5.1 (type II)
- éthylène glycol - diéthylène glycol - eau (46 % ÉG, 21 % DÉG et 27 % eau - v/v)
- liquide antigivrant UCAR ULTRA (type II)

6.2 **Résultats et discussion**

6.2.1 Biotest de toxicité avec la bactérie bioluminescente *Photobacterium phosphoreum*

Les essais ont été réalisés au laboratoire d'Analex inc. situé à Laval. Les conditions expérimentales et les résultats du toxique de référence sont présentées à l'Annexe IV. Les caractéristiques chimiques des produits testés ainsi que les résultats des essais sont présentés au Tableau 6.1. Pour chaque dégivrant, trois réplicats ont été réalisés. La valeur de la CI₅₀-96 h en pourcentage de volume est suivie de l'intervalle de confiance de 95 %.

TABLEAU 6.1 RÉSULTATS DU TEST DE L'INHIBITION DE LA BIOLUMINESCENCE DE LA BACTÉRIE *Photobacterium phosphoreum*

54 % Éthylène glycol	CI ₅₀ -5 min	CI ₅₀ -15 min	CI ₅₀ -30 min
Réplicat 1	11,6 (6,2-21,6)	14,6 (11,2-19,0)	13,8 (10,6-17,9)
Réplicat 2	16,1 (12,9-20,0)	15,1 (12,6-18,2)	13,5 (10,3-17,6)
Réplicat 3	12,9 (8,4-19,7)	14,5 (9,7-21,7)	14,9 (9,2-24,0)
Moyenne	13,5 %	14,7 %	14,1 %
Oxygène dissous 10,4 mg/L	Conductivité 1,1 µmhos/cm		pH 7,9

46 % ÉG et 21% DÉG	CI ₅₀ -5 min	CI ₅₀ -15 min	CI ₅₀ -30 min
Réplicat 1	10,0 (6,3-15,8)	9,2 (5,7-15,1)	9,1 (5,5-15,0)
Réplicat 2	19,4 (11,5-32,7)	17,7 (11,6-27,0)	17,1 (12,4-23,5)
Réplicat 3	15,1 (12,3-18,6)	13,4 (11,8-15,2)	12,7 (10,1-16,0)
Moyenne	14,8 %	13,4 %	13,0 %
Oxygène dissous 10,4 mg/L	Conductivité 2,6 µmhos/cm		pH 7,2

UCAR XL 54 (TYPE I)	CI ₅₀ -5 min	CI ₅₀ -15 min	CI ₅₀ -30 min
Réplicat 1	2,1 (1,8-2,6)	2,1 (1,7-2,8)	2,1 (1,5-3,0)
Réplicat 2	3,0 (1,5-3,0)	2,3 (1,6-3,4)	2,4 (1,4-3,9)
Réplicat 3	2,0 (1,6-2,6)	2,1 (1,8-2,6)	2,7 (2,3-3,2)
Moyenne	2,4%	2,2%	2,4%
Oxygène dissous 8,1 mg/L	Conductivité 135 µmhos/cm		pH 7,8

UC 5.1 (TYPE II)	CI ₅₀ -5 min	CI ₅₀ -15 min	CI ₅₀ -30 min
Réplicat 1	0,5 (0,4-0,5)	0,4 (0,3-0,4)	0,5 (0,4-0,7)
Réplicat 2	0,6 (0,4-0,8)	0,4 (0,3-0,6)	0,4 (0,3-0,7)
Réplicat 3	0,5 (0,4-0,7)	0,4 (0,3-0,5)	0,5 (0,4-0,6)
Moyenne	0,5 %	0,4 %	0,5 %
Oxygène dissous 4,9 mg/L	Conductivité 460 µmhos/cm		pH 8,1

Le Tableau 6.1 montre que dans le cas de l'échantillon contenant 54 % d'éthylène glycol, la CI_{50-30} min était de 14,1 % en volume, ce qui équivaut à une concentration de 157 000 mg/L puisque la densité de l'ÉG est de 1,1135 kg/L. Ainsi nous pouvons estimer la CI_{50-30} min de l'éthylène glycol pur à 100 % à 84 780 mg/L ($0,54 * 1.1135 * 10^6$ mg/L * 0,141). Ce résultat est semblable aux résultats obtenus pour les ménés Tête-de-boule [Pillard, 1995]. Par contre, dans le cas de l'éthylène glycol, la bactérie *Photobacterium phosphoreum* s'est avérée moins sensible que les truites arc-en-ciel et les Daphnies (Tableaux 1 et 2 de l'Annexe I). Ce dernier résultat diffère des résultats obtenus par Munkittrick et ses collaborateurs (1991) qui ont suggéré que la bactérie *Photobacterium phosphoreum* était à peu près aussi sensible aux composés organiques purs que le mené Tête-de-boule, la truite et les Daphnies lors de tests de létalité. La sensibilité relative du test sur *Photobacterium phosphoreum*, comparativement aux tests sur d'autres bactéries, est présentée par Keddy et coll. (1994). Ce test a été plus sensible aux nombreux composés que la plupart des autres tests normalisés.

De la même façon, les CI_{50-30} min pour le dégivrant UCAR XL 54 et l'antigivrant UCAR UC 5.1 ont été calculées et donnent respectivement 25 752 mg/L et 5 425 mg/L.

Par ailleurs, les résultats obtenus démontrent clairement que les produits de dégivrage et d'antigivrage sont plus toxiques pour la bactérie *Photobacterium phosphoreum* que les glycols de base. En effet, la solution composée de 54 % ÉG - 46 % eau et celle composée de 46 % ÉG - 21 % DÉG - 33 % eau ont respectivement indiqué des CI_{50-30} min de 14,1 % et 13 %. Pour les produits de dégivrage et d'antigivrage contenant des proportions semblables de glycols, les CI_{50-30} min ont été respectivement 2,4 % et 0,5 %. Cette toxicité accrue des dégivrants est due aux additifs contenus dans les produits formulés pour leur procurer leurs propres caractéristiques aérodynamiques. Les résultats démontrent aussi que l'antigivrant (type II) est nettement plus toxique que le dégivrant (type I) par rapport à la bactérie *Photobacterium phosphoreum*. Dans le cas des produits mis à l'essai, une concentration cinq fois plus faible d'antigivrant a provoqué le même niveau d'inhibition causé par le produit de dégivrage.

6.2.2 Biotest de toxicité avec l'algue verte *Selenastrum capricornutum*

Les essais ont été réalisés au laboratoire d'Analex inc. situé à Laval. Les conditions expérimentales et les résultats du toxique de référence sont présentés à l'Annexe IV. Les caractéristiques chimiques des produits testés ainsi que les résultats des essais sont présentés au Tableau 6.2. Pour chaque dégivrant, trois réplicats ont été réalisés. La valeur de la CE₅₀-96 h en pourcentage de volume est suivie de l'intervalle de confiance de 95 %.

TABLEAU 6.2 RÉSULTATS DU TEST DE L'INHIBITION DE LA CROISSANCE DE L'ALGUE *Selenastrum capricornutum*

CE ₅₀ -96 h (v/v)	54% ÉG	46% ÉG et 21% DÉG
Réplicat 1	0,8 (0,7-0,8)	0,73 (0,51-0,98)
Réplicat 2	1,1 (0,9-1,5)	0,30 (0,27-0,31)
Réplicat 3	0,8 (0,6-0,9)	0,95 (0,88-0,99)
Moyenne	0,9%	0,66%
pH	7,9	7,2
Conductivité (µmhos/cm)	1,1	2,6
Oxygène dissous (mg/L)	10,4	10,4

CE ₅₀ -96 h (v/v)	UCAR XL 54 (Type I)	UCAR XL 54 (Type I)
Réplicat 1	1,8 (1,7-1,9)	0,24 (0,22-0,26)
Réplicat 2	1,9 (1,6-2,1)	0,24 (0,22-0,26)
Réplicat 3	1,8 (1,7-1,9)	0,23 (0,20-0,26)
Moyenne	1,8%	0,24%
pH	8,1	8,3
Conductivité (µmhos/cm)	135	130
Oxygène dissous (mg/L)	7,8	3,6

CE ₅₀ -96 h (v/v)	UC 5.1 (Type II)	UCAR ULTRA (Type II)
Réplicat 1	0,0040 (0,0034-0,0044)	0,25 (0,14-0,31)
Réplicat 2	0,0039 (0,0039-0,0043)	0,24 (0,14-0,30)
Réplicat 3	0,0036 (0,0031-0,0041)	0,28 (0,19-0,35)
Moyenne	0,0038%	0,26 %
pH	8,1	8,7
Conductivité (µmhos/cm)	460	200
Oxygène dissous (mg/L)	4,9	3,4

Les résultats du Tableau 6.2 montrent que, dans le cas de l'échantillon contenant 54 % d'éthylène glycol, la CE_{50-96} h était de 0,9 % en volume, ce qui équivaut à une concentration de 10 022 mg/L puisque la densité de l'ÉG est de 1,1135 kg/L. Ainsi, nous pouvons estimer la CE_{50-96} h de l'éthylène glycol pur à 100 % à 5 412 mg/L. Ce dernier résultat sert actuellement de base à un projet de ligne directrice d'Environnement Canada portant sur la concentration d'éthylène glycol dans le milieu aquatique [CCME, 1995].

De la même façon que pour l'éthylène glycol, les CE_{50-96} h pour le produit de dégivrage UCAR XL 54 et les antigivrants UCAR ULTRA et UC 5.1 ont été calculées et donnent respectivement 2 575 mg/L, 2 785 mg/L et 41 mg/L.

En outre, les résultats obtenus démontrent clairement que l'algue verte *Selenastrum capricornutum* est, de façon générale, très sensible aux dégivrants et aux glycols. Il faut cependant noter que, tout comme dans le cas de l'essai précédant avec la bactérie *Photobacterium phosphoreum*, les produits de dégivrage et d'antigivrage sont plus toxiques que les glycols de base. En effet, les solutions composées de 54 % ÉG - 46 % eau et 46 % ÉG - 21 % DÉG - 33 % eau ont respectivement indiqué des CE_{50-96} h de 0,9 % et 0,66 %.

Pour le produit de dégivrage UCAR XL 54, une première série d'essais a indiqué une CE_{50-96} h de 1,8 %. Le biotest a été repris une seconde fois dans les mêmes conditions décrites dans le protocole expérimental et la CE_{50-96} h trouvée était de 0,24 %. La différence entre les résultats obtenus pour le même produit suggère que, malgré les précautions prises dans la conduite des essais, une certaine variabilité demeure inhérente au test.

Deux produits antigivrants ont été soumis au biotest. Le premier, UC 5.1, composé d'un mélange 46 % ÉG - 21 % DÉG - 27,1 % eau - 5,9 % additifs, exhibe une très forte toxicité chez l'algue puisque la CE_{50-96} h est de 0,0038 %. Le second produit testé, UCAR ULTRA, composé d'un mélange 59 % ÉG - 39 % eau - 2 % additifs, exhibe une

toxicité comparable à celle du produit de dégivrage UCAR XL 54 avec une $CE_{50-96 h}$ de 0,26 %.

6.3 Conclusion

Les produits de dégivrage et d'antigivrage sont plus toxiques pour la bactérie *Photobacterium phosphoreum* que les glycols de base. Deux solutions, la première composée de 54 % ÉG - 46 % eau (v/v), et la deuxième composée de 46 % ÉG - 21 % DÉG - 33 % eau (v/v) ont indiqué une toxicité relativement faible avec des $CI_{50-30 min}$ de 14,1 % et de 13 % respectivement. Pour le produit de dégivrage testé, la $CI_{50-30 min}$ a été de 2,4 %. Le produit d'antigivrage est nettement plus toxique avec une $CI_{50-30 min}$ de 0,5 %.

La $CI_{50-30 min}$ de l'éthylène glycol pur à 100 % par rapport à *Photobacterium phosphoreum* est estimé à 84 780 mg/L. Ce résultat est comparable aux résultats des tests de létalité pour les ménés Tête-de-boule. Les $CI_{50-30 min}$ pour le dégivrant XL 54 et l'antigivrant UC 5.1 sont respectivement 25 752 mg/L et 5 425 mg/L.

L'algue verte *Selenastrum capricornutum* est très sensible aux dégivrants et aux glycols. Il faut cependant noter que les produits de dégivrage et d'antigivrage sont relativement plus toxiques que les glycols de base. En effet, les solutions composées de 54 % ÉG - 46 % eau (v/v) et de 46 % ÉG - 21 % DÉG - 33 % eau (v/v) ont respectivement indiqué des $CE_{50-96 h}$ de 0,9 % et 0,66 %. Pour le produit de dégivrage UCAR XL 54, deux séries d'essais ont été réalisées et ont donné des $CE_{50-96 h}$ de 1,8 % et de 0,24 %. La différence entre ces deux résultats suggère l'existence d'une certaine variabilité inhérente au test. Deux produits antigivrants soumis au biotest ont provoqué des niveaux de toxicité très variables chez l'algue avec des $CE_{50-96 h}$ de 0,0038 % pour le UC 5.1 et de 0,26 % pour UCAR ULTRA.

La $CE_{50-96 h}$ de l'éthylène glycol pur à 100 % par rapport à l'algue verte *Selenastrum capricornutum* est évalué à 5 412 mg/L. Ce dernier résultat sert

actuellement de base à un projet de ligne directrice d'Environnement Canada portant sur la concentration d'éthylène glycol dans le milieu aquatique. Cette concentration est légèrement moins élevée que la CE_{50-96} h de 7 900 mg/L rapportée par Ward et ses collaborateurs (1992).

Les CE_{50-96} h du produit de dégivrage UCAR XL 54 et des antigivrants UCAR ULTRA et UC 5.1 sont respectivement 2 575 mg/L, 2 785 mg/L et 41 mg/L. Ce dernier résultat est comparable à la CE_{50-96} h de 98 mg/L rapportée par Ward (1994) pour l'antigivrant UC 5.1.

CHAPITRE 7

7.0 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Conclusion

- ⇒ L'impact du givrage sur les performances aérodynamiques de l'avion est important. C'est la raison pour laquelle les dégivrants à base de glycols sont utilisés pour enlever les accumulations de neige et de glace des surfaces des avions. Des quantités importantes pouvant dépasser un million de litres de dégivrants peuvent être utilisées pendant une année dans un aéroport majeur.

- ⇒ Le bilan de dispersion des dégivrants dans la nature indique que plus de 80 % des liquides utilisés finissent par se retrouver dans le système de drainage de l'aéroport, si aucune mesure pour les collecter n'est prise. La méthode de dégivrage des avions joue un rôle déterminant dans l'établissement d'un bilan de dispersion des produits de dégivrage dans l'environnement. Elle a un impact considérable sur les opérations aéroportuaires et sur la quantité et la concentration des dégivrants rejetés dans l'environnement

- ⇒ Le taux de biodégradation des dégivrants dépend de la température ainsi que du rapport entre les concentrations initiales de dégivrants et des micro-organismes (C_i/X_i). Le taux de biodégradation est élevé lorsque le rapport C_i/X_i est faible ou lorsque la température de la solution est élevée. Les concentrations élevées de dégivrants et les basses températures des cours d'eau pendant une bonne partie de la saison de dégivrage laissent présager un faible taux de biodégradation des dégivrants près des points de rejet. Il est donc probable que la biodégradation ait lieu dans des segments des cours d'eau situés loin des aéroports. Par contre, les concentrations élevées de dégivrants, aux points de rejet, pourront occasionner une toxicité aiguë au biote aquatique.

⇒ Il est possible de traiter une solution de dégivrants dans une station municipale à boues activées. En effet, les dégivrants sont peu toxiques par rapport aux micro-organismes des boues activées. Les concentrations toxiques de dégivrants pour lesquelles nous avons mesuré une réduction de 50 % du rythme de respiration des micro-organismes sont de l'ordre de 30 % en volume. L'ajout du dégivrant aux eaux usées n'a pas d'impact sur le pH de l'effluent de la station mais exerce une demande additionnelle en oxygène dans le bassin d'aération. La présence de dégivrant dans le bioréacteur peut retarder la nitrification puisque la biodégradation du carbone nécessite plus de temps de traitement pour atteindre le seuil requis pour l'action des bactéries nitrifiantes. L'injection de dégivrant a provoqué une augmentation de la croissance des bactéries filamenteuses dans le bioréacteur. En effet, le substrat supplémentaire distribué uniformément dans les bassins d'aération a probablement été récupéré en premier lieu par les bactéries filamenteuses déjà présentes avant le début de l'expérience en quantités non négligeables. L'injection du dégivrant n'a pas d'impact négatif sur le rendement de la station d'épuration par rapport à l'enlèvement de la DBO₅, de la DCO et des MES. En général, les valeurs de la DBO₅, des MES et du phosphore de l'effluent de la station demeurent aux mêmes niveaux habituellement enregistrés. Le dégivrant injecté n'a aussi pas d'impact sensible sur la composition des boues déshydratées de la station d'épuration.

⇒ Les produits de dégivrage et d'antigivrage sont plus toxiques que les glycols qui entrent dans leur fabrication. L'algue verte *Selenastrum capricornutum* s'est avérée plus sensible que la bactérie *Photobacterium phosphoreum*. La CI₅₀₋₃₀ min de l'éthylène glycol pur à 100 % par rapport à *Photobacterium phosphoreum* est estimée à 84 780 mg/L. Les CI₅₀₋₃₀ min pour le produit de dégivrage UCAR XL 54 et l'antigivrant UC 5.1 sont respectivement 25 752 mg/L et 5 425 mg/L. Par rapport à l'algue verte *Selenastrum capricornutum*, la CI₅₀₋₉₆ h de l'éthylène glycol pur à 100 % est évaluée à 5 412 mg/L. Ce résultat sert actuellement de base à un projet de ligne directrice d'Environnement Canada

portant sur la concentration d'éthylène glycol dans le milieu aquatique. Les CI_{50-96} h du produit de dégivrage UCAR XL 54 et des antigivrants UCAR ULTRA et UC 5.1 et sont respectivement 2 575 mg/L, 2 785 mg/L et 41 mg/L.

Recommandations

- ⇒ Il a été déterminé au laboratoire que le taux de biodégradation des dégivrants dépend de la température ainsi que du rapport entre les concentrations initiales de dégivrant et les micro-organismes. Il est suggéré de valider ces résultats dans un cours d'eau recevant des produits de dégivrage, de façon à confirmer l'hypothèse émise voulant que la biodégradation ait lieu dans des segments des cours d'eau situés loin des points de rejet et que le principal impact à ces points soit la toxicité causée au biote aquatique.
- ⇒ L'injection de dégivrant à la station d'épuration sous les conditions expérimentales a inhibé la nitrification et a provoqué une augmentation de la croissance des bactéries filamenteuses dans le bioréacteur. Il est recommandé de cerner les conditions qui provoquent ces situations et d'évaluer la possibilité d'utiliser la charge de dégivrants disponibles pour améliorer la déphosphatation biologique.
- ⇒ Des essais de toxicité ont été réalisés sur des espèces aquatiques vivant dans la colonne d'eau. Il serait intéressant de connaître la toxicité des dégivrants par rapport aux espèces benthiques vivant dans les sédiments.
- ⇒ Les impacts sur l'environnement rapportés dans cette thèse sont causés par des liquides formulés. Il est essentiel de consentir des efforts soutenus pour la recherche de composés moins toxiques et de développer des procédés de recyclage efficaces.

ANNEXE I

**SOMMAIRE DES RÉSULTATS DES BIOTESTS SUR L'ÉTHYLÈNE GLYCOL,
LE DIÉTHYLÈNE GLYCOL ET LES DÉGIVRANTS**

TABLEAU 1

TOXICITÉ DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES AMPHIBIENS ET LES POISSONS D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
19 350	CL ₅₀ - 48 h	Grenouille à griffes	<i>Xenopus laevis</i>	20-20,5	3-4 sem.	Beak Consultants ltée., 1995
15 667	CL ₅₀ - 48 h	Grenouille à griffes	<i>Xenopus laevis</i>	20-20,5	3-4 sem.	Beak Consultants ltée., 1995
41 000	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,7 g	Johnson et Finley, 1980
45 600	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,7 g	Mayer et Ellersieck, 1986
17 800	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	1,1 g	Mayer et Ellersieck, 1986
65 100	CL ₅₀ - 24 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,64 g	Ward et coll., 1992
54 500	CL ₅₀ - 48 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,64 g	Ward et coll., 1992
54 500	CL ₅₀ - 72 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,64 g	Ward et coll., 1992
50 800	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0,64 g	Ward et coll., 1992
22 810	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	15	0,83 g	Beak Consultants ltée., 1995
24 591	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	15	0,83 g	Beak Consultants ltée., 1995
53 000	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	21-23	12 mg	Mayes et coll., 1983
49 000	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	21-23	77 mg	Mayes et coll., 1983
57 000	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	21-23	391 mg	Mayes et coll., 1983
83 400	CL ₅₀ - 24 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	0,30 g	Ward et coll., 1992
52 300	CL ₅₀ - 48 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	0,30 g	Ward et coll., 1992
52 300	CL ₅₀ - 72 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	0,30 g	Ward et coll., 1992
50 400	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	0,30 g	Ward et coll., 1992

TABLEAU 1 (SUITE)

TOXICITÉ DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES AMPHIBIENS ET LES POISSONS D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
81 950	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
72 860	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
39 140	CSEO-M - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
32 000	CSEO-M - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
15 380	CSEO-C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
22 520	CE ₂₅ -C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	25	≤ 7 d	Pillard, 1995
12 531	CSEO-C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
24 569	CME0-C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
24 806	CE ₂₅ -C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
37 318	CE ₂₅ -C - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
24 569	CSEO-S - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
51 886	CME0-S - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
47 332	CL ₅₀ - 7 d	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24-25	≤ 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
> 111 000	CL ₅₀ - 96 h	Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	18	1,20 g	Mayer et Ellersieck, 1986
27 540	CL ₅₀ - 96 h	Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	21	0,85 g	Abdelghani et coll., 1990
49 300	CL ₅₀ - 168 h	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	22	2-3 m	Könemann, 1981
> 5 000	CL ₅₀ - 24 h	Poisson doré	<i>Carassius auratus</i>	20	3,3 g	Bridie et coll., 1979

TABLEAU 2

TOXICITÉ DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES INVERTÉBRÉS ET LES PROTOZOAIRES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
50 450	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	22	< 48 h	Hermens et coll., 1984
46 300	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20	< 24 h	Cowgill et coll., 1985
51 100	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	24	< 24 h	Cowgill et coll., 1985
48 400	CL ₅₀ - 24 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20-22	< 24 h	Gersich et coll., 1986
46 300	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20-22	< 24 h	Gersich et coll., 1986
80 600	CL ₅₀ - 24 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20	< 24 h	Ward et coll., 1992
54 700	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20	< 24 h	Ward et coll., 1992
25 800	CL ₅₀ - 48 h	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	20	< 24 h	Cowgill et coll., 1985
10 000	CL ₅₀ - 48 h	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24	< 24 h	Cowgill et coll., 1985
34 440	CL ₅₀ - 48 h	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	< 24 h	Pillard, 1995
24 000	CSEO	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	< 24 h	Pillard, 1995
24 000	CSEO-M - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	< 24 h	Pillard, 1995
8 590	CSEO-R - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	< 24 h	Pillard, 1995
12 310	CE ₅₀ - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	< 24 h	Pillard, 1995
30 461	CL ₅₀ - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants Itée., 1995
25 957	CSEO-S - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants Itée., 1995
53 950	CMEO-S - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants Itée., 1995

TABLEAU 2 (SUITE)

TOXICITÉ DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES INVERTÉBRÉS ET LES PROTOZOAIRES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale -Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
3 469	CSEO-R - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
6 716	CMEO-R - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
16 315	CE ₂₅ -R - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
9 226	CE ₅₀ -R - 7 d	Ceriodaphnie	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24,1-25,6	< 24 h	Beak Consultants ltée., 1995
91 430	CL ₅₀ - 96 h	Écrevisse	<i>Procambarus sp.</i>	21	13,6 g	Abdelghani et coll., 1990
28 545	CE ₅₀ - 48 h	Rotifère	<i>Brachionus calciflorus</i>	25,6-25,9	15-17 h	Beak Consultants ltée., 1995
12 800	CSEO-R - 48 h	Rotifère	<i>Brachionus calciflorus</i>	25,6-25,9	15-17 h	Beak Consultants ltée., 1995
23 600	CMEO-R - 48 h	Rotifère	<i>Brachionus calciflorus</i>	25,6-25,9	15-17 h	Beak Consultants ltée., 1995
> 10 000	STC - 72 h	Euglène flagellée	<i>Entosiphon sulcatum</i>	25	NR	Bringmann et Kühn, 1980
112	STC - 168 h	Cryptomonas	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Bringmann et coll., 1980
39 800	CE ₅₀ - 24 h	Cryptomonas	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Ward et Boeri, 1993
53 200	CE ₅₀ - 48 h	Cryptomonas	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Ward et Boeri, 1993
40 000	CSEO - 48 h	Cryptomonas	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Ward et Boeri, 1993
60 000	CMEO - 48 h	Cryptomonas	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Ward et Boeri, 1993
28 090	CE ₅₀ - 24 h	Protozoaire cilé	<i>Colpidium campylum</i>	28	Cr. log.	Beak Consultants ltée., 1995

TABLEAU 3

TOXICITÉ DE L'ÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES ALGUES ET LES BACTÉRIES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
< 6 400	CE ₅₀ -C - 24 h	Algue verte	<i>Salenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell./mL	Ward et coll., 1992
13 100	CE ₅₀ -C - 48 h	Algue verte	<i>Salenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell./mL	Ward et coll., 1992
< 6 400	CE ₅₀ -C - 72 h	Algue verte	<i>Salenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell./mL	Ward et coll., 1992
7 900	CE ₅₀ -C - 96 h	Algue verte	<i>Salenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell./mL	Ward et coll., 1992
18 200	CE ₅₀ -C - 336 h	Algue verte	<i>Salenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell./mL	Ward et coll., 1992
> 10 000	STC - 192 h	Algue verte	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1978
> 10 000	STC - 168 h	Algue verte	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1980
2 000	STC - 192 h	Algue bleu vert	<i>Anacystis aeruginosa</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1978
180 000	NR	Algue	<i>Clorella pyrenoidosa</i>	NR	NR	Environnement Canada, 1985
> 10 000	STC - 16 h	Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	25	NR	Bringmann et Kühn, 1980

TABLEAU 4

TOXICITÉ DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES POISSONS ET LES AMPHIBIENS D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
20 358	CL ₅₀ - 48 h	Grenouille à griffes	<i>Xenopus laevis</i>	18-22	3 - 4 sem.	Beak Consultants ltée., 1995
20 496	CL ₅₀ - 48 h	Grenouille à griffes	<i>Xenopus laevis</i>	18-22	3 - 4 sem.	Beak Consultants ltée., 1995
62 934	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	14-16	0,3 - 5,0 g	Beak Consultants ltée., 1995
62 934	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	14-16	0,3 - 5,0 g	Beak Consultants ltée., 1995
87 100	CL ₅₀ - 24 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	< 0,64 g	Ward et coll., 1992
79 800	CL ₅₀ - 48 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	< 0,64 g	Ward et coll., 1992
55 400	CL ₅₀ - 72 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	< 0,64 g	Ward et coll., 1992
52 800	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	< 0,64 g	Ward et coll., 1992
75 200	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	24,9	0,102 g	Geiger et coll., 1990
86 800	CL ₅₀ - 24 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	< 0,30 g	Ward et coll., 1992
86 800	CL ₅₀ - 48 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	< 0,30g	Ward et coll., 1992
86 800	CL ₅₀ - 72 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	< 0,30 g	Ward et coll., 1992
84 100	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	22	< 0,30 g	Ward et coll., 1992
> 10 000	CL ₅₀ - 96 h	Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	19,5-20,5	38-76 mm	Buzzell et coll., 1968
> 10 000	NR	Golden orfe	<i>Leuciscus idus</i>	NR	NR	Juhnke et Lüedemann, 1978
61 100	CL ₅₀ - 168 h	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	22	2-3 cm	Könemann, 1981

TABLEAU 5

TOXICITÉ DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES INVERTÉBRÉS ET LES PROTOZOAIRES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
> 10 000	CL ₅₀ - 24 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20-22	24 h	Bringmann et Kühn, 1977
78 500	CL ₅₀ - 24 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20	< 0,19 g	Ward et coll., 1993
47 200	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	20	< 0,19 g	Ward et coll., 1993
10 745	CL ₅₀ - 72 h	Euglène flagellée	<i>Entosiphon sulcatum</i>	25	NR	Bringmann et Kühn, 1980
> 4 000	CL ₅₀ - 168 h	Cryptomonadine	<i>Chilomonas paramecium</i>	20	NR	Bringmann et coll., 1980

TABLEAU 6

TOXICITÉ DU DIÉTHYLÈNE GLYCOL CHEZ LES ALGUES ET LES BACTÉRIES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Référence
2 700	STC - 192 h	Algue verte	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1978
2 700	STC - 168 h	Algue verte	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1980
6 400	CE ₅₀ -C - 24 h	Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell. / mL	Ward et coll., 1992
24 000	CE ₅₀ -C - 48 h	Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell. / mL	Ward et coll., 1992
6 400	CE ₅₀ -C - 72 h	Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell. / mL	Ward et coll., 1992
19 900	CE ₅₀ -C - 96 h	Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell. / mL	Ward et coll., 1992
37 000	CE ₅₀ -C - 336 h	Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	24	1000 cell. / mL	Ward et coll., 1992
1 700	STC - 192 h	Algue bleu vert	<i>Anacystis aeruginosa</i>	27	NR	Bringmann et Kühn, 1978
8 000	STC - 16 h	Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	25	NR	Bringmann et Kühn, 1980

TABLEAU 7

TOXICITÉ DES PRODUITS DE DÉGIVRAGE CHEZ LES ESPÈCES AQUATIQUES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Dégivrant	Référence
17 678	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	14 - 16	0,3 - 5,0 g	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
17 678	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	14 - 16	0,3 - 5,0 g	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
5 700	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10	20 g	UCAR-C1	Jank et coll., 1973
9 200	CL ₅₀ - 96 h	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10	20 g	DOW-1060	Jank et coll., 1973
17 678	CL ₅₀ - 96 h	éné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	19 - 21	< 2 sem.	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
18 946	CL ₅₀ - 96 h	éné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	19 - 21	< 2 sem.	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
> 10 000	CL ₅₀ - 96 h	éné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	NR	1,5-3 cm	UCAR-D	Macdonald et coll., 1992
43 528	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	18 - 22	< 24 h	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
43 528	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	18 - 22	< 24 h	UCAR XL 54	Beak Consultants ltée., 1995
> 10 000	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	19-23	< 24 h	UCAR-D	Macdonald et coll., 1992

TABLEAU 8

TOXICITÉ DES PRODUITS ANTIGIVRANTS CHEZ LES ESPÈCES AQUATIQUES D'EAU DOUCE

Concentration (mg/L)	Mesure terminale - Durée	Nom commun	Nom latin	T °C	Caractéristique	Dégivrant	Référence
221	CL ₅₀ - 96 h	Méné Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	NR	1,5-3 cm	UCAR-5.1	Macdonald et coll., 1992
156	CL ₅₀ - 48 h	Daphnie	<i>Daphnia magna</i>	19-23	< 24 h	UCAR-5.1	Macdonald et coll., 1992

ANNEXE II

EFFET DE LA TEMPÉRATURE ET DU RAPPORT C_i/X_i SUR LE TAUX DE BIODÉGRADATION DES DÉGIVRANTS - RÉSULTATS DÉTAILLÉS

Expérience A1		$C_i/X_i = 0,7$			Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,4	6,5	960	680	451	188	12	2,8
0,08	-	-	840	620	350	130	-	-
0,17	-	-	840	640	219	-	-	-
0,25	-	-	830	630	210	-	-	-
0,32	-	-	780	590	207	127	-	-
0,43	7,4	6,2	790	620	180	-	-	-
1,02	7,1	6,6	820	690	76	23	11,3	2,6

Expérience A2		$C_i/X_i = 2,0$			Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,3	5,2	227	160	327	203	11	2,1
1	7,0	4,8	200	167	90	93	11,2	1,2
4	6,9	6,4	127	113	5	10	9	2

Expérience A3		$C_i/X_i = 2,3$			Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,4	4,0	393	293	685	434	19	5,6
1	7,0	5,1	433	333	494	95	19,1	4,2
2	6,9	7,8	440	373	238	-	15	5,6
3	6,7	5,6	447	380	79	117	14,3	4,3

Expérience A4		$C_i/X_i = 2,8$			Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,3	4,0	407	340	957	560	29	5,3
0,67	7,0	4,5	607	507	798	-	19,2	4,6
1,90	6,9	4,7	733	627	646	680	20	3,6
2,86	-	-	760	653	539	59	-	-
3,67	7,0	5,3	780	673	457	-	27	4,5

Expérience A5								
$C_1/X_1 = 10,6$					Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P tot
0	7,4	5,8	322	270	2854	-	88	22,4
0,94	-	4,3	306	246	2542	1765	-	-
1,95	-	5,6	314	258	2605	1875	-	-
2,93	7,1	4,9	408	350	2205	-	86	20,6
3,93	-	3,5	414	362	1994	-	-	19,8
6,93	-	2,1	374	330	1620	768	75,5	19,1
7,93	-	2,4	374	336	1290	1243	-	-
8,94	7,2	2,9	608	543	971	-	78	17,5
9,94	-	5,1	715	641	597	789	-	-
10,93	-	4,4	838	751	462	-	57,3	17,1
12,32	7,3	4,5	703	632	373	-	32	15,7
14,98	-	6,4	677	610	291	63	43	-
16,94	6,8	2,8	639	579	300	67	45,1	14,5

Expérience A6								
$C_1/X_1 = 12,3$					Température = $20 \pm 2^\circ \text{C}$			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,2	5,4	160	128	1572	890	55,9	13,1
0,88	-	5,4	148	120	1541	768	-	-
1,94	-	5,4	148	128	1493	-	-	-
2,88	7,1	5,6	176	152	1353	-	-	-
5,15	6,9	7,8	264	232	884	-	48	12,6
5,88	-	6,8	220	197	774	-	-	-
6,88	-	7,3	334	294	701	126	-	-
7,88	-	7,5	316	266	628	-	39	-
8,88	6,8	7,0	346	296	549	-	-	10,8
9,88	-	7,0	338	298	500	567	29	13,5
13,01	-	6,3	376	336	168	-	21,5	-
13,90	7,0	6,8	374	334	140	-	-	-
14,90	-	8,1	346	306	128	590	-	-
15,88	-	7,3	350	312	122	-	-	-
16,90	6,8	7,3	354	312	95	-	6,7	9,2
20,40	-	7,5	356	308	46	10	5,1	17
20,88	-	8,1	368	320	55	-	-	-
21,88	-	7,9	368	322	49	-	-	-
22,88	-	8,0	388	338	46	-	-	-
24,25	6,7	7,7	382	330	40	46	5,3	8,7
27,90	-	9,2	368	304	18	-	12,1	8,1
28,88	6,6	6,2	370	310	6	-	-	-
29,88	-	6,4	356	302	3	-	-	-
30,88	6,7	7,6	354	294	12	-	4	7,6

Expérience A7		C/X ₁ = 19,5			Température = 20 ± 2 °C			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,5	6,1	168	132	2571	3450	82	21,5
0,88	-	5,7	132	108	2535	1760	-	-
1,94	-	5,9	144	120	2486	-	-	-
2,88	-	3,6	160	136	2279	-	-	-
5,15	7,3	7,8	78	75	1840	874	-	-
5,88	-	5,5	40	38	1816	-	-	-
6,88	-	6,6	74	67	1731	-	-	-
7,88	-	6,3	89	78	1658	-	-	-
8,88	-	4,9	147	118	1243	-	-	-
9,88	7,0	4,8	299	255	902	548	64	18,7
13,01	-	4,9	490	442	442	-	-	-
13,90	-	4,1	452	410	396	-	-	-
14,90	7,2	4,2	476	432	381	-	-	-
15,88	-	5,5	456	420	372	1345	-	-
16,90	-	6,1	470	432	375	-	49,5	16,5
20,40	6,9	7,5	210	194	408	-	-	-
20,88	-	7,7	190	176	411	456	-	-
21,88	-	7,7	166	156	417	-	-	-
22,88	-	7,6	174	160	427	-	-	-
24,25	6,8	7,2	166	156	424	-	50	16,4
27,90	6,6	9,1	154	136	393	195	-	-
28,88	-	5,7	162	140	399	-	-	-
29,88	-	4,6	162	140	390	-	-	-
30,88	7,2	5,6	198	172	372	200	-	15,1
34,88	-	5,3	380	332	341	-	-	-
36,88	-	4,5	416	368	216	-	-	-
37,88	6,8	4,7	432	376	168	-	-	-
40,88	-	3,6	448	392	70	10	-	-
42,88	-	2,9	444	388	70	-	44	-
43,88	7,0	5,7	436	384	76	-	-	-
45,88	6,9	4,6	452	396	67	18	37,2	10,3

Expérience B1			$C_i/X_i = 0,4$			Température = $10 \pm 1^\circ \text{C}$		
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,5	4,9	5300	4170	1507	1035	71	15,2
0,17	7,6	3,9	5440	4250	1958	-	-	-
0,31	7,2	4,2	5170	4060	2124	-	-	-
0,48	7,1	4,2	5290	4140	1839	-	-	-
1	7,2	3,6	5570	4390	1032	1049	-	-
2	6,7	3,9	5880	4630	1364	-	75	17,1
3	7,2	3,1	5990	4660	224	-	-	-
4	7,4	4,5	6000	4680	58	79	64,6	13

Expérience B2			$C_i/X_i = 0,7$			Température = $10 \pm 1^\circ \text{C}$		
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,4	3,4	5510	4320	2885	4585	94	15
0,17	7,6	-	5690	4450	2956	-	-	-
0,31	7,2	-	5410	4220	2980	-	-	-
0,48	7,1	4,1	5400	4220	2932	-	-	-
1	7,2	3,8	5560	4390	2362	1541	-	-
2	6,8	3,2	5910	4650	2362	-	-	-
3	6,7	2,9	6030	4740	746	-	69,5	-
4	7,0	3,9	6090	4790	105	23	88	13,9

Expérience B3			$C_i/X_i = 0,9$			Température = $10 \pm 1^\circ \text{C}$		
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,3	7,8	500	413	390	-	12,2	5
1	-	7,9	440	367	295	89	11	6
2	-	5,3	533	440	180	-	-	-
3	6,9	6,9	547	453	114	85	-	-
6	-	7,5	460	387	29	35	9,7	-
7	-	6,1	640	520	5	17	-	-
8	-	6,8	667	547	5	10	-	-
9	7,0	7,9	740	610	5	5	6,2	5

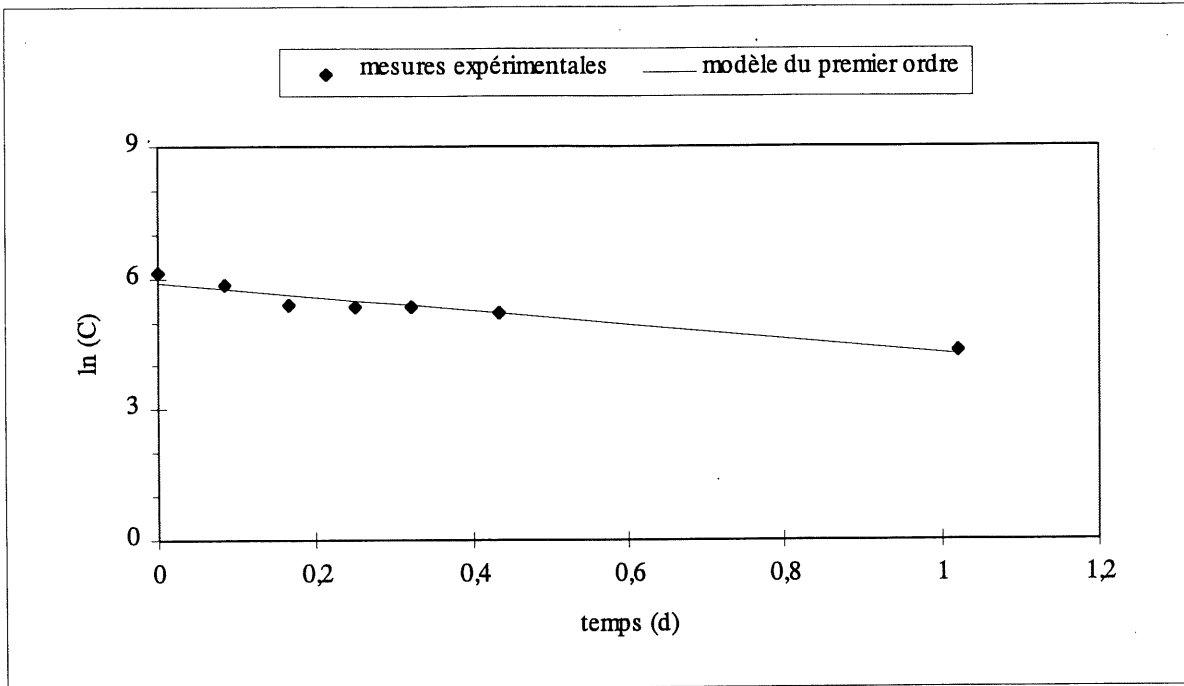
Expérience B4								
$C_i/X_i = 2,1$					Température = 10 ± 1 °C			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,2	6,7	353	293	612	54	15,9	6,7
1	-	8,9	347	287	603	65	16,8	-
2	-	6,4	260	227	546	62	-	-
3	-	5,6	447	427	527	71	-	-
4	7,2	4,8	367	300	498	116	-	-
6	-	5,8	400	300	270	115	12,2	6,2
7	-	6,7	367	313	185	84	-	-
8	6,9	4,9	413	347	147	53	-	-
9	-	4,7	440	353	118	37	-	-
10	-	5,4	547	453	80	48	12	4,1
11	6,5	4,1	547	460	71	30	-	-
14	6,9	6,8	800	667	5	10	8,2	1,9

Expérience B5								
$C_i/X_i = 2,6$					Température = 10 ± 1 °C			
Temps(d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,5	6,5	433	360	926	189	42	8
1	-	6,4	413	347	831	-	-	-
2	-	5,6	420	353	745	178	-	-
3	7,4	6,2	520	433	688	-	39,5	8,5
6	7,2	5,1	567	473	565	192	33,4	7,1
7	-	5,3	613	520	508	-	-	-
8	7,2	7,4	587	487	451	-	32,2	7,2

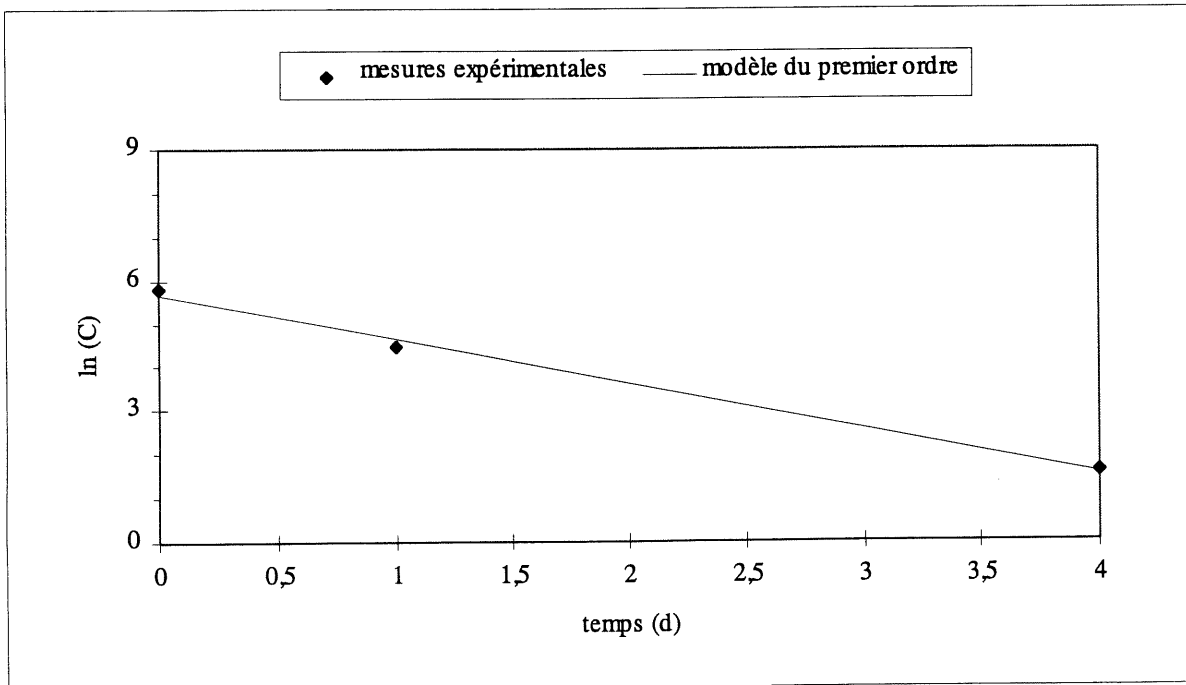
Expérience C1								
$C_i/X_i = 1,8$					Température = 4 ± 1 °C			
Temps (d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,3	7,5	273	220	403	65	16	6,8
1	7,3	7,4	273	213	384	-	14	6,7
2	7,4	7,6	247	200	365	83	15	6,9
3	7,4	8,1	267	312	365	77	15	7,1
5	7,1	7,4	273	227	356	-	14	6,1
6	7,3	7,7	220	193	356	109	15	6
7	7,0	7,1	240	200	337	116	15	6
8	7,1	6,9	373	300	337	105	12	5,8
19	7,1	8,1	447	360	194	13	11	6
20	7,2	7,5	507	407	147	27	12	5,9

Expérience C2								
$C_i/X_i = 3,2$					Température = 4 ± 1 °C			
Temps(d)	pH	O ₂ dissous	MES	MVS	DCO	DBO ₅	NTK	P total
0	7,4	7,4	164	131	413	147	15	6,2
0,23	-	-	142	114	403	-	-	-
0,96	7,2	8,2	127	107	403	-	-	-
1,23	-	-	120	NA	384	155	-	-
1,93	7,4	7,8	100	NA	375	58	15,2	6,2

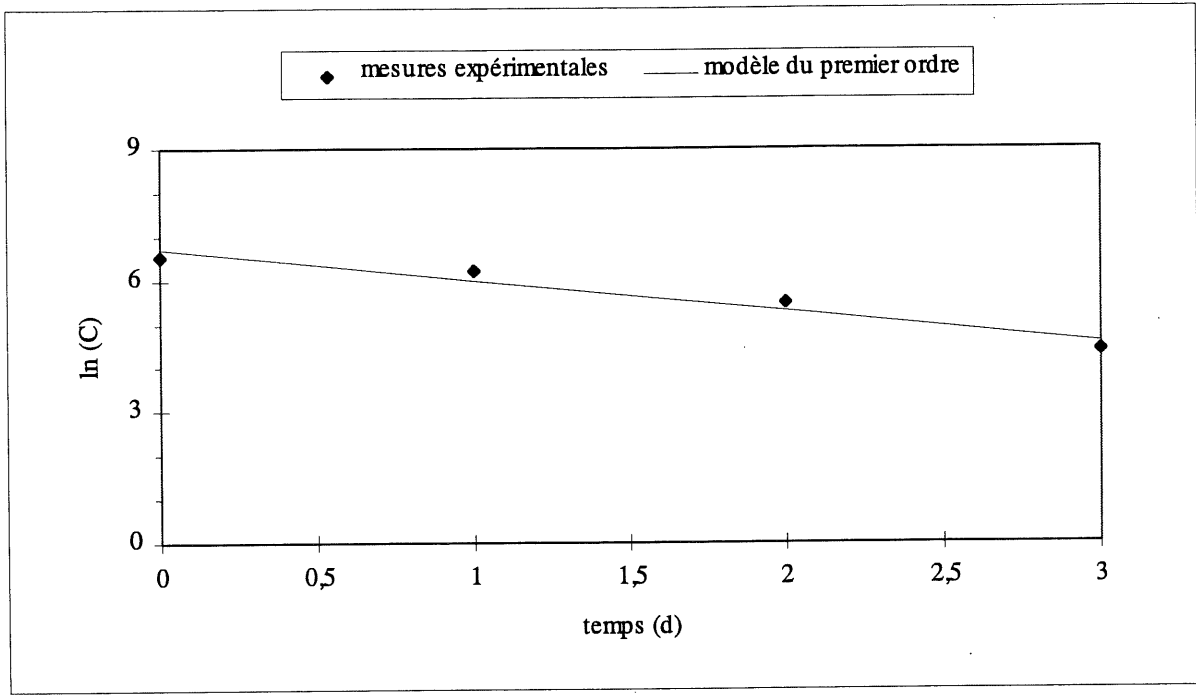
Essai A1 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 0,7$ $k = 1,60$ $\ln(C_i) = 5,89$ $R^2 = 0,93$



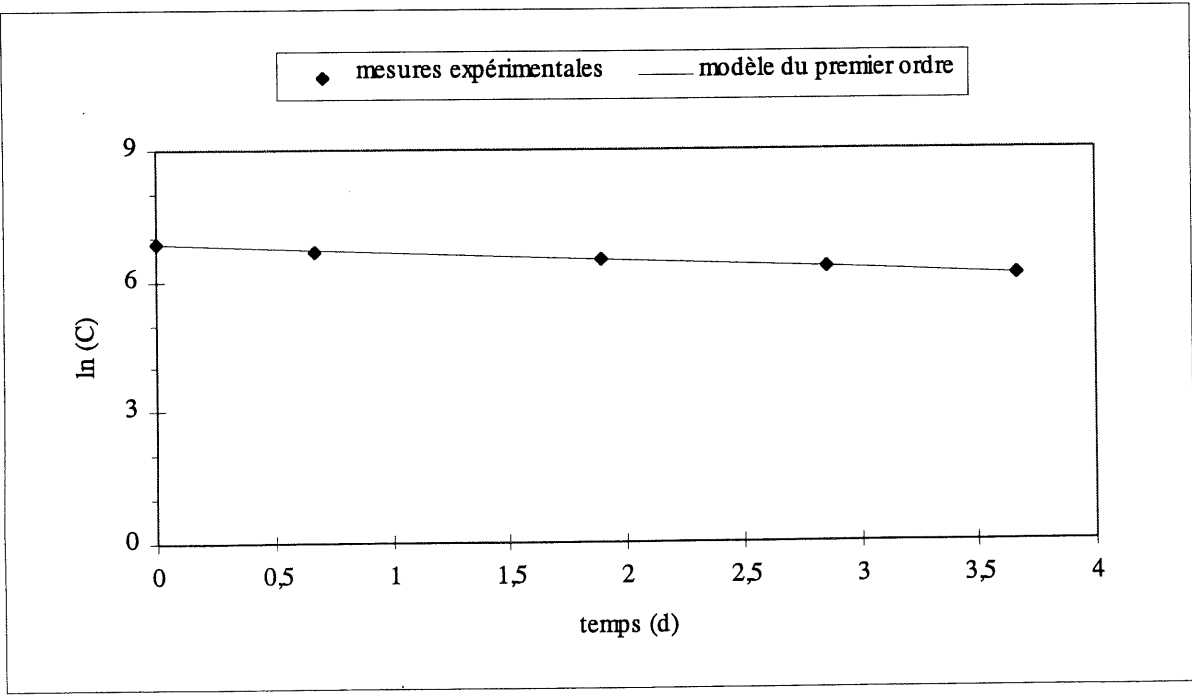
Essai A2 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 2,0$ $k = 1,03$ $\ln(C_i) = 5,68$ $R^2 = 1,00$



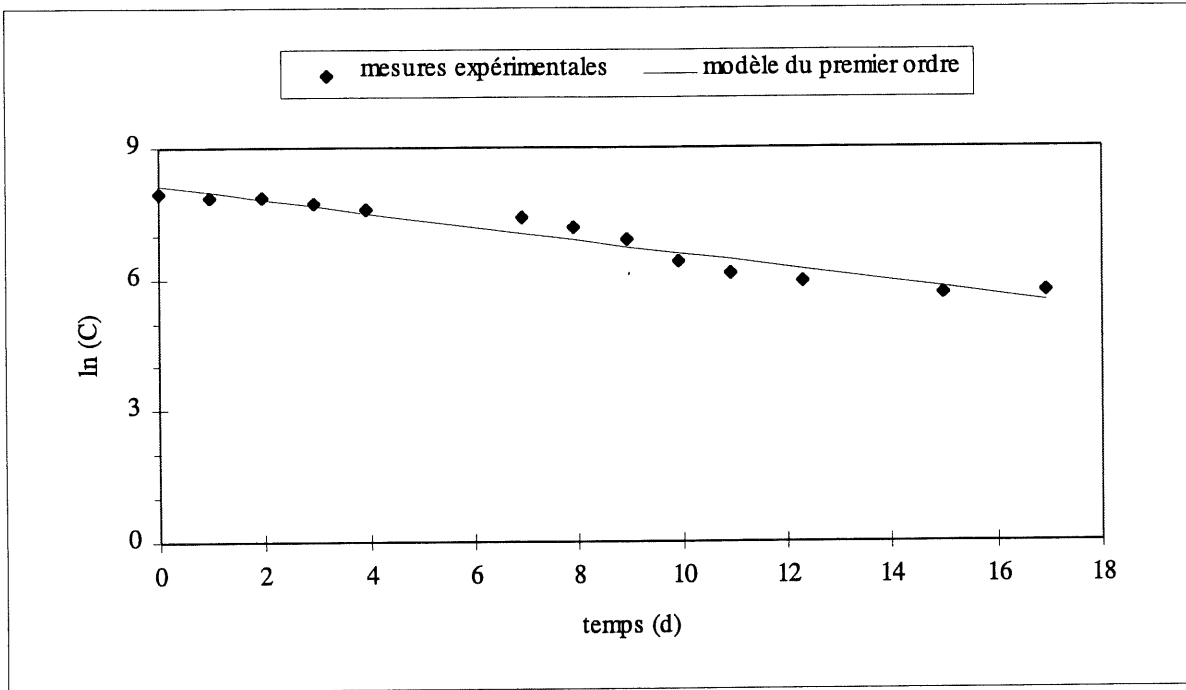
Essai A3 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 2,3$ $k = 0,72$ $\ln(C_i) = 6,72$ $R^2 = 0,95$



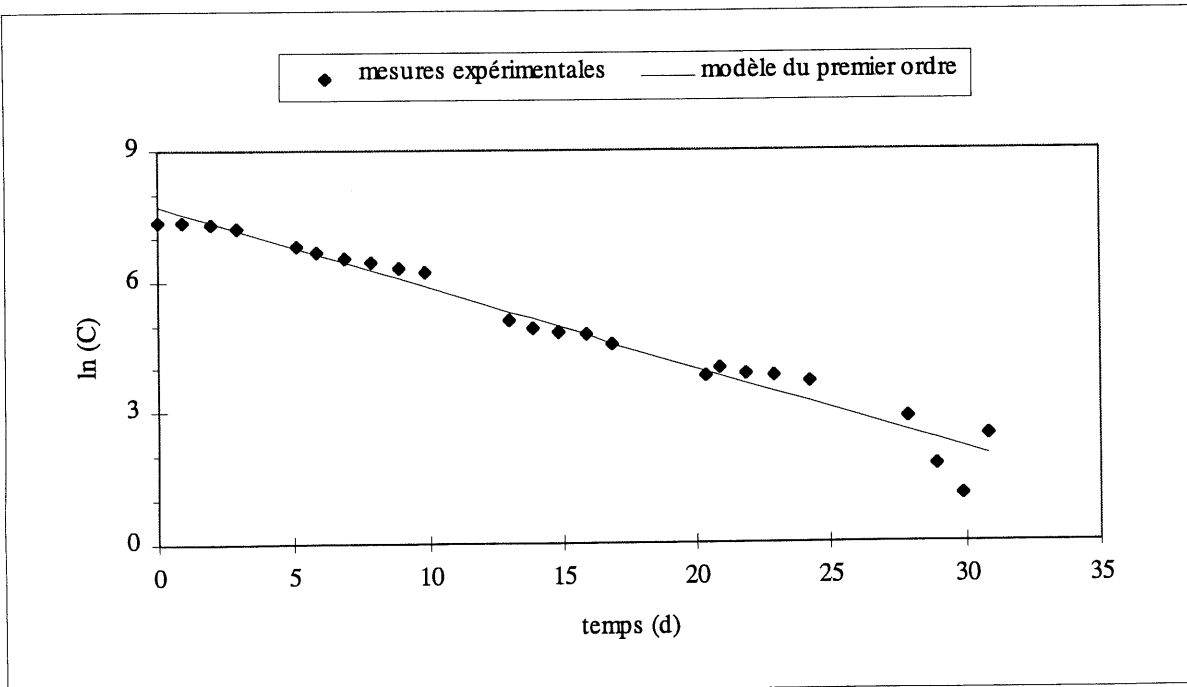
Essai A4 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 2,8$ $k = 0,20$ $\ln(C_i) = 6,84$ $R^2 = 1,00$



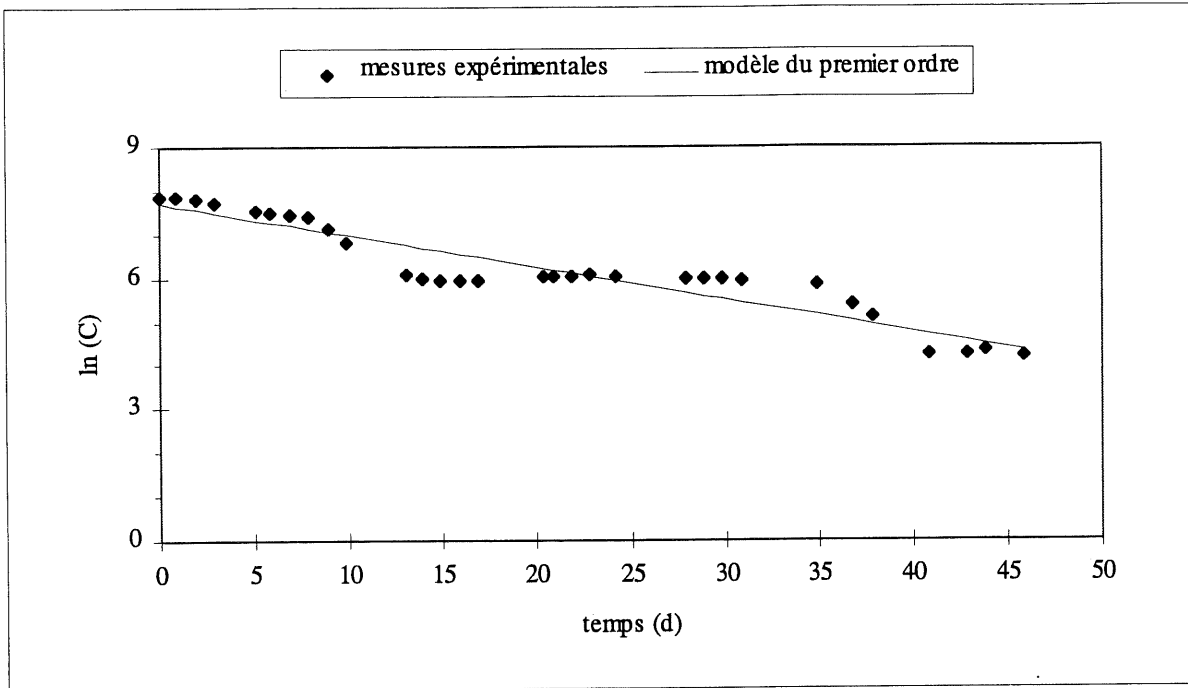
Essai A5 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 10,6$ $k = 0,16$ $\ln(C_i) = 8,12$ $R^2 = 0,94$



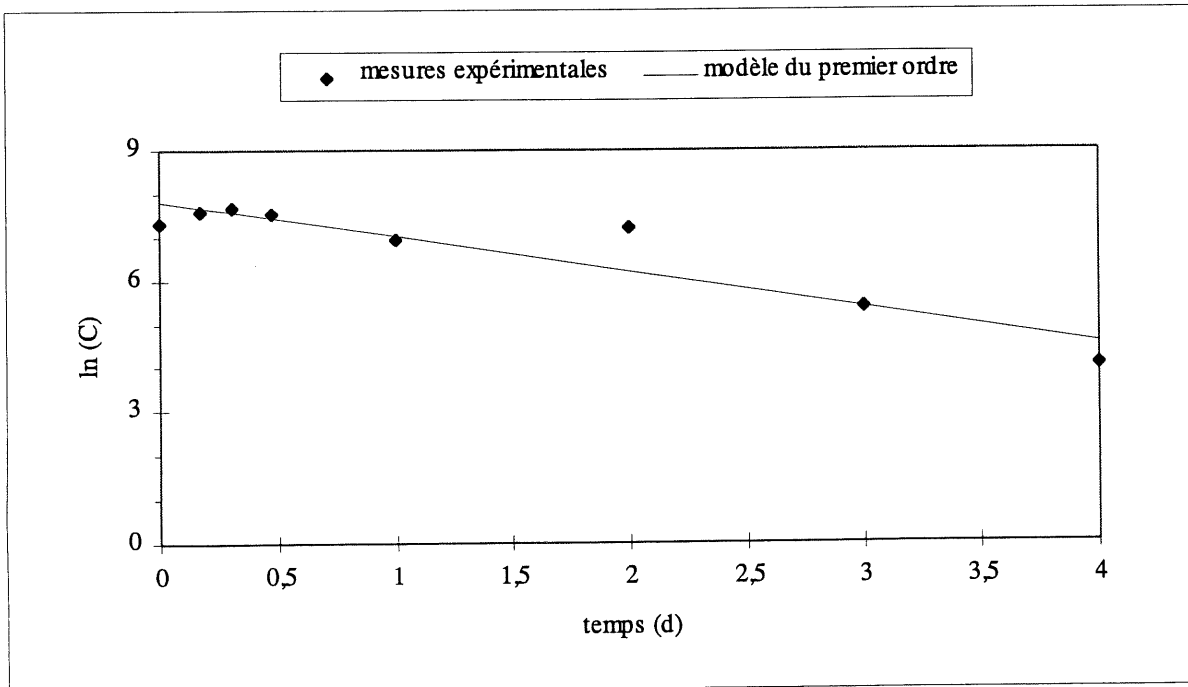
Essai A6 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 12,3$ $k = 0,19$ $\ln(C_i) = 7,72$ $R^2 = 0,96$



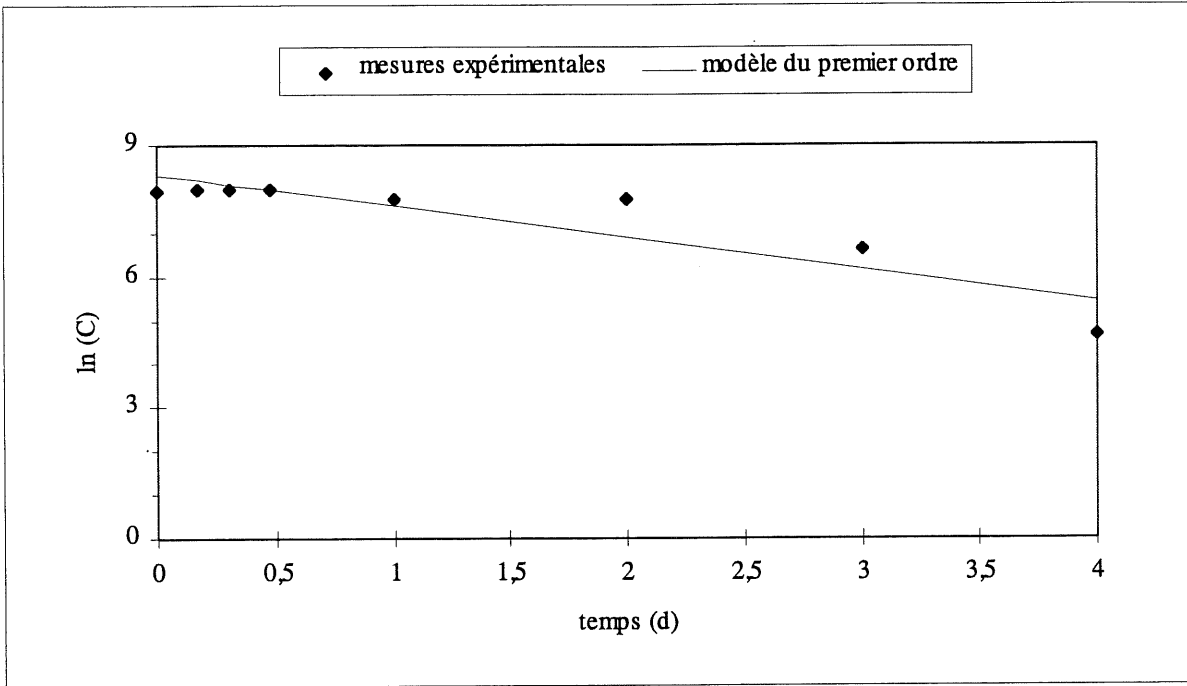
Essai A7 $T = 20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 19,5$ $k = 0,07$ $\ln(C_i) = 7,70$ $R^2 = 0,88$



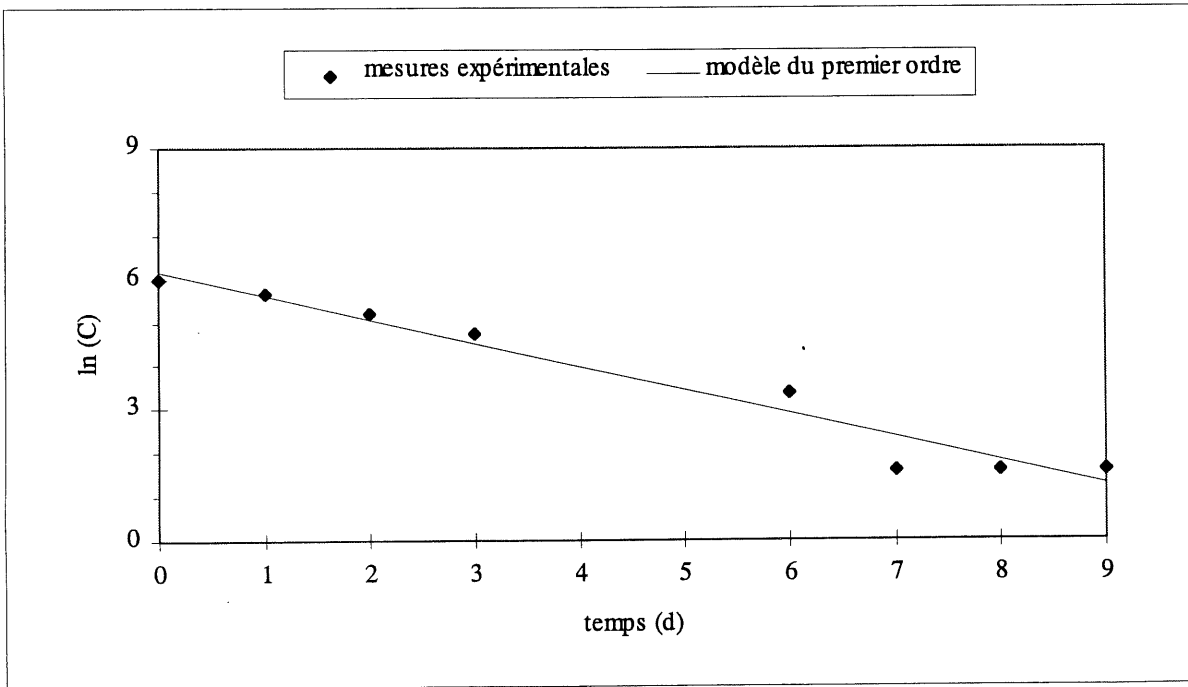
Essai B1 $T = 10 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 0,4$ $k = 0,81$ $\ln(C_i) = 7,83$ $R^2 = 0,86$



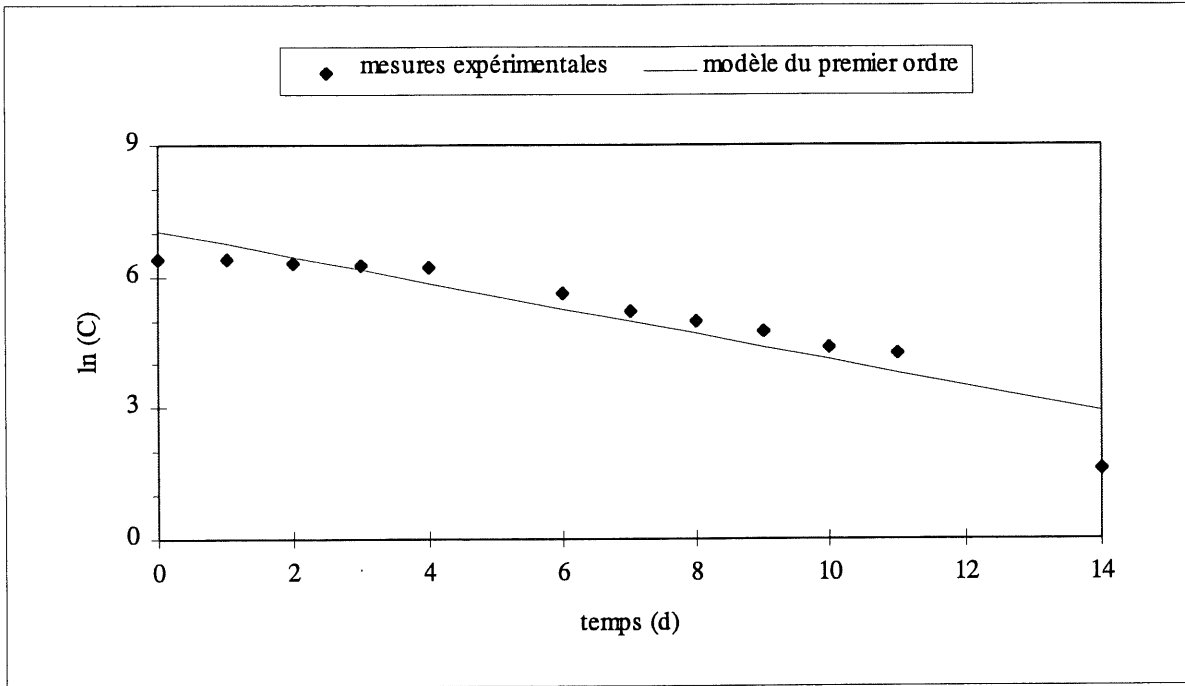
Essai B2 $T = 10 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 0,7$ $k = 0,72$ $\ln(C_i) = 8,33$ $R^2 = 0,81$



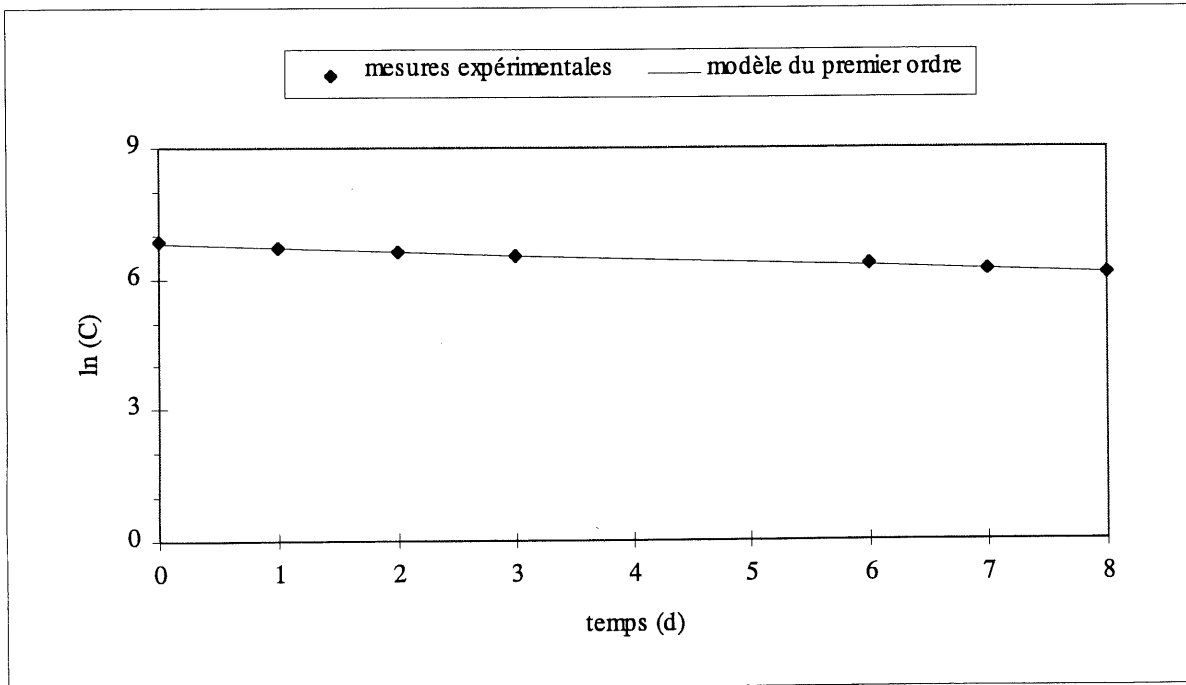
Essai B3 $T = 10 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 0,9$ $k = 0,55$ $\ln(C_i) = 6,19$ $R^2 = 0,96$



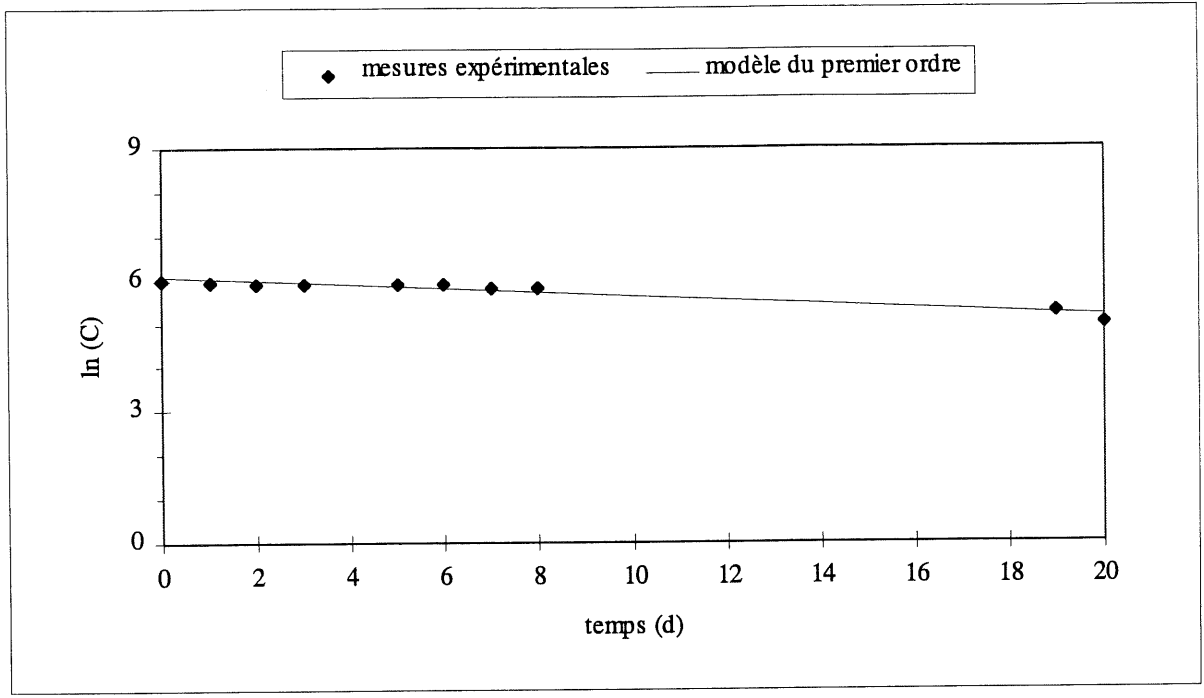
Essai B4 $T = 10 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 2,1$ $k = 0,29$ $\ln(C_i) = 7,04$ $R^2 = 0,85$



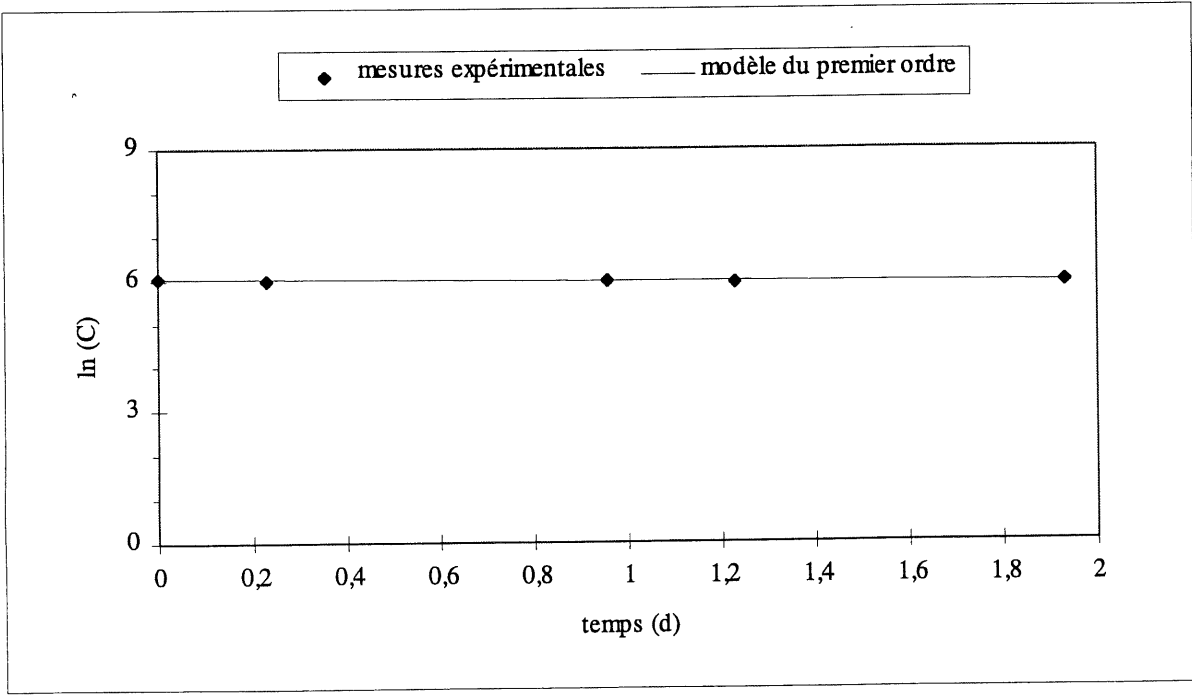
Essai B5 $T = 10 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 2,6$ $k = 0,08$ $\ln(C_i) = 6,81$ $R^2 = 0,99$



Essai C1 $T = 4 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 1,8$ $k = 0,05$ $\ln(C_i) = 6,06$ $R^2 = 0,92$



Essai C2 $T = 4 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ $C_i/X_i = 3,2$ $k = 0,05$ $\ln(C_i) = 6,02$ $R^2 = 0,87$



ANNEXE III

**TRAITEMENT DE DÉGIVRANTS DANS UNE STATION
D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES - RÉSULTATS DÉTAILLÉS**

TABLEAU 1 Analyse de l'affluent au point d'injection (P1)

DATE	Débit d'injection (L/d)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)	DCO totale (mg/L)
04-déc	0				
05-déc	0				
06-déc	0				
07-déc	0				
08-déc	0				
09-déc	0				
10-déc	0				
11-déc	0				
12-déc	0				
13-déc	24				
14-déc	48				
15-déc	72	510000	9900	< 100	790000
16-déc	96				
17-déc	132	510000	6000	< 100	750000
18-déc	132				
19-déc	132	530000	7000	< 100	765000
20-déc	156				
21-déc	206	890000	8000	< 100	765000
22-déc	240				
23-déc	276	460000	7000	< 100	705000
24-déc	312				
25-déc	321				
26-déc	360	800000	8000	< 100	700000
27-déc	360				
28-déc	360				
29-déc	360	660000	7000	< 100	700000
30-déc	360				
31-déc	360				
01-jan	360	450000	7000	< 100	795000
02-jan	360				
03-jan	360				
04-jan	384	710000	8000	< 100	1100000
05-jan					
06-jan					
07-jan	384	670000	7000	< 100	745000
08-jan					
09-jan					
10-jan		110000	4900	< 200	755000
11-jan					
12-jan					
13-jan	384	330000	5300	< 100	745000
14-jan					

TABLEAU 1 (suite)

Analyse de l'affluent au point d'injection (P1)

DATE	Débit d'injection (L/d)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)	DCO totale (mg/L)
15-jan					
16-jan	384	370000	4200	< 100	775000
17-jan					
18-jan					
19-jan	387	390000	5000	< 100	730000
20-jan					
21-jan					
22-jan	384	650000	7800	< 100	755000
23-jan					
24-jan					
25-jan	384	380000	7500	< 100	735000
26-jan	0				
27-jan					
28-jan					
29-jan					
30-jan					
31-jan					
01-fév					
02-fév					
03-fév					
04-fév					
05-fév					
06-fév					
07-fév					
08-fév					
09-fév					
10-fév					
11-fév					
12-fév					
13-fév					
14-fév					
15-fév					
16-fév					
17-fév					
18-fév					
19-fév					
20-fév					
21-fév					
22-fév					
23-fév					
24-fév					
25-fév					

TABLEAU 2

Analyse de l'affluent de l'aéroport (P2)

DATE	Débit (m ³ /d)	pH	Tempé- rature (°C)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ , NO ₃ -N (mg/L)	P total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	SO ₄ -S (mg/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
04-déc	1243																	
05-déc	1193	6,3	15	68	45	250	115	41	36	24	18	<0,1	2,4	1,6	44	3	4	<1
06-déc	1378	6,3	13															
07-déc	1360	6,3	13															
08-déc	1315	6,3	13															
09-déc	1338	6,3	13	145	76	300	120	66	59	26	19	<0,1	2,2	1,7	51	2	<1	<1
10-déc	1582	6,3	13															
11-déc	1473	6,3	13	105	61	300	120	77	71	33	22	<0,1	2,2	2,1	54	2	<1	<1
12-déc	1035	6,3	13															
13-déc	1284	6,8	13	160	89	335	170	76	72	24	18	<0,1	2,6	2,1	64	2	<1	<1
14-déc	1410	6,8	13															
15-déc	1184	6,8	12	260	92	540	155	203	180	27	15	<0,1	2,5	1,7	52	1	<1	<1
16-déc	1328	6,4	12															
17-déc	1380	6,4	12	185	75	510	190	145	128	30	16	<0,1	3,1	1,8	46	1	<1	<1
18-déc	1532	6,3	12															
19-déc	1139	6,2	12	150	93	360	185	84	81	30	3	<0,1	3,5	2,5	50	1	<1	<1
20-déc	1328	6,2	11															
21-déc	1216	6,8	11	215	96	535	220	143	120	30	24	<0,1	3,8	2,5	40	1	<1	<1
22-déc	1279	6,9	11															
23-déc	1388	6,4	12	305	235	560	360	105	97	23	17	<0,05	2,9	1,9	31	2	<1	<1
24-déc	1374	6,4	12															
25-déc	1225	6,4	12															
26-déc	1179	6,4	12	315	185	640	270	187	170	30	19	<0,05	3,3	1,7	39	2	<1	<1
27-déc	1175	6	13															
28-déc	953	6	13															
29-déc	1256	6,2	12	560	260	520	320	107	100	17	8,6	<0,05	3,2	1,8	37	4	<1	<1
30-déc	1297	6	13															
31-déc	1333	6	13															

TABLEAU 2 (suite)

Analyse de l'affluent de l'aéroport (P2)

DATE	Débit (m ³ /d)	pH	Tempé- rature (°C)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ , NO ₃ -N (mg/L)	P total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	SO ₄ -S (mg/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
01-jan	1379	6,2	12	280	200	510	315	116	107	27	18	<0,05	3,8	2,5	36	4	<1	<1
02-jan	1360	6,1	11															
03-jan	1053	6	11															
04-jan	1238	6,1	11															
05-jan	1306	6,3	12															
06-jan	1397	6,7	12															
07-jan	1492	6,5	12	190	115	475	195	155	140	30	20	<0,1	3,7	2,5	43	2	<1	<1
08-jan	1587	6,3	12															
09-jan	1338	6,3	12															
10-jan	1450	6,3	12	210	140	425	240	101	87	12	6,6	<0,1	2	1	43	1	2	2
11-jan	1500	6,2	12															
12-jan	1388	6,3	12															
13-jan	1550	6,3	12	350	255	735	330	200	185	41	30	<0,1	4,6	3	37	1	1	3
14-jan	1514	6,4	12															
15-jan	1650	6,5	11															
16-jan	2152	6,2	10					167,5	147,5	51	45	<0,1	4,1	0,47	39	<1	10	<1
17-jan	2160	6	12															
18-jan	1248	6	12															
19-jan	1374	6	12	225	170	410	305	81	75	18	13	<0,1	3	1,9	45	2	<1	<1
20-jan	1487	6,2	12															
21-jan	2441	6,3	12															
22-jan	2296	6,2	12	195	145	430	245	115	102,5	29	24	<0,1	3	1,7	54	80	12	<1
23-jan	1306	6,2	12															
24-jan	1568	6,3	12															
25-jan	1473	6,2	12	255	155	525	245	205	182,5	29	22	<0,1	3,6	2	29	9	3	<1
26-jan	1397	6,6	12															
27-jan	1379	6,8	12															
28-jan	1613	6,9	12	145	71	355	125	142,5	127,5	29	22	<0,1	4	2,3	53	2	10	2

TABLEAU 2 (suite)

Analyse de l'affluent de l'aéroport (P2)

DATE	Débit (m ³ /d)	pH	Tempé- rature (°C)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK- N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ , NO ₃ -N (mg/L)	P total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	SO ₄ -S (mg/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
29-jan	1613	7	11															
30-jan	1437	6,9	11															
31-jan	1469	6,9	11	145	75	395	150	137,5	127,5	27	19	<0,1	3,8	1,8	48	20	4	<1
01-fév	1279	6,3	11															
02-fév	1279	6,6	11															
03-fév	1379	6,8	11															
04-fév	1550	6,3	11															
05-fév	1587	6,7	12															
06-fév	1342																	
07-fév	1288																	
08-fév	1116	6	10															
09-fév	1179	6,3	10															
10-fév	1419	6,2	10															
11-fév	1451	6,5	10															
12-fév	1469	6,3	10															
13-fév	1559	6,2	10	160	77	485	150	202,5	180	40	28	<0,1	5,2	4,8	42	11	<1	<1
14-fév	1685	6,1	10															
15-fév	1663	6,7	10															
16-fév	1279	6,7	10	160	36	320	80	135	120	22	13	<0,1	7,8	1,4	82	<1	<1	<1
17-fév																		
18-fév																		
19-fév																		
20-fév																		
21-fév																		
22-fév																		
23-fév																		
24-fév																		
25-fév																		

TABLEAU 3

Analyse de l'affluent total de la station (Aéroport + ville) (P3)

DATE	Débit (m³/d)	pH	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ ,NO ₃ -N (mg N/L)	Phosphore total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
04-déc	4077		12,5												
05-déc	4099	7	10	200	55	36	200	90	43	37	23	17	<0,1	2,9	2,2
06-déc	5740	6,9	10												
07-déc	5842	7	10												
08-déc	4520	7	10												
09-déc	4036	7	10	180	76	39	165	80	40	33	18	12	<0,1	1,7	1,5
10-déc	5420	7	10												
11-déc	5315	7	10	210	48	20	185	63	57	50	21	15	<0,1	2,2	1,8
12-déc	3037	7	10												
13-déc	3304	7	10	200	57	37	235	90	65	37	20	15	<0,1	2,5	2,3
14-déc	4810														
15-déc	3914			205	105	39	275	87	110	98	19	11	<0,1	2,1	1,7
16-déc	4348	7	10												
17-déc	4339	7	10	195	84	45	275	83	90	80	23	15	<0,1	2,7	1,7
18-déc	4678	7,8	10												
19-déc	3869	7,7	10	205	83	60	220	100	59	53	24	21	<0,1	3,3	2,4
20-déc	4429	7,6	10												
21-déc	4158	7,7	10	205	95	52	325	130	99	84	24	19	<0,1	3,7	2,3
22-déc	4104	7	10												
23-déc	4253	7	10	205	155	74	365	120	112	108	25	16	<0,05	3,5	2,6
24-déc	4393	7	10												
25-déc	4285	7	10												
26-déc	3883	7	10	180	175	77	390	145	115	103	24	17	<0,05	5	2,2
27-déc	4145	7	10												
28-déc	3679	6,9	10												
29-déc	4217	7	10	185	160	96	285	170	54	46	22	15	<0,05	3,4	2,4
30-déc	3923	7	10												
31-déc	3936	7	10												

TABLEAU 3 (suite)

Analyse de l'affluent total de la station (Aéroport + ville) (P3)

DATE	Débit (m ³ /d)	pH	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ ,NO ₃ -N (mg N/L)	Phosphore total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
01-jan	4113	7	10	185	135	70	390	165	94	81	25	18	0,05	3,7	2,7
02-jan	3743	7	10												
03-jan	3394	7	10												
04-jan	3951	7	10	220	165	92	405	205	120	107	33	25	0,1	4,7	3,4
05-jan	4022	7	10												
06-jan	4045	6,8	10												
07-jan	3996	7	10	210	110	58	365	135	91,5	79,5	29	23	0,1	3,8	3,2
08-jan	3973	7	10												
09-jan	3760	7	10												
10-jan	3842	7	10	195	225	85	495	175	153	125	29	20	0,1	4,4	2,8
11-jan	4619	6,9	11												
12-jan	3268	6,9	11												
13-jan	4927		11	240	315	105	720	190	130	110	45	36	<0,1	5,6	3,8
14-jan	3891		11												
15-jan	4171		11												
16-jan	6391	6,5	12	185	185	69	650	155	302,5	252,2	36	25	0,1	5,4	0,57
17-jan	8239	6,5	12												
18-jan	5058	6,8	10												
19-jan	5763	7	10	180	84	39	185	76	56,5	47,5	12	8,1	0,2	2	0,84
20-jan	5433	7	9												
21-jan	8619	7	9												
22-jan	8452	7	10	175	41	20	150	57	65,5	51	12	9,2	<0,1	1,7	0,55
23-jan	5243	7	10												
24-jan	5817														
25-jan	4877	6,8	8	185	105	47	250	100	76,5	65,5	17	13	0,2	2,2	1,2
26-jan	4556	6,9	8												
27-jan	5021	6,9	9												
28-jan	5401	6,9	9	200	41	15	180	57	67	53,5	18	13	0,1	2,3	1,6

TABLEAU 3 (suite)

Analyse de l'affluent total de la station (Aéroport + ville) (P3)

DATE	Débit (m³/d)	pH	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NTK-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ ,NO ₃ -N (mg N/L)	Phosphore total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
29-jan	5415	6,9	9												
30-jan	5004	6,9	9												
31-jan	5090	6,9	8	200	66	32	200	78	65,5	57,5	19	14	<0,1	3	1,4
01-fév	4656	6,8	8												
02-fév	4601	6,9	8												
03-fév	4579	6,9	8												
04-fév	4606	6,6	8												
05-fév	4913	6,6	8												
06-fév	4195	6,6	7												
07-fév	4421	6,6	7												
08-fév	3200	6,9	8	210	78	31	190	77	50	46,5	19	14	<0,1	3	2
09-fév	4195	6,8	8												
10-fév	4317	6,8	13												
11-fév		6,9	10												
12-fév	4064														
13-fév	4185	6,6	8	185	87	33	260	100	87,5	69	21	17	<0,1	3,3	2,3
14-fév	4434	6,8	8												
15-fév	4267	6,9	8												
16-fév	3951			190	115	28	205	63	86	75,5	20	13	<0,1	3,1	2
17-fév															
18-fév															

TABLEAU 4 Analyse de l'effluent de la station d'épuration (P6)

DATE	pH	Oxygène dissous (mg/L)	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ - NO ₃ (mg N/L)	PO ₄ (mg P/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
04-déc	6,5	2,5	11,7													
05-déc	6,8	2,8	12,4	86	9	4	32	24	10	9	0,11	16	2,4	3	1	<1
06-déc	6,6	2,8	11,8													
07-déc	6,4	2,6	10,5													
08-déc	6,4	3,4	10,1													
09-déc	6,3	3,2	10,8	110	9	5	26	20	10	8	0,05	11	1,4	2	<1	<1
10-déc																
11-déc				120	9	6	31	20	12	9	0,15	13	1,9	2	<1	<1
12-déc	6,7	3	7,8													
13-déc	6,5	3	7,8	135	10	6	38	26	10	10	0,8	12	3,7	2	1	1
14-déc	6,7	2,9	8													
15-déc	6,8	2,8	10,5	115	9	4	35	24	10	10	0,05	12	1,9	1	<1	<1
16-déc	6,5	2,9	11,1													
17-déc	6,5	2,5	10,5	110	7	3	37	23	12	10,5	0,5	12	1,7	1	<1	<1
18-déc	6,5	1,5	11													
19-déc	6,7	1,5	10	125	6	3	29	23	8,5	8	17	9,2	2,1	2	<1	<1
20-déc	6,8	2,4	10,3													
21-déc	6,8	2,8	10,4	160	9	4	40	33	10	8	7,3	4,5	1,9	1	<1	<1
22-déc	6,4	1,6	10,2													
23-déc	6,6	1,4	10,4	155	26	6	34	25	10	8,5	5,4	3,1	1,8	2	<1	<1
24-déc																
25-déc																
26-déc	6,5	2,6	10,2	135	26	5	35	25	8,5	9	4,1	5,1	2	2	<1	<1
27-déc	6,7	2,8	10,8													
28-déc	6,7	3	12,4													
29-déc	6,5	2,6	8,4	120	9	4	20	15	3,5	5,5	0,6	7,9	1,8	2	<1	<1
30-déc																
31-déc	6,5	2,2	7,5													

TABLEAU 4 (suite)

Analyse de l'effluent de la station d'épuration (P6)

DATE	pH	Oxygène dissous (mg/L)	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ - NO ₃ (mg N/L)	PO ₄ (mg P/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
01-jan	6,7	2	8	145	7	4	34	20	11	10	5,2	3	2,1	2	<1	<1
02-jan																
03-jan	6,2	1,4	9,3													
04-jan	6,7	1,4	8	220	68	35	100	55	25	22	19	0,1	3,1	1	<1	<1
05-jan	6,5	1,8	7,7													
06-jan	6,4	1,8	8,6													
07-jan	6,2	3	8,4	115	8	3	36	24	8,5	7,5	4,9	9,6	2,2	1	<1	<1
08-jan	6,3	2,8	8,6													
09-jan	6,3	2,4	6,2													
10-jan	6,3	1,8	6,3	130	25	11	51	37	13	9	5,8	8,6	2,3	1	2	1
11-jan	6,1	4,5	3,5													
12-jan	5,3	3,2	6,8													
13-jan	6,1	3,9	8,6	150	25	7	37	20	10	9	6,4	2,9	2,2	1	2	1
14-jan	6,2	2,8	9,8													
15-jan	6,4	2,4	11,6													
16-jan	6,7	2,7	7,3	205	9	5	42	27	10	8,5	22	0,2	0,5	2	5	1
17-jan	6,7	2,8	8,3													
18-jan	6,8	3,1	9,1													
19-jan	6,7	4,8	8	145	8	3	22	16	10	10	1,1	2,6	0,49	1	<1	<1
20-jan	5,9	3,2	8													
21-jan	6,5	2,1	8													
22-jan	6,3	3	8,5	150	6	5	29	18	8	8	4,7	2,3	0,67	25	4	<1
23-jan	6,3	1,8	8													
24-jan	6,3	2,1	8													
25-jan				140	13	3	28	20	8,5	5,5	1,3	5,8	0,94	75	4	<1
26-jan	6,3	2,8	7													
27-jan	6,1	2,6	8													
28-jan	6,7	3,1	7,1	155	4	3	30	19	10	7	1,5	5,4	1,5	1	6	<1

TABLEAU 4 (suite)

Analyse de l'effluent de la station d'épuration (P6)

DATE	pH	Oxygène dissous (mg/L)	Température (°C)	Alcalinité CaCO ₃ (mg/L)	DBO ₅ totale (mg/L)	DBO ₅ soluble (mg/L)	DCO totale (mg/L)	DCO soluble (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₂ ,- NO ₃ (mg N/L)	PO ₄ (mg P/L)	Éthylène glycol (mg/L)	Diéthylène glycol (mg/L)	Propylène glycol (mg/L)
29-jan	6,5	2,8	6,9													
30-jan	6,7	2,5	7													
31-jan	6,2	2,4	5	160	5	5	30	20	6,5	5,5	5,9	4,4	1,7	6	4	<1
01-fév	6,5	2,3	8													
02-fév	6,5	3,5	7													
03-fév	4,3	2,5	6													
04-fév	6,2		7,2													
05-fév	6,2	2,6	7,3													
06-fév	6,5	2,6	6,9													
07-fév	6,1	2	6,5													
08-fév	6,3	2,6	6	185	28	4	40	28	10,5	9	5,2	8,95	2,9	5	<1	<1
09-fév	6	1,8	7													
10-fév	6,4	2,4	7,5													
11-fév	6,2	1	9,5													
12-fév																
13-fév	5,84	2,2	7,9	115	9	3	22	19	6,5	6,5	0,74	9,1	2	8	<1	<1
14-fév	5,85	2	6,2													
15-fév	5,62	2,2	7,6													
16-fév	6,32	2,8	9,4	110	13	4	30	23	7,5	5,5	0,94	8,4	2	<1	<1	<1
17-fév																
18-fév																

TABLEAU 5

Analyse de la liqueur mixte (P4) et de la boue recirculée (P5)

DATE	(P4)		(P5)		Volume Boues (Cylindre 30 min)							Débit d'air (scfm)	Recirculation (%)	Âge boues (d)	O ₂ dissous (P4) (mg/L)	TUO (P4) (mg/L/h)	Traitement filamenteuses (lb chlore)
	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	0 min (mL)	5 min (mL)	10 min (mL)	15 min (mL)	20 min (mL)	25 min (mL)	30 min (mL)						
04-déc												800	49,3	13,9	2,6		10
05-déc	1550	1300	6200	5050	1000	800	450	360	320	300	280	800	49,3		2,8	35	0
06-déc												800	49,4		2,6		0
07-déc												800	49,3		3,8		0
08-déc												800	49,4		4		0
09-déc	1100	820	5400	4250	1005	700	420	340	300	280	260	800	49,3		3,6	13	0
10-déc												800	39,5				0
11-déc	1350	1100			995	820	470	355	325	300	285	800	49,4			20	0
12-déc												800	49,4		3,2		0
13-déc	1600	1250			1000	650	445	375	340	310	300	800	49,3		3,2	18	0
14-déc												800	49		3,2		0
15-déc	1625	1350	4175	3400	1005	760	410	360	320	295	290	800	49		3,4	27	0
16-déc												800	49		2,6		0
17-déc	1450	1200			1000	890	500	380	340	310	295	800	48		3,6		0
18-déc												800	48		0,4		0
19-déc	1250	1100	2850	2375	1000	887	480	390	340	310	290	800	47,8		0,2	19	0
20-déc												800	48,2		1		0
21-déc	1075	920			1000	840	520	410	360	328	300	800	48,1		1,5	81	0
22-déc												800	48,1		1		0
23-déc	1275	1125			1010	1000	1000	990	960	900	850	800	48,1		1,4	21	0
24-déc												800	47,8				0
25-déc												800	49,8				10
26-déc	1500	1350			1000	1000	990	980	970	967	960	800	49,7		3,2		10
27-déc												800	49,5		3,4		10
28-déc												800	49,4		3		10
29-déc	1375	1200			1000	995	995	990	985	955	930	800	49,2		2,6		10
30-déc												800	49,4		2,3		10
31-déc												800	48	19,6	1,4		10

TABLEAU 5 (suite)

Analyse de la liqueur mixte (P4) et de la boue recirculée (P5)

DATE	(P4)		(P5)		Volume Boues (Cylindre 30 min)							Débit d'air (scfm)	Recirculation (%)	Âge boues (d)	O ₂ dissous (P4) (mg/L)	TUO (P4) (mg/L/h)	Traitement filamenteuses (lb chlore)
	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	0 min (mL)	5 min (mL)	10 min (mL)	15 min (mL)	20 min (mL)	25 min (mL)	30 min (mL)						
01-jan	1350	1175			1000	970	930	880	840	805	770	800	49,3		2,5		10
02-jan												800	49,4				10
03-jan												800	47,9		0,6		10
04-jan	1625	1412	5975	5225	1000	990	960	940	905	880	840	800	47,9		0,5		0
05-jan												1200	47,9		1,4		0
06-jan												1200	47,8		2		0
07-jan	1675	1450			1000	985	970	950	925	885	845	1200	49,3		3,8	79	0
08-jan												1200	49,4		2,8		0
09-jan												1200	47,8		2,4		0
10-jan	2125	1725	5775	5000	1000	981	975	970	960	950	940	1200	47,8		0,9		0
11-jan												1200	33,8		1,7		0
12-jan												1200	47,7		0,7		0
13-jan	1725	1600	5175	4600	1000	990	980	970	960	949	930	1200	47,7		0,8		0
14-jan												1200	49,4		1,4		0
15-jan												1200	49,3		1,8		0
16-jan	1775	1650	2425	2050	1002	990	990	980	970	960	950	1200	32,1		0,8		0
17-jan												1200	47,8		0,6		0
18-jan												1200	47,8		0,8		0
19-jan	1675	1450	5800	5000	1000	1000	995	990	980	978	970	1200	47,7		3,7	14,6	0
20-jan												1200	47,7		1		10
21-jan												800	47,7		1,6		10
22-jan	1500	1175			1000	980	970	960	940	925	910	800	48		3,4	18	10
23-jan												800	47,9		0,8		10
24-jan												800	47,8		1		10
25-jan	1875	1525	6350	5325	1000	997	990	981	980	970	960	800	47,8			21	10
26-jan												800	47,7		2,3		15
27-jan												800	47,7		0,8		15
28-jan	1575	1225			1000	980	970	960	950	927	910	800	49	13,4	2,2	16	15

TABLEAU 5 (suite)

Analyse de la liqueur mixte (P4) et de la boue recirculée (P5)

DATE	(P4)		(P5)		Volume Boues (Cylindre 30 min)							Débit d'air (scfm)	Recirculation (%)	Âge boues (d)	O ₂ dissous (P4) (mg/L)	TUO (P4) (mg/L/h)	Traitement filamenteuses (lb chlore)
	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	MESLM (mg/L)	MVSLM (mg/L)	0 min (mL)	5 min (mL)	10 min (mL)	15 min (mL)	20 min (mL)	25 min (mL)	30 min (mL)						
29-jan												800	49		1,5		15
30-jan												800	47,7		0,6		15
31-jan	1925	1625	6225	5175	1000	990	980	962	940	901	880	800	47,7		1,7	25,5	15
01-fév												800	47,7		1,5		15
02-fév												800	47,8		1,3		15
03-fév												800	47,7		1,3		0
04-fév												800	55,7		2		0
05-fév												800	52,2		2,5		0
06-fév												800	61,2		2		0
07-fév												800	59		0,7		0
08-fév	1425	1200	4875	4100	1000	960	915	871	829	787	750	800	80,2		3,8	10,8	0
09-fév												800	61,2		1,8		0
10-fév												800	59,5		1,4		0
11-fév												800			0,5		0
12-fév												800	63,1				0
13-fév	1925	1650	5450	4600	1000	990	982	970	960	949	939	800	61,3		2	15	0
14-fév												800	57,9		1,6		12
15-fév												800	60,2		2,4		12
16-fév	1975	1750	4900	4225	1000	989	970	961	952	940	929	800	65	16,8	2,4	12	12
17-fév																	
18-fév																	

TABLEAU 6

Performance du bioréacteur (P4)

Date	C/N		C/P		DCO/DBO ₅				Enlèvement			Opération du bioréacteur				Charges totales (kg/d)						Charges solubles (kg/d)						
	DBO ₅ t. / NTK	DBO ₅ s. / NH ₃	DBO ₅ t. / P t.	DBO ₅ s. / PO ₄	Tot. (P3)	Tot. (P5)	Sol. (P3)	Sol. (P5)	DBO ₅ (%)	DCO (%)	MES (%)	IVB (mL/g)	MVSLM / MESLM	F/M DBO ₅ t. / MVSLM	TSUO (mg O ₂ / L / h / g MVS)	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%) DBO ₅	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%) DCO	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%) DBO ₅	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%) DCO	
04-déc																												
05-déc	2,4	2,1	19,0	16,4	3,6	3,6	2,5	6,0	84	84	77	181	0,84	0,07	26,9	81	225	36	298	820	36	54	148	36	137	369	37	
06-déc																												
07-déc																												
08-déc																												
09-déc	4,2	3,3	44,7	26,0	2,2	2,9	2,1	4,0	88	84	75	236	0,75	0,16	15,9	194	307	63	401	666	60	102	157	65	161	323	50	
10-déc																												
11-déc	2,3	1,3	21,8	11,1	3,9	3,4	3,2	3,3	81	83	79	211	0,81	0,09	18,2	155	255	61	442	983	45	90	106	85	177	335	53	
12-déc																												
13-déc	2,9	2,5	22,8	16,1	4,1	3,8	2,4	4,3	82	84	85	188	0,78	0,06	14,4	205	188	109	430	776	55	114	122	93	218	297	73	
14-déc																												
15-déc	5,5	3,5	50,0	22,9	2,6	3,9	2,2	6,0	91	87	91	178	0,83	0,14	20,0	308	411	75	639	1076	59	109	153	71	184	341	54	
16-déc																												
17-déc	3,7	3,0	31,1	26,5	3,3	5,3	1,8	7,7	92	87	87	203	0,83	0,14		255	364	70	704	1193	59	104	195	53	262	360	73	
18-déc																												
19-déc	3,5	2,9	25,2	25,0	2,7	4,8	1,7	7,7	93	87	86	232	0,88	0,13	17,3	171	321	53	410	851	48	106	232	46	211	387	54	
20-déc																												
21-déc	4,0	2,7	25,7	22,6	3,4	4,4	2,5	8,3	91	88	90	279	0,86	0,19	88,0	261	395	66	651	1351	48	117	216	54	268	541	49	
22-déc																												
23-déc	6,2	4,6	44,3	28,5	2,4	1,3	1,6	4,2	83	91	91	667	0,88	0,24	18,7	423	659	64	777	1552	50	326	315	104	500	510	98	
24-déc																												
25-déc																												
26-déc	7,3	4,5	35,0	35,0	2,2	1,3	1,9	5,0	85	91	93	640	0,90	0,21		371	680	55	755	1514	50	218	299	73	318	563	57	
27-déc																												
28-déc																												
29-déc	7,3	6,4	47,1	40,0	1,8	2,2	1,8	3,8	94	93	94	676	0,87	0,26		703	675	104	653	1202	54	327	405	81	402	717	56	
30-déc																												
31-déc																												

TABLEAU 6 (suite)

Performance du bioréacteur (P4)

Date	C/N		C/P		DCO/DBO ₅				Enlèvement			Opération du bioréacteur				Charges totales (kg/d)						Charges solubles (kg/d)					
	DBO ₅ t. / NTK	DBO ₅ s. / NH ₃	DBO ₅ t. / P t.	DBO ₅ s. / PO ₄	Tot. (P3)	Tot. (P5)	Sol. (P3)	Sol. (P5)	DBO ₅ (%)	DCO (%)	MES (%)	IVB (mL/g)	MVSLM / MESLM	F/M DBO ₅ t. / MVSLM	TSUO (mg O ₂ / L / h / g MVS)	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%)	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%)	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%)	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%)
01-jan	5,4	3,9	36,5	25,9	2,9	4,9	2,4	5,0	95	91	88	570	0,87	0,22		386	555	70	703	1604	44	276	288	96	434	679	64
02-jan																											
03-jan																											
04-jan	5,0	3,7	35,1	27,1	2,5	1,5	2,2	1,6	59	75	79	517	0,87	0,13			652			1600						810	
05-jan																											
06-jan																											
07-jan	3,8	2,5	28,9	18,1	3,3	4,5	2,3	8,0	93	90	91	504	0,87	0,14	54,5	283	440	64	709	1459	49	172	232	74	291	539	54
08-jan																											
09-jan																											
10-jan	7,8	4,3	51,1	30,4	2,2	2,0	2,1	3,4	89	90	92	442	0,81	0,22		305	864	35	616	1902	32	203	327	62	348	672	52
11-jan																											
12-jan																											
13-jan	7,0	2,9	56,3	27,6	2,3	1,5	1,8	2,9	92	95	92	539	0,93	0,44		543	1552	35	1139	3547	32	395	517	76	512	936	55
14-jan																											
15-jan																											
16-jan	5,1	2,8	34,3	121,1	3,5	4,7	2,2	5,4	95	94	97	535	0,93	0,33			1182			4154						991	
17-jan																											
18-jan																											
19-jan	7,0	4,8	42,0	46,4	2,2	2,8	1,9	5,3	90	88	82	579	0,87	0,15	10,1	309	484	64	563	1066	53	234	225	104	419	438	96
20-jan																											
21-jan																											
22-jan	3,4	2,2	24,1	36,4	3,7	4,8	2,9	3,6	85	81	88	607	0,78	0,12	15,3	448	347	129	987	1268	78	333	169	197	563	482	117
23-jan																											
24-jan																											
25-jan	6,2	3,6	47,7	39,2	2,4	2,2	2,1	6,7	88	89	89	512	0,81	0,14	13,8	376	512	73	773	1219	63	228	229	100	361	488	74
26-jan																											
27-jan																											
28-jan	2,3	1,2	17,8	9,4	4,4	7,5	3,8	6,3	90	83	85	578	0,78	0,08	13,1	234	221	106	573	972	59	115	81	141	202	308	65

TABLEAU 6 (suite)

Performance du bioréacteur (P4)

Date	C/N		C/P		DCO/DBO ₅				Enlèvement			Opération du bioréacteur				Charges totales (kg/d)						Charges solubles (kg/d)						
	DBO ₅ t. / NTK	DBO ₅ s. / NH ₃	DBO ₅ t. / P t.	DBO ₅ s. / PO ₄	Tot. (P3)	Tot. (P5)	Sol. (P3)	Sol. (P5)	DBO ₅ (%)	DCO (%)	MES (%)	IVB (mL/g)	MVSLM / MESLM	F/M DBO ₅ t. / MVSLM	TSUO (mg O ₂ / L / h / g MVS)	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%) DBO ₅	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%) DCO	P2 DBO ₅	P3 DBO ₅	P2/P3 (%) DBO ₅	P2 DCO	P3 DCO	P2/P3 (%) DCO	
29-jan																												
30-jan																												
31-jan	3,5	2,3	22,0	22,9	3,0	6,0	2,4	4,0	92	85	90	457	0,84	0,09	15,7	213	336	63	580	1018	57	110	163	68	220	397	56	
01-fév																												
02-fév																												
03-fév																												
04-fév																												
05-fév																												
06-fév																												
07-fév																												
08-fév	4,1	2,2	26,0	15,5	2,4	1,4	2,5	7,0	64	79	79	526	0,84	0,07	9,0		250			608			99			246		
09-fév																												
10-fév																												
11-fév																												
12-fév																												
13-fév	4,1	1,9	26,4	14,3	3,0	2,4	3,0	6,3	90	92	93	488	0,86	0,10	9,1	249	364	69	756	1088	69	120	138	87	234	419	56	
14-fév																												
15-fév																												
16-fév	5,8	2,2	37,1	14,0	1,8	2,3	2,3	5,8	89	85	91	470	0,89	0,11	6,9	205	454	45	409	810	51	46	111	42	102	249	41	
17-fév																												
18-fév																												

Tableau 7 Conditions expérimentales des biotests d'inhibition des micro-organismes provenant de la boue activée

CONDITIONS D'ESSAI	
Produit testé:	Éthylène glycol 54%
-Organisme d'essai:	Micro-organisme provenant de la boue activée
-Durée de l'essai:	3 h
-Température (°C):	20 ± 2
-Récipient d'essais:	Bécher 1L
-Volume de solution par récipient d'essai (mL):	500
-Aération:	Continue avec pipette pasteur
-Nombre de réplicat/concentration:	1
-Provenance de la source bactérienne:	Station de traitement des eaux usées de St-Canut
-Eau de dilution:	Eau purifiée
-Solution de substances nutritives:	Eau usée reconstituée
-Nombre de concentrations:	4
-Toxique de référence:	Dichloro-3,5-phénol
•CE50 - 3h (mg/O ₂ /L (IC 95%)):	0.029 (0.015 - 0.172)
-Effet mesuré:	Inhibition de la respiration
-Appareil de mesure:	Oxymètre YSI model 54A

CONDITIONS D'ESSAI	
Produit testé:	Éthylène glycol 46%, Diéthylène glycol 21%
-Organisme d'essai:	Micro-organisme provenant de la boue activée
-Durée de l'essai:	3 h
-Température (°C):	20 ± 2
-Récipient d'essais:	Bécher 1L
-Volume de solution par récipient d'essai (mL):	500
-Aération:	Continue avec pipette pasteur
-Nombre de réplicat/concentration:	1
-Provenance de la source bactérienne:	Station de traitement des eaux usées de St-Canut
-Eau de dilution:	Eau purifiée
-Solution de substances nutritives:	Eau usée reconstituée
-Nombre de concentrations:	4
-Toxique de référence:	Dichloro-3,5-phénol
•CE50 - 3h (mg/O ₂ /L (IC 95%)):	0.029 (0.015 - 0.172)
-Effet mesuré:	Inhibition de la respiration
-Appareil de mesure:	Oxymètre YSI model 54A

Tableau 7 (suite) Conditions expérimentales des biotests d'inhibition des micro-organismes provenant de la boue activée

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Dégivrant XL 54</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>20 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.029 (0.015 - 0.172)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Anti-givrant UC 5.1</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>20 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.029 (0.015 - 0.172)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

Tableau 7 (suite) Conditions expérimentales des biotests d'inhibition des micro-organismes provenant de la boue activée

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Éthylène glycol 54%</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>10 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.010 (0.008 - 0.012)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Éthylène glycol 46%, Diéthylène glycol 21%</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>10 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.010 (0.008 - 0.012)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

Tableau 7 (suite) Conditions expérimentales des biotests d'inhibition des micro-organismes provenant de la boue activée

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Dégivrant XL 54</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>10 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.010 (0.006 - 0.012)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

CONDITIONS D'ESSAI	
<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Aération:</p> <p>-Nombre de réplicat/concentration:</p> <p>-Provenance de la source bactérienne:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <p>-Solution de substances nutritives:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <p style="padding-left: 20px;">•CE50 - 3h (mg/O₂/L (IC 95%)):</p> <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Appareil de mesure:</p>	<p>Anti-givrant UC 5.1</p> <p>Micro-organisme provenant de la boue activée</p> <p>3 h</p> <p>10 ± 2</p> <p>Bécher 1L</p> <p>500</p> <p>Continue avec pipette pasteur</p> <p>1</p> <p>Station de traitement des eaux usées de St-Canut</p> <p>Eau purifiée</p> <p>Eau usée reconstituée</p> <p>4</p> <p>Dichloro-3,5-phénol</p> <p>0.010 (0.006 - 0.012)</p> <p>Inhibition de la respiration</p> <p>Oxymètre YSI model 54A</p>

ANNEXE IV

ESSAIS DE TOXICITÉ - CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

CONDITIONS D'ESSAI

<p>-Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essai:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Ajustement osmotique:</p> <p>-Provenance des réactifs:</p> <ul style="list-style-type: none"> •no.de lot: <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •no.de lot: <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <ul style="list-style-type: none"> •CI50 - 5min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 15min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 30min (mg/L (IC95%)): <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Photomètre bactérien:</p>	<p>Éthylène glycol 54 %</p> <p><i>Photobacterium phosphoreum</i> (microtox)</p> <p>15</p> <p>Cuvette d'incubation 12mm x 50mm et cuvette à double paroi (correction de couleur)</p> <p>1</p> <p>2 % NaCl</p> <p>Microbics Corporation, CA</p> <p>AM025</p> <p>Diluant Microtox</p> <p>AT007</p> <p>5</p> <p>Phénol</p> <p>18.7 (17.1 - 20.6)</p> <p>20.3 (18.9 - 21.8)</p> <p>21.8 (19.7 - 24.1)</p> <p>Inhibition de la bioluminescence</p> <p>Microtox M500</p>
--	--

CONDITIONS D'ESSAI

<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essai:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Ajustement osmotique:</p> <p>-Provenance des réactifs:</p> <ul style="list-style-type: none"> •no.de lot: <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •no.de lot: <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <ul style="list-style-type: none"> •CI50 - 5min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 15min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 30min (mg/L (IC95%)): <p>-Effet mesuré:</p> <p>-Photomètre bactérien:</p>	<p>Éthylène glycol 46%, Diéthylène glycol 21%</p> <p><i>Photobacterium phosphoreum</i> (microtox)</p> <p>15</p> <p>Cuvette d'incubation 12mm x 50mm et cuvette à double paroi (correction de couleur)</p> <p>1</p> <p>2 % NaCl</p> <p>Microbics Corporation, CA</p> <p>AM025</p> <p>Diluant Microtox</p> <p>AT007</p> <p>5</p> <p>Phénol</p> <p>18.7 (17.1 - 20.6)</p> <p>20.3 (18.9 - 21.8)</p> <p>21.8 (19.7 - 24.1)</p> <p>Inhibition de la bioluminescence</p> <p>Microtox M500</p>
---	--

CONDITIONS D'ESSAI	
Produit testé: -Organisme d'essai: -Température (°C): -Récipient d'essai: -Volume de solution par récipient d'essai (mL): -Ajustement osmotique: -Provenance des réactifs: •no.de lot: -Eau de dilution: •no.de lot: -Nombre de concentrations: -Toxique de référence: •CI50 - 5min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 15min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 30min (mg/L (IC95%)): -Effet mesuré: -Photomètre bactérien:	Dégivrant XL 54 <i>Photobacterium phosphoreum</i> (microtox) 15 Cuvette d'incubation 12mm x 50mm et cuvette à double paroi (correction de couleur) 1 2 % NaCl Microbics Corporation, CA AM025 Diluant Microtox AT007 5 Phénol 26.1 (21.2 - 32.2) 27.2 (19.8 - 37.8) 28.3 (20.7 - 38.8) Inhibition de la bioluminescence Microtox M500

CONDITIONS D'ESSAI	
Produit testé: -Organisme d'essai: -Température (°C): -Récipient d'essai: -Volume de solution par récipient d'essai (mL): -Ajustement osmotique: -Provenance des réactifs: •no.de lot: -Eau de dilution: •no.de lot: -Nombre de concentrations: -Toxique de référence: •CI50 - 5min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 15min (mg/L (IC 95%)): •CI50 - 30min (mg/L (IC95%)): -Effet mesuré: -Photomètre bactérien:	Antigivrant UC 5.1 <i>Photobacterium phosphoreum</i> (microtox) 15 Cuvette d'incubation 12mm x 50mm et cuvette à double paroi (correction de couleur) 1 2 % NaCl Microbics Corporation, CA AM025 Diluant Microtox AT007 5 Phénol 25.4 (21.4 - 30.2) 27.3 (24.9 - 29.9) 27.9 (24.2 - 32.3) Inhibition de la bioluminescence Microtox M500

CONDITIONS D'ESSAI

<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Concentration cellulaire initiale (cellule/mL):</p> <p>-Nombre de réplicats/concentration:</p> <p>-Age de la culture (jour):</p> <p>-Photopériode (h(lumière/obscurité)):</p> <p>-Intensité lumineuse (Lux):</p> <p>-Provenance des cultures:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Oxygène dissous (mg/L): •pH: •Conductivité (µmhos/cm): <p>-Ajout nutritif:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <ul style="list-style-type: none"> •CE50 - 96h (mg/L (IC 95%)): <p>-Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/mL):</p> <p>-Effet mesuré:</p>	<p>Éthylène glycol 54%</p> <p><i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)</p> <p>96 h</p> <p>20 ± 2</p> <p>Erlenmeyer 125ml</p> <p>50</p> <p>10 400</p> <p>3</p> <p>6</p> <p>16/8</p> <p>400 ± 40</p> <p>Souche: MEF, maintenue en culture par Analex</p> <p>Milieu de culture filtré sur 0.45µm</p> <p>7.9</p> <p>6.6</p> <p>100</p> <p>1 000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriment</p> <p>6</p> <p>Dichromate de potassium</p> <p>0.43 (0.36 - 0.53)</p> <p>970 000 (coefficient de variation:11%)</p> <p>Inhibition de la croissance</p>
---	---

CONDITIONS D'ESSAI

Produit testé:	Éthylène glycol 46%, Diéthylène glycol 21%
-Organisme d'essai:	<i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)
-Durée de l'essai:	96 h
-Température (°C):	22 ± 2
-Récipient d'essais:	Erlenmeyer 125ml
-Volume de solution par récipient d'essai (mL):	50
-Concentration cellulaire initiale (cellule/mL):	10 800
-Nombre de réplicats/concentration:	3
-Age de la culture (jour):	6
-Photopériode (h(lumière/obscurité)):	16/8
-Intensité lumineuse (Lux):	400 ± 40
-Provenance des cultures:	Souche: MEF, maintenue en culture par Analex
-Eau de dilution:	Milieu de culture filtré sur 0.45µm
•Oxygène dissous (mg/L):	--
•pH:	7.3
•Conductivité (µmhos/cm):	100
-Ajout nutritif:	1 000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriment
-Nombre de concentrations:	4
-Toxique de référence:	Dichromate de potassium
•CE50 - 96h (mg/L (IC 95%)):	0.20 (0.14 - 0.27)
-Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/mL):	600 000 (coefficient de variation: 14%)
-Effet mesuré:	Inhibition de la croissance

CONDITIONS D'ESSAI

<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Concentration cellulaire initiale (cellule/mL):</p> <p>-Nombre de réplicats/concentration:</p> <p>-Age de la culture (jour):</p> <p>-Photopériode (h(lumière/obscurité)):</p> <p>-Intensité lumineuse (Lux):</p> <p>-Provenance des cultures:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Oxygène dissous (mg/L): •pH: •Conductivité (µmhos/cm): <p>-Ajout nutritif:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <ul style="list-style-type: none"> •CE50 - 96h (mg/L (IC 95%)): <p>-Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/mL):</p> <p>-Effet mesuré:</p>	<p>Dégivrant XL 54</p> <p><i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)</p> <p>96 h</p> <p>20 ± 2</p> <p>Erlenmeyer 125ml</p> <p>50</p> <p>10 800</p> <p>3</p> <p>6</p> <p>16/8</p> <p>400 ± 40</p> <p>Souche: MEF, maintenue en culture par Analex</p> <p>Milieu de culture filtré sur 0.45µm</p> <p>7.5</p> <p>6.7</p> <p>95</p> <p>1 000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriments</p> <p>6</p> <p>Dichromate de potassium</p> <p>0.22 (0.21 - 0.22)</p> <p>760 000 (coefficient de variation: 18%)</p> <p>Inhibition de la croissance</p>
---	--

CONDITIONS D'ESSAI

<ul style="list-style-type: none"> - Produit testé: -Organisme d'essai: -Durée de l'essai: -Température (c°): -Récipient d'essais: -Volume de solution par récipient d'essai (ml): -Concentration cellulaire initiale (cellule/ml): -Nombre de réplicats/concentration: -Age de la culture (jour): -Photopériode (h(lumière/obscurité)): -Intensité lumineuse (Lux): -Provenance des cultures: -Eau de dilution: <ul style="list-style-type: none"> •Oxygène dissous (mg/L): •pH: •Conductivité (µmhos/cm): -Ajout nutritif: -Concentrations utilisées: -Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/ml):(Réplicat 1) (Réplicat 2) (Réplicat 3) -Toxique de référence (numéro d'essai): <ul style="list-style-type: none"> •CE50-96h (mg/L (IC 95%)): -Effet mesuré: 	<p>Dégivrant XL 54</p> <p><i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)</p> <p>96 h</p> <p>26 ± 2</p> <p>Erlenmeyer 125ml</p> <p>50</p> <p>10 000</p> <p>3</p> <p>7</p> <p>16/8</p> <p>400 ± 40</p> <p>Souche: MEF maintenue en culture par Analex</p> <p>Milieu de culture filtré sur 0.45µm</p> <p>6.1</p> <p>7.4</p> <p>115</p> <p>1000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriments</p> <p>0.001-0.01-0.1-0.3-1.0-3.0</p> <p>450 000 (Coefficient de variation : 17%)</p> <p>550 000 (Coefficient de variation : 10%)</p> <p>420 000 (Coefficient de variation : 18%)</p> <p>Dichromate de potassium (95335.2 - 12/5/95)</p> <p>0.42 (0.39 - 0.45)</p> <p>Inhibition de la croissance</p>
---	---

CONDITIONS D'ESSAI

<p>Produit testé:</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (°C):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (mL):</p> <p>-Concentration cellulaire initiale (cellule/mL):</p> <p>-Nombre de réplicats/concentration:</p> <p>-Age de la culture (jour):</p> <p>-Photopériode (h(lumière/obscurité)):</p> <p>-Intensité lumineuse (Lux):</p> <p>-Provenance des cultures:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Oxygène dissous (mg/L): •pH: •Conductivité (µmhos/cm): <p>-Ajout nutritif:</p> <p>-Nombre de concentrations:</p> <p>-Toxique de référence:</p> <ul style="list-style-type: none"> •CE50 - 96h (mg/L (IC 95%)): <p>-Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/mL):</p> <p>-Effet mesuré:</p>	<p>Antigivrant UC 5.1</p> <p><i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)</p> <p>96 h</p> <p>20 ± 2</p> <p>Erlenmeyer 125ml</p> <p>50</p> <p>10 000</p> <p>3</p> <p>6</p> <p>16/8</p> <p>400 ± 40</p> <p>Souche: MEF, maintenue en culture par Analex</p> <p>Milieu de culture filtré sur 0.45µm</p> <p>7.4</p> <p>7.6</p> <p>105</p> <p>1 000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriment</p> <p>5</p> <p>Dichromate de potassium</p> <p>0.43 (0.36 - 0.53)</p> <p>970 000 (coefficient de variation: 11%)</p> <p>Inhibition de la croissance</p>
---	---

CONDITIONS D'ESSAI

<p>-Produit testé</p> <p>-Organisme d'essai:</p> <p>-Durée de l'essai:</p> <p>-Température (c°):</p> <p>-Récipient d'essais:</p> <p>-Volume de solution par récipient d'essai (ml):</p> <p>-Concentration cellulaire initiale (cellule/ml):</p> <p>-Nombre de réplicats/concentration:</p> <p>-Age de la culture (jour):</p> <p>-Photopériode (h(lumière/obscurité)):</p> <p>-Intensité lumineuse (Lux):</p> <p>-Provenance des cultures:</p> <p>-Eau de dilution:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Oxygène dissous (mg/L): •pH: •Conductivité (µmhos/cm): <p>-Ajout nutritif:</p> <p>-Concentrations utilisées:</p> <p>-Concentration cellulaire finale moyenne dans les témoins (cellules/ml):(Réplicat 1) (Réplicat 2) (Réplicat 3)</p> <p>-Toxique de référence (numéro d'essai):</p> <ul style="list-style-type: none"> •CE50-96h (mg/L (IC 95%)): <p>-Effet mesuré:</p>	<p>Antigivrant ULTRA</p> <p><i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)</p> <p>96 h</p> <p>26 ± 2</p> <p>Erlenmeyer 125ml</p> <p>50</p> <p>10 000</p> <p>3</p> <p>7</p> <p>16/8</p> <p>400 ± 40</p> <p>Souche: MEF, maintenue en culture par Analex</p> <p>Milieu de culture filtré sur 0.45µm</p> <p>5.7</p> <p>7.5</p> <p>125</p> <p>1000 ppm de chacune des 5 solutions concentrées du nutriments</p> <p>0.001-0.004-0.014-0.143-0.926-3.0</p> <p>1 280 000 (Coefficient de variation : 11 %)</p> <p>1 320 000 (Coefficient de variation : 9 %)</p> <p>1 530 000 (Coefficient de variation : 11 %)</p> <p>Dichromate de potassium (954.1 - 13/10/95)</p> <p>0.29 (0.26 - 0.33)</p> <p>Inhibition de la croissance</p>
--	--

BIBLIOGRAPHIE

- ABATZOGLOU, N., GASSO S., CHORNET E., LEMONNIER, J.-P. (1990) *L'oxydation humide des composés organiques réfractaires par le biais de la technologie UdeS-Ox. Les cas de phénols, des graisses et des glycols*. Rapport pour DRAINAMAR INC., Université de Sherbrooke, 59 p.
- ABELGHANI, A.A., ANDERSON, A.C., KHOURY, G.A., CHANG, S.N. (1990) *Fate of Ethylene Glycol in the Environment*, NU-FGWA/LA/-90/228, Tulane University, New Orleans, Louisiana.
- ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) (1981) *Documentation of Threshold Limit Values*, Cincinnati, 4th edition.
- AEA (Association of European Airlines) (1991) *Recommendations for De-Anti-Icing of Aircraft on the Ground*.
- AÉROPORTS DE MONTRÉAL (1994) *Évaluation des opérations de dégivrage et impacts environnementaux, Aéroports internationaux de Montréal - Dorval et Mirabel, Saison 1993-1994*, 50 p. et annexes.
- AÉROPORTS DE MONTRÉAL (1995) *Évaluation des opérations de dégivrage et impacts environnementaux, Aéroports internationaux de Montréal - Dorval et Mirabel, Saison 1994-1995*, 29 p. et annexes.
- AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SODEXEN (1995) *Déversement de glycol dans l'intercepteur nord de la CUM*, 41 p. et annexes
- AÉROPORTS DE MONTRÉAL - SIMA (1995) *Inventaire écologique des cours d'eau susceptibles d'être contaminés par les liquides de dégivrage utilisés à l'aéroport de Dorval*, 63 p. et annexes.
- AMIEL, J., BAUD, P., DELADY, R., LAUDE, G., PASCAL, P., PRÉVOST, CH., SEYEWETZ, A., TIFFENNEAU, M. (1940) *Traité de chimie organique*, Masson et C^{ie} éditeurs, Paris, Tome VI.
- ANDREWS, L.S., SNYDER, R. (1986) *Toxic Effects of Solvents and Vapors*, Chapter 20, p. 636-656.
- APHA - AWWA - WPCF (Am. Public Health Assoc., Am. Water Works Assoc., Water Poll. Control Fed.) (1989) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, DC, 17th edition.

- APHA - AWWA - WPCF (Am. Public Health Assoc., Am. Water Works Assoc., Water Poll. Control Fed.) (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, DC, 18th edition.
- APS (Aviation Planning Services) (1992) *Report for a Pre-Feasibility Study of a Centralized Deicing Site for Montreal International Airport (Dorval)*, 61 p. and appendices.
- ASTM (1995) *Standard Test Methods for Measuring the Toxicity of Sediment-Associated Contaminants with Fresh Water Invertebrates*, Designation : E 1706-00, 82 p.
- BEAK CONSULTANTS LTD (1988) *Mesures pour atténuer la contamination des eaux pluviales par les liquides dégivants à l'aéroport international de Montréal (Mirabel)*, Rapport pour Transports Canada, n° 2401.7
- BEAK CONSULTANTS LTD (1995a) *Chemical Substance Testing Final Study Report : Ecotoxicological Evaluation of Ethylene Glycol*, 18 p. et annexes.
- BEAK CONSULTANTS LTD (1995) *Chemical Substance Testing Final Study Report : Ecotoxicological Evaluation of Ethylene Glycol - Addendum Report*, 18 p. et annexes.
- BEAK CONSULTANTS LTD (1995) *Chemical Substances Testing Final Study Report : Ecotoxicological Evaluation of Diethylene Glycol*, 11 p. et annexes.
- BEAK CONSULTANTS LTD (1995) *Chemical Substances Testing Final Study Report : Ecotoxicological Evaluation of UCAR Aircraft Deicing Fluid XL 54 Product*, 12 p. and appendices.
- BENEFIELD, L.D., RANDALL, C.W. (1980) *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, New Jersey, Prentice-Hall, Inc.
- BERMAN, L.B., SCHREINER, G.E., FEYS, J. (1957) *The Nephrotoxic Lesion of Ethylene Glycol*, Annals of International Medecine, vol. 46, p. 611-619.
- BNQ (1987) *Eaux - Détermination de la toxicité : Méthode avec la bactérie bioluminescente Photobactérium phosphoreum*, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce, Méthode: NQ 3600-205, 24 p.
- BRAGG, M.B., GREGOREK, G.M., LEE, J.D., (January 1986) *Airfoil Aerodynamics in Icing Conditions*, Journal of Aircraft, vol. 23, n° 1, p. 76-81.
- BRIDIE, A.L., WOLFF, C.J., WINTER, M. (1979) *The Acute Toxicity of Some Petrochemicals to Goldfish*, Water Res., vol. 13, n° 7, p. 623-626.

- BRINGMANN, G., KÜHN, R., WINTER, A. (1980) *Determination of Biological Damage from Water Pollutants to Protozoa. III. Saprozoic flagellates*, Z. Wasser Abwasser Forsch, vol. 13, p. 170-173.
- BRINGMANN, G., KÜHN, R. (1978) *Results of the Damaging Effect of Water Pollutants on Daphnia magna*, Z. Wasser Adwasser Forsch, vol. 10, n° 5, p.161-166.
- BRINGMANN, G., KÜHN, R. (1980) *Comparison of the Toxicity Threshold of Water Pollutants to Bacteria, Algae, and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test*, Water Res., vol. 14, n° 3, p. 231-241.
- BUZZELL, J.C. JR., YOUNG R.H., RYCKMAN, D.W. (1968) *Behavior of Organic Chemicals in the Aquatic Environment, Part II - Behavior in Dilute Systems*, Environmental Sanitary Engineering Laboratories, Washington University, St. Louis, Missouri, 81 p.
- CAIM (1976) *Étude des problèmes de protection de l'environnement à l'aéroport de Montréal (Dorval)*, Tomes 1 et 2, Rapport pour Environnement Canada.
- Canada Gazette (1994) *Glycol Guidelines Order of Council*, Department of the Environment, Canada Gazette, Part I, p. 840-842.
- CCME (1995) *Canadian Water Quality Guidelines for Ethylene Glycol, Propylene Glycol and Diethylene Glycol*, 32 p.
- CHILD, J., WILLETTS, A. (1978) *Microbial Metabolism of Aliphatic Glycols. Bacterial Metabolism of Ethylene Glycol*, Biochimica et Biophysica Acta, n° 538, p. 316-327.
- CHOU, J.Y., RICHARDSON, K.E. (1978) *The Effect of Pyrazole on Ethylene Glycol Toxicity and Metabolism in the Rat*, Toxicology and Applied Pharmacology, vol. 43, p. 33-44.
- CNRC (1982) *Polychlorodibenzo-p-dioxines : critères relatifs à leurs effets sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement*, Comité Associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil National de Recherches Canada, CNRC n° 18575, 277 p.
- COFFEY, S. (1965) *Rodd's Chemistry of Carbon Compounds*, vol. 1, London, 2nd edition, Elsevier Publishing Company.
- COON, R.A., JONES, R.A., JENKINS, L.J., SIEGEL, J. (1970) *Animal Inhalation Studies on Ammonia, Ethylene Glycol, Formaldehyde, Dimethylamine and Ethanol*, Toxicology and Applied Pharmacology, vol. 16, p. 646-655

- CONSULTANTS VFG (1994) *Aéroport de Dorval, Échantillonnage des eaux sanitaires et pluviales, Rapport final*, 12 p. et annexes.
- COWGILL, U.M., TAKAHASHI, I.T., APPLGATH, S.L. (1985) *A Comparison of the Effect of Four Benchmark Chemicals on Daphnia magna and Ceriodaphnia dubia - Affinis Tested at Two Different Temperatures*, Environ. Toxicol. Chem., vol. 4, n° 3, p. 415-422.
- CSST (1991) *Répertoire toxicologique pour l'éthylène glycol*, Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec, Gouvernement du Québec, 6 p.
- CSST (1989) *Répertoire toxicologique pour le diéthylène glycol*, Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec, Gouvernement du Québec, 4 p.
- DABROWSKI, K. (June 1978) *Systems for Combatting Aircraft Icing*, Wright Foreign Technology Division, Wright-Patterson AFB, Ohio, 45433, 16 p.
- DOLE, C.E. (1981) *Flight Theory and Aerodynamics - A Practical Guide for Operational Safety*, New York, John Willey & Sons, 299 p.
- ECKENFELDER, W.W. JR. (1980) *Principles of Water Quality Management*, Boston, Massachusetts, CBI Publishing Company, Inc.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1985) *L'éthylène glycol*, Collection ENVIROGUIDE, Service de la protection de l'Environnement, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Ottawa (Ontario), 68 p.
- EVANS, W.H., DAVID, E.J. (1974) *Biodegradation of Mono-, Di-, and Triethylene Glycols in River Waters under Controlled Laboratory Conditions*, Water Research, vol. 8, n° 2, p. 97-100.
- FÉMINIER, D. (1982) *Cellules et systèmes d'aéronefs*, Outremont, Modulo, 315 p.
- FISHER, D. J., MELVIN, H. K., TURLEY S. D., TURLEY, B. S., YONKOS, L. T., ZIEGLER, G.P. (1995) *The Acute Whole Effluent Toxicity of Storm Water from an International Airport*, Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 14, n° 6, p. 1103-1111.
- FITZGERALD, G.P. (1992) *Report of the American Association of Airport Executives AD HOC Working Group on Deicing*.
- GAUDY, A.F. JR., GAUDY, E.T. (1980) *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*, McGraw-Hill, Inc.

- GEIGER, D.L., BROOKE, L.T., CALL, D.J. (1990) *Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnow (Pimephales promelas)*, vol. 5, Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI, 332 p.
- GERHOLD, R.M., MALONEY, G.M. (1966) *Structural Determinants in the Oxidation of Aliphatic Compounds by Activated Sludge*, Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 38, n° 4, p. 562-579.
- GÉRIN, M., VIAU, C. (1993) *Research Project on Aviation Workers Exposure to Ethylene Glycol, Final Report*, Département de médecine du travail et d'hygiène du milieu, Faculté de médecine, Université de Montréal, 29 p. et annexes.
- GIUSTI, D.M., CONWAY, R.A., LAWSON, C.T. (May 1974) *Activated Carbon Adsorption of Petrochemicals*, Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 46, n° 5, p. 947-965.
- GLOYNA, E.F., MALINER J.F. Jr. (1963) *Petrochemical Waste Effects on Water*, Water Sewage Works, R-273.
- GONZALEZ, C.F., TABER W.A., ZEITOUN M.A. (1972) *Biodegradation of Ethylene Glycol by a Salt-Requiring Bacterium*, Applied Microbiology, vol. 24, n° 6 p. 911-919.
- GOULD, W.D., CHALYKOFF, C., MCCREADY R.G.L., SALLEY, J. (1989) *Microbial Degradation of Ethylene Glycol Using a Rotating Biological Contactor*. Extractive Metallurgy Laboratory, CANMET, 25 p.
- GRABINSKA-LONIEWSKA, A. (1974a) *Activated Sludge Bacteria Participating in the Biodegradation of Methanol, Formaldehyde, and Ethylene Glycol. I. Isolation and Identification*, Acta Microbiol. Pol., Ser. B., vol. 6, n° 2, p. 75-81.
- GRABINSKA-LONIEWSKA, A. (1974b) *Activated Sludge Bacteria Participating in the Biodegradation of Methanol, Formaldehyde, and Ethylene Glycol. II. Utilization of Various Carbon and Nitrogen Compounds*, Acta Microbiol. Pol., Ser. B., vol. 6, n° 2, p. 83-88.
- GRADY, C.P.L. JR., LIM, H.C. (1980) *Biological Wastewater Treatment Theory and Applications*, New York, Marcel Dekker, Inc.
- HARTWELL, S.I., JORDAHL, D. M., EVANS, J.E., MAY, E. B. (1995) *Toxicity of Aircraft De-icer and Anti-icer Solutions to Aquatic Organisms* Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 14, n° 8, p. 1375-1386.

- HASLIM, L., ZUK, J. (1994) *Environment-Friendly Deicing/Anti-icing Fluid*, Aviation Crossroads Challenges in a Changing World, Proceedings of the 23rd Air Transports Conference, Arlington, Virginia, p.137-139.
- HERMENS, J., CANTO, H., JANSSEN, P., DE JONG, R. (1984) *Quantitative Structure-Activity Relationships and Toxicity Studie of Mixtures of Chemicals with Anesthetic Potency : Acute Lethal and Sublethal Toxicity to Daphnia magna*, Aquat. Toxicol. (AMST), vol. 5, p. 143-154.
- HILL, E.G., ZIERTEN, T.A. (January 1991) *Flight and Wind Tunnel Tests of the Aerodynamic Effects of Aircraft Ground De-Icing/Anti-Icing Fluids*, 29th Aerospace Sciences Meeting, Reno, Nevada, 14 p.
- IMAMURA, S., FUKUDA, I., ISHIDA, S. (1988) *Wet Oxidation Catalyzed by Ruthenium Supported on Cerium(IV) Oxides*, Industrial & Engineering Chemistry Research, vol. 27, n° 4, p. 718-721.
- IMAMURA, S., NAKAMURA, M., KAWABATA, N., YOSHIDA J.I., ISHIDA, S. (1986) *Wet Oxidation of Poly(ethylene glycol) Catalyzed by Manganese-Cerium Composite Oxide*, Ind. Eng. Chem. Prod. Res. Dev. vol. 25, n° 1, p. 34-37.
- JANE'S AIRPORT REVIEW (May 1995) *Clean Heat Clears Ice*, p.15
- JANK, B.E., GUO, H.M., CAIRNS, V.W. (1973) *Biological Treatment of Airport Wastewater Containing Aircraft De-Icing Fluids*, Wastewater Technology Centre, Environmental Protection Service, Report n°. EPS 4-WP-73-5, 113 p.
- JOHNSON, W.W., FINLEY, M.T. (1980) *Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates*, Resource Publication 160, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C., 98 p.
- JUHNKE, I., LÜEDEMANN, D. (1978) *Results of the Investigation of 200 Chemical Compounds for Acute Fish Toxicity with the Golden Orfe Test*, Z. Wasser Abwasser Forsch. vol. 11, n° 5, p. 161-164.
- KEDDY, C., GREENE, J. C., BONNELL, M. A. (1994) *Examen des biotests effectués sur des organismes entiers pour l'évaluation de la qualité des sols, des sédiments et des eaux douces*, Étude n° 198, Série scientifique, rapport pour Environnement Canada, Direction générale de la conversation des écosystèmes, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa (Ontario), 193 p.
- KLECKA, G.M., CARPENTER, C.L., LANDENBERGER, B.D. (1993) *Biodegradation of Aircraft Deicing Fluids in Soil at Low Temperatures*, Ecotoxicology and Environmental Safety, n° 25, p. 280-295.

- KOGANOVSKI, A.M., UDOD V.M., NESYNOVA L.I., NEVINNAYA L.V. (1987) *Degradation of Diethylene Glycol by Microorganisms*, Khimiya i Tekhnologiya Vody (Soviet Journal of Water Chemistry and Technology), vol. 9, n° 2, p. 169-171.
- KÖNEMANN, H. (1981) *Quantitative Structure-Activity Relationships in Fish Toxicity Studies. Part I : Relationship for 50 Industrial Pollutants*, Toxicology, vol. 19, p. 209-221.
- KÜHN, R., PATTARD, M., PERNAK, K. D., WINTER, A. (1989) *Results of the Harmful Effects of Selected Water Pollutants (amlines, phenols, aliphatic compounds) to Daphnia magna*, Wat. Res., vol. 23, p. 495-499.
- LAVALIN INC. (1987) *Étude de drainage pluvial, Aéroport international de Montréal - Dorval*, Rapport pour Transports Canada, Dossier n° 45940.
- LAVALIN INC. (1990) *Étude de mesures atténuantes temporaires des effets du glycol, Aéroport International de Montréal - Dorval*, Rapport pour Transports Canada, Dossier 56514.
- LGL-LOVE (1979) *Analysis of Shrinkage in Volume of Glycol De-icing Fluid Recovery Systems*, Report for Transport Canada TP 2400, 34 p. + appendices
- MACDONALD, D.D., CUTHBERT, I.D., OUTRIDGE, P.M. (1992a) *Canadian Environmental Quality Guidelines for Three Glycol Used in Aircraft De-Icing/Anti-Icing Fluids : Ethylene Glycol, Diethylene Glycol and Propylene Glycol*, rapport préparé pour Environnement Canada et Transports Canada, 137 p.
- MACDONALD, D.D., CUTHBERT, I.D., OUTRIDGE, P.M. (1992b) *Sampling and Analytical Methods for Monitoring and Assessing the Impact of Glycols in the Canadian Environment*, Report Prepared for Environment Canada and Transport Canada, 27 p.
- MAYER, D., MICHITSCH, J., YU, R. (March 1986) *Ground Aircraft Deicing Technology Review*, U.S. Department of Transportation, Federal Aviation Administration Technical Center, Atlantic City Airport, New Jersey, 116 p.
- MAYER, F.L., ELLERSIECK, M.R. (1986) *Manual of Acute Toxicity : Interpretation and Database for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals*, Resource Publication 160, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.
- MAYES, M.A., ALEXANDER, H.C., DILL, D.C. (1983) *A Study to Assess the Influence of Age on the Response of Fathead Minnows in Static Acute Toxicity Test*, Bull. Environ. Contam. Toxicol., vol. 31, p. 139-147.

- MCGRABEY, C., BOUWER, E. J. (1990) *Subsurface Biodegradation of Ethylene Glycol*, National Conference on Environmental Engineering 1990, New York, C. R. Melia, p. 903-904
- MENVIQ - MAPA (Ministère de l'Environnement - Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation) (1991) *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales : Guide de bonnes pratiques*.
- MILLER, L.M. (1979) *Investigation of Selected Potential Environmental Contaminants: Ethylene Glycol, Propylene Glycols, and Butylene Glycols*, U.S. Environmental Protection Agency, Report n° EPA/560/11-79/006, 270 p.
- MØRKVED, K., LAAKE, M., AASGAARD, G.FR. (1992) *Biological Treatment of De-icing Fluids*, NIVA Report n° O-92036, Sub n° O-92171.
- MOSHANSKY, V.P. (1992) *Commission d'enquête sur l'écrasement d'un avion d'Air Ontario à Dryden, Ontario*, Rapport final, vol. 1-3 et annexes.
- MUNKITTRICK, K. R., POWER, E. A., SERGY, G. A. (1991) *The Relative Sensitivity of Microtox^R, Daphnid, Rainbow Trout, and Fathead Minnow Acute Lethality Tests*, Environ. Toxicol. Water Qual., vol. 6, p. 35-62.
- NORR (1994) *Dedicated De-icing Facilities for Dorval International Airport, Facility Alteration Permit*, 21 p.
- OCDE (1984) *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Boue activée, essai d'inhibition de la respiration, Méthode 209*.
- PARRY, M.F., WALLACH, R. (1974) *Ethylene Glycol Poisoning*, American Journal of Medicine, vol. 57, p. 143-150
- PILLARD, D.A. (1995) *Comparative Toxicity of Formulated Glycol Deicers and Pure Ethylene and Propylene Glycol to Ceriodaphnia ubia and Pimephales promelas* Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 14, no 2, p. 311-315.
- PRICE, K.S., WAGGY, G.T., CONWAY R.A. (1974) *Brine Shrimp Bioassay and Seawater BOD of Petrochemicals*, Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 46, n° 1, p. 63-77.
- RICHARDS, J.L. (1972) *Pollutional Effect on Aircraft De-icers on Airport Storm Runoff*, Rapport Prepared for Transport Canada.

- RUNYAN, L.J., ZIERTEN, T.A., HILL, E.G. (May 1989) *Flight and Wind Tunnel Investigation of Aerodynamic Effects of Aircraft Ground De-Icing/Anti-Icing Fluids*, AGARD Symposium on Flight in Adverse Environmental Conditions, Gol, Norway, 11 p.
- SABEH, Y. (1991) *Évaluation des impacts sur l'environnement et la santé des produits de dégivrage*, National Research Council of Canada. Proceedings of Workshop on Canadian Research in Aircraft Ground Deicing.
- SABEH, Y. (1992) *Rapport de mission aux aéroports d'Oslo, de Munich et de Paris*, Aéroports de Montréal, 32 p.
- SABEH Y., HORNBLOWER, R. (1993) *Le dégivrage centralisé, une solution qui intègre sécurité, environnement et exploitation aéroportuaire*, 28e Congrès annuel de l'A.Q.T.R., exposé des communications, Tome 1, p. 402-413.
- SABEH, Y., NARASIAH, K.S. (1992) *Degradation Rate of Adeicing Fluid in a Sequential Biological Reactor*, Wat. Sci. Tech, vol. 26, n° 9-11, p. 2061-2064.
- SHERRARD, J.H., SCHROEDER, E.D. (1976) *Stoichiometry of Industrial Biological Wastewater Treatment*, Journal of the Water Control Federation, vol. 48, p. 562-569.
- SILLS, R.D., BLAKESKEE, P.A. (1991) *The Environmental Impact of Deicers in Airport Stormwater Runoff*, Conference: Alternative Deicing Technologies and the Environment, 16p.
- STANFORD RESEARCH INSTITUTE (1977) *Profiles on Occupational Hazards for Criteria Document Priorities*, Report for National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, Ohio, 317 p.
- SUZUKI, J., HUKUSHIMA, K., SUZUKI S. (1978) *Effect of Ozone Treatment upon Biodegradability of Water-Soluble Polymers*, Environmental Science & Technology, vol. 12, n° 10, p. 1180-1183.
- TCHOBANOGLIOUS, G., SCHROEDER, E.D. (1985) *Water Quality*, Addison-Wesley Publishing Company.
- TOPPS, E., SCHEUNERT, I., ATTAR A., KORTE F. (1986) *Factors Affecting the Uptake of ¹⁴C - Labelled Organic Chemicals by Plants From Soil*, Ecotoxicology and Environmental Safety, n° 11, p. 219-228.

TRANSPORT CANADA (1985) *Preliminary Environmental Impact, Assessment of Glycol-Based De-icing Fluids in the Groundwater System at Ottawa International Airport*, Airports and Construction, Airport facilities branch facilities and Environment Management, 21 p. and appendices.

TRANSPORT CANADA (1985a) *State-of-the-Art of Aircraft De-Icing/Anti-Icing*, Airports and Construction, Airport Facilities Branch, Facilities and Environment Management, AK-75-09-129, 107 p.

TRANSPORT CANADA (1985c) *Water Quality Monitoring of Receiving Waters at Ottawa International Airport: Glycol Pollution Study*, Document AK-75-09-125.

TRANSPORT CANADA (1990) *Report of Visit to Scandinavian De-Icing Processes*, Safety and Technical Services, Ottawa (Ontario), 24 p.

TRANSPORT CANADA (1995) *Environmental Evaluation of the 1994/95 Winter Plan of Operation at Toronto Lester B. Pearson International Airport - Draft Report*, Environment section, 60 p.

TRANSPORTS CANADA (1988) *Évaluation de l'impact sur l'environnement de l'utilisation de produits de dégivrage à base de glycol à l'Aéroport international de Montréal - Dorval*, rapport préparé par le Groupe de gestion des aéroports, 68 p. et annexes.

TRANSPORTS CANADA (1989) *Évaluation de l'impact sur l'environnement de l'utilisation de produits de dégivrage à base de glycol à l'Aéroport international de Montréal (Mirabel)*, AK-75-09-157, rapport préparé par le Groupe de gestion des aéroports, 71 p. et annexes.

TRANSPORTS CANADA (1990) *Dans le doute...Programme de formation pour l'équipe au sol, Formation sur la contamination des surfaces critiques des aéronefs*, Vidéo.

TRANSPORTS CANADA (1992) *Développement aéroportuaire, Aéroport international de Montréal - Dorval*, rapport final du Comité technique sur les produits et opérations de dégivrage, 21 p. et annexes.

TRANSPORTS CANADA (1995) *Mise à jour sur le dégivrage au sol des aéronefs*, Circulaire d'information aux transporteurs aériens, n° 0088, Direction des transporteurs aériens, TP9928.

UNION CARBIDE (1992) *Liquide dégivrant UCAR XL 54 pour avions*, 20 p.

UNION CARBIDE (1994a) *Liquide dégivrant UCAR XL 54 pour avions*, Fiche technique santé-sécurité, FTSS #1587.

- UNION CARBIDE (1994b) *Liquide antigivrant UCAR UC 5.1 pour avions, rouge violacé*, Fiche technique santé-sécurité, FTSS #1204.
- UNION CARBIDE (1994c) *Liquide antigivrant UCAR ULTRA pour avions*, Fiche technique santé-sécurité, FTSS #1720.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1989) *Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms : Algal, Selenastrum capricornutum, Growth test*, EPA, Technical Report : EPA/600/3-88/009, Method 1003-0.
- VEDRY, B (1987) *L'analyse écologique des boues activées : à l'usage des exploitants de stations d'épuration, Vicq (France)*, Christian Brucker, SEGETEC, 117 p..
- VEITH, G.D., DE FOE, D.L., BERGSTEDT, B.V. (1979) *Measuring and Estimating the Bioconcentration Factor of Chemicals*, Fish. J., Fish. Res. Board Can., n° 36, p. 1040-1048.
- VERSCHUEREN, K. (1985) *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*, New York, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold Company.
- VISSMAN, W. JR, HAMMER, M.J. (1993) *Water Supply and Pollution Control*, 5th edition, HarperCollins College Publishers.
- WARD, T.J. (1994) *Comparative Acute Toxicity of Type I and Type II Deicing and Antiicing Fluids to Freshwater and Marine Fish, Invertebrates and Algae*, ARCO Chemical Company, Pennsylvania, Report n° 19073, 20 p.
- WARD, T.J., BOERI, R.L., WELLMAN, R.L., ANDREWS, L.S. (1992) *Comparative Acute Toxicity of Diethylene Glycol, Ethylene Glycol and Propylene Glycol to Freshwater and Marine Fish, Invertebrates and Algae*, ARCO Chemical Company, Pennsylvania, Report n° 19073-2387, 24 p.
- WARD, T. J., BOERI, R.L. (1993) *Toxicity of Ethylene Glycol to the Saprozoic flagellate, Chilomonas paramecium*, Study n° 188-AD, T.R. Wilbury Laboratories, Inc., Marblehead, Massachusetts, Sponsored by Employee Safety and the Environment, Air Canada, Dorval (Quebec), Draft.
- WPCF (1989) *Operating Activated Sludge Using Oxygen Uptake*. Water Pollution Control Federation. Problem Related Operations Based Education, Training Module No. 1.
- WIENER, H.L. (1986) *Ethylene and Diethylene Glycol Metabolism, Toxicity and Treatment*, Ph.D. Thesis, The Ohio State University, 163 p.

WINEK, C.L., SHINGLETON, D.P., SHANOR, S.P. (1978) *Ethylene and Diethylene Glycol Toxicity*, Clinical Toxicity, vol. 13, n° 2, p. 297-324

YOCUM, F.H., MAYES J.H., MYERS, W.A. (1978) *Pretreatment of Industrial Wastes with Ozone*, The American Institute of Chemical Engineers, vol. 74, n° 178, p. 217-227.