

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Mémoire  
présenté

à

l'Institut national de la recherche scientifique

comme exigence partielle  
de la  
Maîtrise es sciences (EAU)

par

Josée Perras

(B.Sc. géographie physique)

Critères de faisabilité pour le traitement biologique  
du mélange des eaux usées municipales et industrielles

Décembre 1984

## REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer mes plus sincères remerciements à monsieur Denis Couillard, qui a su me guider tout au long du travail par ses conseils judicieux et ses discussions fructueuses.

Mes remerciements s'adressent également à monsieur Paul Lessard, pour son aide précieuse et ses commentaires pertinents, ainsi qu'à monsieur Marc Pedneault, qui m'a fourni toute l'information nécessaire concernant les activités du service de l'assainissement industriel du ministère de l'Environnement du Québec.

Enfin, la présentation finale de ce mémoire a grandement été facilitée grâce à la contribution de madame Sylvie Cloutier, qui a dactylographié le texte et mis au propre les tableaux.

## RÉSUMÉ

Le traitement biologique conjoint des eaux usées municipales et industrielles présente plusieurs avantages dont le plus important est d'ordre économique. Cependant, certains facteurs reliés aux caractéristiques des eaux usées, au type de traitement prévu, et au degré de qualité désiré de l'effluent, peuvent rendre inefficace un tel mode de gestion des eaux usées.

La présente étude a donc cherché à identifier des critères de faisabilité (techniques et politiques) pour le traitement biologique conjoint des eaux usées municipales et industrielles. Ces critères ont par la suite été appliqués aux effluents d'un fondoir, le Fondeur Laurentide Inc., dont les eaux usées sont déversées, après prétraitement, dans le réseau d'égout de la municipalité de Mirabel, et acheminées à la station d'épuration biologique de Saint-Canut.

De cette analyse, il ressort que sur le plan technique, les valeurs des rapports F/M,  $DBO_5:N$  et  $DBO_5:P$  du mélange des eaux usées se situent à l'intérieur des limites fixées pour un traitement efficace. Par contre, sur le plan législatif, les normes auxquelles est assujetti le fondoir ne sont pas respectées en ce qui concerne les teneurs en  $DBO_5$ , en huiles et graisses et en sulfures des eaux rejetées dans le réseau d'égout. Une telle situation n'affecte pas le rendement du système municipal d'assainissement des eaux usées; toutefois, l'excès de ces polluants conjugué à de fortes teneurs en azote ammoniacal occasionne des odeurs désagréables qui incommodent grandement les citoyens situés à proximité de la station d'épuration.

## TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
REMERCIEMENTS .....	i
RÉSUMÉ .....	iii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	vii
LISTE DES FIGURES .....	ix
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 - PROBLÉMATIQUE DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS .....	5
1.1 Considérations générales sur les procédés biologiques d'épuration .....	6
1.2 Avantages et inconvénients des traitements biologiques conjoints .....	8
1.3 Conclusion .....	13
CHAPITRE 2 - FACTEURS QUI INFLUENCENT LA QUALITÉ DU MÉLANGE DES EAUX USÉES TRAITÉES PAR VOIE BIOLOGIQUE .....	15
2.1 Composition des eaux usées .....	16
2.1.1 Fluctuations du débit et des flux de pollution industriels .....	18
2.1.2 Matière organique .....	22
2.1.3 Contaminants inorganiques toxiques .....	30
2.1.4 Huiles et graisses .....	34
2.1.5 Eléments nutritifs .....	37
2.2 Conditions environnementales .....	40
2.2.1 pH des eaux usées .....	41
2.2.2 Température .....	43
CHAPITRE 3 - CADRE INSTITUTIONNEL QUÉBÉCOIS RELATIF AUX TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS .....	45
3.1 Démarche pour la réalisation des projets industriels .....	46
3.2 Critères de choix des traitements conjoints .....	49
3.3 Formule de tarification .....	52

	<u>Page</u>
3.4 Les traitements biologiques conjoints au Québec ....	53
CHAPITRE 4 - IDENTIFICATION DES CRITÈRES DE FAISABILITÉ POUR LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE CONJOINT ET APPLICATION AUX EFFLUENTS D'UN FONDOIR .....	57
4.1 Critères techniques et législatifs .....	59
4.2 Étude d'un cas: le Fondoir Laurentide Inc. ....	62
4.2.1 Description de la station d'épuration de Saint-Canut .....	65
4.2.2 Caractérisation des eaux usées du Fondoir Laurentide Inc. ....	69
4.2.2.1 Acquisition des données .....	69
4.2.2.2 Résultats expérimentaux .....	72
4.2.3 Normes de qualité des effluents industriels auxquelles est assujetti le Fondoir Laurentide Inc. ....	74
4.2.4 Système de prétraitement du Fondoir Laurentide Inc. ....	78
4.2.4.1 Description des équipements .....	78
4.2.4.2 Rendement du système .....	80
4.2.5 Biotraitabilité du mélange des effluents du Fondoir Laurentide Inc. et des eaux usées municipales .....	84
4.2.5.1 Aspects techniques .....	86
4.2.5.2 Aspects législatifs .....	89
4.2.6 Discussion et synthèse .....	91
CONCLUSION .....	95
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	99
ANNEXE 1 - RÈGLEMENT RELATIF AUX REJETS DANS LES RÉSEAUX D'ÉGOUTS ....	113
ANNEXE 2 - VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMÈTRES MESURÉS PAR LE MENVIQ AU COURS DES ÉCHANTILLONNAGES RÉALISÉS ENTRE LE 20 JANVIER 1982 ET LE 3 NOVEMBRE 1983 .....	125
ANNEXE 3 - EXEMPLE DE CALCULS POUR LA DÉTERMINATION DE LA DBO <sub>5</sub> DU MELANGE DES EAUX USÉES .....	133

## LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1.1 Caractéristiques des principaux types de systèmes d'épuration biologiques .....	7
1.2 Coûts moyens d'opération des stations d'épuration biologiques en cents par 4 m <sup>3</sup> (1 000 gallons U.S.) .....	10
1.3 Avantages et inconvénients des traitements biologiques conjoints	14
2.1 Caractéristiques des eaux résiduares de quelques types d'industries .....	17
2.2 Concentrations de quelques composés organiques à partir desquelles il y a inhibition des processus d'épuration biologiques (mg/l) .....	26
2.3 Concentrations des principales substances inorganiques à partir desquelles il y a inhibition des processus d'épuration biologiques (mg/l) .....	32
2.4 Rendement du procédé par boues activées selon deux modes d'opération .....	38
2.5 Limites de pH pour la croissance des microorganismes .....	41
3.1 Types d'industries les plus susceptibles de participer à un traitement conjoint avec les municipalités .....	54
4.1 Critères techniques et législatifs pour le traitement biologique conjoint des eaux usées municipales et industrielles .....	61
4.2 Constantes opérationnelles du système de traitement par boues activées de Saint-Canut .....	66
4.3 Calendrier des échantillonnages réalisés par le MENVIQ au Fonder Laurentide Inc. et à la station d'épuration de Saint-Canut - Données disponibles .....	71
4.4 Caractéristiques des effluents du Fonder Laurentide Inc. comparées à celles des autres sources d'apports en eaux usées traitées à la station de Saint-Canut .....	73
4.5 Règlements auxquels est assujetti le Fonder Laurentide Inc. ....	76
4.6 Normes applicables aux effluents du Fonder Laurentide Inc. ....	77

	<u>Page</u>
4.7 Qualité physico-chimique des effluents du fondoir aux différents stades de l'épuration .....	81
4.8 Rendement de chaque unité du système de prétraitement en fonction des principaux paramètres physico-chimiques retenus .....	85
4.9 Critères de traitabilité pour le traitement biologique conjoint des eaux usées du Fonderie Laurentide Inc. et de la municipalité de Mirabel .....	90
4.10 Qualité des eaux usées traitées à la station d'épuration de Saint-Canut .....	93

## LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
2.1 Influence du pH sur l'équilibre chimique du soufre .....	42
2.2 Solubilité des hydroxydes métalliques .....	42
3.1 Schéma de la procédure appliquée pour la réalisation des projets industriels .....	48
4.1 Plan de localisation .....	63
4.2 Horaire des principales activités de production du Fonderie Laurentide Inc. ....	64
4.3 Représentation schématique du procédé par boues activées opéré par la municipalité de Mirabel .....	68
4.4 Diagramme d'écoulement du système de prétraitement du Fonderie Laurentide Inc. ....	79
4.5 Évolution temporelle des volumes d'eaux usées rejetés par le Fonderie Laurentide Inc. (après le bassin d'égalisation) .....	83

## INTRODUCTION

## INTRODUCTION

Dans le cadre du programme d'assainissement des eaux du Québec (ministère de l'Environnement du Québec, 1981a), plusieurs industries se voient dans l'obligation d'investir, à court terme, dans le domaine de la lutte contre la pollution des eaux. Or, le coût des équipements d'épuration est très élevé et souvent, hors de proportion avec les possibilités financières des industries, particulièrement celles de petite taille. De plus, comme les sommes dépensées pour améliorer la qualité de l'environnement ne sont pas compensées par des avantages économiques directs, les industries montrent une grande réticence à investir pour l'assainissement de leurs eaux usées.

C'est pourquoi les intervenants du service de l'assainissement industriel du ministère de l'Environnement du Québec travaillent conjointement avec les industries afin de réduire à la source les charges polluantes, en faisant des aménagements à l'intérieur même des usines. Cependant, ces interventions sont souvent insuffisantes pour maintenir la qualité souhaitée dans les cours d'eau récepteurs et il est nécessaire de traiter les charges résiduelles. Deux solutions peuvent alors être envisagées: la première amène les industries à réaliser elle-mêmes l'épuration de leurs eaux usées; la seconde consiste au rejet des eaux résiduaires industrielles dans le réseau d'égout municipal en vue d'un traitement conjoint avec les eaux usées domestiques.

La politique suivie actuellement tend à favoriser la deuxième solution compte tenu, d'une part, qu'il n'existe aucune aide financière pour la mise en place d'équipements d'épuration industriels, les industries devant supporter à la fois les coûts d'investissement et de fonctionnement de leur station d'épuration, et d'autre part, qu'il y a un très grand nombre de petites et moyennes industries qui sont déjà raccordées au réseau d'égout municipal.

Du point de vue économique, le succès d'une telle politique semble assuré. Par contre, sur les plans technique et politique, ce mode de gestion des eaux usées industrielles peut s'avérer plus ou moins efficace et conduire à un mauvais fonctionnement des stations d'épuration municipales. Il est donc essentiel, avant d'aller plus loin dans la planification des projets industriels, de définir des critères devant être considérés afin de réduire le plus possible les impacts négatifs des eaux usées industrielles sur les systèmes municipaux de traitement des eaux.

L'objectif de la présente étude consiste, plus précisément, à déterminer des critères de faisabilité pour le traitement biologique conjoint des eaux usées municipales et industrielles. Les critères porteront sur deux aspects: d'une part, les aspects **techniques**, où intervient la question de compatibilité des eaux résiduaires industrielles et municipales, laquelle dépend de la nature des eaux usées, du type de traitement et de la qualité désirée de l'effluent traité; et d'autre part, les aspects **politiques**, qui toucheront plus particulièrement les normes et règlements provinciaux et municipaux auxquels sont assujettis les traitements conjoints. Ainsi donc,

l'ensemble des critères proposés constituera un outil d'analyse pour le choix d'un mode de gestion des eaux usées industrielles, choix qui doit permettre d'améliorer la qualité des cours d'eau récepteurs, tout en minimisant les coûts d'intervention.

## CHAPITRE 1

### PROBLÉMATIQUE DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS

## 1. PROBLÉMATIQUE DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS

Avant d'aborder comme telle la problématique des traitements biologiques conjoints, il est important de bien comprendre les principes de base sur lesquels s'appuient les procédés biologiques d'épuration. La première partie du présent chapitre définit ces principes et identifie les principaux paramètres de conception des différents systèmes biologiques. La deuxième partie, pour sa part, présente les avantages et les inconvénients des traitements biologiques conjoints.

### 1.1 CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES SUR LES PROCÉDÉS BIOLOGIQUES D'ÉPURATION

Les procédés biologiques d'épuration se basent sur l'activité de micro-organismes qui transforment la matière organique soluble et colloïdale des eaux usées en sous-produits inorganiques, tels  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ , et en nouvelles substances biologiques cellulaires (Benefield et Randall, 1980). L'eau traitée est séparée des agglomérats bactériens par décantation. Dans certains cas, une partie des boues organiques ainsi décantées est réintroduite dans le système afin d'y maintenir une biomasse constante (Couillard, 1983).

Il existe deux principaux types de systèmes d'épuration biologiques, soit celui à biomasse en suspension et celui à biomasse fixée. Chacun de ces types comporte plusieurs variantes dont les principales sont présentées au tableau 1.1. En plus de schématiser les différentes installations d'épuration, ce tableau indique quelques paramètres de conception, dont entre

TABLEAU 1.1 Caractéristiques des principaux types de systèmes d'épuration biologiques.

TYPES DE SYSTÈMES		PRINCIPAUX PARAMÈTRES DE CONCEPTION <sup>a</sup>						
SYSTEMES A BIOMASSE EN SUSPENSION	LAGUNAGE	TEMPS DE SEJOUR (j)	PROFONDEUR (m)	CHARGE (kg DBO <sub>5</sub> /ha·j)	DIMINUTION DE LA DBO <sub>5</sub> (%)	MES-EFFLUENT (mg/l)		
	Étang aéré	2 - 10 <sup>c-e</sup>	2 - 6	dépend de la nature des eaux usées et de l'aération	80 - 95	80 - 250		
	Étang anaérobie	20 - 50 <sup>a-d</sup>	2,5 - 5 <sup>a-c</sup>	200 - 500	50 - 85	80 - 160		
	Étang facultatif	7 - 30 <sup>a-d-e</sup>	1 - 2,5 <sup>b-c</sup>	22 - 55 <sup>b-c</sup>	70 - 95 <sup>b-c</sup>	< 300 <sup>d</sup>		
	BOUES ACTIVÉES	TEMPS DE SEJOUR (h)	F/M ( $\frac{\text{kg DBO}_5}{\text{kg MLSS} \cdot \text{j}}$ )	CHARGE VOLUMETRIQUE ( $\frac{\text{kg DBO}_5}{\text{m}^3 \cdot \text{j}}$ )	MLSS (mg/l)	ÂGE DES BOUES (j)	$\frac{Q_r}{Q}$	DIMINUTION DE LA DBO <sub>5</sub> (%)
	Procédé avec mélange complet	3 - 5	0,2 - 0,6	0,8 - 2,0	3000 - 6000	5 - 15	0,25 - 1,0	85 - 95
	Procédé avec aération prolongée	18 - 36	0,05 - 0,15	0,1 - 0,4	3000 - 6000	20 - 30	0,75 - 1,5	75 - 95
	Procédé avec écoulement en piston	4 - 8	0,2 - 0,4	0,3 - 0,6	1500 - 3000	5 - 15	0,25 - 0,5	85 - 95
	Procédé avec aération étagée	3 - 5	0,2 - 0,4	0,6 - 1,0	2000 - 3500	5 - 15	0,25 - 0,75	85 - 95
	Procédé de stabilisation par contact	0,5 - 1,0 (aérateur) 3 - 6 (stabilisateur)	0,2 - 0,6	1,0 - 1,2	1000 - 3000 (aérateur) 4000 - 10000 (stabilisateur)	5 - 15	0,25 - 1,0	80 - 90
Fossé d'oxydation	15 - 24 <sup>g</sup>	0,02 - 0,1 <sup>f</sup>	0,1 - 0,2 <sup>f</sup>	3500 - 5000 <sup>f</sup>	60 - 90	-	> 90 <sup>f</sup>	
SYSTEMES A BIOMASSE FIXEE	LITS BACTÉRIENS	CHARGE HYDRAULIQUE ( $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$ )	CHARGE ORGANIQUE ( $\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{j}$ )	DIMENSIONS ET PROFONDEUR		$\frac{Q_r}{Q}$		
	À faible charge	1 - 4 <sup>a-b</sup>	0,08 - 0,32	1,5 - 3,0 m		0 <sup>a-b</sup>		
	À forte charge	10 - 40 <sup>a-b</sup>	0,32 - 1,00	1,0 - 2,0 m		1 - 4 <sup>d</sup>		
DISQUES BIOLOGIQUES	0,03 - 0,06 <sup>d</sup>	0,05 - 0,20 <sup>d</sup>	• diamètre 2 - 5 m <sup>d</sup> • espacement 0,2 - 0,4 m <sup>d</sup> • vitesse 1 - 2 rpm <sup>d</sup>		0 - 2 <sup>d</sup>			
 clarificateur  circuit des eaux et des boues		<sup>a</sup> tiré de Metcalf et Eddy Inc. (1979), à moins d'indications contraires <sup>b</sup> Benefield et Randall (1980) <sup>c</sup> Eckenfelder (1970) <sup>d</sup> Farquhar (1979) <sup>e</sup> Jørgensen (1979) <sup>f</sup> Ganczarczyk (1983) <sup>g</sup> Jalbert (1984)						

autres, la charge organique massique (F/M), la concentration des matières en suspension de la liqueur mixte (MLSS) et le taux de recirculation des boues ( $Q_r/Q$ ).

Bien que le principal objectif des systèmes biologiques soit de dégrader la matière organique, ils peuvent également contribuer à l'élimination des matières en suspension, par précipitation et adsorption par la biomasse microbienne, ainsi qu'à l'enlèvement d'une partie des substances nutritives, notamment les composés phosphorés et azotés (Ganczarczyk, 1983).

Les eaux usées domestiques, de par leur nature, se prêtent bien au traitement biologique (Farquhar, 1979). En effet, ces eaux se composent principalement de matière organique biodégradable — protéines, lipides et glucides (Dore et Martin, 1982) — et sont suffisamment enrichies en sels nutritifs pour permettre le maintien des populations de microorganismes présentes dans les systèmes biologiques (Meinck et al., 1970). Il s'agit d'ailleurs des systèmes de traitement les plus répandus au Québec pour l'épuration des eaux usées municipales (Lapointe et Larocque, 1983).

## 1.2 AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS

Au cours des années, les caractéristiques des eaux usées traitées aux stations d'épuration municipales ont considérablement changées: elles sont passées du caractère strictement domestique, au caractère mixte, c'est-à-dire à un mélange d'effluents industriels et de rejets de nature organique (Daniel et al., 1979). Ce changement résulte de l'évolution du mode de

gestion des eaux usées qui a conduit au traitement conjoint. Cette formule, qui consiste à regrouper les effluents urbains et industriels et à les traiter à la station d'épuration municipale, est très répandue en France et aux États-Unis (Pedneault, 1980; Wright et al., 1978), et tend de plus en plus à s'implanter au Québec (ministère de l'Environnement du Québec, 1981a).

La popularité d'une telle formule au Québec vient principalement du fait que le gouvernement provincial subventionne les projets urbains<sup>1</sup> jusqu'à 90% si les travaux relatifs au traitement des eaux sont réalisés avant le 31 mars 1986 (Ouellette, 1983), alors que les coûts associés à l'assainissement industriel sont entièrement assumés par le pollueur. De plus, les municipalités peuvent bénéficier de taux d'emprunt d'environ un pourcent inférieur au taux de base, par le biais de la Société québécoise d'assainissement des eaux (SQAE), ce qui n'est nullement le cas pour les industries (Société québécoise d'assainissement des eaux, 1983). Les traitements conjoints sont donc particulièrement avantageux du point de vue économique pour les deux partenaires, puisqu'ils permettent de réduire considérablement les investissements des industries pour le traitement de leurs eaux résiduelles, et de diminuer la participation financière des municipalités pour l'assainissement des eaux usées.

En outre, les traitements conjoints diminuent les coûts de construction et d'opération des équipements d'épuration par économie d'échelle (Andrews

---

<sup>1</sup> Toutes les municipalités peuvent bénéficier des subventions gouvernementales à l'exception des communautés urbaines.

et Olsson, 1976; Sanders, 1968). Le tableau 1.2 montre bien les économies réalisées pour différents types de systèmes, lors d'une épuration mixte, dans le cas d'une municipalité de 10 000 habitants<sup>1</sup> recevant les eaux résiduaires d'une industrie de transformation de volailles de moyenne taille, c'est-à-dire d'une production de 95 000 têtes par jour. Toutefois, selon Schwartz (1976), ce sont surtout les stations dont la capacité varie entre 19 000 et 38 000 m<sup>3</sup>/jour qui permettent de réaliser les plus grosses économies.

TABLEAU 1.2 Coûts moyens d'opération des stations d'épuration biologiques en cents par 4 m<sup>3</sup> (1 000 gallons U.S.)

TYPE DE PROCÉDÉ	TRAITEMENT SÉPARÉ		TRAITEMENT CONJOINT
	EAUX USÉES DOMESTIQUES (population: 10 000 hab.)	EFFLUENTS D'UNE INDUSTRIE DE TRANSFORMATION DE LA VOLAILLE (3 400 m <sup>3</sup> /j)	
Boues activées	35,3	50,6	31,3
Lits bactériens	31,2	108,5	64,7
Étangs	26,0	38,9	22,3

(Rossi et al., 1980)

<sup>1</sup> Si l'on estime qu'une personne rejette en moyenne 0,37 m<sup>3</sup>/jour (370 l/jour) d'eaux usées (Lavallée, 1980), le volume total d'eau généré par une municipalité de 10 000 habitants est de 3 700 m<sup>3</sup>/jour.

Par ailleurs, sur le plan technique, il peut exister une incompatibilité entre les eaux usées municipales et industrielles, rendant difficile le traitement biologique conjoint. En effet, les effluents industriels, contrairement aux eaux usées domestiques, sont plus concentrés et leurs caractéristiques varient beaucoup, tant du point de vue de leur volume que de leur composition (Masselli et al., 1971). De plus, ils véhiculent souvent des polluants qui sont nuisibles à la croissance des microorganismes vivant dans les systèmes biologiques; les polluants présentant des propriétés toxiques comprennent, entre autres, les métaux lourds et plusieurs composés organiques (Anthony et Breimhurst, 1981).

Occasionnellement, il peut s'avérer que les traitements conjoints améliorent la traitabilité des eaux résiduaires industrielles suite à une dilution et une neutralisation partielle avec les eaux usées domestiques (Monson et al., 1978); toutefois, de façon générale, une telle pratique cause plus de problèmes qu'elle ne facilite le traitement (Wright et al., 1978). Les eaux usées industrielles riches en matière organique, en solides décantables, en substances très visqueuses et en composés acides peuvent produire des odeurs désagréables, obstruer l'écoulement des eaux dans le réseau d'égout et corroder les conduites. De plus, elles peuvent rendre difficile l'opération efficace de la station d'épuration et créer conséquemment des problèmes environnementaux. Selon Tsugita et Ellis (1981), certains contaminants présents dans les rejets industriels:

- inhibent ou perturbent les procédés d'épuration aérobie et anaérobie, réduisant ainsi l'efficacité du traitement;

- court-circuitent le processus de traitement biologique et se retrouvent dans le cours d'eau récepteur, ce qui peut nuire à la vie aquatique et menacer la qualité de l'eau potable;
- s'accumulent dans les boues et rendent leur épandage sur les terres agricoles presque impossible en raison des dangers de toxicité et de bioaccumulation pour les différents organismes de la chaîne alimentaire.

Aux États-Unis, les problèmes reliés aux traitements biologiques conjoints sont devenus à ce point aigus qu'ils ont nécessité l'adoption, en 1978, de règlements fédéraux sur les prétraitements (General Pretreatment Regulations - 40 CFR 403) afin de contrôler les apports de contaminants toxiques aux stations d'épuration municipales dont le débit est supérieur à 19 000 m<sup>3</sup>/jour (Cooley et al., 1982).

D'autre part, à l'agence de bassin Adour-Garonne, en France, le concept du traitement conjoint a complètement été abandonné puisque selon les administrateurs de cette agence, il s'agit d'une formule vouée à l'échec compte tenu que (Pedneault, 1980):

- "- une station biologique doit être alimentée de façon régulière. Or l'effluent industriel est généralement très irrégulier en qualité et en quantité et les accidents (fuites, déversements, etc.) y sont fréquents;
- les dimensions d'une station doivent être prévues pour une importante période de temps. Or, l'industrie évolue. La quantité d'effluents peut croître ou carrément s'annuler à la suite d'un changement d'orientation ou d'une fermeture;
- les pollutions industrielles et domestiques sont souvent incompatibles."

### 1.3 CONCLUSION

Cette analyse de la problématique générale des traitements biologiques conjoints permet de mettre en relief trois aspects importants: premièrement, la complexité du processus de choix d'un tel mode de gestion des eaux usées en raison des nombreux avantages et inconvénients qu'il présente, comme le montre bien le tableau 1.3; deuxièmement, l'incidence positive d'une telle pratique sur les investissements consacrés à l'assainissement des eaux; et troisièmement, l'impact potentiellement négatif des eaux résiduaires industrielles sur l'efficacité des stations d'épuration municipales. Ce dernier aspect constitue l'inconvénient majeur des traitements biologiques conjoints, lequel entraîne généralement une diminution de la qualité de l'effluent épuré. Il convient donc de définir les types d'effluents industriels qui peuvent être traités aux stations d'épuration municipales sans nuire à leur bon fonctionnement. Le prochain chapitre abordera ce thème en mettant principalement l'accent sur les facteurs qui influencent le rendement des systèmes biologiques.

TABLEAU 1.3 Avantages et inconvénients des traitements biologiques conjoints.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Réduction des coûts de construction et d'opération des installations d'épuration:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- par économie d'échelle;</li> <li>- grâce à la participation financière du gouvernement du Québec dans le cadre de l'assainissement urbain;</li> <li>- en raison des taux d'emprunt plus bas dont peuvent bénéficier les municipalités par le biais de la SQAÉ.</li> </ul> </li> <li>● Compte tenu du partage des dépenses entre les industries et les municipalités, il y a:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- diminution du fardeau fiscal du citoyen relié au coût du système de traitement des eaux usées (mise en place et opération des équipements);</li> <li>- réduction de l'investissement des industries pour l'épuration de leurs eaux résiduaires.</li> </ul> </li> <li>● Amélioration de la traitabilité des eaux résiduaires industrielles due à:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- une dilution et une neutralisation partielle avec les eaux usées urbaines;</li> <li>- un apport en sels nutritifs suite au mélange avec les eaux usées domestiques.</li> </ul> </li> <li>● Présence potentielle d'une main-d'oeuvre qualifiée et d'équipements sophistiqués compte tenu de l'augmentation de la taille de la station d'épuration.</li> <li>● Utilisation de l'espace libre sur le terrain de l'industrie à des fins autres que la mise en place d'équipements d'épuration.</li> <li>● Maintien des activités de production des petites industries qui menacent de fermer leurs portes en raison des sommes importantes qu'elles doivent déboursier pour la construction de leurs propres systèmes de traitement des eaux usées.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Possibilité d'une incompatibilité des eaux usées municipales et industrielles susceptible de:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- créer de nombreux problèmes d'opération et d'entretien des équipements d'épuration;</li> <li>- rendre difficile l'atteinte des objectifs de traitement nécessaires pour obtenir le niveau de qualité désiré dans les cours d'eau récepteurs.</li> </ul> </li> <li>● Nécessité d'avoir sur place un personnel hautement qualifié afin de faire face aux conditions variables d'exploitation des systèmes d'épuration.</li> <li>● Augmentation des risques d'apports d'eaux parasites d'infiltration et de captage dans les réseaux d'égouts, particulièrement lorsqu'il est nécessaire de construire un long intercepteur reliant l'industrie à la station d'épuration.</li> <li>● Perte de contrôle pour les industries en ce qui a trait:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- à l'opération de la station d'épuration;</li> <li>- à la proportion des coûts qu'elles doivent défrayer pour l'opération et l'entretien des équipements du poste de traitement des eaux usées.</li> </ul> </li> <li>● Perte potentielle de confidentialité des procédés de fabrication des industries au cours des travaux de caractérisation des rejets élémentaires d'eaux usées, lesquels s'accompagnent fréquemment d'une enquête sur les conditions de fonctionnement et de production de l'usine.</li> <li>● Diminution des libertés des industriels face au désir d'augmenter la production ou d'apporter des changements à des opérations puisque ces modifications peuvent provoquer une variation importante de débit et/ou de charge et que les paramètres de conception des installations d'épuration sont prévus pour une période de dix ans en se basant presque essentiellement sur la croissance démographique.</li> <li>● Diminution des possibilités de recyclage de l'eau pour les différents usages industriels puisque l'effluent traité n'est pas disponible au site même de l'industrie.</li> <li>● Possibilité de rejets illicites au cours d'eau pour certaines eaux de procédé dont le déversement dans le réseau d'égout municipal est interdit.</li> <li>● Obligation de maintenir un climat de bonne entente et de coopération entre la municipalité et les industriels, et ce, malgré les changements périodiques qui se produisent au sein des administrations municipales.</li> </ul>

## CHAPITRE 2

FACTEURS QUI INFLUENCENT LA QUALITÉ DU MÉLANGE  
DES EAUX USÉES TRAITÉES PAR VOIE BIOLOGIQUE

## 2. FACTEURS QUI INFLUENCENT LA QUALITÉ DU MÉLANGE DES EAUX USÉES TRAITÉES PAR VOIE BIOLOGIQUE

La qualité des eaux épurées varie en fonction de six principaux facteurs: la composition des eaux usées, les conditions environnementales, les caractéristiques de décantation, les paramètres d'opération des systèmes, les types de procédés et les facteurs humains (Niku et Schroeder, 1981). Toutefois, dans le cas des traitements conjoints, la composition des eaux usées et les conditions environnementales constituent les deux facteurs les plus importants en raison de leur forte influence sur les systèmes biologiques, et dû au fait qu'ils conditionnent, dans une large mesure, les quatre autres facteurs mentionnés. De ce fait, ils feront l'objet d'une étude plus spécifique à partir d'une revue de la littérature, laquelle permettra de faire ressortir les problèmes rencontrés lors de l'épuration du mélange d'eaux usées industrielles et domestiques, et servira de support pour l'élaboration des critères de faisabilité d'ordre technique.

### 2.1 COMPOSITION DES EAUX USÉES

Les caractéristiques du mélange d'eaux usées industrielles et domestiques dépendent grandement du type d'industrie qui rejette ses effluents dans le réseau d'égout municipal. En effet, la nature des effluents industriels, contrairement à celle des eaux usées d'origine domestique, varie pour chaque domaine industriel, et souvent même, pour chaque usine, en raison de l'existence de plusieurs procédés de fabrication. Cette variabilité apparaît nettement au tableau 2.1, où sont présentées les principales

TABLEAU 2.1 Caractéristiques des eaux résiduaires de quelques types d'industries (modifié de Guarino et Radziul, 1976).

NATURE DE L'INDUSTRIE	Débit	DBO <sub>5</sub>	DCO	MeS	H&G	N	P	pH	Substances toxiques
TANNERIE	i	■ ■	■	■	■	Pr	D	N-B	sulfures - Cr <sup>+3</sup>
ABATTOIR	i	■ ■	■ ■	■	■	Pr	Pr	N	
FONDOIR	i	■	■	■	■	Pr	Pr	-	
LAÏTERIE	i	■ ■	■	⊙	■	Pr	Pr	A-B	
FROMAGERIE	i	■	■ ■	⊙ ■	● ■	D	Pr	A-B	
CONSERVERIE	i	⊙ ■	-	⊙ ■	-	D	D	A-B	
BRASSERIE / DISTILLERIE	i-C	■	■	● ■	●	Pr	D	A-N	
TEXTILE	i-C	■	⊙ ■	● ■	●	D	Pr	B	phénols - Cr <sup>+6</sup>
PÂTES & PAPIERS	C	⊙ ■	■	● ■	●	D	D	A-B	sulfures

SIGNIFICATION DES SYMBOLES

PARAMÈTRES (mg/l)	●	⊙	■	■
<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>200</b>	<b>200 - 300</b>	<b>300 - 1000</b>	<b>1 000 et plus</b>
<b>DCO</b>	<b>300</b>	<b>300 - 450</b>	<b>450 - 1 500</b>	<b>1 500 et plus</b>
<b>MeS</b>	<b>200</b>	<b>200 - 300</b>	<b>300 - 1 000</b>	<b>1 000 et plus</b>
<b>H&amp;G</b>	<b>50</b>	<b>50 - 100</b>	<b>100 - 900</b>	<b>900 et plus</b>

- |             |                     |
|-------------|---------------------|
| A acide     | I intermittent      |
| B basique   | N neutre            |
| C continu   | Pr présent          |
| D déficient | - manque de données |

caractéristiques des effluents de neuf types d'industries. On remarquera que seules les industries dont les eaux résiduaires présentent un caractère organique dominant ont été retenues, compte tenu de la nature biologique des procédés de traitement étudiés.

Les paramètres physico-chimiques choisis sont ceux les plus fréquemment mesurés lors des campagnes d'échantillonnage organisées pour évaluer la qualité générale des eaux. Ils comprennent: la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MeS), les huiles et graisses (H&G), les éléments nutritifs (N, P), le pH et les substances toxiques.

Avant de traiter plus en détail de l'influence de ces paramètres sur l'efficacité des stations d'épuration municipales, il importe de discuter du caractère irrégulier des rejets industriels.

#### 2.1.1 Fluctuations du débit et des flux de pollution industriels

Les caractéristiques des eaux résiduaires industrielles (volume et concentration en matières polluantes) varient de façon saisonnière, hebdomadaire et journalière.

Les variations saisonnières caractérisent principalement les rejets des conserveries de fruits et légumes. Étant donné que les activités de ces industries font suite à la récolte des matières premières, elles ne fonctionnent souvent qu'une partie de l'année. D'ailleurs, Small (1977) fait

état des problèmes rencontrés par la municipalité de Fort Fairfield, dans l'état du Maine, lors du choix d'un procédé d'épuration pour le traitement du mélange des eaux usées domestiques et des effluents d'une industrie de transformation des pommes de terre et de mise en conserve de pois. Le système de traitement devait être suffisamment souple pour répondre adéquatement à deux contraintes importantes, soit la variation de la composition des eaux usées au cours de l'été, suite à la transformation de l'industrie de pommes de terre en conserverie de pois, et l'arrêt des activités de l'industrie pendant un mois ou plus, lors du changement de production. Les nombreuses études entreprises par la municipalité ont montré que les disques biologiques s'avéraient le meilleur système de traitement pouvant faire face aux conditions particulières de l'usine. Pour conserver une bonne efficacité du système de traitement au moment de la reprise des opérations de l'industrie, il a été prévu de recycler les boues municipales de façon à maintenir une biomasse constante.

Les variations hebdomadaires, pour leur part, sont très fréquentes et touchent la majorité des industries. En effet, les établissements industriels opèrent généralement cinq ou six jours par semaine, ce qui implique que le débit des eaux résiduaires qui parvient à la station de traitement est moins grand les fins de semaine que la semaine. La diminution des débits est directement proportionnelle au pourcentage d'eaux usées qui originent des industries, et elle peut atteindre, dans certains cas, des proportions non négligeables. Par exemple, l'analyse des affluents d'une station d'épuration municipale qui traite les eaux résiduaires d'une manufacture de tapis, montre que le débit du dimanche ne représente que 40% du débit moyen de la semaine (Duchon et Painter, 1978).

Or, une telle situation n'est pas sans créer des problèmes d'opération des stations de traitement; la stratégie de contrôle du procédé par boues activées, basée sur le maintien du rapport F/M à un niveau constant, ne peut alors être appliquée, puisqu'elle conduirait à une concentration insuffisante de biomasse dans le système en début de semaine, c'est-à-dire au moment de la reprise des activités industrielles. Toutefois, pour remédier à ces problèmes, plusieurs municipalités conservent la concentration de biomasse (MLSS) à un haut niveau, tous les jours de la semaine, de façon à assurer une bonne performance des installations d'épuration en tout temps (Troxler et Hopkins, 1981).

Aux deux types de variations mentionnées précédemment, s'ajoutent les fluctuations journalières. Le rejet des eaux résiduares industrielles est très irrégulier au cours de la journée ("batch discharge") et l'arrivée soudaine de ces effluents à la station d'épuration produit un effet "choc" sur le système biologique ("shock load"), qui se traduit généralement par une diminution de la qualité de l'effluent traité (Andrews et Olsson, 1976). Il existe deux principaux types d'effets chocs: hydraulique et organique (Couillard et Lessard, 1984). Ce dernier type d'effet peut, à son tour, être de deux natures: soit quantitatif, s'il s'agit d'une variation de la concentration de matière organique, soit qualitatif, s'il se produit un changement dans la composition de l'affluent (Grady, 1971). Le choc hydraulique, pour sa part, peut être défini comme étant une augmentation du débit des eaux usées. Selon George et Gaudy (1973), le choc hydraulique perturbe de façon significative les systèmes de boues activées lorsque la variation du volume des eaux est supérieure à 100%.

Par ailleurs, les études réalisées par Krishnan et Gaudy (1976), sur les effets d'un choc organique quantitatif appliqué à un système de boues activées, montrent que le temps moyen de séjour hydraulique ( $\bar{t}$ ) et l'âge des boues ( $\theta_c$ ) jouent un rôle important dans la réponse des microorganismes lorsqu'il y a augmentation soudaine de la charge organique; plus la valeur de ces paramètres est élevée, moins grande est la perte d'efficacité du système pour l'enlèvement de la DCO. De ce fait, lors d'une variation de charge, les procédés avec recyclage des boues possèdent une meilleure capacité d'adaptation que les systèmes sans recyclage. Les auteurs notent également qu'une augmentation du substrat par un facteur de trois n'altère pas de façon significative la qualité de l'effluent traité. Par contre, lorsque l'amplitude du choc est égale ou supérieure à cinq, il y a prolifération d'organismes filamenteux qui provoquent un foisonnement des boues ("sludge bulking").

Les chocs qualitatifs produisent des effets semblables à ceux occasionnés par les chocs quantitatifs. Suite aux apports soudains de résidus de colle à base de phénol, dans les eaux usées de la municipalité de Dallas, Oregon, Graham et Filbert (1970) ont observé une détérioration de la qualité de l'effluent quant aux MeS, due à des problèmes de décantation des boues.

Le moyen le plus couramment utilisé pour atténuer les effets des fortes variations de débit et de concentration en matières polluantes contenues dans les eaux résiduaires, consiste en l'installation de bassins d'équilibre à la station de traitement municipale ou au site de l'industrie. La littérature présente de nombreux exemples de traitement conjoint où une telle

pratique a été appliquée, que ce soit pour des effluents de laiteries, de fabriques de pâtes et papiers ou de manufactures de tapis (Netzer et al., 1980; Balden et al., 1979; Nilsson, 1975; Huber et Jones, 1974; Ganczarczyk, 1969). Dans le cas des laiteries, ces bassins peuvent, en plus d'égaliser les pointes de débit, diminuer le pH et réduire la  $DBO_5$  et la DCO de 15% et 10% respectivement (Nysten, 1981).

Parfois, le type de procédé biologique lui-même réussit à équilibrer la charge organique des eaux résiduaires. Ainsi, à Lowville, dans l'état de New York, les effluents d'une fromagerie sont rejetés sans pré-traitement dans le réseau d'égout municipal et traités au moyen d'un étang aéré (Watson et al., 1974). Bien que la concentration de  $DBO_5$  de l'affluent puisse varier parfois de 214 à 656  $mg/l \cdot jour^1$ , le rendement du système est quand même élevé avec moins de 10  $mg/l$  de  $DBO_5$  à l'effluent, compte tenu du fait que l'étang agit comme un bassin tampon dont la capacité peut permettre un temps de séjour de 40 jours.

### 2.1.2 Matière organique

Les procédés biologiques fonctionnent généralement mieux lorsque la concentration en matière organique ( $DBO_5$ ) contenue dans les eaux usées ne dépasse pas certaines limites en raison de l'influence de ce polluant sur la consommation d'oxygène dissous par les bactéries aérobies. Selon Jalbert (1984), les teneurs maximales en  $DBO_5$  varient de 200  $mg/l$ , pour les étangs

---

<sup>1</sup> Concentrations minimale et maximale mensuelles déterminées à partir des moyennes hebdomadaires des teneurs journalières.

facultatifs, à 400-500 mg/ℓ, pour les étangs aérés, et peuvent atteindre jusqu'à 4 000 mg/ℓ, dans le cas des procédés par boues activées. Or, il existe plusieurs eaux de procédé industriel dont la concentration en matière organique est supérieure à certaines de ces valeurs; par exemple, Brown et Pico (1979) notent des concentrations en  $DBO_5$  de l'ordre de 5 700 mg/ℓ pour des effluents de laiteries. De même, la teneur en  $DBO_5$  des eaux résiduares d'abattoir peut atteindre jusqu'à 1 800 mg/ℓ (Cooper et al., 1979). Par comparaison, la concentration en  $DBO_5$  des eaux usées domestiques moyennes est d'environ 220 mg/ℓ (Metcalf et Eddy Inc., 1979). C'est pourquoi plusieurs municipalités imposent certaines limitations quant aux teneurs en matière organique des eaux usées déversées dans le réseau d'égout, en dépit du fait que les effluents industriels subiront une dilution suite au mélange avec les effluents urbains. Ainsi, la municipalité de Champaign, dans l'état de l'Illinois, a exigé que l'industrie agro-alimentaire Kraft fasse subir à ses eaux résiduares un prétraitement avant le rejet dans le réseau d'égout municipal, de façon à réduire la  $DBO_5$  jusqu'à une concentration de 200 mg/ℓ (Watson et al., 1974); la charge polluante d'origine industrielle ne représentait pourtant que 25% de la charge totale traitée à la station municipale.

La nature de la matière organique, tout comme la charge, joue un rôle important dans l'efficacité des processus d'épuration biologiques. À cet égard, Pitter (1976) distingue quatre groupes de substances organiques: 1) les substances biodégradables et non-toxiques; 2) les substances biodégradables et toxiques; 3) les substances non-biodégradables et non-toxiques; 4)

les substances non-biodégradables et toxiques. De plus, il relie la différence de biodégradabilité des substances organiques à trois facteurs:

- facteurs physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous, solubilité, etc.);
- facteurs biologiques (nature et âge de la culture microbienne, temps d'adaptation, toxicité du composé, etc.);
- facteurs chimiques (taille de la molécule, longueur des chaînes, nombre et position des substituants dans la molécule, etc.).

Les substances organiques appartenant au premier groupe sont facilement biodégradables et éliminées rapidement par voie biologique. C'est le cas notamment de la matière organique contenue dans les eaux usées domestiques et dans les effluents de quelques industries, en l'occurrence les laiteries et les fromageries. Les eaux résiduaires de ces industries se composent surtout de protéines, lactose, hydrates de carbone et matières grasses (Harper et Blaisdell, 1971) qui se dégradent rapidement sous l'action des bactéries. La bonne biodégradabilité de ces eaux se confirme dans le rapport  $DBO_5/DCO^1$ , qui varie entre 0,6 et 0,7 (Nysten, 1981).

---

<sup>1</sup> Le rapport  $DBO_5/DCO$  traduit la fraction biodégradable des composés oxydables par le bichromate de potassium; plus sa valeur se rapproche de 1, meilleure est la biodégradabilité des eaux.

Les eaux résiduaires des fabriques de pâtes et papiers, pour leur part, contiennent une grande quantité de composés de lignine, lesquels se biodégradent très lentement (Couillard, 1979). Par le fait même, lorsque ces effluents sont mélangés aux eaux usées municipales, le taux de dégradation de la matière organique du mélange diminue par rapport à celui observé pour des eaux uniquement domestiques. À titre d'exemple, Clingenpeel et Jones (1973) rapportent, pour la municipalité de Lynchburg en Virginie, des diminutions de l'ordre de 10% à 20%, telles qu'obtenues lors des études de traitabilité effectuées en laboratoire.

Par ailleurs, les substances organiques non-biodégradables et/ou toxiques qui sont introduites dans les systèmes biologiques présentent six types de comportements (Lue-Hing et Lordi, 1982):

- 1) elles peuvent inhiber le processus d'épuration biologique avec comme résultat une détérioration de la qualité de l'effluent traité. L'Environmental Protection Agency (EPA) s'est penché sur cet aspect et a identifié 114 principaux composés organiques jugés incompatibles avec les systèmes de traitement biologiques (Ongerth et DeWalle, 1980). À l'instar des travaux effectués par l'EPA, d'autres auteurs (Ganczarczyk, 1983; Eckenfelder, 1982; Anthony et Breimhurst, 1981; Grady et Lim, 1980; O'Dette, 1978) ont montré l'effet inhibiteur de plusieurs substances organiques. La synthèse des seuils de toxicité présentés dans la littérature pour ces contaminants apparaît au tableau 2.2. On remarque une grande variabilité dans les données, qui reflète les différentes conditions dans lesquelles elles ont été obtenues

TABEAU 2.2 Concentrations de quelques composés organiques à partir desquelles il y a inhibition des processus d'épuration biologiques (mg/l).

POLLUANTS TOXIQUES	BOUES ACTIVÉES	DIGESTION ANAÉROBIQUE	NITRIFICATION
acétone	*	*	2 000
acrylonitrile	*	5	*
alcool allylique	*	*	19,5
benzène	100-500	50	*
benzidine	500	*	*
carbonate de guanidine	*	*	16,5
chloroforme	18	0,1-16	18
chlorure d'allyle	*	*	180
chlorure de méthylamine	*	*	1 550
chlorure de méthylène	*	1,0	*
diallyléther	*	*	100
dicyanodiamide	*	*	250
diguamide	*	*	50
diméthyl-dithiocarbamate de sodium	*	*	13,6
disulfure de benzothiazole	*	*	38
disulfure de carbone	*	*	35
disulfure de tétraméthylthiurame		*	30
dithio-oxamide	*	*	1,1
éthanol	*	*	2 400
éthylbenzène	200	*	*
éthylène diamine tétracétique (EDTA)	25	*	*
hexachlorocyclohexane	*	48	*
hydrazine	*	*	58
hydroxy-8 quinoléine	*	*	72,5
isothiocyanate d'allyle	*	*	1,9

TABLEAU 2.2 (suite)

POLLUANTS TOXIQUES	BOUES ACTIVÉES	DIGESTION ANAÉROBIQUE	NITRIFICATION
isothiocyanate de méthyle	*	*	0,8
mercaptobenzothiazole	*	*	3,0
méthyl-dithiocarbamate de sodium	*	*	0,9
naphtalène	500	*	*
nitrobenzène	30-500	*	*
phénols			
2-chlorophénol	20-200	*	*
o-crésol	*	*	4-16
2,4-dichlorophénol	64	*	64
2,4-diméthylphénol	40-200	*	*
2,4-dinitrophénol	*	*	150-460
pentachlorophénol	50	0,4	*
phénol	50-200	*	4-10
pyridine	*	*	100
skatol	*	*	7
sulfate de méthyl-thiuronium	*	*	6,5
tétrachlorure de carbone	*	10-20	*
thio-acétamide	*	*	0,14-0,53
thiocyanate de potassium	*	*	300
thiosemicarbazide	*	*	0,18
thio-urée	*	*	0,075
toluène	200	*	*
1,1,1-trichloroéthane	*	1,0	*
trichloroéthylène	*	20	*
trichlorofluorométhane	*	0,7	*
trichlorotrifluoroéthane	*	5,0	*
triméthylamine	*	*	118
trinitrotoluène (TNT)	20-25	*	300

(expériences en laboratoire, essais à l'échelle pilote, ou mesures à la station d'épuration). Malgré la valeur relative de ces concentrations, elles permettent néanmoins de comparer la toxicité des différentes substances organiques étudiées;

- 2) sans perturber les systèmes biologiques, certaines substances organiques, plus ou moins biodégradables, peuvent passer à travers tout le processus de traitement sans subir de réels changements, et se retrouver ainsi dans l'effluent. Un tel comportement se produit fréquemment avec les pigments de couleur contenus dans les eaux usées de fabriques de pâtes et papiers et de manufactures de tissus. Les essais, réalisés à l'échelle pilote par Ghosh et al. (1978) sur des eaux résiduaire d'une usine de textile, montrent bien l'effet partiel de décoloration des eaux usées par un traitement biologique. En effet, la réduction du pourcentage de transmittance pour différentes longueurs d'ondes n'est en moyenne que de 20 unités entre l'affluent et l'effluent. Selon Zaloum (1983) et Vézina, Fortier et Associés (1981), l'enlèvement de la couleur dépend fortement de son intensité dans l'affluent et de la nature des colorants utilisés;
- 3) les composés organiques toxiques peuvent être transformés chimiquement en un autre produit qui n'est alors plus détectable par les méthodes spécifiques d'analyses;
- 4) certaines substances organiques peuvent être toxiques à forte dose, mais devenir biodégradables à faible concentration;

- 5) d'autres substances toxiques peuvent être dégradées efficacement même à de fortes concentrations, suite à l'adaptation des microorganismes. Une telle acclimatation n'est toutefois possible qu'à la condition que les concentrations varient peu, ce qui n'est pas toujours le cas avec les effluents industriels. Par contre, il est évident que lorsqu'il y a rejet de ces eaux dans les égouts municipaux, les variations tendent à s'atténuer avec l'augmentation de la taille du réseau (Daniel et al., 1979);
- 6) enfin, les composés organiques peuvent être éliminés de la phase liquide par adsorption par les particules solides ou par les floccs biologiques. Parmi les différents modes d'enlèvement des polluants organiques toxiques cités précédemment, ce dernier joue un rôle non négligeable. Lue-Hing et Lordi (1982) rapportent les travaux de Convery (1973) qui montrent que le facteur de bioconcentration<sup>1</sup> dans les boues peut atteindre jusqu'à 172, comme c'est le cas pour le phtalate de butyl-benzyle (élément entrant dans la composition de certains plastiques).

Dans l'ensemble, bien que les procédés biologiques réussissent à éliminer une partie des polluants organiques prioritaires, une part importante de l'épuration se fait au cours du traitement primaire. Dans la région de Seattle, on a observé que 48% de la charge totale en composés organiques

---

<sup>1</sup> Le facteur de bioconcentration correspond au rapport entre la concentration du polluant mesurée dans les boues (poids humide) et celle observée dans l'affluent.

toxiques étaient éliminés au cours du traitement primaire, et 61%, lors du traitement secondaire (Ongerth et DeWalle, 1980). La décantation primaire est particulièrement efficace pour l'enlèvement des substances dont le poids moléculaire est élevé. Par contre, des expériences menées en laboratoire sur le comportement de 22 composés organiques toxiques dans les systèmes de boues activées ont montré que ce type de procédé réduisait jusqu'à 97% la teneur de la plupart des polluants à l'étude; cependant, certains composés, notamment le lindane, le bi-(2-éthylhexyl)-phthalate, le phénol, et le di-N-butylphthalate, demeuraient présents dans l'effluent à des concentrations notables (Petrasek et al., 1983).

### 2.1.3 Contaminants inorganiques toxiques

La présence de métaux lourds dans les eaux usées municipales et industrielles représente une deuxième cause d'inhibition des procédés biologiques d'épuration. La toxicité de ces polluants est liée principalement à la forme soluble (ions libres et complexes organiques et inorganiques) qui, lorsqu'elle est absorbée par les microorganismes, réagit avec les enzymes microbiens de façon à retarder ou complètement annihiler leurs activités métaboliques (Anthony et Breimhurst, 1981). Les formes particulières, pour leur part, ont peu d'impact sur la flore bactérienne puisqu'elles ne sont pas disponibles biologiquement de façon immédiate. L'analyse de la forme des métaux contenus dans les eaux résiduaires d'origine industrielle indique que la plupart de ces polluants sont solubles, donc avec un potentiel de toxicité relativement élevé; toutefois, lorsque ces eaux sont déversées dans le réseau d'égout, elles réagissent avec les eaux usées municipales, et

plusieurs métaux deviennent alors insolubles, comme c'est le cas pour le fer et le plomb (Oliver et Cosgrove, 1974). Par contre, certains autres métaux, en l'occurrence le nickel et le manganèse, entrent à la station d'épuration sous forme soluble.

Outre la forme chimique, la concentration des métaux, et plus encore, les variations temporelles de concentrations, jouent un rôle important dans le degré de toxicité de ces contaminants (Daniel et al., 1979). À ces différents facteurs, s'ajoutent la nature du métal, l'interaction entre les métaux (effets synergiques et antagonistes), la température, le pH, la concentration des matières en suspension (effets complexants), l'âge des boues ( $\theta_c$ ) et la nature des organismes présents dans le système (Lester, 1983).

Le tableau 2.3 synthétise les seuils de concentrations toxiques cités dans la littérature pour les différents métaux lourds et certains éléments minéraux (Ganczarzyk, 1983; Lue-Hing et Lordi, 1982; Anthony et Breimhurst, 1981; Grady et Lim, 1980; O'Dette, 1978). Ce tableau doit cependant être interprété avec prudence compte tenu du fait que l'on ne connaît aucunement les conditions dans lesquelles les valeurs ont été obtenues (i.e. qu'on ignore l'état du milieu lors de la prise des mesures - température, pH,  $\theta_c$ , etc.).

D'autre part, bien que les métaux puissent perturber l'activité de la flore microbienne responsable de l'épuration des eaux usées, les stations de traitement biologiques réussissent néanmoins à éliminer une partie de ces polluants. Selon Oliver et Cosgrove (1974), l'enlèvement des métaux lourds

TABLEAU 2.3 Concentrations des principales substances inorganiques à partir desquelles il y a inhibition des processus d'épuration biologiques (mg/l).

POLLUANTS TOXIQUES	BOUES ACTIVÉES	DIGESTION ANAÉROBIQUE	NITRIFICATION
ammoniac	480	1 500	*
argent	0,25 - 5,0	*	*
arsenic	0,1	1,6	*
bore	0,05 - 100	2	*
cadmium	1 - 100	0,02(S) <20(T)	*
calcium	2 500	2 500 - 4 500	*
chrome (hexavalent)	1 - 10	1 - 50(S) 110(T)	0,25
chrome (trivalent)	15 - 50	50 - 500(S) 130(T)	0,005 - 0,5
cuivre	1	1 - 10(S) 40(T)	0,005 - 0,5
cyanure	0,1 - 5,0	4(S)	0,34 - 2,0
fer	100 - 1 000	5	*
magnésium	*	1 000 - 1 500	*
manganèse	10	*	*
mercure	0,1 - 5	1 365	0,25
nickel	1 - 2,5	2(S) 10(T)	0,25 - 0,5
plomb	0,1 - 5	340(T)	0,5
sodium	*	3 500 - 5 500	*
sulfate	*	*	500
sulfure	*	50	*
zinc	0,08 - 10	5 - 20(S) 400(T)	0,08 - 0,5

(S) - soluble

(T) - total

par les systèmes de boues activées se fait en deux étapes: premièrement, il y a décantation des formes particulières ainsi que des formes complexées avec la matière minérale, et deuxièmement, il y a adsorption par le floc biologique des métaux dissous. Par contre, selon ces mêmes auteurs, tous les métaux enlevés au cours du traitement se concentrent dans les boues, ce qui diminue ainsi leur qualité en regard des critères retenus pour l'épandage sur les terres agricoles. C'est pourquoi plusieurs villes des États-Unis ont fixé des limites quant aux rejets des métaux lourds dans le réseau d'égout municipal (Dietz et Dietz, 1978). Ces normes permettent également d'assurer une certaine compatibilité des eaux usées industrielles avec le traitement municipal.

Ainsi, par exemple, en réduisant les teneurs en chrome ( $\text{Cr}^{+3}$ ) à une concentration approximative de 5 mg/l, il est possible de traiter les effluents de tannerie avec les eaux résiduaires municipales sans perturber de façon significative les procédés d'épuration biologiques (Van Dam, 1981). L'élimination partielle du chrome peut alors se faire par précipitation sous forme d'hydroxyde, à l'aide d'un agent alcalin (Pedneault, 1982). De plus, dans certains cas, lorsque les eaux usées issues des bains de pelains<sup>1</sup> sont riches en sulfures, il est nécessaire d'en réduire la concentration en raison de leur toxicité vis-à-vis des microorganismes (Balden et al., 1979).

---

<sup>1</sup> Bains de pelains: réservoirs dans lesquels les peaux sont soumises à l'action de lait de chaux ou de sulfures afin de détacher le cuir proprement dit des membranes sus et sous-jacentes (Meinck et al., 1970).

#### 2.1.4 Huiles et graisses

Certains pays ont établi des normes quant aux concentrations d'huiles et graisses rejetées par les industries dans les réseaux d'égouts municipaux. Aux États-Unis, la concentration maximale acceptée est de 100 mg/ℓ (Nemerow, 1978). Au Québec, les teneurs limites varient selon la nature des huiles: elles ne doivent pas dépasser 15 mg/ℓ pour les huiles, graisses et goudrons d'origine minérale, et 150 mg/ℓ pour les matières grasses d'origine animale et végétale à l'exception de celles provenant d'usine d'équarrissage ou de fondoir, pour lesquelles la limite est fixée à 100 mg/ℓ (Gouvernement du Québec, 1984).

L'adoption de telles normes de rejets vient du fait que ces substances semblent être la cause de plusieurs problèmes de traitement des eaux usées. Elles peuvent, en effet, obstruer les conduites d'égout et encrasser l'équipement de traitement. De même, elles peuvent rendre difficile l'opération et l'entretien de la station d'épuration 1) en provoquant une diminution du taux de biodégradation du substrat; 2) en formant une couche flottante sur l'eau et en s'agglomérant au floc biologique de telle sorte qu'elles limitent le transfert d'oxygène à l'interface air-liquide et entre l'eau et les cellules biologiques; 3) en perturbant le processus de digestion anaérobie; 4) et en réduisant l'efficacité des opérations d'épaississement et de déshydratation des boues (Tsugita et Ellis, 1981).

L'impact des huiles et graisses sur les procédés de traitement biologiques dépend de deux facteurs: d'une part, de la forme de ces substances

(matières grasses flottantes ou huiles émulsionnées) et, d'autre part, de leur origine, selon qu'elle soit minérale (structure des hydrocarbures) ou animale et végétale (acides gras, glycérides, etc.) (Lue-Hing et Lordi, 1982).

Plusieurs études mettent en évidence la biotraitabilité des huiles animales et végétales. Suite à des expériences réalisées en laboratoire avec des effluents d'industrie agro-alimentaire et de manufacture de savon, McCarty et al. (1972) constatent que les huiles et graisses rejetées par ces industries n'ont pas d'effet négatif, à quelques exceptions près, sur le transfert d'oxygène dans le procédé par boues activées. De plus, les composés de graisses sont facilement dégradés par les microorganismes aérobies, même à des températures de 12°C, et sont éliminés de façon efficace par les procédés anaérobies, avec un rendement variant entre 82% et 92%. Ces mêmes auteurs signalent également que les boues résiduelles sont facilement déshydratées, mais elles obligent l'emploi de deux fois plus de chlorure ferrique que pour les boues d'effluents domestiques.

Pour leur part, Nedved et Gurnham (1974) notent que le taux de dégradation des huiles et graisses contenues dans les effluents des industries agro-alimentaires est plus grand que celui obtenu pour les eaux usées municipales. De même, ils observent que les huiles et graisses d'origine minérale se dégradent moins facilement que celles d'origine animale ou végétale. En outre, les auteurs font ressortir les problèmes liés aux méthodes de dosage de ces substances dans les eaux usées. Ils insistent sur la nature **non-spécifique** des procédures d'analyses normalisées dans les "Standard

Methods" (APHA-AWWA-WPCF, 1976), ce qui rend difficile la distinction entre les huiles et graisses d'origines différentes.

Plus récemment, Brown et Pico (1979) ont étudié la biotraitabilité des eaux résiduaires de laiteries-fromageries et se sont attardés plus particulièrement à montrer la biodégradabilité des huiles et des graisses contenues dans ces eaux, et dont la teneur peut atteindre jusqu'à 500 mg/l. Leur étude démontre que les matières grasses rejetées par les laiteries-fromageries sont facilement biodégradables et que leurs effluents peuvent être traités à la station d'épuration municipale sans perturber les systèmes biologiques.

Parmi les autres types d'industries rejetant de fortes concentrations en huiles et graisses d'origine animale, citons le cas des abattoirs et des fabriques de conserves de viande dont les teneurs peuvent dépasser jusqu'à 20 fois les concentrations mesurées dans les eaux usées domestiques (Couillard, 1974). Compte tenu de cette forte charge polluante, et malgré le fait que ces substances puissent être dégradées par l'action des bactéries, il est nécessaire de prévoir un prétraitement avant leur rejet dans le réseau municipal, que ce soit, par exemple, à l'aide de systèmes statiques, par aéro-flottation ou encore d'étangs anaérobies.

Parfois, il peut s'avérer avantageux de traiter **individuellement** les effluents d'abattoir par le procédé de boues activées, et d'envisager la valorisation des résidus pour l'alimentation du bétail. Le but premier du traitement n'est alors plus de maximiser la réduction de la DCO mais plutôt

d'optimiser la production de biomasse (Cooper et al., 1979). Pour obtenir de tels résultats, il suffit d'opérer le système avec un rapport F/M élevé et de diminuer l'énergie d'aération. Le tableau 2.4 montre les résultats obtenus en laboratoire pour ce mode d'opération du système de boues activées comparativement au mode traditionnel. On remarque que lorsque l'on maximise la récupération de la biomasse, le pourcentage de réduction des polluants demeure tout de même non négligeable. Un autre moyen de maximiser la production de protéines animales à partir d'effluents d'abattoir consiste à faire un double ajustement du pH (Cooper et al., 1982); dans un premier temps, le pH des eaux usées est réduit à 3 par l'ajout d'acide sulfurique, et dans un deuxième temps, les eaux sont neutralisées avec de l'hydroxyde de calcium ou sodium à un pH variant entre 6 et 9.

#### 2.1.5 Éléments nutritifs

Pour obtenir une activité intense de la flore bactérienne, et par conséquent, un rendement élevé d'épuration des eaux usées, il est nécessaire d'assurer aux microorganismes un apport suffisant en azote (N) et en phosphore (P). Lorsque ces conditions ne sont pas remplies, on assiste généralement à des problèmes d'exploitation des systèmes biologiques. Par exemple, dans les stations de boues activées, il se produit un foisonnement des boues par suite de la prolifération d'organismes filamenteux; d'autre part, dans le cas des lits bactériens, le déficit en substances nutritives favorise la formation d'une couche gélatineuse sur la masse filtrante, ce qui entraîne subséquemment une perte d'efficacité du système (Meinck et al., 1970).

TABLEAU 2.4 Rendement du procédé par boues activées selon deux modes d'opération.

PARAMÈTRES	AFLUENT (mg/%)	ÉPURATION MAXIMALE		PRODUCTION MAXIMALE DE BIOMASSE	
		EFFLUENT (mg/%)	RÉDUCTION %	EFFLUENT (mg/%)	RÉDUCTION %
DCO	2 500	100	96	200	92
DBO <sub>5</sub>	1 500	30	98	100	93
Graisse	450	10	97	25	92
Matières volatiles	1 200	60	95	102	90
NtK en N	110	4	96	40	64
NH <sub>3</sub> en N	15	0	100	33	-
NO <sub>3</sub> en N	0	90	-	-	-
P(total)	15	13	13	2-3	80

D'après Cooper et al. (1979)

De telles difficultés se produisent surtout lors du traitement des eaux résiduaires industrielles (à l'exception de celles provenant du secteur agro-alimentaire). Le traitement biologique conjoint des eaux industrielles et municipales peut ainsi constituer une solution simple aux problèmes, compte tenu du fait que ces dernières sont riches en nutriments. Parfois, cependant, les eaux usées domestiques ne parviennent pas à combler le déficit, et il est alors nécessaire d'ajouter au système du phosphore et de l'azote supplémentaires en fonction de la charge organique du mélange des eaux. C'est le cas, entre autres, des traitements conjoints réalisés avec les effluents de fabriques de pâtes et papiers (Voelkel et al., 1974; Clingenpeel et Jones, 1973).

On traduit généralement les besoins en sels nutritifs des microorganismes par des rapports mettant en relation la  $DBO_5$  avec l'azote et le phosphore. Les valeurs les plus couramment citées dans la littérature pour une épuration optimale des eaux usées sont de 17:1 pour le rapport  $DBO_5:N$  et de 90:1 pour le rapport  $DBO_5:P$  (Ganczarczyk, 1983), ou encore de 100:5:1 pour le rapport de  $DBO_5:N:P$  (Miorin et Frissora, 1977). Les valeurs minimales, pour leur part, sont respectivement de 32:1 et 150:1 pour les rapports  $DBO_5:N$  et  $DBO_5:P$  (Ganczarczyk, 1983). Ces rapports n'ont toutefois qu'une valeur indicative, et pour évaluer précisément les quantités de nutriments nécessaires pour le bon fonctionnement d'un système biologique particulier, il faut procéder à des essais en laboratoire ou à la station d'épuration (Grady et Lim, 1980). Ceci est dû au fait que les besoins varient selon la nature des eaux usées, le type de procédé et le degré de qualité désiré de l'effluent traité (Ganczarczyk, 1983). Ainsi, par

exemple, dans le cas des effluents d'une usine de finition de textile, dont l'épuration se fait par aération prolongée, les études de traitabilité ont montré qu'un rapport de  $DBO_5:N$  de 100:2 donnait d'aussi bons résultats que le rapport traditionnel de 100:5 sauf pour l'enlèvement de la couleur où une baisse de l'efficacité était notée (Zaloum, 1983).

D'autre part, afin d'éviter la détérioration de la qualité des eaux de surface par le phénomène d'eutrophisation, les effluents industriels ne doivent pas contenir une trop grande quantité de phosphore, puisque les procédés biologiques possèdent une capacité limitée d'enlèvement de ce polluant. L'élimination du phosphore se fait surtout par précipitation physico-chimique grâce à l'ajout de chaux, de sels de fer ou d'aluminium (Meganck, 1983). Le contrôle des teneurs en phosphore s'avère particulièrement utile dans le cas des eaux résiduelles de laiterie-fromagerie dont les concentrations peuvent atteindre jusqu'à 200 mg/l (Brown et Pico, 1979). Ces fortes teneurs s'expliquent par l'utilisation de produits de nettoyage à base de phosphore.

## 2.2 CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Les conditions environnementales d'un système de traitement biologique font référence à deux paramètres, soit le pH et la température des eaux usées.

### 2.2.1 pH des eaux usées

Les eaux usées très acides ou très basiques peuvent compromettre sérieusement l'efficacité d'une épuration biologique. En effet, le pH d'une solution influence grandement la croissance des microorganismes; ceux-ci ne peuvent généralement pas tolérer des pH supérieurs à 9,5 et inférieurs à 4,0, à l'exception des champignons qui survivent à des pH de 2 (Tsugita et Ellis, 1981). Le tableau 2.5 met en évidence la faible étendue des gammes de pH à l'intérieur desquelles la croissance des bactéries et des champignons est optimale. Par conséquent, lors d'une épuration biologique mixte des eaux résiduaires, le pH des effluents industriels est ajusté, et la neutralisation se fait, règle générale, avant le rejet dans le réseau d'égout, puisque les eaux acides peuvent corroder les conduites.

TABLEAU 2.5 Limites de pH pour la croissance des microorganismes.

Microorganismes	pH optimal	pH tolérable
Bactéries aérobies <sup>1</sup>	6,5 - 7,5	4,0 - 9,5
Bactéries nitrifiantes	8 - 9	-
Champignons	5,6	2 - 9

D'après Tsugita et Ellis (1981)

<sup>1</sup> À l'exception des bactéries nitrifiantes

Le pH des eaux usées joue également un rôle important dans l'équilibre chimique du soufre avec l'hydrogène (Sawyer et McCarty, 1967). Comme le montre la figure 2.1, lorsque le pH est égal ou supérieur à 8, la majorité

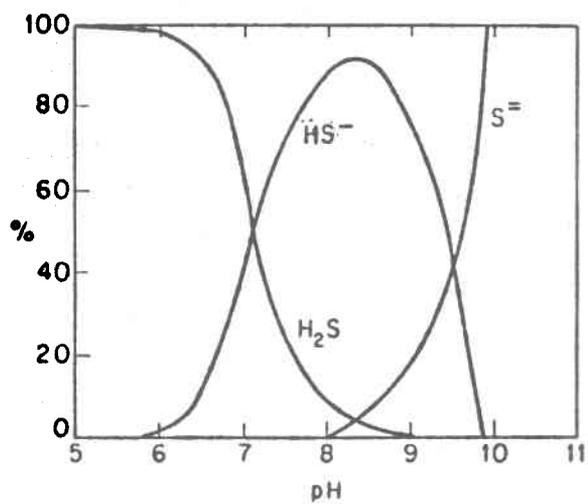


FIGURE 2.1 Influence du pH sur l'équilibre chimique du soufre (Sawyer et McCarty, 1967).

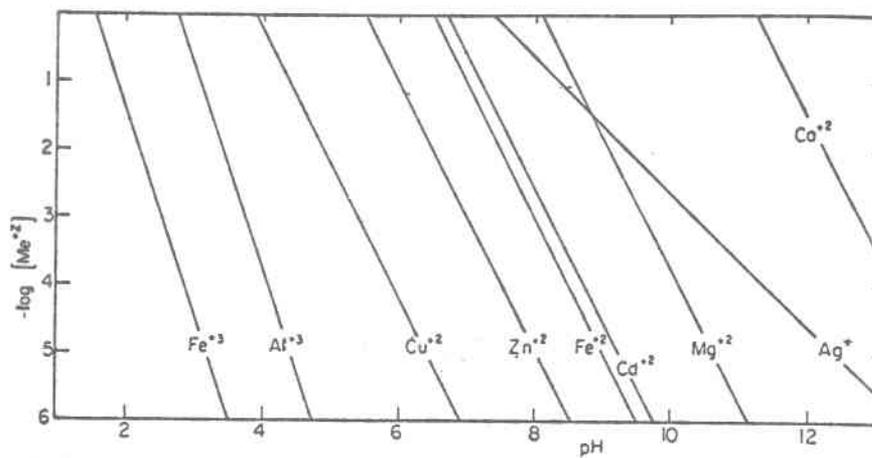


FIGURE 2.2 Solubilité des hydroxydes métalliques (Stumm et Morgan, 1981).

du soufre se présente en solution sous forme de  $\text{HS}^-$  et  $\text{S}^{=}$ . Par contre, aux pH inférieurs à 8, l'équilibre se déplace, et il y a formation de  $\text{H}_2\text{S}$  dans une proportion d'environ 70% à pH 7, ce qui favorise le dégagement d'odeurs désagréables et de gaz nocifs pour la santé humaine. C'est pourquoi il est parfois désirable de ne pas neutraliser les effluents basiques de certaines industries, dont notamment les laiteries, puisqu'ils préviennent les émanations de  $\text{H}_2\text{S}$  (Brown et Pico, 1979).

De la même manière, le pH contrôle en partie la solubilité des hydroxydes métalliques présents dans les eaux usées (figure 2.2). Ainsi, par exemple, en amenant le pH à 8, il y a précipitation du  $\text{Fe}^{+3}$  de l' $\text{Al}^{+3}$  et du  $\text{Ca}^{+2}$ . Par contre, lorsqu'il y a acidification des eaux, une partie de ces métaux est redissoute, ce qui augmente d'autant leurs propriétés toxiques (section 2.1.3).

### 2.2.2 Température

Les effets de la température sur les procédés de traitement biologiques sont multiples. D'une part, l'augmentation des températures diminue la viscosité et la tension superficielle des eaux usées. Ces conditions favorisent ainsi le phénomène de mélange et améliore la décantation des boues (Ganczarczyk, 1983). D'autre part, l'accroissement des températures accélère les vitesses de réactions biochimiques, bien qu'il y ait une légère diminution de l'oxygène dissous dans l'eau. On a observé que pour chaque élévation de  $10^\circ\text{C}$ , le taux de réaction des microorganismes doublait jusqu'à ce que certaines limites de température soient atteintes (Metcalf et Eddy

Inc., 1979). Celles-ci dépendent de la nature des bactéries, selon qu'elles soient psychrophiles, mésophiles ou thermophiles.

L'accélération de la dégradation des eaux usées peut parfois devenir un inconvénient lorsque le processus s'amorce dans les conduites d'égout et qu'il y a dégagement d'odeurs désagréables. C'est pourquoi la plupart des règlements municipaux d'urbanisme fixent une limite supérieure de la température des eaux usées industrielles déversées dans le réseau d'égout. Aux États-Unis, en Angleterre, aux Indes et au Portugal, elle varie entre 40°C et 45°C (Beard et Maxwell, 1982); au Québec, par contre, elle atteint 65°C (Gouvernement du Québec, 1984).

## CHAPITRE 3

### CADRE INSTITUTIONNEL QUÉBÉCOIS RELATIF AUX TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS

### 3. CADRE INSTITUTIONNEL QUÉBÉCOIS RELATIF AUX TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS

La planification des projets d'épuration combinée des effluents industriels et urbains relève du service de l'assainissement industriel du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). C'est au cours de leurs négociations avec les dirigeants d'entreprises, quant aux modalités de traitement de leurs eaux de procédés et aux échéanciers de réalisation des travaux, que les intervenants de ce service évaluent la possibilité de rejeter les eaux résiduares industrielles dans le réseau d'égout municipal en vue d'un traitement conjoint.

Sans entrer dans le détail des stratégies d'actions mises en oeuvre par les différents acteurs impliqués dans le processus de choix du mode de gestion des eaux usées industrielles, le présent chapitre décrira les principales étapes de la démarche adoptée pour la réalisation de ces projets. Il tentera, entre autres, de dégager les aspects législatifs qui guident le choix des gestionnaires en matière de traitements conjoints, et identifiera les types d'eaux usées industrielles pour lesquels de tels traitements ont été prévus dans le cadre du programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ).

#### 3.1 DÉMARCHE POUR LA RÉALISATION DES PROJETS INDUSTRIELS

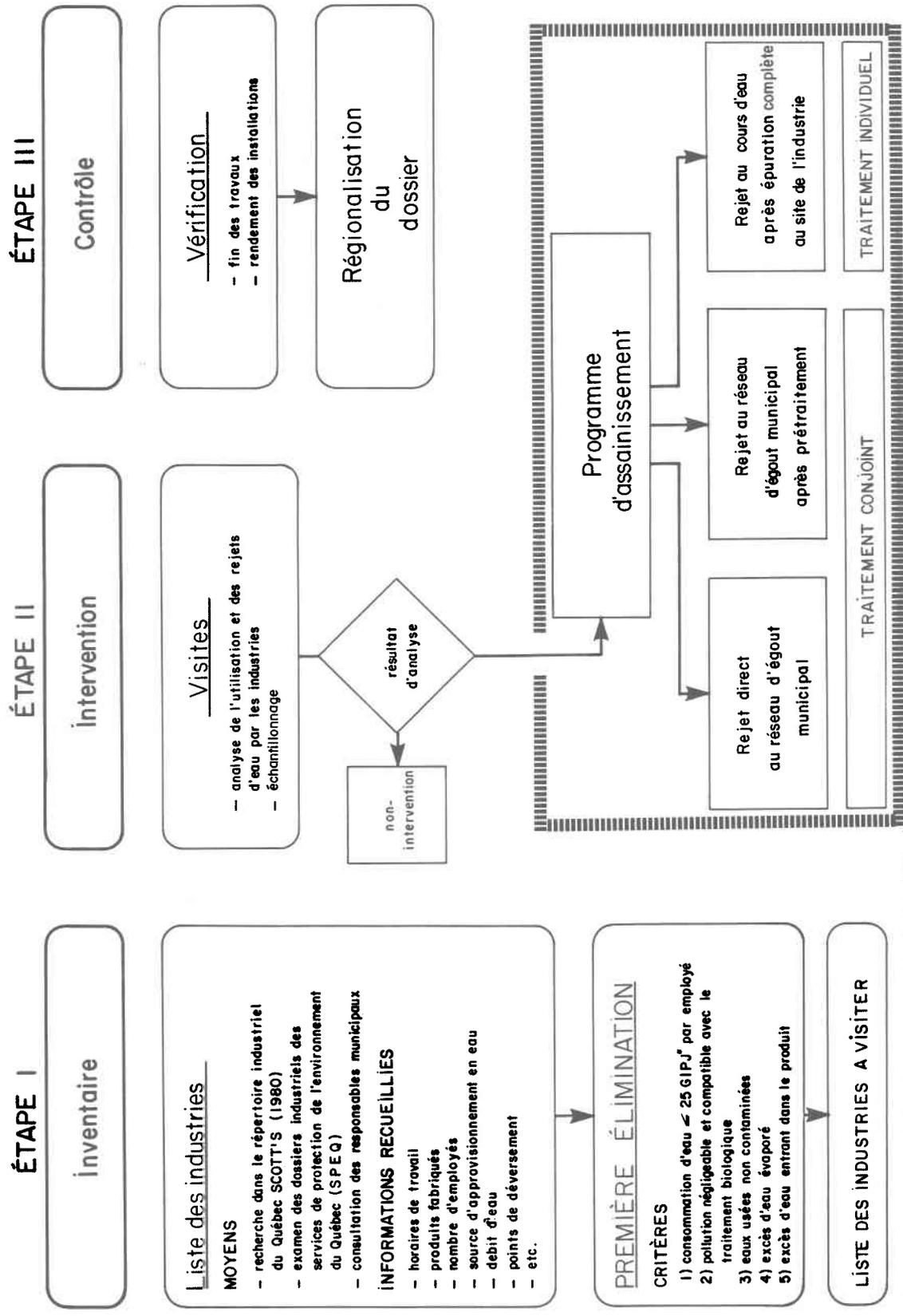
Le cheminement méthodologique qui encadre les activités des intervenants de l'assainissement industriel comprend trois étapes: l'inventaire,

l'intervention et le contrôle (ministère de l'Environnement du Québec, 1981b). La figure 3.1 définit brièvement chacune de ces étapes, et situe le processus de choix des traitements biologiques conjoints (rectangle noir) par rapport aux différents éléments de la démarche.

Ainsi, avant toute intervention en milieu industriel, le groupe chargé de ce secteur dresse la liste des usines situées dans les municipalités à l'étude. Cette liste est établie à partir du répertoire industriel du Québec de Scott's (1980), des dossiers industriels des services de protection de l'environnement du Québec (SPEQ) ainsi que des renseignements fournis par les responsables municipaux concernés. Elle contient, outre le nom des industries, différentes informations relatives à l'horaire de travail, au nombre d'employés, aux procédés et produits fabriqués, aux sources d'approvisionnement en eau, aux débits, aux points de déversement, etc. L'ensemble de ces données permet, par la suite, de procéder à l'élimination des industries non polluantes, d'une part et, d'autre part, de poursuivre l'étude pour celles nécessitant un examen sur place des installations et un échantillonnage des eaux usées. Lorsque les entreprises visitées sont jugées polluantes, le gestionnaire de l'assainissement industriel est amené à intervenir en vertu de l'article 20 de la Loi sur la qualité de l'environnement (Gouvernement du Québec, 1982), qui stipule que nul ne doit porter préjudice à la qualité de l'environnement. Dans le cas des fabriques de pâtes et papiers et des raffineries, la législation en matière d'épuration industrielle des eaux usées est plus précise; il existe, en effet, deux règlements<sup>1</sup> qui obligent ces types d'industries à respecter certaines normes selon un échéancier connu d'avance.

---

<sup>1</sup> Ces règlements portent les numéros d'Arrêtés en conseil A.C. 2346-79 et A.C. 3228-77 (Gouvernement du Québec, s.d.).



Reconstituée d'après: Ministère de l'environnement du Québec (1981 b)  
 \* Gallons impériaux par jour

FIGURE 3.1 Schéma de la procédure appliquée pour la réalisation des projets industriels.

Les interventions qui permettent de répondre à l'objectif général de la loi, ainsi qu'aux normes contenues dans les règlements, peuvent prendre deux grandes orientations. Elles peuvent consister:

- soit au rejet des eaux usées industrielles dans le réseau d'égout municipal en vue d'un traitement conjoint;
- soit au rejet des eaux usées industrielles dans le cours d'eau récepteur, après leur traitement complet au site de l'industrie.

### 3.2 CRITÈRES DE CHOIX DES TRAITEMENTS CONJOINTS

Au cours du processus de choix de la solution optimale, le gestionnaire analyse, à prime abord, la possibilité de réaliser un traitement conjoint, compte tenu de ses avantages économiques (voir chapitre 1). Cependant, tous les rejets industriels ne peuvent être traités avec les eaux usées municipales, même après avoir fait divers aménagements à l'intérieur des entreprises pour réduire la charge de pollution. Il est donc nécessaire d'évaluer la compatibilité des eaux usées municipales et industrielles en fonction de la nature des eaux et du type de traitement prévu<sup>1</sup>. Or, à cette étape de l'analyse, il n'existe aucun cadre décisionnel formel bien établi précisant

---

<sup>1</sup> Au Québec, les traitements prévus pour l'assainissement des eaux usées municipales sont surtout de type biologique. Il s'agit généralement d'étang aéré ou facultatif pour les centres urbains de petite et moyenne taille, et de boues activées pour les centres de grande taille à l'exception de la Communauté urbaine de Montréal, pour laquelle un traitement physico-chimique a été choisi.

les critères de compatibilité des deux types d'eaux usées. Le seul outil dont dispose le gestionnaire pour procéder à une telle évaluation, consiste au "Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts", lequel a été élaboré pour servir de base à la réalisation d'une réglementation municipale (Beaumont et Pedneault, 1984). Ce règlement, qui sert également de guide aux intervenants industriels, comprend, dans ses grandes lignes, des interdictions quant aux rejets 1) de matières explosives ou inflammables; 2) de matières susceptibles d'obstruer l'écoulement des eaux dans les conduites; 3) de produits radioactifs; 4) de substances à des concentrations telles qu'elles peuvent causer de mauvaises odeurs ou encore, produire un impact négatif sur le procédé de traitement et le milieu récepteur (antibiotique, médicament, biocide, etc.).

De plus, il impose des normes de rejet pour les éléments suivants: température, pH, huiles et graisses, phosphore, composés phénoliques, cyanures, sulfures et métaux lourds. Les contraintes minimales demandées résultent de l'application des meilleures techniques praticables, c'est-à-dire celles éprouvées techniquement et économiquement (Pedneault, 1984). Le règlement prévoit enfin une régularisation des débits quotidiens sur vingt-quatre heures dans les cas où le rejet instantané des effluents est susceptible de nuire à l'efficacité du système de traitement municipal.

L'énoncé complet du Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts est exposé à l'annexe 1.

À la lumière des indications concrètes tirées du règlement, le gestionnaire industriel propose la solution qui s'adapte le mieux aux caractéristiques des eaux usées de l'industrie à l'étude et aux objectifs d'assainissement du cours d'eau récepteur. Il opte pour le rejet direct au réseau d'égout lorsque la nature et la valeur des charges polluantes d'origine industrielle se rapprochent de celles d'origine urbaine. Dans les cas où certaines normes du Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts ne sont pas respectées, un prétraitement est proposé afin de rendre les eaux compatibles avec le traitement municipal. Lorsque enfin, les eaux usées industrielles présentent un caractère inorganique dominant et que les charges en éléments toxiques sont très élevées ou exigent un traitement spécialisé, une épuration complète et autonome est prévue au site de l'industrie. L'entreprise doit alors assumer seule les frais de construction et de fonctionnement des équipements d'assainissement des eaux.

Lors du choix d'un traitement conjoint, on évalue également la charge en  $DBO_5$  des effluents industriels par rapport à la charge totale d'entrée prévue à la station d'épuration municipale. Une contribution d'origine industrielle supérieure ou égale à 40% peut en effet avoir des conséquences sur les paramètres de conception des équipements municipaux de traitement, et ainsi obliger le gestionnaire à imposer des normes quant à la charge en matière organique déversée par les entreprises raccordées au réseau d'égout public (Pedneault, 1984).

### 3.3 FORMULE DE TARIFICATION

Suite à la décision d'épurer conjointement les effluents industriels et municipaux, le chargé de projet du MENVIQ négocie avec les deux partenaires afin d'en arriver à une entente concernant la formule de financement des ouvrages de traitement des eaux usées. De façon générale, le conseil municipal et l'industriel conviennent de partager les coûts de construction non couverts par la subvention gouvernementale<sup>1</sup> ainsi que les frais d'opération et d'entretien des équipements de dépollution. La contribution financière de l'entreprise est alors proportionnelle au volume d'eaux usées et à la charge organique qu'elle déverse (ministère de l'Environnement du Québec, 1983). Plus spécifiquement, pour la répartition des coûts de construction, on tient compte des quantités maximales d'eau et de  $DBO_5$  que chacune des deux parties prévoit générer à la station d'épuration, sur une base journalière, et qui servent de base de calcul pour la conception des équipements d'interception et de traitement. D'autre part, pour le financement de l'opération et de l'entretien des ouvrages, on considère le débit et la charge organique déversés par l'industrie annuellement, par rapport au débit et à la charge en  $DBO_5$  épurés au poste de traitement.

Bien que cette formule de tarification soit celle la plus fréquemment appliquée, il peut arriver qu'une municipalité décide d'assumer à elle seule les coûts d'opération et d'entretien de sa station d'épuration. À titre

---

<sup>1</sup> La subvention gouvernementale représente 9% du coût total de la station d'épuration.

d'exemple, citons le cas de la ville de Granby (Pedneault, 1984). À l'opposé, une municipalité peut obliger une industrie, qui déverse ses eaux usées dans le réseau d'égout, à défrayer la totalité des coûts d'exploitation des équipements de dépollution comme c'est le cas pour la ville de Desbiens avec la Coop agro-alimentaire Nutrinor.

### 3.4 LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONJOINTS AU QUÉBEC

Les projets de traitements biologiques conjoints prévus dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) sont présentés au tableau 3.1. On notera qu'ils concernent presque essentiellement les industries agro-alimentaires, soit les abattoirs, les fondoirs, les laiteries-fromageries, les brasseries-distilleries et les tanneries. Pour toutes ces industries, les techniques de récupération à la source sont appliquées, de façon à réduire les charges de pollution traitées à la station municipale. De plus, dans un certain nombre de cas, la planification d'un prétraitement est nécessaire afin de respecter les normes de rejet au réseau d'égout (annexe 1). Ces dispositions s'appliquent notamment aux effluents des abattoirs et des fondoirs, dont les teneurs en huiles et graisses sont limitées à 150 mg/l et 100 mg/l respectivement. Le prétraitement proposé pour atteindre de telles concentrations consiste au procédé par aéro-flottation avec ajout de produits chimiques (polyélectrolyte et sulfate ferrique) (Morris et Bzdy1, 1977). Les eaux résiduelles de tannerie doivent également être prétraitées en raison de leurs teneurs en sulfure et chrome qui peuvent inhiber le processus d'épuration biologique. Les concentrations tolérées pour ces deux polluants sont de 5 mg/l.

TABLEAU 3.1 Types d'industries les plus susceptibles de participer à un traitement conjoint avec les municipalités.

TYPES D'INDUSTRIES	REMARQUES
ABATTOIR	<ul style="list-style-type: none"><li>• récupération du sang, des matières grasses et des protéines</li><li>• prétraitement: procédé par aéro-flottation</li><li>• huiles et graisses: 150 mg/ℓ</li></ul>
FONDOIR	<ul style="list-style-type: none"><li>• prétraitement: procédé par aéro-flottation</li><li>• huiles et graisses: 100 mg/ℓ</li></ul>
LAITERIE-FROMAGERIE	<ul style="list-style-type: none"><li>• récupération du lactosérum</li><li>• réduction des pertes de lait</li></ul>
BRASSERIE-DISTILLERIE	<ul style="list-style-type: none"><li>• récupération à la source</li></ul>
TANNERIE	<ul style="list-style-type: none"><li>• prétraitement</li><li>• sulfures: 5 mg/ℓ</li><li>• chrome: 5 mg/ℓ</li></ul>
CONSERVERIE	<ul style="list-style-type: none"><li>• pas de traitement conjoint</li><li>• épandage sur le sol</li></ul>
FABRIQUE DE PÂTES ET PAPIERS	<ul style="list-style-type: none"><li>• pas de traitement conjoint</li><li>• usines très grosses</li><li>• programme particulier</li></ul>

L'examen du tableau 3.1 permet également de constater que les effluents de conserverie, malgré leur bonne biodégradabilité, ne font pas l'objet d'une épuration biologique mixte à cause de la trop courte période de production de ce type d'entreprise. Citons, à titre d'exemple, le cas de la conserverie de pois Géant Vert, dont les activités durent en moyenne deux à trois semaines par année (Pedneault, 1984). De telles conditions rendent difficile le rejet des effluents industriels dans l'égout municipal sans créer de sérieuses perturbations du système biologique situé en aval. On préconise alors l'épandage sur le sol des eaux résiduaires, laquelle méthode s'avère la plus efficace et la plus économique.

Pour sa part, l'assainissement des effluents de fabriques de pâtes et papiers fait l'objet d'un programme particulier qui favorise le traitement individuel, compte tenu des normes spécifiques que ces industries doivent respecter. Ainsi, aucune expérience de traitement conjoint n'est prévue pour ce type d'entreprise, sauf dans le cas des petites usines qui sont cependant très peu nombreuses au Québec. Par ailleurs, il est d'intérêt de mentionner que des études réalisées à Green Bay, Wisconsin, ont montré que les eaux résiduaires de fabriques de pâtes et papier pouvaient être épurées efficacement avec les eaux usées municipales (Barton et al., 1975; Voelkel et al., 1974). Le système de boues activées de stabilisation par contact semble être alors le procédé le plus efficace pour traiter ce type de mélange. Cependant, il s'avère nécessaire de chlorer les boues recyclées afin d'éviter le foisonnement des boues dans le décanteur secondaire.

## CHAPITRE 4

IDENTIFICATION DES CRITÈRES DE FAISABILITÉ  
POUR LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE CONJOINT  
ET APPLICATION AUX EFFLUENTS D'UN FONDOIR

#### 4. IDENTIFICATION DES CRITÈRES DE FAISABILITÉ POUR LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE CONJOINT ET APPLICATION AUX EFFLUENTS D'UN FONDOIR

Les chapitres précédents ont tenté d'identifier les principaux facteurs qui contrôlent l'efficacité des systèmes d'épuration biologiques, et ont permis de mettre en évidence la nature de l'intervention gouvernementale québécoise en matière de traitement biologique conjoint. À partir de ces informations, il est maintenant possible de dégager des critères de faisabilité pour l'épuration du mélange des eaux usées municipales et industrielles.

À cet égard, il convient de préciser que les critères proposés ne prendront pas la forme de seuils critiques déterminés pour les différents polluants présents dans les rejets industriels. La détermination de "concentrations ou charges limites" exige, en effet, plusieurs expérimentations "in situ" ou en laboratoire, lesquelles dépassent largement le cadre de travail dans lequel s'inscrit ce mémoire de maîtrise.

Le présent chapitre se propose plutôt d'identifier des critères beaucoup plus globaux qui serviront de cadre de référence pour le choix d'un mode de gestion des eaux usées industrielles. Une telle formule offre comme principal avantage de rendre plus souple le cadre d'analyse, et permet ainsi de prendre en considération les données relatives aux particularités du milieu récepteur, à la sensibilité et à la performance des différents procédés biologiques ainsi qu'aux technologies industrielles utilisées.

En outre, compte tenu de l'interaction qui existe entre plusieurs facteurs lors du choix d'un traitement biologique conjoint, des critères reliés aux aspects technique et législatif seront précisés.

#### 4.1 CRITÈRES TECHNIQUES ET LÉGISLATIFS

Les critères d'ordre technique portent presque essentiellement sur la qualité physico-chimique des eaux usées industrielles. Ils sont au nombre de huit et touchent plus particulièrement le régime des rejets, les concentrations de la matière organique, des contaminants inorganiques toxiques, des huiles et graisses, des matières en suspension, des éléments nutritifs, ainsi que le pH et la température des eaux usées. Ces paramètres ont été choisis en raison des impacts négatifs qu'ils peuvent engendrer sur les conditions d'exploitation et d'entretien des stations d'épuration, sur l'activité des microorganismes et sur le milieu récepteur.

Sans entrer dans le détail de chacun des critères proposés, il est bon d'apporter certaines nuances concernant le régime des rejets. Compte tenu des effets négatifs que peuvent créer les fluctuations journalières des débits d'eaux usées sur les caractéristiques de décantation des boues, et par conséquent, sur la qualité de l'effluent traité, il est important de considérer cet aspect lors de la planification d'un traitement conjoint. Cependant, de tels impacts sont largement conditionnés par la taille du réseau d'égout et le type de procédé biologique retenu, lesquels peuvent réussir à tamponner les variations de débit. Par exemple, si les eaux usées industrielles parcourent une grande distance dans les conduites d'égout

avant d'atteindre la station de traitement, et que par surcroît le temps de séjour hydraulique du procédé biologique est long, il est peu probable que le système connaisse des problèmes de fonctionnement malgré le caractère irrégulier des déversements de l'entreprise. Il pourrait toutefois en être autrement si le délai imposé par la longueur du réseau fait correspondre l'arrivée des eaux usées industrielles à la pointe de débit d'origine domestique, provoquant ainsi un choc hydraulique important. D'autre part, dans le cas où l'usine est située à proximité de la station d'épuration et que le procédé de traitement biologique préconisé exige un temps de rétention des eaux court, il est préférable de prévoir tous les aménagements nécessaires pour atténuer les effets des fluctuations de débits.

Le tableau 4.1 présente les huit critères techniques énumérés précédemment et indique, pour chacun d'eux, les impacts négatifs qu'ils peuvent occasionner. De plus, le tableau montre les critères législatifs, lesquels sont tirés du Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts (annexe 1). Si l'on compare ces critères aux critères techniques proposés, on remarque que dans la majorité des cas, chaque paramètre retenu fait l'objet d'une mention sur le plan législatif. Parfois, cependant, la normalisation des rejets de certaines catégories de polluants est incomplète par rapport aux critères techniques; c'est le cas, par exemple, pour les substances toxiques, qu'elles soient de nature organique ou inorganique. En effet, le règlement fixe des normes pour une seule classe de substances organiques toxiques, soit les composés phénoliques, et pour dix composés inorganiques toxiques, alors que pour ces deux catégories de polluants, il existe beaucoup plus de produits dont le déversement dans le réseau d'égout

TABLEAU 4.1 Critères techniques et législatifs pour le traitement biologique conjoint.

		CONDITIONS D'EXPLOITATION ET D'ENTRETIEN	ACTIVITÉ DES MICROORGANISMES	CONTAMINATION DIRECTE DE L'ENVIRONNEMENT	IMPACTS																																																																																							
		<ul style="list-style-type: none"> <li>• INFLUE SUR LA DEMANDE EN OXYGÈNE (O<sub>2</sub>) OU SUR SON TRANSFERT</li> <li>• AUGMENTE LA CHARGE VOLUMÉTRIQUE ET MASSIQUE D'OPÉRATION AINSI QUE LA STRATÉGIE DE CONTRÔLE DES PROCÉDÉS</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• REND DIFFICILE LA DÉSHYDRATATION ET L'ÉPAISSISSEMENT DES BOUES</li> <li>• FAVORISE LA CORROSION DES ÉQUIPEMENTS</li> <li>• OCCASIONNE DES ODEURS DÉAGRÉABLES</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• DIMINUE LE TAUX DE BIODÉGRADATION LA MATIÈRE ORGANIQUE</li> <li>• INHIBE OU PERTURBE LES PROCÉDÉS D'ÉPURATION ANAÉROBIE</li> <li>• INHIBE OU PERTURBE LES PROCÉDÉS D'ÉPURATION AÉROBIE</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• S'ACCUMULE DANS LES BOUES RENDANT LEUR DISPOSITION DIFFICILE</li> <li>• COURT-CIRCUITE LE PROCESSUS DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE</li> <li>• REND CERTAINES SUBSTANCES TOXIQUES SOLUBILES</li> <li>• SURCHARGE LE DÉCANTEUR PRIMAIRE</li> </ul>																																																																																							
CRITÈRES TECHNIQUES	CRITÈRES LÉGISLATIFS																																																																																											
<b>RÉGIME DES REJETS</b>		<table border="1"> <tr><td>■</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>■</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>■</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>■</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>				■					■															■																					■																																													
■					■																																																																																							
■																																																																																												
■																																																																																												
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ VARIATIONS SAISONNIÈRES</li> <li>○ VARIATIONS HEBDOMADAIRES</li> <li>○ VARIATIONS JOURNALIÈRES</li> <li>↑ DBO<sub>5</sub> ≥ 5 (boues activées)</li> <li>↑ Q ≥ 2</li> </ul>	Possibilité d'obligation de régulariser les débits sur une période de vingt-quatre heures																																																																																											
<b>MATIÈRE ORGANIQUE</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ CHARGE ÉLEVÉE</li> <li>○ TOXICITÉ (au moins 53 composés sont à considérer — tableau 2.2)</li> </ul>	Normes particulières appliquées pour chaque cas à l'étude Composés phénoliques 1 mg/L																																																																																											
<b>CONTAMINANTS TOXIQUES</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Au moins 20 éléments sont à considérer — tableau 2.3</li> </ul>	Hg 0,05 mg/L As 1 mg/L Cd, Pb, HCN <sup>-</sup> 2 mg/L Cr, Cu, Ni, H <sub>2</sub> S 5 mg/L Zc 10 mg/L																																																																																											
<b>HUILES &amp; GRAISSES</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ CONCENTRATION ÉLEVÉE</li> </ul>	H & G d'origine minérale 15 mg/L H & G d'origine animale ou végétale 150 mg/L H & G de fondoir 100 mg/L																																																																																											
<b>ÉLÉMENTS NUTRITIFS</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ MAXIMUM</li> <li>○ MINIMUM</li> <li>DBO<sub>5</sub>: N = 32 : 1</li> <li>DBO<sub>5</sub>: P = 150 : 1</li> </ul>	P (total) 100 mg/L																																																																																											
<b>pH</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ ACIDE</li> <li>○ BASIQUE</li> </ul>	pH ≥ 5,5 pH ≤ 9,5																																																																																											
<b>TEMPÉRATURE</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ VALEUR ÉLEVÉE</li> </ul>	t° ≤ 65°C (150°F)																																																																																											
<b>MATIÈRES EN SUSPENSION</b>		<table border="1"> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> </table>																																																																																										
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ CONCENTRATION ÉLEVÉE</li> </ul>	Limitation quant à la taille des matières solides et non quant à leur concentration																																																																																											

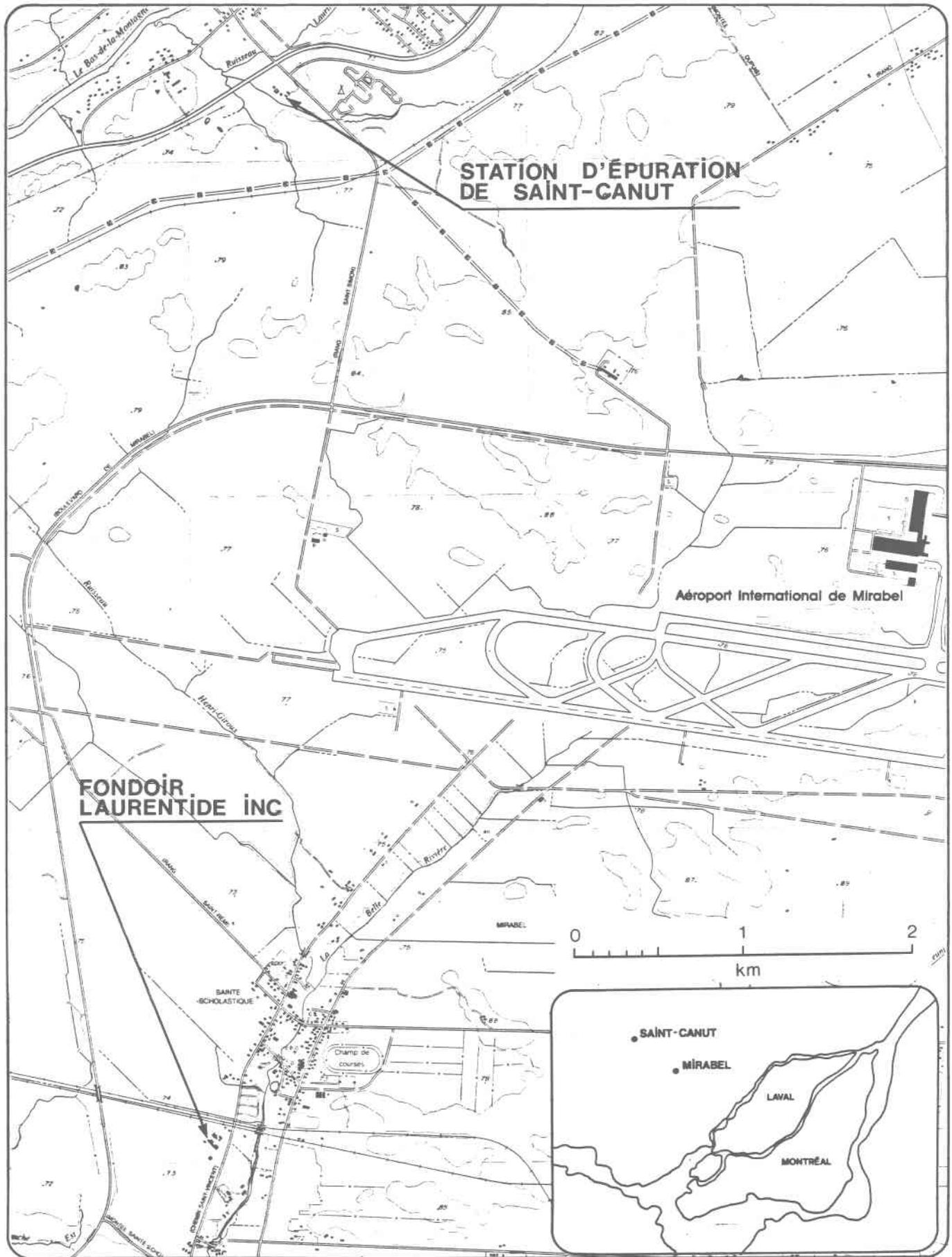
nécessite un contrôle serré (tableaux 2.2 et 2.3). Toutefois, de façon générale, les critères techniques et législatifs touchent sensiblement les mêmes domaines.

Dans les pages qui suivent, les critères proposés seront appliqués aux effluents d'une industrie agro-alimentaire, à savoir le Fonderie Laurentide Inc.

#### 4.2 ÉTUDE D'UN CAS: LE FONDOIR LAURENTIDE INC.

Le Fonderie Laurentide Inc. se situe à l'intérieur des limites du parc industriel et commercial aéroportuaire de Mirabel (SPICAM), à 60 km au nord-ouest de Montréal (figure 4.1). Il produit des graisses non comestibles et de la farine de viande à partir des résidus d'abattoirs (à l'exception des plumes et du sang). Sa capacité de production est de 226 800 kg/jour (Caillé, 1979).

Le procédé de fabrication utilisé par le Fonderie Laurentide Inc. — procédé continu Duke Equacoohor 1800 — comprend différentes opérations dont notamment le pompage et la séparation des liquides et des solides, le broyage et la cuisson des viandes, ainsi que le lavage des camions. Tel qu'illustré à la figure 4.2, ces opérations débutent suite à la réception des matières premières, c'est-à-dire entre 14 h et 16h30, et se poursuivent, pour la plupart, jusqu'à minuit, sauf pour le broyage et la cuisson des viandes qui ne cessent qu'à 5h30 le lendemain matin. Au cours de la journée, ont lieu les activités d'entreposage, chargement, expédition et administration de l'usine.



Ministère de l'Énergie et des Ressources (1984)

FIGURE 4.1 Plan de localisation.

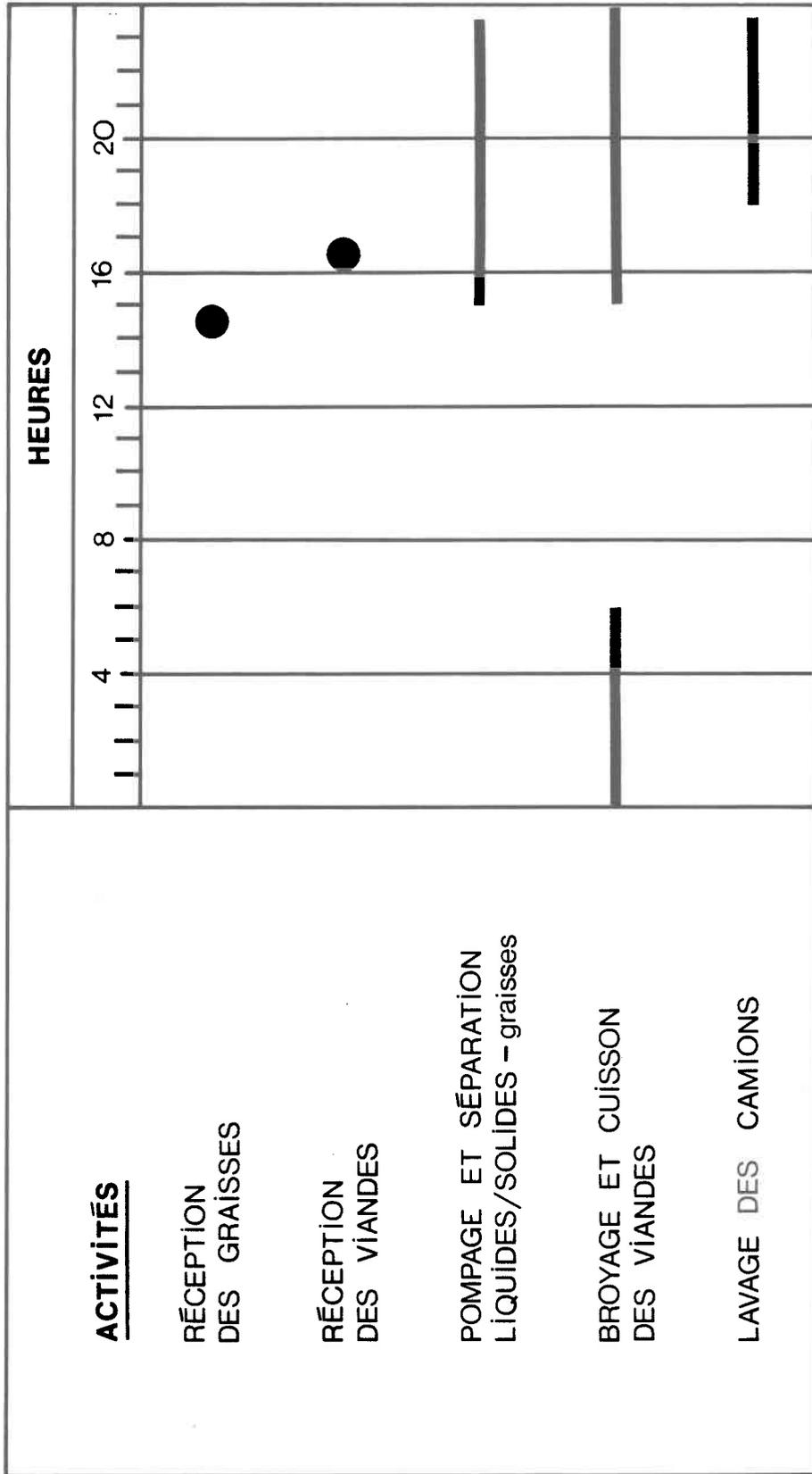


FIGURE 4.2 Horaire des principales activités de production du Fonderie Laurentide Inc.

L'ensemble de ces opérations génère des eaux contaminées qui sont déversées dans le réseau d'égout de la municipalité de Mirabel, après avoir subi préalablement un traitement physico-chimique de floculation-décantation (ce traitement sera décrit à la section 4.2.4); elles sont alors mélangées aux eaux usées municipales et acheminées à la station d'épuration biologique de Saint-Canut (figure 4.1).

#### 4.2.1 Description de la station d'épuration de Saint-Canut

Le système biologique de traitement des eaux usées de Saint-Canut (Mirabel) est de type boues activées à mélange complet. Il comprend un décanteur primaire, muni d'un écumoir pour éliminer les huiles et graisses d'origine animale et végétale, et quatre bassins d'aération équipés chacun d'une turbine de 35 HP et d'un système de diffusion d'air. La concentration des matières en suspension volatiles de la liqueur mixte (MLVSS) dans les bassins d'aération varie entre 1 800 mg/l et 2 300 mg/l, et la charge massique est maintenue à 0,21 (tableau 4.2).

Après un temps de séjour hydraulique de 10 à 15 heures, les eaux usées sont décantées dans un clarificateur circulaire de 18 m de diamètre, et chlorées avant leur rejet dans la rivière du Nord. De 40% à 65% du volume total des boues obtenues par la décantation sont recyclées de façon à équilibrer le facteur de charge (F/M) en aération. Les boues en excès (109 919 kg en 1983), pour leur part, sont acheminées vers un bassin d'aération où est prévue une digestion aérobie. De là, elles sont stockées dans un réservoir où s'effectue une stérilisation au chlore ou un chaulage

TABLEAU 4.2 Constantes opérationnelles du système de traitement par boues activées de Saint-Canut (Roy, 1984).

PARAMÈTRE	VALEUR	
Charge massique (F/M)	0,21	
Charge volumétrique	0,18 - 0,31 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> · j	
MLVSS	1 800 - 2 300 mg/l	
MLVSS recyclées	2,1 fois MLVSS en aération	
Taux de recirculation des boues	40% - 65% du volume total	
Âge des boues	6 - 19 jours	
Temps de séjour du liquide	10- 15 heures	
	DBO <sub>5</sub>	MeS
Concentrations à l'entrée (mg/l)	116 - 201	84 - 184
Concentrations à la sortie (mg/l)	6 - 13	3 - 7
Rendement	94%	96%

(pH = 11). Par la suite, les boues sont dirigées vers un filtre-pressé après avoir été, au préalable, conditionnées à l'aide d'un polymère cationique. Selon les données de 1983, on évalue à plus de 72 500 kg/an la production de boues déshydratées par la filtration (Roy, 1984). La figure 4.3 représente schématiquement le procédé d'épuration opéré par la municipalité de Mirabel.

D'autre part, l'alimentation en eaux usées de la station de traitement de Saint-Canut provient, outre de la municipalité de Mirabel<sup>1</sup> et du Fonder Laurentide Inc., de l'Aéroport International de Mirabel (Roy, 1979). Dans ce dernier cas, cependant, seules les eaux résiduelles de l'édifice central ("Air Terminal Building"), des cuisines de restaurants, des sociétés d'aviation, de l'édifice administratif, des services d'entretien et des garages sont drainées vers la station d'épuration. Ainsi, les eaux contenant des chlorures de méthylène, du méthanol, des hydrocarbures, des composés aromatiques divers, du phénol, du crésol, des détergents, des colorants à base de fluorescéine et autres, de même que les eaux de refroidissement, de ruissellement des pistes, de déglçage et dégivrage des avions, qui renferment du glycol, de l'éthylène-glycol et autres, sont traitées séparément (Riel, 1979). Par rapport à l'ensemble des rejets épurés à la station de Saint-Canut, les effluents prétraités du fonder représentent approximativement 10% du débit et 50% de la charge organique.

---

<sup>1</sup> Selon les données fournies par le Service de statistiques du gouvernement du Québec, la population de Mirabel était estimée à 14 300 habitants au 1er juin 1983.

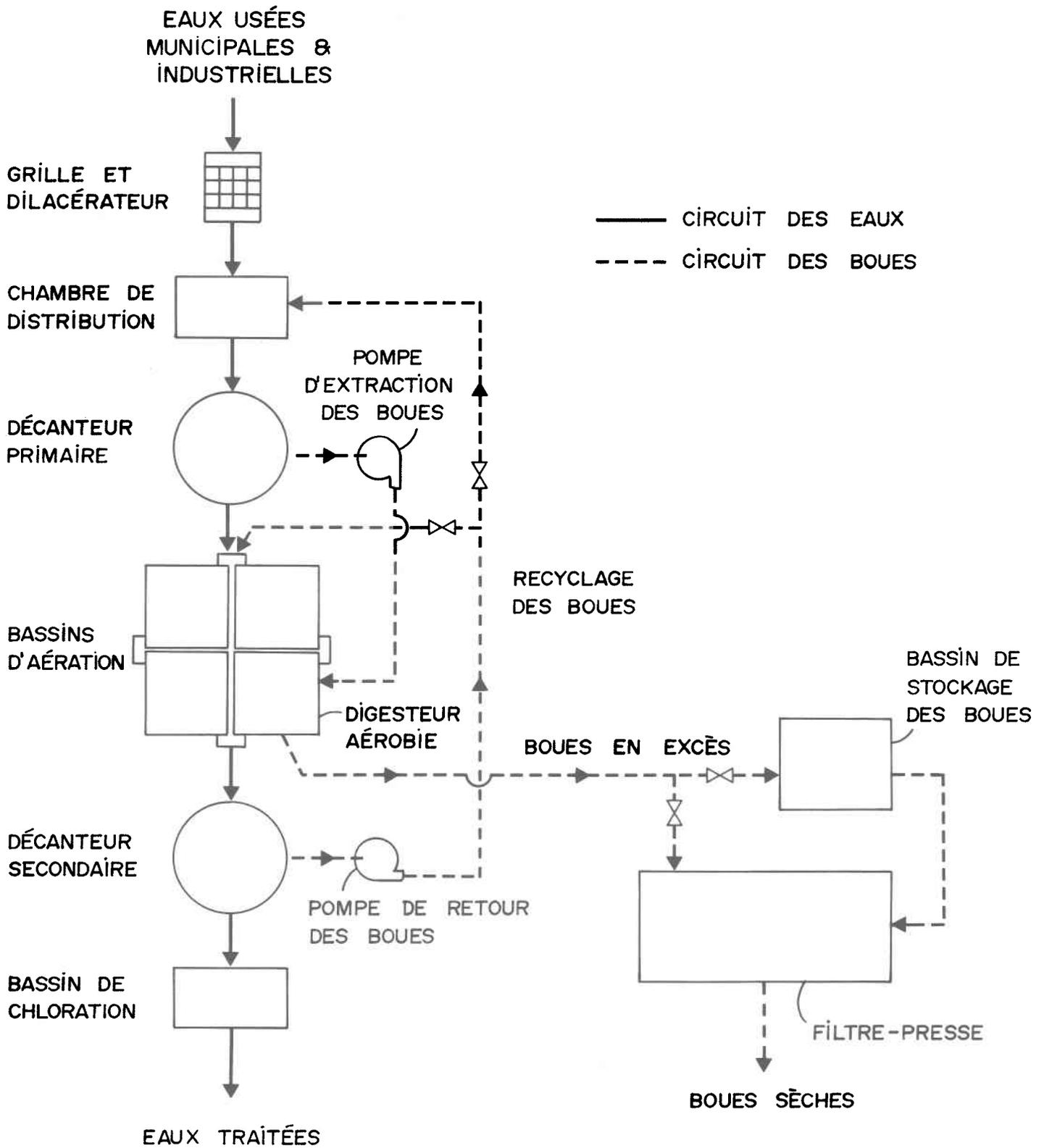


FIGURE 4.3 Représentation schématique du procédé par boues activées opéré par la municipalité de Mirabel.

Aux conditions actuelles d'opération, le système de traitement de Saint-Canut affiche un rendement élevé: la  $DBO_5$  est réduite de 94% et les MeS, de 96% (Roy, 1984). La concentration d'entrée de ces deux polluants varie respectivement de 116 à 201 mg/l et de 84 à 184 mg/l<sup>1</sup> (tableau 4.2).

#### 4.2.2 Caractérisation des eaux usées du Fonderie Laurentide Inc.

Les effluents du Fonderie Laurentide Inc. ont fait l'objet de plusieurs analyses de la part du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), en raison des sérieux problèmes d'odeurs qui sont survenus à la station d'épuration de Saint-Canut, au cours de l'été 1980. Ces odeurs désagréables, qui originaient des eaux usées du fonderie, ont donné lieu à de nombreuses plaintes des citoyens et des opérateurs de la station de traitement, ce qui a amené les intervenants du service de l'assainissement industriel du MENVIQ à intervenir auprès des exploitants de l'usine, afin de trouver une solution au problème. Par conséquent, de nombreux échantillonnages ont été réalisés pour caractériser les eaux résiduelles de l'entreprise.

##### 4.2.2.1 Acquisition des données

Bien que les échantillonnages du MENVIQ aient débuté le 26 novembre 1981, seules les données prises entre le 20 janvier 1982 et le 3 novembre 1983 sont disponibles. Les informations recueillies au cours de cette période portent sur la qualité physico-chimique des eaux issues des

---

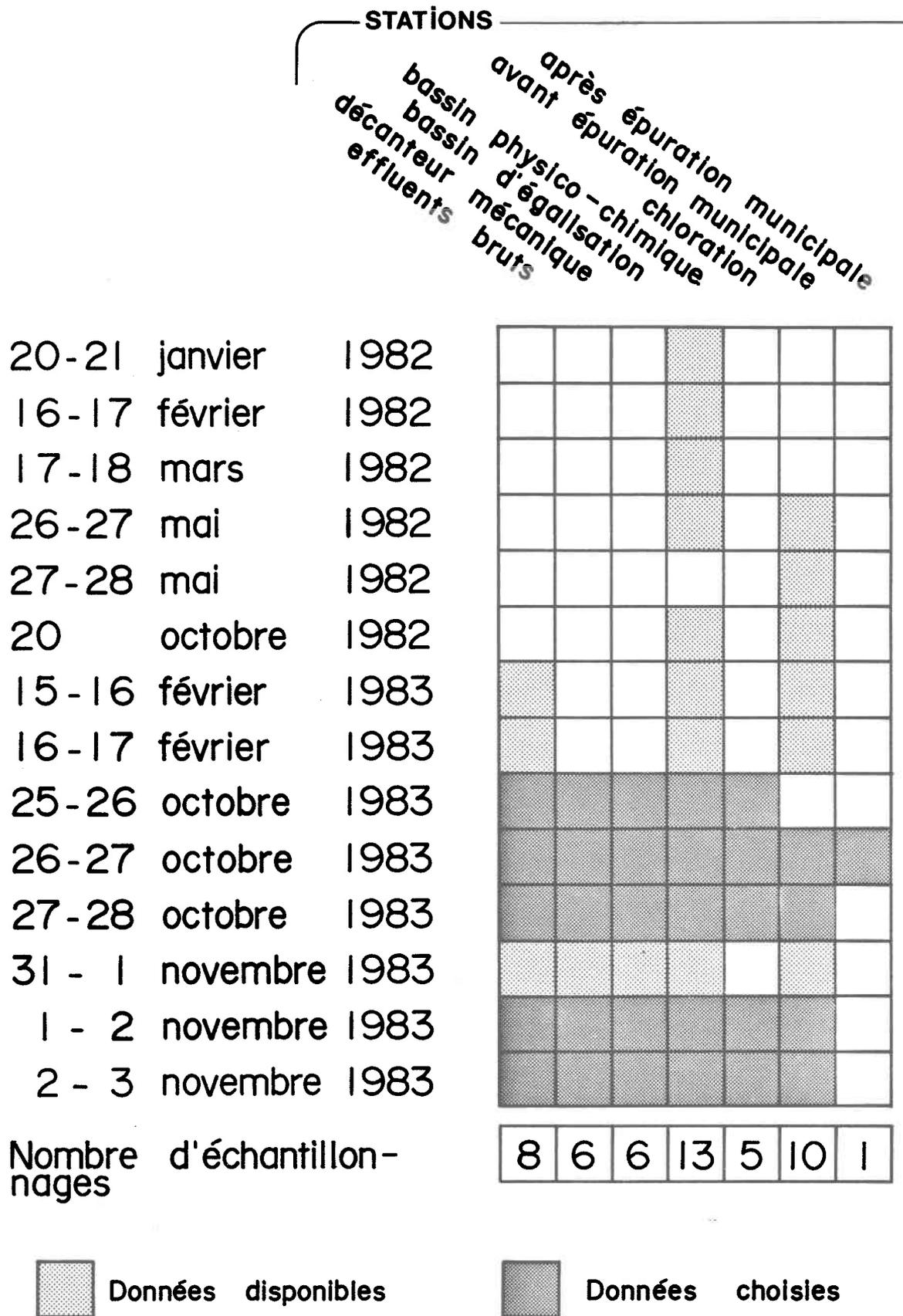
<sup>1</sup> Données de 1983

différentes unités du système de prétraitement du Fonder Laurentide Inc. et de celles provenant de la station de traitement de Saint-Canut. Comme le montre le tableau 4.3, toutes les stations n'ont pas été échantillonnées en même temps; la fréquence de prise des données varie entre une et treize fois selon le site de prélèvement. Les paramètres retenus pour l'analyse sont ceux susceptibles de vérifier l'efficacité du système de prétraitement d'une part, et de déceler la cause des problèmes d'odeurs, d'autre part. Ainsi, au total, quatorze paramètres ont été mesurés, soit: la  $DBO_5$  totale et filtrée, la DCO totale et filtrée, les MeS, le phosphore total et dissous, l'azote Kjeldahl et ammoniacal, les sulfates, les sulfures totaux et dissous, les huiles et graisses (H&G) et le pH.

En ce qui concerne la procédure d'échantillonnage comme telle, elle a été élaborée de façon à obtenir la qualité moyenne journalière des eaux usées du fonder et de la station d'épuration municipale. De ce fait, l'eau était prélevée aux quinze minutes, pendant vingt-quatre heures. À la fin du cycle, les échantillons étaient mélangés pour obtenir un composite de chaque station. Le mélange était fait proportionnellement au volume horaire des rejets, afin de conserver une certaine représentativité des charges organiques. Par la suite, les composites étaient maintenus à basse température dans une glacière, et envoyés au laboratoire du MENVIQ, où ils étaient analysés selon le protocole expérimental décrit dans "Standard Methods" (APHA-AWWA-WPCF, 1976).

Les résultats des analyses physico-chimiques réalisées par le MENVIQ sont reproduits à l'annexe 2 pour chaque station échantillonnée. Un examen

TABLEAU 4.3 Calendrier des échantillonnages réalisés par le MENVIQ au Fonder Laurentide et à la station d'épuration de Saint-Canut - Données disponibles.



rapide des données permet de constater que dans l'ensemble, les concentrations mesurées pour un type de contaminant donné varient selon les différentes périodes d'échantillonnage; l'ampleur de la variation est d'environ deux fois la valeur moyenne. Cette particularité est caractéristique des eaux usées en général, qu'elles soient d'origine municipale ou industrielle (Metcalf and Eddy Inc., 1979). Toutefois, dans le cas des effluents du fondoir, une partie des fluctuations observées est reliée aux modifications apportées au système de prétraitement pour en améliorer son rendement.

Compte tenu de ces considérations et de la nécessité de traiter des données homogènes afin de conserver une bonne représentativité des résultats, seules les données prises simultanément à toutes les stations du fondoir, au cours d'une période d'échantillonnage de plusieurs jours consécutifs, ont été retenues pour l'analyse, soit celles des 25, 26, 27, 28 octobre 1983 et des 1, 2 et 3 novembre 1983 (tableau 4.3). De plus, les discussions qui suivent sont basées sur la moyenne arithmétique des valeurs obtenues au cours de cette période.

#### 4.2.2.2 Résultats expérimentaux

Le tableau 4.4 présente les principales caractéristiques physico-chimiques des effluents du Fonderie Laurentide Inc., comparées à celles des eaux usées municipales et des rejets de l'Aéroport International de Mirabel.

TABLEAU 4.4 Caractéristiques des effluents du Fonder Laurentide Inc. comparées à celles des autres sources d'apports en eaux usées traitées à la station de Saint-Canut.

	FONDOIR LAURENTIDE INC.		EAUX USÉES MUNICIPALES <sup>a</sup>		AÉROPORT DE MIRABEL	
	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j
DBO <sub>5</sub> (totale)	4 690	1 154	220	90	157 <sup>d</sup>	428
DBO <sub>5</sub> (filtrée)	1 710	421	*	*	*	*
DCO (totale)	12 590	3 097	500	205	291 <sup>d</sup>	794
DCO (filtrée)	3 056	752	*	*	*	*
MeS	4 334	1 066	220	90	125 <sup>d</sup>	341
PO <sub>4</sub> (total)	41,8	10,3	8,0	3,3	19,4 <sup>e</sup>	52,9
PO <sub>4</sub> (dissous)	28,8	7,1	*	*	*	*
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	101	25	20 <sup>b</sup>	8	*	*
Ntk	314	77	40	16	*	*
NH <sub>3</sub>	186	46	25	10	*	*
H&G	5 760	1 417	100	41	39 <sup>e</sup>	106
Sulfures (totaux)	3,4	0,8	*	*	*	*
Sulfures (dissous)	2,6	0,6	*	*	*	*
Débit (m <sup>3</sup> /j)	246		409 <sup>c</sup>		2 728 <sup>c</sup>	

<sup>a</sup> Metcalf et Eddy Inc. (1979)

<sup>b</sup> United States Environmental Protection Agency (1978)

<sup>c</sup> Moyenne arithmétique des débits indiqués dans Roy (1979)

<sup>d</sup> Riel (1979)

<sup>e</sup> Moyenne arithmétique des résultats d'analyses obtenus par Transports Canada pour les eaux résiduaires de l'Aéroport International de Toronto, dans Riel (1979).

\* Données manquantes

L'analyse des résultats montre que les teneurs en  $DBO_5$  et DCO totales sont très élevées, atteignant respectivement 4 690 mg/ℓ et 12 590 mg/ℓ, ce qui dépasse d'environ 20 à 40 fois les concentrations observées pour les effluents de l'aéroport et les eaux usées municipales. Les fortes teneurs en DCO dans l'effluent du fondoir sont liées principalement à la présence d'importantes quantités de constituants gras et huileux (H&G), dont la concentration s'élève à 5 760 mg/ℓ.

En outre, les eaux résiduares du Fonder Laurentide Inc. sont riches en MeS, avec une concentration de 4 334 mg/ℓ, comparativement à 220 mg/ℓ pour les eaux usées domestiques, et 125 mg/ℓ pour les effluents de l'aéroport. Elles se caractérisent également par de fortes teneurs en azote ammoniacal — 186 mg/ℓ — et en composés de soufre — 101 mg/ℓ pour les sulfates et 3,4 mg/ℓ pour les sulfures totaux — ce qui favorise le dégagement d'odeurs désagréables dans les conduites d'égout bien en aval du point de rejet. Enfin, le pH varie entre 6,1 et 8,4 (annexe 2) et la température dépasse 30°C au cours de la période de production.

#### 4.2.3 Normes de qualité des effluents industriels auxquelles est assujetti le Fonder Laurentide Inc.

De façon générale, les industries qui rejettent leurs effluents dans le réseau d'égout municipal sont soumises à certaines normes de façon à protéger les équipements d'épuration. Le Fonder Laurentide Inc. n'échappe pas à la règle. Toutefois, contrairement à la plupart des industries, il est soumis à plus d'une réglementation compte tenu:

- 1) de la nature de l'établissement exploité. Le fondoir à l'étude fait partie de la catégorie des industries de la viande qui sont réglementées par le gouvernement fédéral, en vertu de la Loi sur les pêcheries;
- 2) du fait qu'il déverse ses effluents à la fois dans le réseau d'égout du parc industriel de Mirabel (SPICAM) et de la municipalité de Mirabel;
- 3) et que ses eaux résiduelles subissent un traitement complémentaire à la station d'épuration de Saint-Canut qui a été conçu, en premier lieu, pour les besoins immédiats de l'Aéroport International de Mirabel.

Le tableau 4.5 dresse la liste des règlements auxquels doivent se soumettre les exploitants du Fondoir Laurentide Inc. quant à la disposition des effluents liquides. De plus, le tableau 4.6 fait la synthèse des normes découlant de ces règlements. Il est à noter que dans les cas où plusieurs limites numériques étaient fixées pour un même contaminant, seules les exigences les plus rigoureuses ont été retenues.

En comparant les données de ce tableau avec les caractéristiques physico-chimiques des eaux résiduelles du fondoir (tableau 4.4), on constate que les normes établies pour la  $DBO_5$ , les MeS, les H&G, les sulfures et la température sont largement dépassées, ce qui oblige le fondoir à prétraiter ses effluents.

TABLEAU 4.5 Règlements auxquels est assujetti le Fonder Laurentide Inc.

RÈGLEMENTS	REMARQUES	RÉFÉRENCES
<ul style="list-style-type: none"> <li>o Règlement sur les effluents liquides de l'industrie de la viande et de la volaille</li> </ul>	nature de l'entreprise exploitée	Dors/77-279 Ministère des Pêches et Environnement Canada (1977)
<ul style="list-style-type: none"> <li>o Convention de la SPICAM</li> </ul>	rejet dans le réseau d'égout sanitaire	Anonyme (1980)
<ul style="list-style-type: none"> <li>o Règlement de la municipalité de Mirabel relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts</li> </ul>	rejet dans le réseau d'égout sanitaire	Règlement no 223 Ville de Mirabel (1981)
<ul style="list-style-type: none"> <li>o Normes et lignes directrices sur l'élimination des déchets liquides industriels</li> </ul>	station d'épuration appartenant au gouvernement fédéral et recevant les effluents d'une zone aéroportuaire	AK-75-06, chap. 3 Transports Canada (1979)

TABLEAU 4.6 Normes applicables aux effluents du Fonderie Laurentide Inc.

**INTERDICTIONS**

- température supérieure à 20°C;
- 6 < pH < 9;
- matières explosives ou inflammables;
- matières susceptibles de nuire à l'opération du réseau d'égout ou au bon fonctionnement du poste de traitement des eaux usées;
- H<sub>2</sub>S, NH<sub>4</sub>, trichloroéthylène, formaldéhyde, etc., en quantités telles qu'elles peuvent causer des odeurs désagréables.

**LIMITATIONS**

DBO <sub>5</sub>	450	mg/l
MeS	500	mg/l
Huiles et graisses d'origine minérale	15	mg/l
Huiles et graisses d'origine animale ou végétale	50	mg/l
Sels dissous	1 500	mg/l
Chlorures	1 500	mg/l
Composés phénoliques	1	mg/l
Cyanures (HCN <sup>-</sup> )	2	mg/l
Sulfures (H <sub>2</sub> S)	2	mg/l
Sulfates (SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> )	1 500	mg/l
Cuivre	3	mg/l
Cadmium	3	mg/l
Chrome	3	mg/l
Nickel	3	mg/l
Mercure	0,01	mg/l
Zinc	3	mg/l
Plomb	3	mg/l

#### 4.2.4 Système de prétraitement du Fonder Laurentide Inc.

##### 4.2.4.1 Description des équipements

Le système de prétraitement opéré par le Fonder Laurentide Inc. consiste en une unité de flottation à air dissous et une unité de coagulation-sédimentation; sa capacité est d'environ 750 litres par minute (Caillé, 1979). La figure 4.4 illustre le système qui comprend les principaux éléments suivants:

- 1) un décanteur mécanique d'une capacité de 10 410 litres;
- 2) un bassin d'égalisation de 26 500 litres, muni d'un agitateur qui homogénéise la qualité de l'affluent;
- 3) un système d'épuration physico-chimique comprenant un bassin rectangulaire de flottation à l'air de 32 000 litres, auquel est ajouté un polymère à une concentration de 40 mg/l; deux réservoirs de stockage pour le polyélectrolyte, d'un volume de 700 litres chacun; deux réservoirs d'une capacité de 1 875 litres pour le stockage de la chaux et de l'acide; et un bassin de neutralisation de 3 065 litres, alimenté en chaux et équipé d'un système d'agitation et de contrôle du pH;

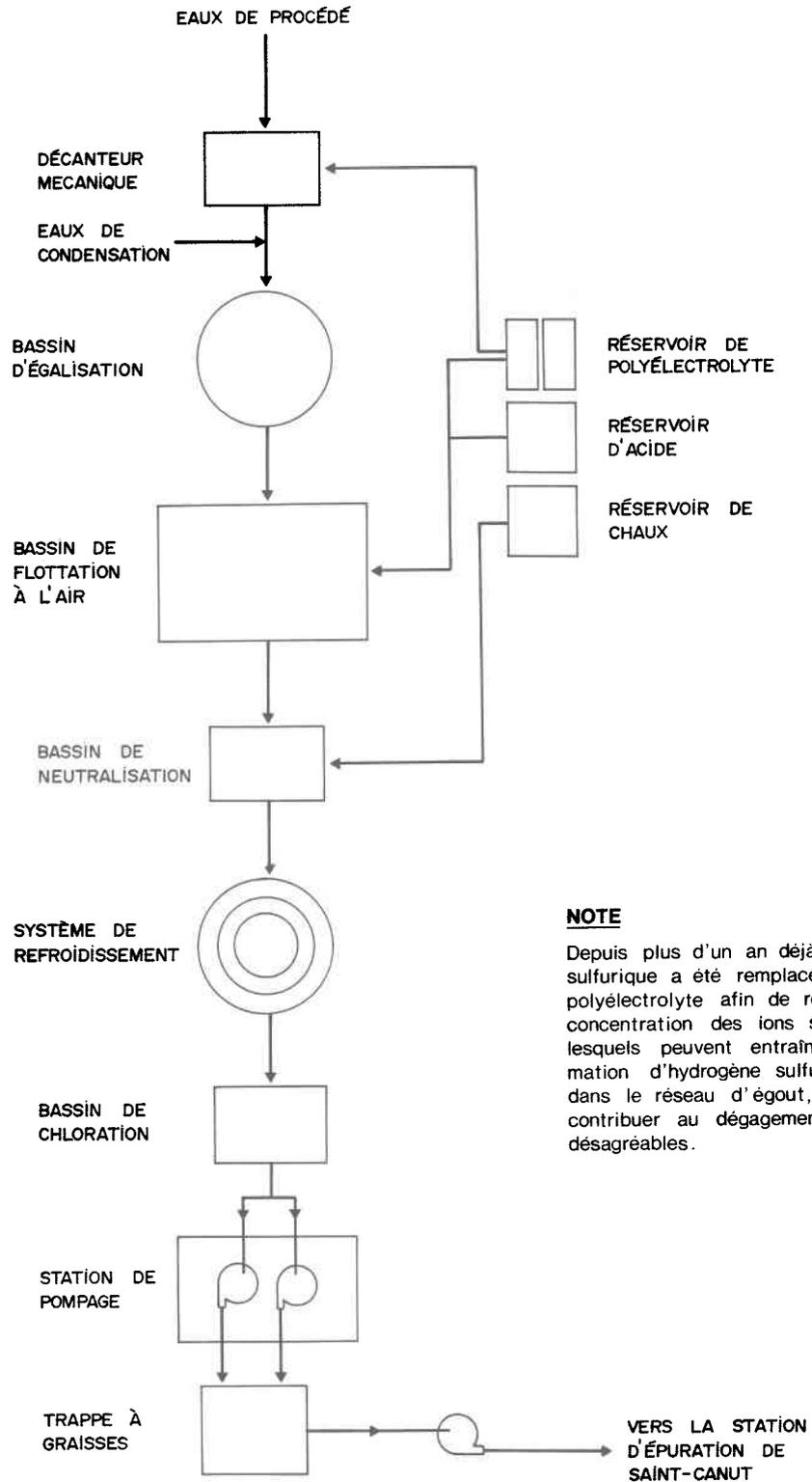


FIGURE 4.4 Diagramme d'écoulement du système de prétraitement du Fondoir Laurentide Inc.

- 4) un système de refroidissement à l'eau formé d'un serpentín d'environ 50 mètres de longueur. Le temps de séjour des eaux usées est de 8 à 10 minutes et la température résultante est inférieure à 20°C;
- 5) enfin, un système doseur de chlore destiné à combattre les odeurs dégagées par les composés volatils du soufre et de l'ammoniac. La solution utilisée à cette fin consiste en l'hypochlorite de sodium.

La circulation des eaux résiduaíres du fondoir à travers tout le système de prétraitement dure en moyenne 12 heures.

#### 4.2.4.2 Rendement du système

L'analyse de rendement du système de prétraitement du Fonder Laurentide Inc., qui est présentée dans les pages suivantes, résulte de l'interprétation des données de qualité physico-chimique des eaux aux divers stades de l'épuration. Ces données sont résumées au tableau 4.7.

On constate que le décanteur mécanique permet de réduire considérablement la  $DBO_5$ , la DCO, les MeS, le phosphore ( $PO_4$ ) et les H&G, avec des valeurs d'abattement variant entre 40% et 74% pour la matière organique, et atteignant en moyenne 80% pour les autres polluants.

TABLEAU 4.7 Qualité physico-chimique des effluents du fondoir aux différents stades de l'épuration.

	EAUX BRUTES		DÉCANTEUR MÉCANIQUE		BASSIN D'ÉGALISATION		BASSIN PHYSICO-CHEMIQUE		CHLORATION	
	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j	mg/l	kg/j
DBO <sub>5</sub> (totale)	4 690	1 154	2 180	536	1 950	480	919	226	1 115	274
DBO <sub>5</sub> (filtrée)	1 710	421	1 024	252	940	231	753	185	796	196
DCO (totale)	12 590	3 097	3 290	809	2 976	732	1 490	367	1 546	380
DCO (filtrée)	3 056	752	1 691	416	1 548	381	1 293	318	1 201	295
MeS	4 334	1 066	982	242	886	218	136	33	181	45
PO <sub>4</sub> (total)	41,8	10,3	7,4	1,8	6,6	1,6	4,2	1,0	4,2	1,0
PO <sub>4</sub> (dissous)	28,8	7,1	4,3	1,1	4,2	1,0	2,9	0,7	2,4	0,6
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	101	25	80	20	98	24	100	25	115	28
Ntk	314	77	300	74	268	66	275	68	246	61
NH <sub>3</sub>	186	46	266	65	228	56	233	57	234	58
H&G	5 760	1 417	1 152	283	736	181	36	9	77	19
Sulfures (totaux)	3,4	0,8	8,6	2,1	7,2	1,8	4,4	1,1	5,2	1,3
Sulfures (dissous)	2,6	0,6	6,7	1,6	7,0	1,7	3,6	0,9	4,9	1,2
pH	6,7	-	8,7	-	8,2	-	8,7	-	8,6	-
Débit (m <sup>3</sup> /j)	246		246		246		246		246	

Le bassin d'égalisation, pour sa part, agit à deux niveaux. Premièrement, il équilibre partiellement les volumes d'eaux résiduares rejetés à intervalles variables par le fondoir. Sa capacité volumétrique permet, en effet, de tamponner les irrégularités des débits qui se produisent au cours de la période d'opération de l'usine, mais demeure toutefois insuffisante pour maintenir le débit d'eau à peu près constant toute la journée. C'est ce qui ressort du graphique mettant en relation les volumes d'eau déversés par le fondoir les 27, 28 et 29 septembre 1983, et le temps exprimé en heure (figure 4.5); les volumes horaires sont en moyenne de 3 550 gallons U.S. ( $13 \text{ m}^3$ ) entre 16 h et 5 h et deviennent nuls à presque nuls entre 13 h et 15 h. Les effets du bassin sont tout de même suffisants pour assurer une bonne protection des processus biologiques contre les fluctuations trop importantes des volumes d'eaux résiduares, considérant que le réseau d'égout régularise également les pointes de rejets.

Deuxièmement, le bassin d'égalisation réduit légèrement les sulfures et l'azote (approximativement 15%). Les données indiquent également une diminution des concentrations en H&G de plus de 35%. Dans ce dernier cas toutefois, il est fort probable que les tendances observées soient liées à des erreurs d'analyses des échantillons.

Par ailleurs, le système d'épuration physico-chimique entraîne une réduction des teneurs en sulfures de l'ordre de 40%. Il élimine également une partie des charges résiduelles en  $\text{DBO}_5$ , DCO, MeS,  $\text{PO}_4$  et H&G. La diminution de ces contaminants varie de l'ordre de 20% pour la matière organique dissoute à 95% pour les H&G. Quant au bassin de chloration, il réduit très

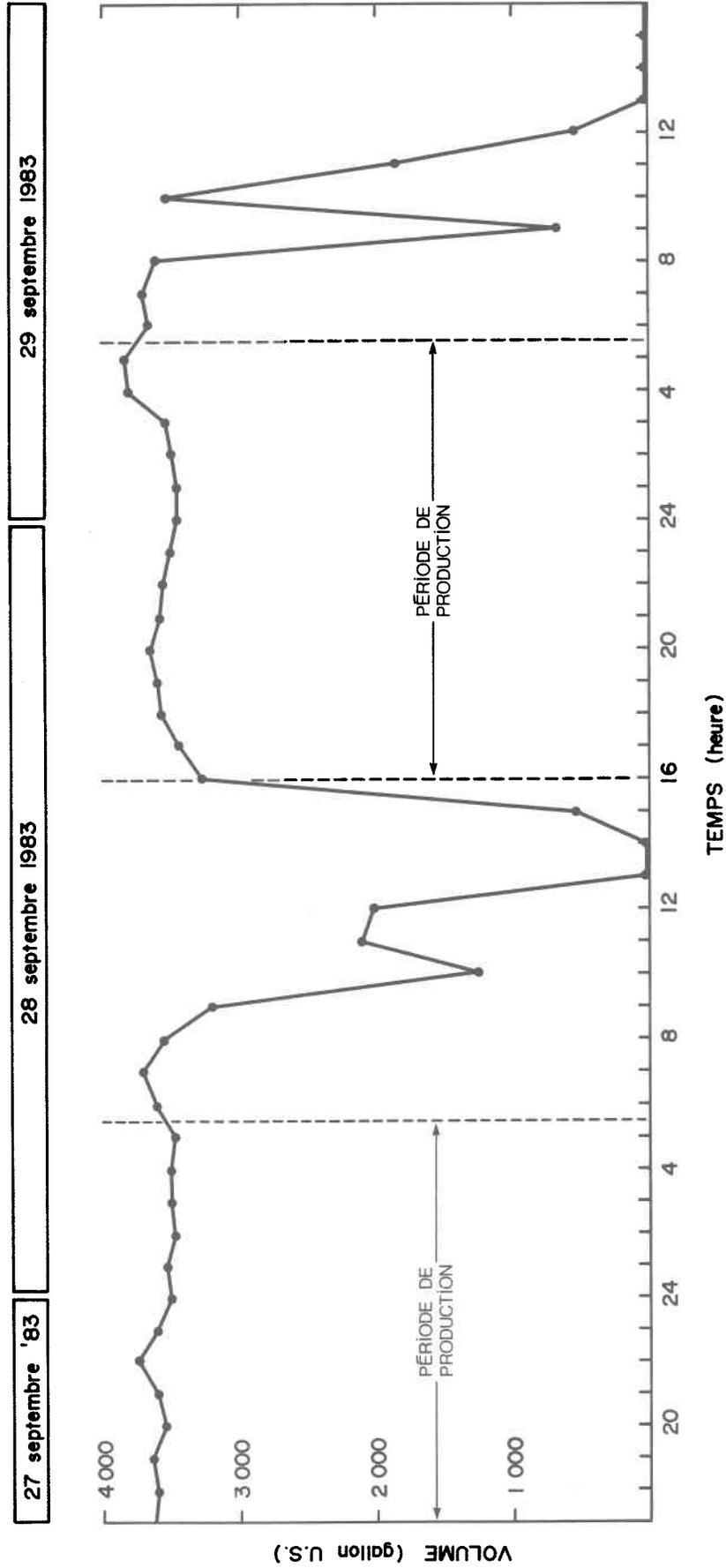


FIGURE 4.5 Evolution temporelle des volumes d'eaux usées rejetées par le Fonderie Laurentide Inc. (après le bassin d'égalisation). Résultats d'analyses réalisées par la Ville de Mirabel (données non publiées).

peu la charge polluante; son rôle consiste plutôt à combattre les odeurs désagréables.

Le tableau 4.8 compare le rendement de chaque unité du système de prétraitement en fonction des principaux paramètres physico-chimiques retenus, selon qu'il y ait augmentation ou diminution, faible ou forte. Il indique également la performance globale du système de prétraitement.

On note que de façon générale, le système complet élimine efficacement la DCO totale, les MeS, le phosphore et les H&G; la réduction de ces polluants varie entre 88% et 99%. Par contre, l'enlèvement des formes solubles de la matière organique est beaucoup plus faible avec une diminution d'environ 60%. De plus, le système est particulièrement inefficace pour l'élimination de l'azote total et ammoniacal, ainsi que pour les sulfures et les sulfates.

#### 4.2.5 Biotraitabilité du mélange des effluents du Fonderie Laurentide Inc. et des eaux usées municipales

Bien que les effluents du fonderie soient traités conjointement avec les eaux usées de la municipalité de Mirabel depuis près de cinq ans, une étude de faisabilité d'une épuration mixte a été réalisée de façon à évaluer la sensibilité des critères proposés.

L'étude a été développée en considérant individuellement chaque étape du prétraitement. Ainsi donc, quatre situations ont été analysées:

TABLEAU 4.8 Rendement de chaque unité du système de prétraitement en fonction des principaux paramètres physico-chimiques retenus.

	décanteur mécanique	bassin d'égalisation	bassin physico-chimique	chloration	rendement global (%)
DBO <sub>5</sub> (totale)	↙	↘	↙	↗	76
DBO <sub>5</sub> (filtrée)	↙		↘		53
DCO (totale)	↙		↙		88
DCO (filtrée)	↙		↘		61
MeS	↙		↙	↗	96
PO <sub>4</sub> (total)	↙	↘	↙		90
PO <sub>4</sub> (dissous)	↙		↙	↘	92
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	↘	↗		↗	—
Ntk		↘		↘	22
NH <sub>3</sub>	↗	↘			—
H & G	↙	↙	↙	↗	99
Sulfures (tot.)	↗	↘	↙	↗	—
Sulfures (diss.)	↗		↙	↗	—
pH	↗				—

- ↙ forte diminution (>30%)
- ↘ faible diminution (10%–30%)
- ↗ augmentation (>10%)
- enrichissement généré par le procédé

SITUATION I - Il y a mélange des eaux usées municipales et des effluents du fondoir à la sortie du décanteur mécanique.

SITUATION II - Il y a mélange des eaux usées municipales et des effluents du fondoir à la sortie du bassin d'égalisation.

SITUATION III - Il y a mélange des eaux usées municipales et des effluents du fondoir à la sortie du bassin physico-chimique.

SITUATION IV - Il y a mélange des eaux usées municipales et des effluents du fondoir après le prétraitement complet (situation actuelle).

De plus, l'analyse a tenu compte de deux aspects: d'une part, les aspects techniques et, d'autre part, les aspects législatifs.

#### 4.2.5.1 Aspects techniques

Étant donné l'absence de polluants toxiques dans les rejets du Fonderie Laurentide Inc., et compte tenu de la nature organique des eaux usées de cette industrie, deux seuls critères techniques ont été retenus dans le cadre de la présente analyse.

Le premier critère porte sur la charge massique (F/M). Les valeurs de ce paramètre ont été calculées à partir de la formule suivante (Couillard, 1983):

$$F/M = \frac{24 C_e}{X \theta}$$

où  $C_e$  : DBO<sub>5</sub> de l'affluent (mg/l)

X : concentration de biomasse dans le bassin d'aération (mg/l)

$\theta$  : temps moyen de séjour du liquide (heure)

- la teneur en matière organique de l'affluent correspond à celle du mélange des eaux usées municipales et industrielles. Pour les trois premières situations à l'étude, elle a été établie en faisant la somme des charges en DBO<sub>5</sub> du fondoir, de la municipalité et de l'aéroport, divisée par le volume total journalier d'eau, transformé en litre. L'utilisation de la charge plutôt que la concentration vient du fait qu'il est nécessaire de prendre en compte l'importance relative de chaque source d'apports en terme de débit. Pour sa part, le volume total retenu correspond à celui qui intègre les eaux parasites d'infiltration et de captage, soit 3 864 004 litres (Roy, 1984). Un exemple de calculs est présenté à l'annexe 3. De plus, les résultats obtenus pour les trois premières situations apparaissent ci-après:

CAS À L'ÉTUDE	DBO <sub>5</sub> du mélange
SITUATION I	273 mg/l
SITUATION II	258 mg/l
SITUATION III	193 mg/l

Dans le cas de la situation IV, il n'a pas été nécessaire d'effectuer les calculs puisque les concentrations en  $DBO_5$  ont été mesurées directement à l'entrée de la station d'épuration de Saint-Canut et s'élèvent à  $124 \text{ mg}/\ell^1$ .

- la concentration des matières en suspension volatiles de la liqueur mixte (MLVSS), pour la station de Saint-Canut, varie entre  $1\ 800 \text{ mg}/\ell$  et  $2\ 300 \text{ mg}/\ell$ , tel qu'il est indiqué au tableau 4.2. Par conséquent, la valeur moyenne de  $2\ 050 \text{ mg}/\ell$  a été choisie pour les calculs;
- le temps de séjour du liquide dans le bassin d'aération, tout comme MLVSS, fluctue dans le temps en fonction du volume des eaux usées; il s'étend de 10 à 15 heures. Partant de là, il a été jugé opportun de prendre un temps moyen de 13 heures.

Le deuxième critère se rapporte aux nutriments. Les concentrations en phosphore ( $PO_4$  total) et en azote (Ntk) du mélange des eaux usées ont été estimées en suivant la même procédure que celle décrite précédemment pour la  $DBO_5$ . Les valeurs résultant des calculs s'expriment ainsi:

---

<sup>1</sup> Moyenne arithmétique des données du 26, 27, 28 octobre 1983 et 1, 2, 3 novembre 1983 (annexe 2).

CAS À L'ÉTUDE	CONCENTRATION DU MÉLANGE (mg/l)	
	N	P
SITUATION I	23	15
SITUATION II	21	15
SITUATION III	22	15

Puisque la majorité des eaux usées industrielles présentent une carence en azote et en phosphore (Eckenfelder, 1982), à l'exception de rejets de l'industrie agro-alimentaire, les valeurs en nutriments trouvées ont été rapportées à la  $DBO_5$  afin de vérifier si le mélange des eaux à l'étude présentait la même caractéristique.

La partie supérieure du tableau 4.9 résume les résultats obtenus pour les rapports F/M,  $DBO_5:N$  et  $DBO_5:P$  du mélange des eaux usées municipales et industrielles, et les compare aux valeurs minimales trouvées dans la littérature.

#### 4.2.5.2 Aspects législatifs

Sept paramètres physico-chimiques caractérisant les eaux résiduaires du Fonderie Laurentide Inc. sont soumis à des normes (tableau 4.6); il s'agit de la  $DBO_5$ , des MeS, des sulfures, des sulfates, de l'azote ammoniacal, des H&G

TABLEAU 4.9 Critères de traitabilité pour le traitement biologique conjoint des eaux usées du Fonder Laurentide Inc. et de la municipalité de Mirabel.

CRITÈRES D'ORDRE TECHNIQUE	NORMES	SITUATION I		SITUATION II		SITUATION III		SITUATION IV					
		0,2	12:1	18:1	0,2	12:1	17:1	0,2	9:1	13:1	0,1*	4:1	30:1
F/M	0,2-0,6 <sup>a</sup>												
DBO <sub>5</sub> :N	32:1 <sup>b</sup>												
DBO <sub>5</sub> :P	150:1 <sup>b</sup>												
CRITÈRES D'ORDRE LEGISLATIF	mg/ℓ	2	180*	1	950*	1	919*	1	115*				
DBO <sub>5</sub>	450												
MeS	500		982*		886*		136		181				
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	1 500		80		98		100		115				
NH <sub>3</sub>	odeurs		266		228		233		234				
H&G	50		1 152*		736*		36		77*				
Sulfures	2		8,6*		7,2*		4,4*		5,2*				
pH	6-9		8,7		8,2		8,7		8,6				

<sup>a</sup> Metcalf et Eddy Inc. (1979)

<sup>b</sup> Ganczarzyk (1983)

\* Norme non respectée

et du pH. La partie inférieure du tableau 4.9 en donne les valeurs et identifie les paramètres pour lesquels les normes ne sont pas respectées. À ces différents paramètres s'ajoute également la température. Cependant, elle ne sera pas considérée dans le cadre de la présente analyse puisque les données ne sont pas disponibles.

#### 4.2.6 Discussion et synthèse

De l'étude de traitabilité du mélange des eaux usées de la municipalité de Mirabel et des effluents du Fonderie Laurentide Inc. (tableau 4.9), il ressort que de façon générale, sur le plan technique, les valeurs des paramètres analysés se situent à l'intérieur des limites fixées pour un traitement efficace et ce, pour les quatre situations étudiées. Les charges massiques sont toutes inférieures à 0,6 et supérieures à 0,2, sauf dans le cas de la situation IV, c'est-à-dire la situation actuelle, pour laquelle F/M n'atteint que 0,1. L'écart qui existe entre ce résultat et la valeur minimale n'est cependant pas nécessairement significatif, compte tenu du fait que la méthode de calcul adoptée utilise des valeurs moyennes de MLVSS et du temps de séjour, et non pas celles prévalant au moment de la mesure de la charge en  $DBO_5$ . De plus, la charge en  $DBO_5$  elle-même, utilisée pour les calculs, représente une valeur moyenne, ce qui rend le résultat obtenu difficile à interpréter.

Les teneurs en nutriments, pour leur part, sont nettement supérieures aux quantités minimales requises pour le maintien des populations de micro-organismes. Les bactéries ne souffrent donc aucunement de carences en N et

P; les rapports  $DBO_5:N$  et  $DBO_5:P$  dépassent de beaucoup les valeurs citées dans la littérature.

Sur le plan législatif, par contre, plusieurs paramètres ne respectent pas les limites fixées par les règlements. En effet, quelque soit la situation (I, II, III ou IV), les concentrations en  $DBO_5$  et en sulfures dépassent les normes de dépollution imposées par les différents intervenants. De plus, les teneurs en MeS ne respectent pas la norme de 500 mg/l pour les situations I et II. De la même façon, la norme de 50 mg/l en H&G n'est pas respectée pour les situations I, II et IV. Seules les concentrations en sulfates et les valeurs de pH sont conformes aux limites fixées, et ce, pour toutes les situations.

Par ailleurs, si on examine la qualité de l'effluent traité à la station d'épuration de Saint-Canut, on remarque que les infractions aux règlements n'affectent pas le rendement du système de traitement (tableau 4.10). En effet, la réduction de la  $DBO_5$ , des H&G et des sulfures est supérieure à 92%. Cependant, le rejet de ces contaminants à des concentrations supérieures à celles admissibles, associés aux déversements de fortes teneurs en azote ammoniacal, créent de sérieux problèmes d'odeurs qui incommode grandement les résidants situés à proximité de la station d'épuration. De plus, ces produits ont pour effet d'encrasser les conduites d'égout ainsi que les pompes qui refoulent les eaux usées vers la station de traitement.

TABLEAU 4.10 Qualité des eaux usées traitées à la station d'épuration de Saint-Canut<sup>a</sup>.

PARAMÈTRE mg/l	AFFLUENT	EFFLUENT
DBO <sub>5</sub>	103	6
DCO	205	80
MeS	40	7
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	90	58
NH <sub>3</sub>	18,5	8,5
H&G	27	0,6
Sulfures totaux	0,76	<0,05
Sulfures dissous	0,64	<0,05
pH	7,6	7,5

<sup>a</sup> Résultats d'analyses réalisées par le MENVIQ, les 26 et 27 mai 1982

## CONCLUSION

## CONCLUSION

Les traitements biologiques conjoints des eaux usées municipales et industrielles demeurent, sans contredit, la solution la plus économique en matière d'assainissement des eaux au Québec. Cette solution peut également être efficace au plan de la qualité de l'effluent traité, si les projets sont planifiés à partir d'un cadre d'analyse bien structuré qui permette, d'une part, d'évaluer de façon théorique la compatibilité des eaux usées industrielles avec les procédés de traitement municipaux et, d'autre part, de vérifier la conformité de la qualité physico-chimique de ces eaux avec les normes établies dans les règlements. Les critères élaborés dans ce mémoire constituent les éléments de base de la démarche méthodologique qui permet de répondre à ces exigences. Leur application aux effluents du Fonder Laurentide Inc. a d'ailleurs montré que les rejets de ce type d'industrie pouvaient être épurés efficacement avec les eaux usées municipales, compte tenu de leur nature organique et de l'absence de substances toxiques.

Cette étape de planification est cependant insuffisante pour écarter tous les risques de mauvais fonctionnement des stations d'épuration mixte, même si elle est couplée à des essais à l'échelle pilote. En effet, en plus de s'assurer de la réalisation technique et législative de l'épuration combinée, il importe d'établir un climat de coopération entre les industriels et les représentants municipaux impliqués dans le projet. Bien qu'à prime abord on soit porté de croire qu'il s'agit d'un comportement "naturel", il en est tout autre chose dans la réalité. En effet, il est souvent difficile

de maintenir de telles relations, étant donné que la maîtrise d'oeuvre des stations d'épuration mixte est assumée en totalité par les municipalités. Il s'ensuit une absence de responsabilité de la part des industries quant à la gestion des ouvrages qui entraîne fréquemment des rejets accidentels de polluants divers plus ou moins toxiques. Il y aurait donc lieu de prévoir des moyens financiers ou non financiers, pour inciter davantage les industries à contrôler les caractéristiques de leurs effluents, et à bien prétraiter leur pollution.

Enfin, la présence de main-d'oeuvre adéquatement formée et compétente, capable de stabiliser le système et d'assurer l'entretien et la surveillance de la station, est un pré-requis essentiel à la bonne marche des opérations de traitement.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANDREWS, J.F. and OLSSON, G. (1976). A computer based operational strategy for the joint treatment of municipal and industrial wastewaters. Presented at AICHE/EPA, 3th National Conference on Water Reuse, Cincinnati, June 27-30: 60-64.
- ANONYME. (1980). Convention intervenue entre la Société du parc industriel et commercial aéroportuaire de Mirabel et Laurentide Rendering Inc, Mirabel, le 18 juin, 10 pages.
- ANTHONY, R.M. and BREIMHURST, L.H. (1981). Determining maximum influent concentrations of priority pollutants for treatment plants. Journal Water Pollution Control Federation, 53(10): 1457-1468.
- APHA-AWWA-WPCF. (1976). Standard methods for the examination of water and wastewater. 14<sup>e</sup> édition, Washington, D.C., United States.
- BALDEN, A.R., BOSSERT, E.F. and MALHOTRA, S.K. (1979). Joint wastewater treatment City of Whitehall and Whitehall Leather Company. Proceedings of the 34th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 368-374.
- BARTON, C.A., BYRD, J.F., FAULKENDER, C.R. and MOSS, O.H. (1975). Joint treatment of pulping and municipal wastes. Journal Water Pollution Control Federation, 47(5): 998-1004.
- BEARD, L.R. and MAXWELL, W.H.C. (1982). Water resources management in industrial areas. Selected papers from the International Symposium, 7-11 September 1981, Lisbonne, Portugal, 463 pages.
- BEAUMONT, J.P. et PEDNEAULT, M. (1984). La réglementation municipale: un outil d'assainissement. Allocution présentée dans le cadre de la 7<sup>e</sup> conférence régionale de l'Association québécoise des techniques de l'eau tenue à Rivière-du-Loup, le 17 mai, 17 pages.

- BENEFIELD, L.D. and RANDALL, C.W. (1980). Biological process design for wastewater treatment. Prentice-Hall, Toronto, 526 pages.
- BROWN, H.B. and PICO, R.F. (1979). Characterization and treatment of dairy wastes in the municipal treatment system. Proceedings of the 34th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 326-334.
- CAILLÉ, A. (1979). Certificat d'autorisation du Fonderie Laurentide Inc., Québec, 1e 29 mars, 3 pages.
- CLINGENPEEL, W.H. and JONES, M.K. (1973). Design for joint treatment of municipal and papermill waste at Lynchburg, Virginia. Proceedings of the 28th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 109-116.
- CONVEY, J.J. (1973). Occurrence and treatability of toxic pollutants in municipal wastewater. Internal EPA/NERC - Cincinnati Memorandum, December, 21.
- COOLEY, R.V., HUNTER, R.M., SHERIDAN, R.P. and SIMMLER, J.J. (1982). Municipal pretreatment program development. Journal Water Pollution Control Federation, 54(7): 1067-1077.
- COOPER, R.N., HEDDLE, J.F. and RUSSELL, J.M. (1979). Characteristics and treatment of slaughterhouse effluents in New Zealand. Progress in Water Technology, 11(6): 55-68.
- COOPER, R.N., RUSSELL, J.M. and ADAM, J.L. (1982). Recovery of protein from slaughterhouse effluents by double adjustment of pH. Proceedings of the 37th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 285-293.

- COUILLARD, D. (1974). Compilation de certains rejets industriels: le bilan des polluants. Rapport scientifique no 47, INRS-Eau, Université du Québec, Québec, 246 pages.
- COUILLARD, D. (1979). Sources et caractéristiques des eaux usées issues des différents procédés de l'industrie des pâtes et papiers. *The Science of the Total Environment*, 12: 169-197.
- COUILLARD, D. (1983). Traitements secondaires biologiques des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243, INRS-Eau, Université du Québec, Québec.
- COUILLARD, D. et LESSARD, P. (1984). Impacts possibles des eaux d'égouts combinés en temps de pluie sur un traitement biologique. Rapport interne, INRS-Eau, Université du Québec, Québec, 22 pages.
- DANIEL, M., NOËL, J.-C. et BERNARD, J. (1979). Traitement combiné des eaux usées domestiques et industrielles: contraintes techniques et économiques. Communication présentée aux IIIes Journées Scientifiques et Techniques: L'eau, la Recherche, l'Environnement. Limoges, du 10 au 12 octobre, 10 pages.
- DIETZ, J.C. and DIETZ, J.D. (1978). A rationale for pretreatment standards for industrial discharges to publicly owned treatment works. Proceedings of the 33th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 121-127.
- DORE, M. et MARTIN, G. (1982). Action des oxydants sur les substrats. Dans: Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air). Volume 1, Technique et Documentation, Lavoisier, Paris: 67-101.

- DUCHON, K. and PAINTER, M. (1978). Experiences with combined tufted textile-municipal wastewater treatment facilities in Dalton, Georgia: design, operation, evaluation. Proceedings of the 33th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 744-757.
- ECKENFELDER, W.W., Jr. (1970). Water quality engineering for practicing engineers. Professional Engineering Career Development Series, Barnes & Noble Inc., New York, 328 pages.
- ECKENFELDER, W.W. (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles: caractérisation - techniques d'épuration - aspects économiques. Technique & Document, Lavoisier, Paris, 503 pages.
- FARQUHAR, G.J. (1979). Biological treatment of industrial wastes: review of principles, methods and applications. Dans: Waste treatment and utilization: theory and practice of waste management. Proceedings of the International Symposium held at the University of Waterloo, Waterloo, Ontario, July 5-7, 1978. Pergamon Press, Toronto: 373-393.
- GANCZARCZYK, J.J. (1969). Performance studies of the unbleached kraft pulp mill effluent treatment plant in Ostroleka. Water Research, 3(7): 519-529.
- GANCZARCZYK, J.J. (1983). Activated sludge process: theory and practice. Pollution Engineering and Technology/23, Marcel Dekker Inc, New York, 270 pages.
- GEORGE, T.K. and GAUDY, A.F. Jr. (1973). Response of completely mixed systems to hydraulic shock load. Jour. Environ. Eng. Div. Am. Civil, Eng., 99(EE5): 593-606.

- GHOSH, M.M., WOODARD, F.E., SPROUL, O.J., KNOWLTON, P.B. and GUERTIN, P.D. (1978). Treatability studies and design considerations for textile wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation*, 50(8): 1976-1985.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (s.d.). Brochure assainissement industriel. Québec, 32 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1982). *Loi sur la Qualité de l'Environnement*. Éditeur officiel, Québec, le 14 septembre.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1984). *Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts municipaux*. Québec, le 15 mai, 10 pages.
- GRADY, C.P.L. Jr. (1971). A theoretical study of activated sludge transient response. *Proceedings of the 26th Industrial Waste Conference*, Purdue University, Lafayette, Indiana: 318-335.
- GRADY, C.P.L. Jr. and LIM, H.C. (1980). *Biological wastewater treatment: theory and applications*. *Pollution Engineering and Technology*/12, Marcel Dekker Inc, New York, 963 pages.
- GRAHAM, J.L. and FILBERT, J.W. (1970). Combined treatment of domestic and industrial wastes by activated sludge. *Proceedings of the First National Symposium on Food Processing Wastes*, Portland, Oregon, April 6-8, FWPA Pacific Northwest Water Laboratory: 91-117.
- GUARINO, C.F. and RADZIUL, J.V. (1976). Operation of wastewater treatment plants. *Manual of practice No. 11*, Technical Practice Committee, Water Pollution Control Federation, Washington.

- HARPER, W.J. and BLAISDELL, J.L. (1971). State of the art of dairy food plant wastes and waste treatment. Proceedings of the Second National Symposium on Food Processing Wastes, Denver, Colorado, March 23-26, EPA Pacific Northwest Water Laboratory and National Canners Association: 509-545.
- HUBER, C.V. and JONES, G.E. (1974). Combined treatment of leather tanning and municipal wastes at Grand Haven, Michigan. Proceedings of the 29th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 608-616.
- JALBERT, J.-M. (1984). Fonctionnaire au service assainissement industriel, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, communication personnelle.
- JØRGENSEN, S.E. (1979). Industrial waste water management. Studies in Environmental Science/5, Elsevier, New York, 388 pages.
- KRISHNAN, P. and GAUDY, A.F.Jr. (1976). Response of activated sludge to quantitative shock loading. Journal Water Pollution Control Federation, 48(5): 906-919.
- LAPOINTE, H. et LAROCQUE, M. (1983). Évolution du traitement des eaux usées. Journal Constructo, le vendredi, 21 octobre.
- LAVALLÉE, P. (1980). Les impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse urbaine. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Québec, 107 pages.
- LESTER, J.N. (1983). Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes: I. Sewage treatment and effluent discharge. The Science of the Total Environment, 30: 1-44.

- LUE-HING, C. and LORDI, D.T. (1982). Industrial wastewater control program for municipal agencies. Manual of practice No OM-4. Task Force on Industrial Wastewater Control, Water Pollution Control Federation, Washington, 166 pages.
- MASSELLI, J.W., MASSELLI, N.W. and BURFORD, M.G. (1971). Controlling the effects of industrial wastes on sewage treatment. New England Interstate Water Pollution Control Commission, Boston, 62 pages.
- McCARTY, P.L., HAHN, D.J., McDERMOTT, G.N. and WEAVER, P.J. (1972). Treatability of oily wastewaters from food processing and soap manufacture. Proceedings of the 27th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 867-878.
- MEGANCK, M. (1983). La déphosphatation biologique. Comptes rendus du 6<sup>e</sup> Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, les 16 et 17 novembre: 166-181.
- MEINCK, F., STOOFF, H. et KOHLSCHÜTTER, H. (1970). Les eaux résiduaires industrielles. Masson et Cie, 4<sup>e</sup> édition, Paris, 865 pages.
- METCALF & EDDY, INC. (1979). Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. McGraw-Hill, 2<sup>e</sup> édition, Toronto, 920 pages.
- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES. (1984). Carte topographique de Mirabel, 31G 09-200-0202, 1:20 000, Service de la cartographie, Québec.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (1981a). Le programme d'assainissement des eaux. Réunion des cadres. Québec, le 17 juin.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (1981b). Méthode de réalisation. Assainissement industriel, Programme d'assainissement des eaux, mars, 121 pages.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (1983). Protocole d'accord concernant le financement d'ouvrages pour le traitement des eaux usées.

MINISTÈRE DES PÊCHES ET ENVIRONNEMENT CANADA. (1977). Règlement et directives sur les effluents liquides de l'industrie de la viande et de la volaille. Service de la protection de l'environnement, Série Règlements, codes et méthodes d'analyse, rapport EPSI-WP-77-2, 47 pages.

MIORIN, A.F. and FRISSORA, F.V. (1977). Wastewater treatment plant design. Manuals of Practice/8, Water Pollution Control Federation, Washington D.C. 20037.

MONSON, J.G., BURSTEIN, D., LOVEN, A.W. and CAIN, C.B. (1978). Separate vs. combined industrial and municipal wastewater treatment - an evaluation. Water & Sewage Works, 125(4): 50-59.

MORRIS, R.E. and BZDYL, D.G. (1977). Physical/chemical system provides cost saving pretreatment and by-product recovery. Pollution Engineering, March: 42-44.

NEDVED, T.K. and GURNHAM, F.C. (1974). Biodegradability of fatty oils: a case study. Proceedings of the Fifth National Symposium on Food Processing Wastes, Monterey, California, April 17-19, Environmental Protection Agency, 269-279.

NEMEROW, N.L. (1978). Industrial water pollution: origins, characteristics and treatment. Addison-Wesley Publishing Company, 740 pages.

NETZER, A., McNUTT, J. and DOLLAR, W.B. (1980). Treatment of combined domestic and industrial wastewater in Garland, Texas. Progress in Water Technology, 12(5): 427-431.

- NIKU, S. and SCHROEDER, E.D. (1981). Factors affecting effluent variability from activated sludge processes. *Journal Water Pollution Control Federation*, 53(5): 546-559.
- NILSSON, L. (1975). Industry and community in cooperation. *Journal Water Pollution Control Federation*, 47(4): 760-763.
- NYSTEN, R. (1981). Les eaux résiduelles des laiteries. *La technique de l'eau et de l'assainissement*, 411: 19-26.
- O'DETTE, R.G. (1978). Pretreatment: a dilemma for industry. *Proceedings of the 33th Industrial Waste Conference*, Purdue University, Lafayette, Indiana: 165-179.
- OLIVER, B.G. and COSGROVE, E.G. (1974). The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. *Water Research*, 8(11): 869-874.
- ONGERTH, J.E. and DeWALLE, F.B. (1980). Pretraitement of industrial discharges to publicly owned treatment works. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52(8): 2246-2256.
- QUELLETTE, A. (1983). L'assainissement, un outil de relance. Allocution du ministre québécois de l'Environnement présentée lors d'une conférence de presse sur le programme d'assainissement des eaux du Québec. Centre régional de filtration de Longueuil. Québec, le 21 novembre.
- PEDNEAULT, M. (1980). Réduction des pollutions industrielles par utilisation des "technologies douces". Rapport de mission en France, du 22 septembre au 3 octobre, dans le cadre du programme de la Commission permanente de coopération franco-québécoise. Assainissement industriel, ministère de l'Environnement du Québec, 52 pages.

- PEDNEAULT, M. (1982). Traitement des effluents de tannerie. Rapport de mission en France, du 2 au 13 novembre, dans le cadre de la Commission permanente de coopération franco-québécoise. Assainissement industriel, Direction Assainissement de l'eau, 48 pages.
- PEDNEAULT, M. (1984). Fonctionnaire au service assainissement industriel, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, communication personnelle.
- PETRASEK, A.C., KUGELMAN, I.J., AUSTERN, B.M., PRESSLEY, T.A., WINSLOW, L.A. and WISE, R.H. (1983). Fate of toxic organic compounds in wastewater treatment plants. Journal Water Pollution Control Federation, 55(10): 1286-1296.
- PITTER, P. (1976). Determination of biological degradability of organic substances. Water Research, 10(3): 231-235.
- RIEL, J.F. (1979). Usine d'épuration de Saint-Canut (Mirabel). Conférence présentée dans le cadre du colloque "Assainissement des eaux usées, 1979", Montréal, les 5 et 6 novembre, 18 pages.
- ROSSI, D., YOUNG, C.E. and EPP, D.J. (1980). Joint municipal and industrial wastewater treatment in rural communities: simulation analysis with poultry processing plants. Technical Bulletin No 1615, Economics, Statistics and Cooperatives Service, U.S. Department of Agriculture, Washington, 66 pages.
- ROY, R. (1979). Opération et rendement à l'usine d'épuration St-Canut (Mirabel). Conférence présentée dans le cadre du colloque "Assainissement des eaux usées, 1979", Montréal, les 5 et 6 novembre, 18 pages.
- ROY, R. (1984). Surintendant des usines et stations de pompage de la ville de Mirabel, communication personnelle.

- SANDERS, F.A. (1968). Decision factors - Separate industry or joint municipal waste treatment. Proceedings of the 23th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 1021-1028.
- SAWYER, C.N. and McCARTY, P.L. (1967). Chemistry for sanitary engineers. 2e édition. McGraw-Hill, Toronto, 518 pages.
- SCHWARTZ, H.G. (1976). Joint treatment of industrial and municipal wastewaters. Technical Practice Committee, Water Pollution Control Federation, Washington, 34 pages.
- SCOTT'S. (1980). Répertoire industriel du Québec. 10e édition, Penstock Publications, Montréal.
- SMALL, S.S. (1977). Joint municipal corporation wastewater treatment. Water & Sewage Works, 124(1): 72-75.
- SOCIÉTÉ QUÉBÉCOISE D'ASSAINISSEMENT DES EAUX. (1983). La SQAE: un outil de gestion complet. Eau du Québec, 16(1): 98.
- STUMM, W. and MORGAN, J.J. (1981). Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2e édition, John Wiley & Sons, Toronto, 780 pages.
- TRANSPORTS CANADA. (1979). Protection de l'environnement - Opération aéroportuaires - Phase 2. Direction générale des services des aéroports et de la construction, Direction des installations aéroportuaires, Division de l'environnement, OPR/BRP:DGK/DKF/KFE.
- TROXLER, R.W. and HOPKINS, K.W. (1981). Case histories: carpet manufacturing wastewater treatment in municipal plants. Proceedings of the 36th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 755-765.

- TSUGITA, R.A. and ELLIS, R.H. (1981). Pretreatment of industrial wastes. Manual of Practice No FD-3. Task Force on Pretreatment, Water Pollution Control Federation, Washington, 159 pages.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1978). Design of wastewater treatment facilities major systems. Office of Water Program Operations, Washington, D.C. 20460, EPA/430/9-79-008.
- VAN DAM, D. (1981). Economical and efficient phosphorus control at a domestic-industrial wastewater plant. Journal Water Pollution Control Federation, 53(12); 1732-1737.
- VÉZINA, FORTIER ET ASSOCIÉS. (1981). Rapport des essais de traitabilité des eaux usées de Granby. Rapport final, Dossier 2-1551/1-1644.1, mars, 131 pages.
- VILLE DE MIRABEL. (1981). Règlement No 223 concernant les rejets dans les réseaux d'égout, Mirabel, 6 pages.
- VOELKEL, K.G., MARTIN, D.W. and DEERING, R.W. (1974). Joint treatment of municipal and pulp mill effluents. Journal Water Pollution Control Federation, 46(4): 634-656.
- WATSON, K.S., GOLDSMITH, H.L. and PICO, R.F. (1974). Joint treatment versus pretreatment of food-processing wastes. Journal Water Pollution Control Federation, 46(8): 1927-1938.
- WRIGHT, A.P., HOMKOW, J.D. and RODERIQUE, D.D. (1978). The national strategy for pretreatment of toxic industrial effluents: issues and implications. Proceedings of the 33th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 308-316.

ZALOUM, R. (1983). Traitement biologique par aération prolongée des effluents d'une usine de finition de textile. Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, juillet, 46 pages.

ANNEXE 1

RÈGLEMENT RELATIF AUX REJETS DANS LES RÉSEAUX D'ÉGOUTS  
(GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1984)

REGLEMENT RELATIF AUX REJETS DANS LES RESEAUX  
D'EGOUTS DE LA MUNICIPALITE DE:

---

SECTION I

INTERPRETATION

1. DEFINITIONS

Dans le présent règlement, à moins que le contexte n'indique un sens différent, les expressions et mots suivants signifient ou désignent:

- a) "Demande biochimique en oxygène 5 jours ( $DBO_5$ )": la quantité d'oxygène exprimée en mg/l utilisée par l'oxydation biochimique de la matière organique pendant une période de cinq (5) jours à une température de 20°C;
- b) "eaux usées domestiques": eaux contaminées par l'usage domestique;
- c) "eaux de procédé": eaux contaminées par une activité industrielle;
- d) "eaux de refroidissement": eaux utilisées pour refroidir une substance et/ou de l'équipement;
- e) "matière en suspension": toute substance qui peut être retenue sur un filtre de fibre de verre équivalent à un papier filtre Reeve Angel no. 934 AH;

- f) "point de contrôle": endroit où l'on prélève des échantillons et où l'on effectue des mesures physiques (pH, débit, température, etc.) pour fins d'application du présent règlement;
- g) "réseau d'égouts unitaires": un système d'égouts conçu pour recevoir les eaux usées domestiques, les eaux de procédé et les eaux résultant de précipitation;
- h) "réseau d'égouts pluviaux": un système d'égouts conçu pour recevoir les eaux résultant de précipitations dont la qualité est conforme aux normes établies à l'article 7 du présent règlement;
- i) "réseau d'égouts domestiques": un système d'égouts conçu pour recevoir les eaux usées domestiques et les eaux de procédé.

## 2. OBJET

Le présent règlement a pour but de régir les rejets dans les réseaux d'égouts pluviaux, domestiques ou unitaires exploités par la municipalité de \_\_\_\_\_, ainsi que dans de tels réseaux d'égouts exploités par une personne détenant le permis d'exploitation visé à l'article 32.1 de la Loi sur la Qualité de l'Environnement (Lois refondues du Québec, chapitre Q-2) et situés sur le territoire de ladite municipalité.

## 3. CHAMP D'APPLICATION

Le présent règlement s'applique à:

- a) tout nouvel établissement construit ou dont les opérations débutent après la date d'entrée en vigueur de ce règlement;

- b) tous les établissements existants à compter du (date prévue pour la mise en opération de l'usine d'épuration municipale), à l'exception des articles 6d) 6e) 6j) et 6k) qui s'appliquent à compter de son adoption.

#### 4. SEGREGATION DES EAUX

Dans le cas d'un territoire pourvu d'égouts séparatifs, les eaux de surface ou d'orage, les eaux provenant du drainage des toits, les eaux provenant du drainage de fondations ainsi que les eaux de refroidissement doivent être rejetées au réseau d'égouts pluviaux à la condition que la qualité de ces eaux soit conforme aux normes établies à l'article 7.

Certaines eaux de procédé dont la qualité est conforme aux normes établies à l'article 7, pourront être déversées au réseau d'égouts pluviaux après autorisation écrite du ministère de l'Environnement.

Aux fins du présent article, le réseau d'égouts pluviaux, en tout ou en partie, peut être remplacé par un fossé de drainage.

Dans le cas d'un territoire pourvu d'un réseau unitaire, les eaux de refroidissement devront être recirculées et seule la purge du système de recirculation pourra être déversée au réseau unitaire.

#### 5. CONTROLE DES EAUX

Toute conduite qui évacue une eau de procédé dans un réseau d'égouts unitaires, domestiques ou pluviaux, doit être pourvue d'un regard d'au moins 900 mm (36 pouces) de diamètre afin de permettre la vérification du débit et les caractéristiques de ces eaux.

Toute conduite qui évacue une eau de refroidissement dans un réseau d'égouts pluviaux doit être pourvue d'un regard permettant l'échantillonnage de ces eaux.

Aux fins du présent règlement, ces regards constituent les points de contrôle de ces eaux.

## SECTION II

### REJETS

#### 6. EFFLUENTS DANS LES RESEAUX D'EGOUTS UNITAIRES ET DOMESTIQUES

Il est interdit, en tout temps, de rejeter ou de permettre le rejet dans les réseaux d'égouts unitaires ou domestiques:

- a) des liquides ou vapeur dont la température est supérieure à 65°C (150°F);
- b) des liquides dont le pH est inférieur à 5,5 ou supérieur à 9,5 ou des liquides qui, de par leur nature, produiront dans les conduites d'égouts un pH inférieur à 5,5 ou supérieur à 9,5 après dilution;
- c) des liquides contenant plus de 15 mg/l d'huiles, de graisses et de goudrons d'origine minérale;
- d) de l'essence, du benzène, du naphte, de l'acétone, des solvants et autres matières explosives ou inflammables;

- e) de la cendre, du sable, de la terre, de la paille, du cambouis, des résidus métalliques, de la colle, du verre, des pigments, des torchons, des serviettes, des contenants de rebut, des déchets de volailles ou d'animaux, de la laine ou de la fourrure, de la sciure de bois, des copeaux de bois et autres matières susceptibles d'obstruer l'écoulement des eaux ou de nuire au fonctionnement propre de chacune des parties d'un réseau d'égouts et de l'usine de traitement des eaux usées;
- f) des liquides autres que ceux provenant d'une usine d'équarrissage et/ou fondoir contenant plus de 150 mg/l de matières grasses et d'huiles d'origine animale ou végétale;
- g) des liquides provenant d'une usine d'équarrissage et/ou fondoir contenant plus de 100 mg/l de matières grasses et d'huiles d'origine animale ou végétale;
- h) des liquides contenant des matières en concentration maximale instantanée supérieure aux valeurs énumérées ci-dessous:
- |  |   |      |      |
|--|---|------|------|
| - composés phénoliques                           | : | 1,0  | mg/l |
| - cyanures totaux (exprimés en HCN)              | : | 2    | mg/l |
| - sulfures totaux (exprimés en H <sub>2</sub> S) | : | 5    | mg/l |
| - cuivre total                                   | : | 5    | mg/l |
| - cadmium total                                  | : | 2    | mg/l |
| - chrome total                                   | : | 5    | mg/l |
| - nickel total                                   | : | 5    | mg/l |
| - mercure total                                  | : | 0,05 | mg/l |
| - zinc total                                     | : | 10   | mg/l |
| - plomb total                                    | : | 2    | mg/l |
| - arsenic total                                  | : | 1    | mg/l |
| - phosphore total                                | : | 100  | mg/l |

- i) des liquides dont les concentrations en cuivre, cadmium, chrome, nickel, zinc, plomb et arsenic respectent les limites énumérées en 6h), mais dont la somme des concentrations de ces métaux excède 10 mg/l;
- j) du sulfure d'hydrogène, du sulfure de carbone, de l'ammoniac, du tri-chloroéthylène, de l'anhydride sulfureux, du formaldéhyde, du chlore, de la pyridine ou autres matières du même genre, en quantité telle qu'une odeur incommode s'en dégage en quelque endroit que ce soit du réseau;
- k) tout produit radioactif;
- l) toute matière mentionnée aux paragraphes c, f, g et h du présent article même lorsque cette matière n'est pas contenue dans un liquide.
- m) toute substance telle qu'antibiotique, médicament, biocide ou autre en concentration telle qu'elle peut avoir un impact négatif sur le traitement ou le milieu récepteur.
- n) des microorganismes pathogènes ou des substances qui en contiennent. Le présent alinéa s'applique aux établissements tels que laboratoires et industries pharmaceutiques manipulant de tels microorganismes.

## 7. EFFLUENTS DANS LES RESEAUX D'EGOUTS PLUVIAUX

L'article 6 s'applique aux rejets dans les réseaux d'égouts pluviaux à l'exception des paragraphes c, f, g, h et i.

En outre, il est interdit, en tout temps, de rejeter ou de permettre le rejet dans les réseaux d'égouts pluviaux:

- a) des liquides dont la teneur en matières en suspension est supérieure à 30 mg/l ou qui contiennent des matières susceptibles d'être retenues par un tamis dont les mailles sont des carrés d'un quart de pouce de côté;
- b) des liquides dont la demande biochimique en oxygène 5 jours ( $DBO_5$ ) est supérieure à 15 mg/l;
- c) des liquides dont la couleur vraie est supérieure à 15 unités après avoir ajouté quatre (4) parties d'eau distillée à une partie de cette eau;
- d) des liquides qui contiennent les matières suivantes en concentration maximale instantanée supérieure aux valeurs énumérées ci-dessous:

1) composés phénoliques	:	0,020	mg/l
2) cyanures totaux (exprimés en HCN)	:	0,1	mg/l
3) sulfures totaux (exprimés en $H_2S$ )	:	2	mg/l
4) cadmium total	:	0,1	mg/l
5) chrome total	:	1	mg/l
6) cuivre total	:	1	mg/l
7) nickel total	:	1	mg/l
8) zinc total	:	1	mg/l
9) plomb total	:	0,1	mg/l
10) mercure total	:	0,001	mg/l
11) fer total	:	17	mg/l
12) arsenic total	:	1	mg/l
13) sulfates exprimés en $SO_4$	:	1 500	mg/l
14) chlorures exprimés en Cl	:	1 500	mg/l
15) phosphore total	:	1	mg/l

- e) des liquides contenant plus de 15 mg/l d'huiles et de graisses d'origine minérale, animale ou végétale;

- f) des eaux qui contiennent plus de 2 400 bactéries coliformes par 100 ml de solution ou plus de 400 coliformes fécaux par 100 ml de solution;
- g) toute matière mentionnée aux paragraphes c, f et g de l'article 6, toute matière mentionnée au paragraphe d du présent article, toute matière colorante et toute matière solide susceptible d'être retenue par un tamis dont les mailles sont des carrés de 6 mm ( $\frac{1}{4}$  de pouce) de côté, même lorsque cette matière n'est pas contenue dans un liquide.

Les normes énoncées aux paragraphes a, b, c et f du présent article ne s'appliquent pas dans le cas où ces normes sont déjà dépassées dans l'eau d'alimentation, en autant que les eaux rejetées n'excèdent pas la contamination de l'eau d'alimentation.

#### 8. INTERDICTION DE DILUER

Il est interdit de diluer un effluent avant le point de contrôle des eaux.

L'addition d'une eau de refroidissement ou d'une eau non-contaminée à une eau de procédé constitue une dilution au sens du présent article.

#### 9. METHODE DE CONTROLE ET D'ANALYSE

Les échantillons utilisés pour les fins d'application de ce règlement doivent être analysés selon les méthodes normalisées décrites dans la quinzième édition (1980) de l'ouvrage intitulé "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" publié conjointement par "American Public Health Association", "American Water Works Association" et "Water Pollution Control Federation".

Le contrôle des normes édictées au présent règlement sera effectué par le prélèvement d'échantillons instantanés dans l'effluent concerné.

#### 10. REGULARISATION DU DEBIT

Les effluents de tout procédé dont le rejet instantané est susceptible de nuire à l'efficacité du système de traitement municipal devront être régularisés sur une période de 24 heures.

De même, tout établissement déversant des liquides contenant des colorants ou des teintures de quelque nature que ce soit devra régulariser le débit de ces liquides sur vingt-quatre heures.

#### 11. ENTREE EN VIGUEUR

Le présent règlement entre en vigueur à la date de son adoption par le Conseil municipal.

#### 12. PENALITES

- a) Quiconque contrevient à quelque'une des dispositions du présent règlement est passible sur poursuite devant la Cour de Juridiction compétente, d'une amende d'au moins 100,00\$ avec frais, avec ou sans emprisonnement, et à défaut de paiement immédiat de ladite amende et des frais, d'un emprisonnement sans préjudice des autres recours pouvant être exercés contre lui, pourvu que ladite amende n'excède pas 300,00\$ et que l'emprisonnement ne soit pas pour plus de deux (2) mois, ledit emprisonnement devant cesser en tout temps sur paiement de l'amende et des frais.

- b) Toute infraction aux dispositions du présent règlement constitue jour par jour une offense séparée.
- c) Toutes dépenses encourues par la municipalité par suite du non respect d'un des articles du présent règlement seront à l'entière charge des contrevenants.

ANNEXE 2

VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMÈTRES MESURÉS PAR LE MENVIQ  
AU COURS DES ÉCHANTILLONNAGES RÉALISÉS  
ENTRE LE 20 JANVIER 1982 ET LE 3 NOVEMBRE 1983

FONDOIR LAURENTIDE - EFFLUENTS BRUTS

PARAMÈTRE (mg/l.)	15-16 février 1983	16-17 février 1983	25-26 octobre 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	31 oct.- 1 nov. 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	3 100	3 450	2 600	800	8 900	2 500	5 850	5 300
DBO <sub>5</sub> filtrée	-	-	1 300	500	1 300	300	3 000	2 450
DCO totale	3 750	5 065	6 440	16 200	19 180	5 150	12 050	9 080
DCO filtrée	-	-	2 680	2 000	2 000	1 135	4 600	4 000
MeS	830	775	2 230	4 200	6 800	1 990	3 340	5 100
PO <sub>4</sub> total	5,5	8,7	31	27	33	15,5	65	53
PO <sub>4</sub> dissous	5,2	6,8	24	18	16	10,0	46	40
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	40	30	55	100	120	110	130	100
Ntk	203	240	350	230	130	100	500	360
NH <sub>3</sub>	198	240	160	80	60	65	380	250
H&G	960	720	2 200	5 600	9 200	4 100	3 600	8 200
Sulfures totaux	4	6	0,9	3,2	3,2	0,8	5,8	3,8
Sulfures dissous	1,4	4,5	0,8	1,6	3,2	0,45	4,0	3,6
pH	8,4	8,3	7,0	6,9	6,4	7,5	6,9	6,1
Volume gallons U.S.	62 050	53 210	96 210	52 260	41 870	41 780	40 180	94 440

FONDOIR LAURENTIDE - EFFLUENTS DU DÉCANTEUR MÉCANIQUE

PARAMÈTRE (mg/%)	25-26 octobre 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	31 oct.- 1 nov. 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	1 340	2 350	1 950	1 200	1 660	3 600
DBO <sub>5</sub> filtrée	620	1 020	480	270	1 000	2 000
DCO totale	2 400	3 640	2 800	2 330	3 040	4 570
DCO filtrée	1 500	1 655	930	990	1 650	2 720
MeS	910	880	820	950	1 100	1 200
P <sub>04</sub> total	6	8	4,5	4,5	8,8	9,8
P <sub>04</sub> dissous	3,3	4,5	2,6	2	4,8	6,4
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	70	50	80	100	100	100
Ntk	330	350	150	165	300	370
NH <sub>3</sub>	260	250	150	165	300	370
H&G	810	970	660	650	820	2 500
Sulfures totaux	9,2	8,6	5	5	10	10,2
Sulfures dissous	4	8	5	4,3	7,5	9
pH	8,9	8,4	8,9	9	8,9	8,4
Volume gallons U.S.	96 210	52 260	41 870	41 780	40 180	94 440

FONDOIR LAURENTIDE - EFFLUENTS DU BASSIN D'ÉGALISATION

PARAMÈTRE (mg/l)	25-26 octobre 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	31 oct.- 1 nov. 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	1 500	2 100	2 500	1 040	1 400	2 250
DBO <sub>5</sub> filtrée	820	700	630	240	1 050	1 500
DCO totale	2 140	3 100	3 540	1 450	2 500	3 600
DCO filtrée	1 500	1 280	1 100	815	1 500	2 360
MeS	500	1 000	1 320	480	660	950
PO <sub>4</sub> total	5	6	6,3	2,8	7,5	8
PO <sub>4</sub> dissous	2,1	4	4,2	1	5	5,5
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	120	100	60	110	110	100
Ntk	270	350	150	140	250	320
NH <sub>3</sub>	180	260	150	135	250	300
H&G	400	750	1 500	280	330	700
Sulfures totaux	4,8	5,6	6	4,2	8,4	11,2
Sulfures dissous	4,8	5,6	6	3,3	8	10,6
pH	8,7	8,2	7,8	8,7	8,5	8
Volume gallons U.S.	96 210	52 260	41 870	41 780	40 180	94 440

FONDOIR LAURENTIDE - EFFLUENTS DU BASSIN PHYSICO-CHEMIQUE

PARAMÈTRE (mg/l)	20-21 janvier 1982	16-17 février 1982	17-18 mars 1982	26-27 mai 1982	20 octobre 1982*	15-16 février 1983	16-17 février 1983	25-26 octobre 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	31 oct.- 1 nov. 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	230	525	300	1 225	1 160	1 400	2 250	710	760	645	465	-	1 560
DBO <sub>5</sub> filtrée	-	-	-	-	-	-	-	620	570	320	270	-	1 500
DCO totale	375	820	450	1 840	1 600	1 950	3 425	1 260	1 430	1 070	840	1 330	2 360
DCO filtrée	-	-	-	1 720	-	-	-	1 200	1 160	943	740	1 090	2 070
MeS	-	110	90	106	-	330	500	150	93	85	80	120	230
PO <sub>4</sub> total	-	-	-	-	-	4,6	6	4	5	3	1,5	4	5
PO <sub>4</sub> dissous	-	-	-	-	-	2,5	4,8	1,7	3	2,2	0,8	3,4	4,3
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	440	-	-	1 450	520	50	40	100	110	90	130	100	100
Ntk	-	-	-	-	200	158	200	270	340	190	150	245	330
NH <sub>3</sub>	68	73	86	200	200	158	200	200	240	190	150	245	290
H&G	22	132	75	60	135	165	271	17	16	37	23	20	90
Sulfures totaux	0,18	0,26	0,27	0,46	70	4	12	1	6	4,9	3,3	0,8	9,4
Sulfures dissous	-	0,08	-	0,08	0,12	0,3	4,6	1	5,8	4,5	2,8	0,4	6,4
pH	9	7,3	8,3	7,7	6,85	7,7	7,9	8,9	8,4	8,7	8,8	8,9	8,6
Volume gallons U.S.	80 170	71 850	87 720	-	-	62 050	53 210	96 210	52 260	41 870	41 780	40 180	94 440

\* échantillonnage simple, instantané

FONDOIR LAURENTIDE - EFFLUENTS APRÈS CHLORATION

PARAMÈTRE (mg/l)	25-26 octobre 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	1 200	1 000	510	-	1 750
DBO <sub>5</sub> filtrée	675	825	285	-	1 400
DCO totale	1 260	1 450	1 110	1 300	2 610
DCO filtrée	900	1 270	720	1 020	2 095
MeS	130	75	120	255	325
PO <sub>4</sub> total	4	3,5	3	4,5	6
PO <sub>4</sub> dissous	2	2	1,8	2	4,2
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	85	110	110	150	120
Ntk	230	250	190	230	330
NH <sub>3</sub>	170	250	190	230	330
H&G	90	18	66	43	170
Sulfures totaux	0,9	5	5,3	7	7,6
Sulfures dissous	0,4	5	4,7	6,7	7,6
pH	8,8	8,5	8,6	8,7	8,4
Volume gallons U.S.	96 210	52 260	41 870	40 180	94 440

ENTRÉE DE LA STATION D'ÉPURATION MUNICIPALE

PARAMÈTRE (mg/l.)	26-27 mai 1982	27-28 mai 1982	20 octobre 1982*	15-16 février 1983	16-17 février 1983	17-18 février 1983	26-27 octobre 1983	27-28 octobre 1983	31 oct.- 1 nov. 1983	1-2 novembre 1983	2-3 novembre 1983
DBO <sub>5</sub> totale	103	-	167	78	68	135	175	135	-	70	115
DBO <sub>5</sub> filtrée	-	-	-	-	-	-	65	30	-	40	30
DCO totale	205	400	300	180	305	310	475	375	250	200	284
DCO filtrée	40	310	-	-	-	-	210	197	91	175	125
MeS	40	65	-	85	70	95	180	150	110	105	75
PO <sub>4</sub> total	-	-	-	2,0	1,9	2,1	4,5	3,8	4,3	4,0	4,2
PO <sub>4</sub> dissous	-	-	-	1,0	1,0	1,1	3,0	2,2	2,3	2,9	4,2
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	90	1 900	135	25	80	30	70	70	100	100	44
Ntk	-	-	31	20	18	29	38	32	23	28	31
NH <sub>3</sub>	18,5	40	31	20	17,5	29	22	22	15	15	22
H&G	27	58	22	21	16	38	46	38	21	8	25
Sulfures totaux	0,76	4	30	2,1	2,5	2,5	2,1	2,1	7	0,9	1,6
Sulfures dissous	0,64	3,8	0,02	0,6	1,5	0,5	1,2	1,1	6,2	0,4	0,7
pH	7,6	7,3	7,1	6,5	6,9	7,1	7,4	7,5	7,4	7,5	7,6

\* échantillonnage simple, instantané

SORTIE DE LA STATION D'ÉPURATION MUNICIPALE

PARAMÈTRE (mg/l)	26-27 mai 1982
DBO <sub>5</sub> totale	6
DBO <sub>5</sub> filtrée	-
DCO totale	80
DCO filtrée	45
MeS	7
PO <sub>4</sub> total	-
PO <sub>4</sub> dissous	-
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	58
Ntk	-
NH <sub>3</sub>	8,5
H&G	0,6
Sulfures totaux	<0,05
Sulfures dissous	<0,05
pH	7,5

### ANNEXE 3

EXEMPLE DE CALCULS POUR LA  
DÉTERMINATION DE LA  $DBO_5$   
DU MÉLANGE DES EAUX USÉES

Le développement qui suit constitue un exemple de calculs pour la détermination de la  $DBO_5$  du mélange des effluents du Fonder Laurentide Inc., de l'Aéroport International de Mirabel et des eaux usées municipales.

L'exemple choisi est celui du mélange des eaux usées à la sortie du DÉCANTEUR MÉCANIQUE. Dans ces conditions:

	$DBO_5$		VOLUME	
	mg/l	kg/j	gallons U.S.	litres
Fonder	2 180	536	64 992	246 021
Municipalité	220	90	108 081	409 130
Aéroport	157	428	720 540	2 727 532

La concentration en  $DBO_5$  du mélange s'obtient en utilisant la formule suivante:

$$DBO_5 (mg/l) = \frac{\Sigma \text{ charge en } DBO_5 (kg/j)}{\text{Volume total (litre)}} \times 10^6 \left( \frac{\text{facteur de conversion}}{kg \rightarrow mg} \right)$$

La charge en  $DBO_5$  (exprimée en kg/j) est obtenue en appliquant la valeur de concentration au volume journalier (transformé en litre), et en divisant le résultat par  $10^6$  (facteur de conversion mg  $\rightarrow$  kg).

Le volume total retenu pour le calcul de la concentration en  $\text{DBO}_5$  du mélange des eaux usées est celui qui tient compte des apports par infiltration et captage, soit 1 020 765 gallons U.S. ou 3 864 004 litres.

Ainsi donc, pour le cas à l'étude:

$$\text{DBO}_5 = \frac{1\,054 \text{ kg/j}}{3\,864\,004 \text{ litres}} \times 10^6 = 273 \text{ mg/l}$$