Développement et validation d'un concept de surfaces de réponse pour évaluer la traitabilité des effluents

Ronald Zaloum

▶ **To cite this version:**

Ronald Zaloum. Développement et validation d'un concept de surfaces de réponse pour évaluer la traitabilité des effluents. Sciences de l'environnement. Université Paul Verlaine - Metz, 1986. Français. NNT : 1986METZ028S . tel-01775558

HAL Id: tel-01775558
https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01775558

Submitted on 24 Apr 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

Centre des Sciences de l'Environnement

UNIVERSITE de METZ

THÈSE DE DOCTORAT

PRÉSENTÉE LE

18 DÉCEMBRE 1986

PAR

RONALD ZALOUM, Ing. M.Sc.

DÉVELOPPEMENT ET VALIDATION D'UN CONCEPT DE SURFACES DE RÉPONSE POUR ÉVALUER LA TRAITABILITÉ DES EFFLUENTS

MEMBRES DU JURY

Dr. J.C. Block,	Université de Metz
Dr. D. Couillard,	Université du Québec
Dr. G. Martin,	Université de Rennes
Dr. C. Prost,	Université de Nancy
Dr. M. Rocques,	École Nationale Supérieure des Industries Chimiques
	ement Canada

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ

022 420260 8

Version ~~synthèse de la thèse~~ intégrale

DÉVELOPPEMENT ET VALIDATION D'UN CONCEPT DE SURFACES DE RÉPONSE POUR ÉVALUER LA TRAITABILITÉ DES EFFLUENTS

THÈSE DE DOCTORAT

Présentée par

Ronald Zaloum, Ing., M.Sc.

au

Centre des Sciences de l'Environnement

Université de Metz

18 décembre 1986

BIBLIOTHÈQUE UNIVERSITAIRE
METZ
N° inv 19860565
Cote S/M3 86/28
Loc Magasin

DÉVELOPPEMENT ET VALIDATION D'UN CONCEPT DE SURFACES DE RÉPONSE POUR ÉVALUER LA TRAITABILITÉ DES EFFLUENTS

THÈSE DE DOCTORAT

Présentée par

Ronald Zaloum, Ing., M.Sc.

au

Centre des Sciences de l'Environnement

Université de Metz

UNIVERSITE DE METZ
BIBLIOTHEQUE

18 décembre 1986

RÉSUMÉ

Nous avons développé et validé un concept d'interprétation et d'évaluation de la traitabilité biologique d'effluents par des surfaces de réponse définies en fonction de l'âge de boues, du temps de séjour hydraulique et de la concentration organique (DCO totale) de l'affluent. L'allure et les limites opérationnelles de ces surfaces ont été définies pour les paramètres de l'effluent d'intérêt en traitabilité, soit; la DCO filtrée, la teneur des solides volatils en suspension, la DCO totale, le phosphore et les formes azotées comunes (NTK, nitrates).

Ce concept de surfaces de réponse définit des régions ou des segments d'isoréponse selon le paramètre sélectionné. La superposition de régions d'isoréponse permet de choisir les conditions optimales d'opération pour le paramètre le plus restrictif tout en maximisant le rendement pour les autres paramètres d'intérêt. Ceci est réalisé par la simple manipulation de l'âge de boues, du temps de séjour hydraulique et lorsque possible de la concentration organique admise au système.

Le concept de régions d'isoréponse sert d'outil d'optimisation, de gestion de l'opération et de décisions modifiant ou agrandissant la chaîne de traitement dans le but de se conformer aux normes. Le concept de surfaces de réponse dévoile les limites de l'influence de l'âge de boues comme paramètre de contrôle et fait ressortir l'influence du temps de rétention hydraulique sur la stabilité et le rendement du système ainsi que sur l'évolution de la biomasse et de son comportement.

L'analyse de la traitabilité par des surfaces de réponse a mis en évidence d'importantes lacunes dans les modèles traditionnels. Mentionnons des faiblesses dans la prévision du rendement et des valeurs d'équilibre de la biomasse ainsi que des limitations découlant du caractère uni-dimensionel de ces modèles et de leur application en régime permanent. Nous montrons aussi l'inaptitude du rapport F/M comme paramètre de conception et d'opération, le caractère variable du coefficient de production de boues par rapport au caractère constant du coefficient de synthèse nette de la biomasse et la valeur limitée de la mesure de l'ATP pour le suivi de la traitabilité. De plus, nous faisons ressortir la quasi-indépendance de l'âge de boues et du temps de séjour hydraulique dans le contrôle du procédé biologique, l'influence de la DCO de l'eau brute sur la DCO filtrée et la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent ainsi que l'effet des paramètres de contrôle sur la composition microbiologique durant la traitabilité.

Cette étude fut réalisé sur des effluents variables d'un abattoir pour tenir compte des conditions réelles d'opération. La validation du concept de surfaces de réponse fut réalisée avec un système d'épuration opérant paralellement aux systèmes pilotes et traitant 45 000 l/j de la même eau usée. Ce concept de surfaces de réponse semble rallier les écarts entre les concepts théoriques et les résultats obtenus dans la réalité.

ABSTRACT

Available kinetic models generally used in wastewater treatment plant design share a number of common limitations; they lack the flexibility to predict effluent quality in response to changes in operating conditions and are developped on the basis of steady state assumptions. Operational control is strictly based on SRT or F/M. Field experience shows significant deviation from theory.

It was hypothesized that biological treatment responded to changes in SRT, HRT, and influent total COD in such a way that its performance could be described by response surfaces for each effluent parameter under investigation. Settled abattoir wastewater was used to develop and demonstrate the applicability of the concept at pilot and full scale levels. SRT and HRT were considered as process control parameters whereas effluent filtered COD, suspended solids, phosphorus, TKN and the mixed liquor concentration were considered as process responses. Influent COD was not controled in order to reflect the variable nature of the wastewater and full scale operating conditions.

ANOVA was used for the statistical analysis and response surfaces trend detection.

It was demonstrated that indeed response surfaces could be defined for each parameter and that the surfaces reflected the entire range of operating possibilities beyond which treatability fails. Furthermore, depending on the response parameter under investigation iso-response regions or lines could be obtained thus defining the ranges of SRT and organic load combinations which must be maintained in order to insure a given effluent quality. The response surface for the most restrictive parameter will govern the operation, while superposition of the other parameters' surfaces will ensure that operating conditions are chosen in such a way as to maximize the performance of the system as a whole. This concept can assist in optimization upgrading or retrofitting decision making.

This study showed that SRT is not the sole process control parameter and that its effect is significantly reduced beyond a value of 15 days. In addition, HRT has been shown to be equally important to SRT as a process control parameter with significant impact on system stability, sludge settleability and microbial composition, as well as on the performance. Process control can be achieved by modifying jointly or separately each parameter.

It was possible to distinguish a variable sludge production coefficient from a constant net synthesis coefficient, and to assess the usefulness of ATP as a biological performance indicator. The impact of influent total COD variability was evaluated with respect to the filtered effluent COD, volatile suspended solids and the mixed liquor concentration.

This concept was successfully applied to the operation of the full scale biological treatment facility receiving an average 45,000 l/d of wastewater.

The response surface approach appears to bridge field and theoretical discrepancies.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier le Dr. J.C. Block, directeur de thèse et directeur du Centre des Sciences de l'Environnement (U. de Metz) d'avoir accepté ma candidature au doctorat. Je le remercie aussi pour ses conseils et son encouragement.

Je remercie le Dr. D. Couillard, co-directeur de thèse et professeur à l'Institut National de la Recherche Scientifique (U. du Québec) pour son soutien moral, son encouragement et ses conseils scientifiques.

Je remercie le Dr. Guy Martin, directeur du laboratoire de chimie des nuisances et du génie de l'environnement et professeur à l'École Nationale Supérieure de chimie à Rennes d'avoir bien voulu faire parti du jury de défense de thèse et avec qui j'ai eu un bref mais précieux entretien lors de son passage à Montréal en octobre 1986.

Je remercie le Dr. C. Prost, rapporteur et professeur à l'institut national polytechnique de Lorraine à Nancy d'avoir trouvé le sujet de thèse suffisamment intéressant pour analyser le document et participer au jury.

Je remercie aussi le Dr. M. Rocques, rapporteur et professeur à l'École nationale supérieure des industries chimiques à Nancy pour avoir également trouvé le sujet de thèse d'intérêt et pour la participation comme membre du jury.

Je remercie aussi le Dr. R. Van Coillie, rapporteur, co-directeur de thèse, et scientifique senior à Environnement Canada, Protection et Conservation, d'avoir introduit mon dossier à l'université de Metz. Je le remercie aussi pour tous les efforts qu'il a fait pour mener à bien cette réalisation. Également, je le remercie pour ses conseils, sa persévérance et l'encouragement qu'il m'a donné.

Je remercie la direction du bureau régional d'Environnement Canada à Montréal pour son soutien. En particulier Messieurs G. Duchesneau, J.G. Brochu et G. Mezzetta qui ont rendu possible et permis la réalisation de cette thèse. Je les remercie d'avoir eu confiance et d'avoir cru à la valeur scientifique de ce travail.

Je remercie le Dr. Bruce Jank, directeur du centre technique des eaux usées à Burlington, Ont. pour sa collaboration dans ce travail.

Je remercie particulièrement Monsieur Trevor Briddle, chef, gestion des résidus du centre technique des eaux usées à Burlington, Ont. qui depuis le début de ce travail, soit il y a quatre ans, m'a conseillé et suivi étroitement.

Je remercie Messieurs A. Lamarche, bio-informaticien et Paul Laramée, biologiste, pour leur aide dans le traitement informatique des données et la production de graphiques. Je remercie M. Lamarche tout particulièrement pour ses précieux conseils en statistiques.

Je tiens à remercier également et avec la même sincérité le personnel qui a, pendant quatorze mois consécutifs, assuré le fonctionnement et l'entretien des bio-stations pilotes et du laboratoire mobile. À cet égard, je remercie Messieurs D. Michaud, J. Hadjinicolao et D. Bélanger pour leur travail conciencieux et professionnel et sans qui ce travail n'aurait pas été réalisé.

Je remercie aussi le personnel du ministère de l'environnement du Québec, Messieurs J. Guénnette, P. Bergevin et J. Laperrière pour leur précieuse collaboration. Également, je remercie les laboratoires d'Environnement Québec qui ont réalisé une partie importante des analyses physico-chimiques.

Je remercie aussi les laboratoires d'Environnement Canada pour la réalisation d'analyses d'ATP et M.G. Costan pour avoir fait conciencieusement le dénombrement micro-faunique.

Je remercie M. J. Haskill de la division du contrôle de la pollution industrielle d'Environnement Canada à Hull pour son appuie moral et financier dans ce projet.

Finalement, je tiens à remercier Mme Lucette Bennett pour la dactylographie impéccable de ce document et son souci des échéanciers serrés. Je remercie également Mme R. Brunette pour sa coordination secrétariale et Mme M. Erazola pour sa patience et sa collaboration lors de la finalisation du document.

À tout ceux que j'ai pu oublier, je leur dis un gros merci et à ceux qui ont dû par momment endurer des sautes d'humeurs inévitables lors d'un tel travail, je les remercie pour leur patience.

GLOSSAIRE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES

DBO_5 : Demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation. Indicateur de la concentration organique biodégradable.

DCO : Demande chimique en oxygène.
Indicateur de la concentration organique et comprend la fraction biodégradable.

F/M : Vitesse spécifique d'enlèvement du substrat ou rapport alimentation (Food)/Masse (Microorganisms).
Terminologie anglo-saxonne.

MVES : Matières volatiles en suspension dans l'effluent d'un traitement.

MLVSS : Concentration de la biomasse dans le bassin d'aération.
Terminologie anglo-saxonne (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids); liqueur mixte.

TRB : Temps de rétention moyen de la biomasse dans le réacteur.
Age de boues.

TRH : Temps de rétention hydraulique moyen;
Temps de séjour hydraulique.

IVB : Indice du volume de boues.

NTK : Azote kjeldahl total (NTK).

Vitesse spécifique: Vitesse de réaction, de croissance ou autre vitesse, divisée par la masse biologique volatile dans le bassin d'aération.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé	i
Abstract	iii
Remerciements	v
Glossaire des abréviations utilisées	vii
Liste des figures	xii
Liste des tableaux	xviii
1. Introduction	1
2. Évaluation des connaissances	4
2.1 Historique et évolution des concepts de traitement	4
2.2 Étude des effets transitoires sur la performance des systèmes de traitement	9
2.3 Examen des problèmes reliés à la conception et à l'opération des systèmes de traitement	11
2.4 Aperçu des travaux reliés à l'étude microbiologique de la biomasse	12
2.5 Enlèvement des matières nutritives en relation avec le traitement biologique	13
3. Problématique	16
3.1 Besoin d'une nouvelle approche	16
3.2 Concept de surface de réponse	20
3.3 Caractéristiques de la surface de réponse	24

		Page
4.	Organisation expérimentale	31
	4.1 Matériel et méthodes	31
	4.2 Sélection des périodes de transition	35
	4.3 Examen microbiologique	37
	4.4 Calendrier et agencement des opérations	38
5.	Résultats préalables	41
	5.1 Validation interlaboratoire	41
	5.2 Homogénéité de la liqueur mixte	41
	5.3 Délai de conservation	41
	5.4 Caractéristiques et variabilité des effluents	41
	5.5 Phases de transition	49
6.	Vérification des fondements du concept de surface de réponse	58
	6.1 Démarche	58
	6.2 Reproductibilité des réponses	60
	6.3 Effet combiné de la charge organique sur la performance à un âge de boues constant	60
	6.4 Effet de la concentration organique sur la performance	66
	6.5 Effet du temps de séjour hydraulique sur la performance	71
	6.6 Effet de l'âge de boues sur la performance	76
	6.7 Synthèse des fondements du concept de la surface de réponse	83
7.	Validation du concept	86
	7.1 Ensemble expérimental étudié	86
	7.2 Bloc 1 d'évaluation	90
	7.3 Bloc 2 d'évaluation	97
	7.4 Bloc 3 d'évaluation	100
	7.5 Profil de la surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent	107

Page

7.6 Profil de la surface de réponse pour la teneur en solides volatils en suspension de l'effluent 112

7.7 Profil de la surface de réponse pour la DCO totale de l'effluent 117

8. Régions d'isoréponse 123

8.1 Notions de courbes de régions d'isoréponse 123

8.2 Explication de différentes régions d'isoréponse 123

8.3 Examen des régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent 129

8.4 Examen des régions d'isoréponse pour la teneur en solides volatils en suspension 141

8.5 Applicabilité des régions et surfaces de réponse 146

9. Concept de surface de réponse et notions courantes en traitabilité 152

9.1 Démarche de mise en relation 152

9.2 Concentration de la biomasse en fonction de la charge organique et l'âge de boues 152

9.3 Croissance nette de la biomasse en fonction de la charge organique, du rapport F/M et de l'âge de boues 155

9.4 Production de boues en fonction du rapport F/M et de l'âge de boues 158

9.5 Régions d'isoréponse en fonction du rapport F/M et de la croissance nette de la biomasse 160

9.6 Surface de réponse pour la production de boues 162

10. Concept de surface de réponse et enlèvement des nutriment 167

10.1 Enlèvement du phosphore 167

10.2 Enlèvement de l'azote 176

Page

10.3 Nitrification 178

10.4 Surface de réponse pour l'azote résiduel 185

11. Concept de surface de réponse et caractéristiques microbiologiques associées à la traitabilité 199

11.1 Contexte de la démarche 199

11.2 Évolution des bactéries filamenteuses 199

11.3 Évolution des protozoaires 211

11.4 Évolution des métazoaires 213

11.5 Évolution des algues 213

11.6 Conditions extrêmes 214

11.7 Relation entre la production d'ATP, le profil d'oxygène dissous et l'évolution de la traitabilité 214

12. Conclusions 220

Références bibliographiques 226

Annexe - Résultats d'opération 239

LISTE DES FIGURES

			Page
Figure	3.1	Réaction d'un système biologique aux variations des paramètres de contrôle	23
Figure	3.2	Représentation des courbes de réponse en fonction des paramètres de contrôle	25
Figure	3.3	Représentation de la construction d'une surface de réponse	26
Figure	3.4	Illustration de l'allure d'une surface de réponse	27
Figure	3.5	Courbes d'isoréponse pour les solides volatils en suspension dans l'effluent (en mg. l^{-1}) en fonction des deux paramètres de contrôle	30
Figure	4.1	Calendrier des expérimentations	39
Figure	4.2	Coordonnées expérimentales en fonction du TRH et du TRB	40
Figure	5.1	Variation horaire de la concentration organique (DCO totale) dans l'eau brute	43
Figure	5.2	Variation journalière de la DCO dans l'eau brute	47
Figure	5.3	Analyse de la variabilité de l'affluent avec le coefficient de variation déterminé pour la DCO	48
Figure	5.4	Transition par une diminution du temps de séjour hydraulique (TRH) à un âge de boues constant (TRB = 10 jours)	52
Figure	5.5	Transition par une augmentation du temps de séjour hydraulique (TRH) à un âge de boues constant (TRB - 15 jours)	53
Figure	5.6	Transition par une diminution de l'âge de boues (TRB) et une réduction simultanée du temps de séjour hydraulique (TRH)	55
Figure	5.7	Transition par une augmentation de l'âge de boues (TRB) après une diminution du temps de séjour hydraulique (TRH)	56
Figure	5.8	Manifestation des effets transitoires sur la biomasse lors d'un changement opératoire (TRB - 10 jours)	57

			Page
Figure	6.1	Effet du TRH et de la DCO brute sur la DCO filtrée de l'effluent (TRB = 30 jours)	74
Figure	6.2	Effet du TRH et de la DCO brute sur les solides volatils en suspension dans l'effluent (TRB = 30 jours)	75
Figure	6.3	Profil de la DCO filtrée de l'effluent en fonction du TRB (TRH = 3 jours)	79
Figure	6.4	Profil des solides volatils en suspension en fonction du TRB (TRH = 3 jours)	80
Figure	6.5	Comparaison des évolutions temporelles des solides volatils en suspension dans l'effluent et de la biomasse dans le bassin d'aération (TRH = 3 jours, TRB = 50 jours)	82
Figure	6.6	Profils probables du volume de la biomasse dans le bassin d'aération et de la croissance nette en fonction de l'âge de boues (TRH = 3 jours)	84
Figure	7.1	Localisation des blocs d'évaluation dans l'ensemble des expériences de validation du concept	87
Figure	7.2	Changements de la DCO filtrée de l'effluent avec le TRH	110
Figure	7.3	Changements de la DCO filtrée de l'effluent avec le TRB	111
Figure	7.4	Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent	113
Figure	7.5	Changements de la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent avec le TRH	115
Figure	7.6	Changements de la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent avec le TRB	116
Figure	7.7	Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la teneur en solides volatils en suspension de l'effluent	118
Figure	7.8	Changements de la DCO totale de l'effluent avec le TRH	120

			Page
Figure	7.9	Changements de la DCO totale de l'effluent avec le TRB	121
Figure	7.10	Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la DCO totale de l'effluent	122
Figure	8.1	Représentation des effets des facteurs sur une surface de réponse (extrait de Miller et Freund, 1965)	124
Figure	8.2	Régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent en fonction du TRH et du TRB	125
Figure	8.3	Régions d'isoréponse pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent en fonction du TRH et du TRB	126
Figure	8.4	Régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et du TRB	127
Figure	8.5	Régions d'isoréponse pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et du TRB	128
Figure	8.6	Relation entre le TRH et la concentration de la biomasse dans le réacteur (DCO brute de 1,4 à 1,9 $g.l^{-1}$ et TRB = 30 jours)	134
Figure	8.7	Profil d'isoréponse de la croissance nette de la biomasse (CN, $g.j^{-1}$) en fonction du TRH et de la DCO brute	135
Figure	8.8	Assimilation de la matière organique lors du cycle d'opération du réacteur (TRH = 4 jours, TRB = 25 jours, DCO brute = 3,3 $g.l^{-1}$)	138
Figure	8.9	Production d'ATP lors du cycle d'opération du réacteur	139
Figure	9.1	Profil d'isoréponse pour la concentration de la biomasse (MVES, $mg.l^{-1}$) en fonction de la charge organique enlevée et du TRB	153
Figure	9.2	Relation entre la croissance nette de la biomasse et la charge organique enlevée à différents âges de boues	157

		Page
Figure 9.3	Relations entre le rapport F/M et le taux de croissance spécifique (a) ou l'âge de boues (b)	159
Figure 9.4	Relation entre le coefficient de production de boues et le rapport F/M à différents âges de boues	161
Figure 9.5	Régions d'isoréponse de la teneur MVES de l'effluent en fonction du rapport F/M ($g.(g.j)^{-1}$) et de la croissance nette spécifique (CNS)	163
Figure 9.6	Vue tridimensionnelle du profil de la surface de réponse pour la production de boues	165
Figure 10.1	Concentration du phosphore total dans l'effluent en fonction du rapport DCO/P de l'affluent à différents âges de boues	168
Figure 10.2	Pourcentage d'enlèvement du phosphore en fonction de l'âge de boues (DCO/P = 211 à 253)	170
Figure 10.3	Quantité de phosphore enlevé en fonction de l'âge de boues (DCO/P = 211 à 253)	171
Figure 10.4	Relation entre la quantité de phosphore enlevé et la croissance biologique nette (CBN)	172
Figure 10.5	Relation entre la quantité de phosphore enlevé et la charge organique enlevée (COE) à des TRB différents	173
Figure 10.6	Profils d'isoréponse de l'enlèvement du phosphore (PEN, $mg.j^{-1}$) en fonction de la charge organique enlevée et de l'âge de boues	175
Figure 10.7	Relation entre le rapport des consommations théorique et observée de l'azote (N_u) et la concentration de la biomasse (MVES) dans le réacteur	178
Figure 10.8	Effet de la charge organique enlevée sur l'élimination de l'azote	180
Figure 10.9	Pourcentage de nitrification en fonction de l'âge de boues	182
Figure 10.10	Pourcentage de nitrification en fonction du temps de rétention hydraulique	183
Figure 10.11	Evolution de la charge azotée résiduelle dans l'effluent en fonction de la charge organique appliquée	184

		Page
Figure 10.12	Relation entre la charge azotée résiduelle et l'âge de boues	185
Figure 10.13	Vitesse spécifique apparente de la nitrification, k_n, en fonction de la concentration de l'azote ammoniacal dans le réacteur	189
Figure 10.14	Relation entre le rapport DCO/N et la concentration du NTK de l'effluent	192
Figure 10.15	Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour le NTK de l'effluent	193
Figure 10.16	Régions d'isoréponse pour le NTK de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et de l'âge de boues	194
Figure 10.17	Relation entre la concentration du NTK de l'effluent et la concentration de la biomasse dans le réacteur	197
Figure 11.1	Influence du TRH sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse	201
Figure 11.2	Influence de la DCO de l'eau brute sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse	202
Figure 11.3	Influence de la charge organique appliquée sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse	203
Figure 11.4	Influence de l'âge de boues sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse	204
Figure 11.5	Relation entre la concentration spécifique des organismes filamenteux (CSBF) et la charge organique enlevée à différents âges de boues	207
Figure 11.6	Relation entre l'indice du volume des boues (IVB) et la teneur en solides volatils en suspension de l'effluent	210
Figure 11.7	Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) faible (TRH/TRB = 11/15 jours, COA = 30 $g.j^{-1}$, MVES = 930 $mg.1^{-1}$)	217

		Page
Figure 11.8	Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) moyenne (TRH/TRB = 7/15 jours, COA = 64 $g.j^{-1}$, MVES = 2175 $mg.l^{-1}$)	218
Figure 11.9	Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) élevée (TRH/TRB = 3/50 jours, COA = 147 $g.j^{-1}$, MVES = 6190 $mg.l^{-1}$)	219

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 5.1	Cycle d'opération de l'abattoir	42
Tableau 5.2	Composition de l'eau brute	44
Tableau 6.1	Grille d'évaluation des effets de la charge organique et de la DCO de l'affluent, du TRH et du TRB sur le rendement	59
Tableau 6.2	Résultats de la reproductibilité expérimentale	61
Tableau 6.3	Résultats de l'analyse de variance pour la DCO brute et le TRH	64
Tableau 6.4	Résultats des comparaisons des effets de la charge organique	65
Tableau 6.5	Comparaison des concentrations de biomasse pour des charges organiques relativement similaires	67
Tableau 6.6	Comparaison des rapports F/M pour des DCO brutes et des TRH différents. (TRB = 10 jours)	68
Tableau 6.7	Résultats des comparaisons des effets de la concentration organique	69
Tableau 6.8	Effet de la concentration organique de l'eau brute sur la DCO filtrée de l'effluent	70
Tableau 6.9	Effet du TRH sur le rendement des réacteurs	73
Tableau 6.10	Effet du TRB sur le rendement des réacteurs	78
Tableau 7.1	Ensemble des expériences et sous-blocs d'évaluation du concept de surface de réponse	89
Tableau 7.2	Synthèses des analyses des variances pour l'ensemble des expériences de validation	89
Tableau 7.3	Limites de l'enveloppe de la surface de réponse	91
Tableau 7.4	Synthèse des l'analyses de variance pour le bloc 1 d'évaluation des expériences de validation	92
Tableau 7.5	DCO filtrées des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	93

		Page
Tableau 7.6	Teneurs des solides volatils en suspension des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	95
Tableau 7.7	DCO totale des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	96
Tableau 7.8	Synthèse des analyses de variance pour le bloc 2 d'évaluation des expériences de validation	98
Tableau 7.9	DCO filtrées des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	99
Tableau 7.10	Teneurs des solides volatils en suspension des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	101
Tableau 7.11	DCO totales des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95%)	102
Tableau 7.12	Synthèse des analyses de variance pour le bloc 3 d'évaluation des expériences de validation	104
Tableau 7.13	DCO filtrées des effluents au bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	105
Tableau 7.14	Teneurs des solides volatils en suspension des effluents du bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	106
Tableau 7.15	DCO totales des effluents au bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)	108
Tableau 7.16	DCO filtrées des effluents pour l'ensemble des expériences de validation	109
Tableau 7.17	Teneurs des solides volatils en suspension des effluents pour l'ensemble des expériences de validation	114
Tableau 7.18	DCO totales des effluents pour l'ensemble des expériences de validation	119

		Page
Tableau 8.1	Corrélations entre la DCO de l'affluent, la biomasse et les réponses au niveau de l'affluent. (Expériences regroupées)	132
Tableau 8.2	Rapports F/M pour les six régions d'isoréponse de la teneur MVES de l'effluent	145
Tableau 8.3	Résultats d'opération de l'installation réelle	147
Tableau 8.4	Effet de la charge organique et de l'aération séquentielle sur le rendement	149
Tableau 9.1	Facteurs influençant la production des boues	164
Tableau 10.1	Vitesses de nitrification et concentrations d'azote ammoniacal et NTK dans l'effluent	188
Tableau 11.1	Sommaire de l'identification microfaunique	200
Tableau 11.2	Résultats d'opération des conditions analysées pour leur contenu microbiologique	208
Tableau 11.3	Coordonnées des tests de 24 heures	215

1. INTRODUCTION

La littérature sur la traitabilité des effluents offre une quantité impressionnante d'informations. Néanmoins, il n'existe pas de représentation unificatrice permettant d'analyser la traitabilité d'un effluent sous tous ses angles en fonction des critères de conception et d'opération.

En effet, la littérature est axée sur l'examen bi-dimensionnel des interactions entre les multiples variables et la performance. Ainsi, plusieurs chercheurs ont étudié l'effet d'un ou plusieurs paramètre sur l'efficacité du système. Par exemple, ils varient l'âge de boue et observent l'effet sur l'enlèvement d'un substrat (carbone, phosphore ou azote) (Hall et Murphy, 1985) ou ils varient la concentration d'oxygène dissous ou le rapport alimentation/masse et observent l'effet sur le développement de bactéries filamenteuses et sur l'efficacité de la séparation solide/liquide (Palm et al., 1980; Chudoba et al., 1982). On retrouve aussi des études qui démontrent que telle ou telle condition favorise l'élimination du "bulking" (Tomlinson et Chambers, 1984) ou l'enlèvement de l'azote sous ses formes variées. D'autres travaux indiquent un ensemble de conditions favorisant la déphosphatation soit par une croissance microbiologique, soit par l'inclusion de phases anaerobies dans le procédé (Manning et Irvine, 1985). On tente de catégoriser les traitements en fonction de leur charge massique par la création artifielle de barrières, alors que ces barrières n'existent pas puisque la population biologique s'adapte aux nouvelles conditions d'opération qui lui sont imposées.

On peut se demander avec quel sens d'orientation, autre que visuel, empirique ou aléatoire, un concepteur ou un opérateur peut par la simple observation de son eau brute, de sa biomasse et de la qualité de son effluent décider des correctifs à apporter pour rétablir l'optimisation de son traitement? Même avec l'appui de modèles simulant la performance, on est souvent appellé à utiliser des coefficients tirés de la littérature. Par surcroît, ces modèles ne renseignent pas sur la qualité du floc et donc sur ses propriétés de décantation. Généralement, ces modèles sont basés sur l'enlèvement de la matière soluble et, à la limite, ils incorporent la fraction particulaire dans l'élément de prédiction de la production des boues (Lawrence et McCarty, 1970; Barnard et al., 1972). On utilise des constantes que plusieurs auteurs remettent en doute et, lors de la mise en route, on tente de corriger et de trouver un mode d'opération adéquat par la manipulation de l'âge des boues (Vasicek, 1982). D'ailleurs, plusieurs travaux de recherche ont été faits avec un temps de rétention hydraulique fixé, par exemple, à 6 heures pour simuler un traitement conventionnel; ensuite, en faisant varier

l'âge des boues, on espère trouver un lien avec la performance (Sherrard et Schroeder, 1972a). Dans l'ensemble des travaux de recherche effectués, il n'y a qu'une faible proportion axée vers les effets causés par le caractère variable des effluents à traiter et par des variations environnementales incontrôlables telles que le vent, la température ambiante et les déversements accidentels.

L'objectif de cette recherche, fondé sur l'hypothèse que la traitabilité des effluents est un continuum, est étudié en premier lieu par l'examen des diverses interactions entre les variables de contrôle et la réponse du système. En second lieu, on examine si les réponses peuvent être représentées au moyen d'une ou de plusieurs surfaces.

La représentation sur une surface permet alors de préciser les limites du traitement choisi en définissant les concentrations de la biomasse dans le bassin d'aération, le coefficient de synthèse, l'enlèvement des éléments nutritifs (phosphore et azote) et l'enlèvement de la matière organique et des solides en suspension.

À partir de cette surface, il serait possible de définir des courbes d'isoréponse en fonction des paramètres de contrôle et ainsi minimiser l'effet des perturbations sur la qualité de l'effluent en s'ajustant aux conditions d'opération appropriées. La superposition des courbes d'isoréponse pour tous les paramètres d'intérêt permettrait d'optimiser un système en tenant compte des différentes exigences de traitement.

Le travail expérimental, effectué avec des effluents subissant des variations organiques journalières, a porté sur quatre aspects principaux:

(i) définir la forme la plus probable de la surface de réponse et ses limites en fonction de la concentration de l'effluent et de deux variables contrôlables, soit l'âge des boues et le temps de rétention hydraulique;

(ii) préciser l'influence des paramètres de contrôle sur la traitabilité et l'évolution de la biomasse;

(iii) examiner si une relation existe entre la communauté biologique du bassin d'aération et la réponse du système et étudier l'influence des paramètres de contrôle sur l'évolution de cette communauté biologique;

(iv) évaluer la possibilité d'utiliser le concept de surface de réponse pour la conception et l'opération des systèmes de traitement.

Les expériences ont été menées sur des systèmes en cuvées discontinues alimentés durant 7 heures et aérées continuellement sauf pour la phase de décantation. Ce choix éliminait les effets hydrauliques sur l'opération du décanteur secondaire d'un système en continu. Ainsi, l'effet du temps de rétention hydraulique sur la biomasse et sa qualité pouvait être mesuré sans interférences. Puisque la concentration de l'eau brute n'était pas maintenue constante, le système opérait en régime transitoire par rapport à la concentration organique, simulant plus fidèlement le comportement d'un système de traitement réel.

2. ÉVALUATION DES CONNAISSANCES

L'objectif de cette revue bibliographique est, d'une part, de faire le point sur les connaissances actuelles et, d'autre part, de mettre en évidence certaines questions soulevées par de nombreux auteurs. Afin de faciliter l'analyse, cette section est divisée en cinq parties.

2.1 HISTORIQUE ET ÉVOLUTION DES CONCEPTS DE TRAITEMENT

Les progrès importants en assainissement des eaux ne sont apparus qu'au commencement de ce siècle comme l'indique Alleman (1982). Il décrit les débuts du concept du traitement biologique par l'aération des boues, notamment l'étude de Clark et de Gage en 1912 à ce sujet. Celle-ci a été suivie par le développement du concept de recirculation des boues par Arden et Lockett en 1914: on y combina la décantation des boues dans un clarificateur suivie de leur transfert au bassin d'aération.

En 1916, une station d'épuration de 7,500 m^3/jour basée sur les principes énoncés par Arden et Lockett était construite à Milwaukee, USA. Selon Ganczarczyk (1983), la première station d'épuration avec recyclage fut construite en Grande Bretagne dans la ville de Worcester en avril 1916. Cette station était conçue avec un temps de rétention hydraulique de 8 heures et un taux de recirculation des boues de 25%.

L'évolution ultérieure est exposée par Ganczarczyk (1983). Résumons-en les principaux traits. Lors des années trente, les systèmes étagés étaient développés, tandis que durant les années quarante, les systèmes par aération prolongée devenaient populaires. Les années cinquante et soixante ont connu la mise en route des systèmes par fossés d'oxydation et par stabilisation avec contact, les applications aux traitements des effluents industriels ainsi que les systèmes d'aération mécanique. Pendant les années soixante-dix, on a vu s'implanter les disques biologiques, les systèmes à surface fixe, les puits profonds ainsi que les systèmes à oxygène pur comme alternatives aux systèmes conventionnels. Les années quatre-vingt sont principalement axées vers l'enlèvement des micropolluants et des matières nutritives (World Commission on Environment and Development, 1985); on insiste de plus en plus pour que les systèmes de traitement soient plus compacts et plus économiques qu'auparavant.

Malgré toute cette évolution, il s'est passé quelques trente ans depuis Arden et Lockett avant que l'on porte vraiment attention aux méthodes

de conception ou aux effets des facteurs environnementaux sur l'opération des systèmes de traitement. Bloodgood (1944) fut parmi les premiers à se soucier de l'effet de la température et de la charge organique sur l'efficacité du traitement. Il suggérait de tenir compte de la DBO* et de la température lors de la conception des usines de traitement. Jusqu'au début des années 50, le dimensionnement des stations d'épuration était essentiellement basé sur le temps de rétention hydraulique; la capacité des usines était déterminée en fonction du débit ou d'un volume d'air par volume d'eau traitée. De plus, les stations étaient conçues sans tenir compte des besoins nutritifs des micro-organismes. Par la suite, Monod (1949) relia la vitesse de croissance à la concentration du substrat.

Haseltine (1955) suggèra ensuite d'utiliser le rapport alimentation/masse (F/M) comme critère de conception dans le but d'optimiser le dimensionnement des stations d'épuration. Ce développement a graduellement débouché sur les méthodes de contrôle des boues activées où la vitesse de croissance était associée à la vitesse d'enlèvement du substrat. Le concept du contrôle par la liqueur mixte et subséquemment par l'âge des boues a fait l'objet de certaines publications (Eckenfelder, 1966; Jenkins et Garrison, 1968).

L'aboutissement de ces efforts a été le modèle de Lawrence et McCarty (1970) dont l'utilisation constitue aujourd'hui la base des méthodes de conception (Metcalf et Eddy, 1979; Benefield et Randall, 1980; Grady et Lim,1980; Roques, 1980).

Dans leur modèle, Lawrence et McCarty (1970) combinent la relation de base exprimée par Monod (1949) et l'expression, développée par Heukelekian et al (1951), qui relie le taux de production des boues au substrat admis à la station. Ils définissent ainsi le lien entre l'âge des boues et la concentration soluble du substrat dans l'effluent. Ceci leur a permis d'obtenir des marges de manoeuvre fondées sur l'âge des boues minimal au-delà duquel il n'y aurait plus d'enlèvement de la matière organique soluble. Ceci tient compte des observations rapportées par plusieurs auteurs (Haseltine, 1955;

---

* DBO: Demande biochimique en Oxygène exprimant la concentration de matière organique biodégradable

Logan et Budd, 1956; Garret, 1958; Genetelli et Heukelekian,1964) selon lesquels le taux de croissance des boues était lié à la qualité de l'effluent. Lawrence et McCarty (1970) proposent l'estimation de la concentration maximale des solides dans le retour des boues (X_r) par une relation inverse de l'indice du volume des boues (IVB),soit $X_r \text{ max} = \frac{10^6}{IVB}$.

Ce modèle traduit en fait l'évolution de la concentration d'un substrat soluble en fonction de l'âge des boues et tente de définir un lien entre la décantabilité des boues et l'opération d'un système. C'est un modèle fonctionnel mis au point pour guider le concepteur. Il suppose que les pertes de solides sont minimales et que les besoins en éléments nutritifs sont satisfaits. Il n'offre pas les profils d'enlèvement des solides en suspension ou des matières nutritives (N,P).

Dans ce modèle, les coefficients de synthèse, de dégénéressence, de saturation et d'enlèvement maximal du substrat sont maintenus constants. Le rôle du temps de retention hydraulique est incorporé dans la relation alimentation/masse (F/M). Lawrence et McCarty (1970) mentionnent aussi que l'âge des boues peut, dans une certaine mesure, être indépendant du temps de rétention hydraulique. Ils reconnaissent qu'il est possible de maintenir l'âge des boues le plus élevé avec un temps de rétention hydraulique minimum et obtenir un pourcentage d'enlèvement maximal du substrat. Ce modèle ne place aucune limite au fait que l'âge des boues ne peut être changé à volonté indépendamment du temps de rétention hydraulique en réduisant au minimum l'extraction de boue car la concentration de la liqueur mixte augmenterait à tel point que le clarificateur secondaire faillirait à cause d'une accumulation de solides.

Avec ce modèle, il est difficile d'évaluer jusqu'à quel point on pourrait augmenter l'âge des boues sans affecter les propriétés physiologiques de la biomasse et sans devoir ajuster le temps de rétention hydraulique pour éviter une carence de l'alimentation. En somme, sur les plans F/M-âge des boues et/ou temps de rétention hydraulique - âge des boues, on ne définit pas les limites de conception et d'opération et, par conséquent, l'effet sur la performance.

Bisogni et Lawrence (1971) ont poursuivi le travail de Lawrence et McCarty (1970) par la démonstration expérimentale de l'influence de l'âge de boues sur leur vitesse de décantation et conséquemment sur l'évolution de l'indice du volume des boues. Leur étude, réalisée sur un effluent synthétique à un temps de rétention hydraulique de 6 heures et avec des âges de boues de 0,25 à 12 jours, montrait que la décantabilité de la biomasse et l'apparence du floc étaient influencées par l'âge de boues et qu'il y

existait un âge optimal pour l'enlèvement des solides. Cette conclusion est importante car,avant Bisogni et Lawrence (1971), la préoccupation principale était l'enlèvement de la matière organique et personne ne caractérisait l'enlèvement des solides en suspension en relation avec le mode d'opération du système.

Dès lors, plusieurs auteurs ont évalué des façons de contrôler l'âge des boues et des avantages de l'utiliser comme moyen de contrôle. Walker (1971) montrait la possibilité de contrôler l'âge des boues par l'extraction de ces dernières à partir de leur recirculation ou du bassin d'aération. Burchett et Tchobanoglous (1974) comparaient les différents moyens de contrôler l'âge des boues et concluaient que le contrôle par la liqueur mixte était le mode le plus simple.

Parallèlement, Sherrard et Schroeder (1972a et b) ont évalué l'influence de l'âge des boues sur le coefficient de synthèse des boues et sur l'enlèvement du phosphore. Le concept de l'âge des boues fut alors accepté par les concepteurs et les utilisateurs comme un outil de contrôle de l'opération d'un système de traitement.

Dans le but d'améliorer le modèle de Lawrence et McCarty (1970), on s'est préoccupé de la représentativité de la mesure de la fraction volatile de la liqueur mixte comme mesure de la masse active de la biomasse. Pour un effluent soluble et biodégradable, la mesure de la liqueur mixte représente une bonne approximation, mais lorsqu'il s'agit d'un effluent ayant une fraction volatile en solides en suspension importante, comme les eaux usées urbaines, cette approximation rend le calcul du rapport F/M imprécis à cause de la proportion variable des résidus inertes provenant de l'eau usée. Par contre, cette imprécision serait considérablement réduite avec un choix adéquat d'âge des boues puisque leur temps de rétention moyen serait le même pour la fraction active que pour l'ensemble de la masse hétérogène.

Weddle et Jenkins (1971) ont trouvé qu'un système opérant dans les limites d'un système conventionnel (F/M=0,3) avait près de 15% de sa biomasse active et qu'un système opérant à un rapport F/M de 3 avait 100% de biomasse active. Leur étude montre qu'une fois le régime d'équilibre établi, la fraction active dépendrait des conditions d'opération et serait en proportion avec la biomasse présente. Par conséquent, un calcul basé sur la fraction volatile de la biomasse, tel que couramment fait, serait aussi valable et certainement beaucoup plus facile et moins coûteux qu'un calcul basé sur la fraction active (Benefield et Randall, 1980; Tebbutt et Paraskevopoulos, 1981). Ceci serait valable tant qu'on ne compare pas des conditions d'opération différentes entre elles car les fractions actives, varient de condition

en condition. De plus, on ne mentionne pas si une relation existe entre la masse active et la performance, qu'il s'agisse de l'enlèvement des solides, de la DCO, du phosphore ou des azotes ou même des propriétés floculantes d'une boue activée.

Par ailleurs, Barnard et al. (1972) ont développé un modèle pour prédire la fraction biodégradable des solides. Selon eux, leur modèle produisait des valeurs de production de boues plus réalistes pour les systèmes opérant avec des faibles rapports F/M ($< 0,5$) et des âges de boues élévés. Par contre, peu d'erreurs seraient introduites en utilisant les solides en suspension volatils pour les systèmes opérant à des rapports F/M = 0,5 à 1 et à faibles âges des boues. Il en résulte que la fraction dégradable des matières volatiles en suspension est plus grande lorsqu'il y a excès de substrat et diminue proportionnellement à la disponibilité du substrat à cause entre autres d'une augmentation des solides volatils inertes.

Upadhyaya et Eckenfelder (1975), tout en confirmant les conclusions de Barnard et al. (1972), ont fait des expériences dans le but de relier les paramètres associés à la masse active tels l'ATP et le décompte bactériologique à la concentration de la liqueur mixte, au rapport F/M et à l'âge des boues. Ils ont montré que la quantité d'ATP* par cellule n'avait pas changé malgré les variations du rapport F/M, mais que la quantité d'ATP par quantité de biomasse (liqueur mixte volatile) avait augmenté proportionnellement à l'augmentation du rapport F/M ou à la baisse de l'âge des boues. Il faut noter que ces expériences ont été contrôlées par la manipulation du rapport F/M en soutirant une quantité donnée de liqueur mixte tous les jours pour maintenir le rapport quasi-constant.

Le maintien d'un rapport constant entre l'ATP et le nombre des cellules montre que, tant que les processus d'assimilation et d'oxydation du substrat se poursuivent, il y a une production proportionnelle d'ATP par les cellules alimentées par cette quantité de substrat. La diminution du rapport ATP/liqueur mixte subséquent à une baisse du rapport F/M est le résultat d'une accumulation de masse volatile inerte. Fridman et al. (1983), Roe et Bhagat (1982) ainsi que Drosté et Sanchez (1983) confirment ces conclusions. L'ATP devient de plus en plus utilisé comme indice de la viabilité et comme indice de la masse active des microorganismes (Kang et al. 1983; Neethling et al., 1985).

---

* ATP: Adénosine Tri-Phosphate, composé biochimique énergétique universel.

On peut aussi adopter une approche basée sur un bilan de masse: ceci constitue une deuxième école de pensée. Benefield et al (1979) ont fait appel au bilan de masse pour incorporer dans les modèles traditionnels la notion de masse active fondée sur la fraction dégradable de la biomasse; ils ont choisi la mesure des matières en suspension volatiles à cette fin. Eckenfelder et Watkin (1984) ont également présenté aussi une méthode de conception basée sur la fraction active de la biomasse et ont montré que la fraction active de la biomasse diminue avec le vieillissement des boues.

L'objectif de tous ces efforts est de pouvoir développer pour le concepteur des moyens de prédiction de la performance des systèmes ainsi que d'obtenir des moyens moins macroscopiques de contrôle qui tiennent compte davantage des micro-organismes. Ceci exige la définition de nouveaux paramètres et leur détermination expérimentale.

2.2 ÉTUDE DES EFFETS TRANSITOIRES SUR LA PERFORMANCE DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT

La majorité des travaux cités précédemment ont été faits en régime permanent d'équilibre mais la préoccupation fondamentale reste la conception et l'évaluation de la performance des systèmes soumis à des effluents variables dans le temps. Peu d'auteurs ont étudié les effets des variations temporelles et la dynamique des systèmes. Eckhoff et Jenkins (1966) et Adams et al. (1975) ont mené une série d'expériences dans le but de vérifier les relations possibles entre la variabilité de l'effluent et la cinétique du procédé par boues activées. Selon ces auteurs, le taux de croissance globale des microorganismes en régime permanent n'est pas fortement corrélé avec la DCO résiduelle dans l'effluent; cette dernière serait plutôt due à la variation de la DCO dans l'affluent.

Krishnan et Gaudy (1976) ont examiné l'influence de l'âge des boues, de la concentration du substrat et du temps de rétention hydraulique sur la performance d'un système avec boues activées pendant des chocs hydrauliques ou organiques. Ils ont trouvé que, pour un choc organique donné, les fuites de substrat dans l'effluent diminuaient et les pointes de concentration dans l'effluent étaient plus atténuées lorsque le temps de retention hydraulique était augmenté. Les systèmes à faible taux de croissance absorberaient plus aisément les chocs que les systèmes à haut taux de croissance avec âge des boues faible. Saleh et Gaudy (1978) ont poursuivi dans ce champ de recherche en étudiant l'étude de l'effet de la concentration de l'eau usée sur un système à boues activées opérant avec un temps de rétention hydraulique et un âge des boues maintenus constants. Ils constatèrent qu'une perturbation organique de 200% par rapport au régime permanent n'avait quasi-

ment pas de conséquence sur la concentration des solides en suspension, sauf pour une courte période suivant l'application du choc. Ils firent la même observation lorsque le choc était appliqué cycliquement en variant la concentration du substrat de 200%. Leur travail était réalisé en maintenant la concentration du retour des boues à un niveau constant. Cette étude montre qu'une fois l'effet de choc passé, la réponse du système revient à sa condition d'avant choc si l'âge de boue et le temps de rétention hydraulique sont restés inchangés.

Selma et Schroeder (1978) ont aussi examiné l'effet de choc sur la performance. Ils ont trouvé qu'après avoir soumis le système à un choc organique pendant 5 heures, il y avait une réponse immédiate avec le changement de la concentration de la liqueur mixte, du taux de croissance, de la vitesse d'enlèvement du substrat, du coefficient de synthèse et de la concentration d'oxygène dissous. De plus, l'état physiologique de la biomasse et la condition d'opération avant le choc influençaient significativement la décantabilité des solides. Le taux de croissance et/ou l'âge des boues en régime permanent avaient un effet sur le niveau de fuite de la matière organique. Leurs résultats montraient aussi que la concentration résiduelle de la DCO variait selon l'amplitude du choc. En outre, le niveau de liqueur mixte d'avant choc était retrouvé rapidement une fois le choc terminé et la concentration des solides en suspension revenait à son niveau d'avant choc. Récemment, Manickam et Gaudy (1985) examinaient si les chocs organiques causés par des chocs hydrauliques et/ou des décharges brusques avaient le même effet. Ces auteurs ont observé les phénomènes suivants:

- Les différents chocs n'ont pas produit d'effets équivalents malgré que la charge organique appliquée ait été la même dans chaque cas.

- Les relations cinétiques fondées sur les bilans de masse ne prédisent pas adéquatement l'effet des chocs sur la concentration des solides en suspension et la DCO soluble.

- Il est difficile de développer des relations cinétiques qui incorporent toutes les variables qui influencent la réponse d'une biomasse hétérogène suite à une perturbation.

Dans ces études, les chocs hydrauliques ou les décharges brusques sont appliqués en augmentant le débit ou la concentration de l'eau brute et le taux d'application est maintenu constant pendant une période de temps prédéterminée. L'effet observé sur le système est celui causé par le changement. En réalité, les débits et les concentrations ne sont jamais statiques et changent constamment. Ces études n'évaluent pas l'effet combiné des augmentations ou des diminutions simultanées ou consécutives du débit et de la

biologique par boues activées s'avère un système fiable dans les limites de fluctuations normales de débit et de charge (Joint WPCF/ASCE Committee, 1982), quoique l'opération des systèmes ne corresponde pas aux rendements prévus lors de la conception.

Speece et Lagreca (1976) ont recommandé l'installation d'un bassin d'égalisation pour amortir l'effet hydraulique. De plus, Shultz et al (1982) ont rapporté que la production de boues n'était pas conforme aux prédictions car les coefficients utilisés ne reflétaient pas la réalité. Plusieurs auteurs (Busby et Andrews, 1975; Selma et Schroeder,1978; Stenstrom et Andrews, 1979; Perdrieux et Thérien, 1980; Roques, 1980; Roques et al; 1982; Tebbutt et Aziz, 1980; Aziz et Tebbutt, 1982; James, 1982; Vasicek, 1982; Manickam et Gaudy, 1985; Zaloum, 1985) se sont aussi prononcés sur l'inaptitude des modèles classiques à prédire le comportement dynamique des systèmes biologiques. De fait, non seulement les modèles classiques s'appliquent aux situations en régime contrôlé et permanent mais aussi les coefficients qui sont utilisés sont pris pour des constantes. Afin de contourner les limitations des modèles classiques, certains ont abordé la question par le développement de modèles stochastiques (Tanthapanickaloom et Himmelblau, 1981; Schuetzle et al., 1982; Solomon et al. 1982).

2.3 EXAMEN DES PROBLÈMES RELIÉS À LA CONCEPTION ET À L'OPÉRATION DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT

On retrouve dans la littérature divers problèmes reliés soit à l'opération soit à la conception. Cashion et al. (1979) ont indiqué qu'une des préoccupations principales d'un traitement biologique devait être l'enlèvement des solides en suspension de l'effluent et que les relations entre les divers paramètres biologiques et physiques devaient être définies afin de pouvoir prévoir leur effet sur la clarification. Ces auteurs recommandaient aussi qu'on établisse les effets relatifs de l'âge des boues, du temps de rétention hydraulique, de l'oxygène dissous et des variations de l'affluent sur la performance. On note particulièrement la nécessité d'étudier la population biologique avec d'autres paramètres indicateurs pour établir des liens de cause à effet. Zaloum (1979) et Gray et al. (1980) ont étudié les facteurs opérationnels ayant une influence directe sur le rendement des stations d'épuration. Parmi ces facteurs citons les erreurs de conception, le manque d'entrainement des opérateurs, l'inhabileté des opérateurs à faire la relation entre les concepts théoriques et l'application et finalement l'inhabileté à relier les paramètres de contrôles aux changements hydrauliques et organiques. En outre, la nature et les causes de la variabilité des affluents ont été résumées par Niku et Schroeder (1981). Les changements de la qualité des effluents sont, selon ces études, reliés aux critères d'opération, à la conception des clarificateurs, au dimensionnement des stations, aux effets temporels et aux facteurs humains.

Toutefois, les différents auteurs n'ont pas proposé des modèles de relation entre les concentrations de l'affluent et de l'effluent et les autres variables. Par exemple, ils n'ont pas trouvé de relations bien définies entre la concentration de l'effluent, la charge organique et les variables biologiques et opérationnels tels l'âge des boues et la concentration de la liqueur mixte. Par contre, les travaux de Daigger et Grady (1977) ont indiqué que la concentration organique de l'effluent était influencée par la concentration organique de l'eau brute.

Dans le but d'essayer d'expliquer certaines anomalies relatives à la production de boues et au coefficient de synthèse variable, Chudoba et Tucek (1985) ont développé des relations pour déterminer de façon réaliste la quantité de boues produites en tenant compte des diverses fractions composant la biomasse; ces relations sont malgré tout fondées sur l'hypothèse du régime permanent.

L'ensemble de ces données fait ressortir que, par rapport aux travaux de laboratoires qui sont presque toujours effectués dans des conditions idéales, la dynamique de l'affluent, de la communauté biologique et de tous les autres facteurs déroge du cas idéal dans les stations réelles.

2.4 APERÇU DES TRAVAUX RELIÉS À L'ÉTUDE MICROBIOLOGIQUE DE LA BIOMASSE

On a souvent associé la mauvaise performance des stations d'épuration à la présence des bactéries filamenteuses. Smitt (1934) est probablement le premier à tenter de faire un rapprochement entre le "bulking", le type de bactéries filamenteuses et leur vitesse de croissance. Depuis, plusieurs auteurs ont tenté d'expliquer le phénomène de "bulking" sans vraiment en comprendre la cause. Les travaux de McKinney et Gram (1956) ont montré la variété de la flore biologique et surtout la succession des espèces. Ceci a incité plusieurs à tenter d'identifier des organismes spécifiques associés au phénomène de "bulking": citons Curds et Cockburn (1970), Farquhar et Boyle (1971) ainsi que Strom et Jenkins (1984). Aucun n'est parvenu à identifier les correctifs nécessaires malgré une identification poussée des diverses espèces. D'autres ont examiné la question sur le plan de la configuration des bassins, (Pipes, 1969; Chudoba et al., 1982; Lee et al., 1982; Tomlinson et Chambers,1984) ou sur le plan des conditions d'opération (Palm et al., 1980; Wagner, 1984). Certaines recherches furent aussi faites pour tenter d'expliquer l'interaction entre la présence des bactéries filamenteuses et la séparation solide/liquide (Sezgin, 1980 et 1982): on remarque alors que la longueur des filaments était fortement corrélée aux caractéristiques de décantation des boues.

Peu d'auteurs ont examiné la flore biologique en relation avec le rendement des procédés. Dias et Bhat (1964), Lighthart et Oglesby (1969) insistèrent sur l'importance d'examiner l'ensemble de la population biologique dans l'interprétation des résultats de traitement. Drakides (1980) signala que les analyses classiques étaient insuffisantes pour caractériser le régime surtout en régime transitoire. Dallas-Newton et Forster (1980) mentionnèrent que la présence de bactéries filamenteuses dans les boues activées était principalement le résultat des conditions auxquelles les systèmes étaient soumis. Ces conditions d'opération permettaient la croissance et la prolifération de ces micro-organismes. Par elles-mêmes, les bactéries filamenteuses ne peuvent pas être la cause du "bulking" mais elles seraient plutôt la manifestation des conditions causant le bulking.

Fujimoto et Arai (1981) ont vainement tenté de trouver un lien entre les membres de la communauté biologique et certains indices de rendement comme par exemple, les amibes et la transparence ou les flagellés et l'enlèvement de l'azote ammoniacal. Poole (1984) a étudié 3 types de stations d'épuration et en a conclu que l'observation de l'ensemble de la communauté biologique permettrait la détection rapide de changements subtils des variations de sa population tant en espèces qu'en nombre.

2.5 ENLÈVEMENT DES MATIÈRES NUTRITIVES EN RELATION AVEC LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE

L'effet de la carence en éléments nutritifs est connu (Helmers et al., 1952; Haltrich, 1969) et des proportions traditionnelles de 100:5:1 (DBO:N:P) ont été établies pour éviter qu'une insuffisance d'éléments nutritifs n'engendre des effets négatifs sur les micro-organismes (Wu et Okrutny,1982). Néanmoins, l'apparition de cyanose chez les nouveaux-nés causée par la présence de nitrates dans les eaux potables et les effets du phosphore et des formes azotées sur l'eutrophisation des cours d'eau ont orienté les travaux vers la recherche de méthodes économiques d'élimination de ces éléments nutritifs (Burdick et al., 1982). Ceci est particulièrement important dans les pays où la réutilisation de l'eau est pratiquée (Kharajian et Iqbal, 1983).

Les procédés de dénitrification et de déphosphatation biologique semblent avoir évolué parallèlement. Ainsi, Sutton et al. (1975) exploraient la dénitrification à des températures aussi basses que 5°C et Sutton et al. (1980) vérifiaient le potentiel de nitrification/dénitrification en un seul

bassin sans ajout de méthanol comme source supplémentaire de carbone. Hart et Sherrard (1983) montraient l'effet du ratio DCO/NTK sur l'enlèvement de l'azote tandis que Palis et Irvine (1985) exploraient le processus de nitrification/dénitrification dans des réacteurs en cuvée discontinue.

Le procédé de déphosphatation biologique est moins bien compris que celui de nitrification/dénitrification et a suscité divers ouvrages scientifiques. Menar et Jenkins (1969) ont expliqué les enlèvements de P à la station d'épuration de San Antonio (concentrations de 6,8% P dans les boues) par un processus de précipitation plutôt que par assimilation biologique; les eaux étaient riches en calcium. Lan et al. (1983) ont exploré davantage le phénomène de déphosphatation biologique mais avec des eaux pauvres en calcium. Ils concluaient que la précipitation pouvait expliquer un enlèvement de P de 15 à 27% mais que le processus principal était le piégeage du phosphore par la biomasse. Sutton et al. (1980), Malnou et al. (1983) et Florentz et al. (1983) confirmèrent non seulement l'importance d'une zone anaérobie mais surtout l'absence de nitrates dans le milieu pour une bonne déphosphatation. Deakyne et al. (1984) ont vérifié la déphosphatation biologique sous un régime de variations hydrauliques diurnes allant de 79% à 173% du débit moyen; ils ont obtenu des enlèvements de P allant de 84 à 88%. Paepke (1985) ainsi que Manning et Irvine (1985) ont stipulé qu'il est important aussi qu'une source de substrat externe de P soit ajoutée et que ce substrat soit facile à dégrader (Oldham 1985).

Ces recherches ne montrent pas si un enlèvement maximal est atteignable par la déphosphatation biologique accrue et ne caractérisent pas expérimentalement le rôle des paramètres traditionnels sur la déphosphatation tels l'âge des boues, la concentration de l'eau brute tant en éléments nutritifs qu'en matières organiques et le temps de rétention hydraulique. En outre, on observe de grands écarts dans les enlèvements de phosphore. Par exemple, il est rapporté qu'un traitement par boues activées conventionnel ou par aération prolongée ne pourrait enlever que 10 à 30% de P selon l'âge des boues employées pour une concentration de phosphore de 10 mg/l (Menar et Jenkins, 1969; Lan et al., 1983). Par contre, Schaack et al. (1985) ont remarqué des enlèvements de 37% (valeur médiane) pour des eaux domestiques avec une concentration de 17,5 mg/l de P et des enlèvements de 65% pour des effluents d'abattoir avec 36 mg/l de P (valeur médiane).

Sherrard et Schroeder (1972b), Stall et Sherrard (1976) ainsi que Hawkins et Sherrard (1982) ont démontré par des études stoechiométriques que, dépendamment du rapport DCO:P (32:1 à 250:1) ou DCO:N (30:1 à 40:1), il était possible d'obtenir des enlèvements de phosphore ou d'azote par assimilation biologique allant de 15% à presque 98% en fonction de l'âge des boues

utilisé. Ces auteurs ont montré que l'enlèvement du phosphore et de l'azote était lié à la production des boues, laquelle diminuait proportionnellement avec leur vieillissement. Par exemple, une station traitant un égout urbain qui aurait une DCO de 300 mg/l et une concentration de phosphore de 10 mg/l, soit un rapport DCO:P de 30:1, aurait des enlèvements de phosphore de 15 à 40% à des âges de boues de 4 à 15 jours respectivement. Mais l'âge des boues n'est pas l'unique facteur qui contrôle la quantité des boues produites. Toutes les études semblent avoir été réalisées avec des temps de rétention hydraulique uniques et constants. Or, le débit et la concentration peuvent changer substantiellement et ainsi augmenter ou réduire la quantité des boues générées dans un système réel, ce qui affecte directement l'enlevèment du phosphore et de l'azote. La littérature indique aussi que la concentration de phosphore dans les boues des systèmes conventionnels peut varier de 1 à 3% en P en matière sèche. Par contre, la concentration du phosphore dans les boues de systèmes conçus pour une déphosphatation accrue varierait de 4 à 6% en P (Paepke, 1985). Les rendements rapportés pour ces systèmes sont de 65% pour la configuration "Bardenpho" (Burdick et al., 1982), 84 à 88% pour la configuration "A/O" (Deakyne et al., 1984) et 82% pour une déphosphatation en un seul bassin d'effluent d'abattoir (Bélanger et al., 1986).

3. PROBLÉMATIQUE

3.1 BESOIN D'UNE NOUVELLE APPROCHE

Tel qu'explicité dans le chapitre précédent, il existe un écart entre les calculs théoriques de conception basés sur l'hypothèse du régime stable et les résultats d'opération en régime dynamique.

Les relations reliant l'âge des boues et le taux de croissance spécifique sont développées pour un régime stable. Elle n'incluent pas l'accumulation de biomasse dans le système en situation dynamique.

Le modèle classique de Lawrence et McCarty (1970) associe l'âge des boues à la vitesse d'enlévement du substrat:

$$\frac{1}{X}\frac{dX}{dt} = Y\frac{dS}{dt}\frac{1}{X} - k_d \qquad (1)$$

où $\frac{1}{X}\frac{dX}{dt} = \frac{1}{\theta_c}$

X = concentration de biomasse dans le réacteur en $M \cdot L^{-3}$
M = dimension Masse
L = dimension Longueur
Y = coefficient de synthèse des boues en $M \cdot M^{-1}$
t = temps
S = concentration du substrat en $M \cdot L^{-3}$
k_d = coefficient d'auto-oxydation de la biomasse en t^{-1}
$\frac{dS}{dt}\frac{1}{X}$ = vitesse spécifique d'enlèvement du substrat en t^{-1}
θ_c = âge des boues = (vitesse spécifique de croissance) en t

Lawrence et McCarty (1970) expriment $\frac{dS}{dt}$ par deux relations:

i) une adaptation de la relation de Monod (1949)

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kS_e X}{K_s + S_e} \qquad (2)$$

où k = vitesse maximale d'utilisation du substrat en t^{-1}
S_e= S, concentration du substrat dans l'effluent en $M.L^{-3}$
K_s = constante de saturation en $M \cdot L^{-3}$

ii) une expression dérivée d'un bilan de masse sur le substrat où

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q(S_o - S_e)}{V} \qquad (3)$$

où Q = débit en $L^3.t^{-1}$, V = volume du réacteur en L^3, S_o et S_e = concentrations du substrat à l'entrée et à la sortie du réacteur en $M.L^{-3}$. En substituant les relations (2) et (3) dans (1), on obtient:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{k\ S_e}{K_s + S_e} - k_d \qquad (4)$$

et

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{Q(S_o - S_e)}{VX} - k_d \qquad (5)$$

Définissons à présent, $U = \frac{Q(S_o - S_e)}{V\ X} = \frac{F}{M}$ (6)

où F/M = rapport alimentation/masse, expression anglaise consacrée (Food/microorganisme) et substituons (6) dans (5) pour arriver à la forme courante de l'expression reliant l'âge des boues au rapport F/M, soit:

$$1/\theta_c = YU - k_d \qquad (7)$$

ou $$1/\theta_c = Y(F/M) - k_d \qquad (8)$$

Ces relations montrent que F/M et Se sont fonction seulement de l'âge des boues et que Y et k_d sont interprétés comme des constantes.

Un graphique de $1/\theta_c$ versus F/M selon la relation (8) devrait donner une droite.

L'expérience pratique montre que tel n'est pas toujours le cas (Saunders et Dick, 1981; Rocques, 1982). Les valeurs de Y et de k_d varient d'une eau usée à l'autre et, pour la même eau usée, les valeurs déterminées graphiquement sont très sensibles au nombre de points expérimentaux utilisés (Lessard, 1981; Zaloum 1983; Zaloum 1985) surtout en situation dynamique.

L'emploi du rapport F/M comme critère de conception ne permet pas d'apprécier ou d'évaluer les effets des changements dans des conditions d'opération sur la qualité du floc et ne renseigne aucunement sur la décantabilité de la biomasse. Il est possible mathématiquement de varier la valeur de F et de M tout en maintenant le même âge de boues; un changement de F devra alors être accompagné d'un changement proportionnel sur M. Il n'existe aucun moyen de prédire l'effet que ces changements auront sur la qualité de la biomasse et de l'effluent. De plus, F/M peut théoriquement demeurer inchanger en maintenant le temps de rétention hydraulique constant et en sup-

posant que $(S_o - S_e)/X$ variera dans la même direction. Tel qu'indiqué dans la revue des connaissances, les changements effectués sur le débit et/ou la concentration du substrat n'agissent pas de la même façon sur la qualité de l'effluent (Manickham et Gaudy, 1985): ces effets sont prononcés en conditions dynamiques réelles (Stenstrom et Andrews, 1979).

Depuis que le rapport F/M et l'âge des boues sont utilisés pour la conception et l'opération des stations d'épuration, la notion du temps de rétention hydraulique n'est plus considérée comme un élément important influençant le degré de traitement. Ce paramètre est absorbé dans la notion de charge massique.

Pour la conception des usines de traitement des eaux usées en absence de données expérimentales, les critères sont choisis sur des considérations historiques de la littérature. Un degré d'enlèvement de la matière organique est fixé en même temps qu'une qualité d'effluent. Le concepteur s'assure que son choix ne dévie pas beaucoup des valeurs citées dans la littérature.

Dans celle-ci, on suggère l'emploi d'un coefficient net de synthèse (Sherrard et Schroeder, 1972; James, 1982), lequel varie en fonction de l'âge des boues.

$$Y_{net} = \frac{\bar{t}\, X}{\theta_c (S_o - S_e)} \qquad (9)$$

où Y_{net} = coefficient net de synthèse de boues en $M \cdot M^{-1}$

$\bar{t}$ = temps de rétention hydraulique

En fonction du rapport F/M, (9) devient;

$$Y_{net} = \frac{1}{(\theta_c)\ (F/M)} \qquad (10)$$

Il est difficile de prédire la valeur de Y_{net} à partir de (9) car cette relation ne permet pas d'obtenir les valeurs d'équilibre auxquelles X et S_e se situent. Elle n'inclut pas les mécanismes qui décrivent l'atteinte d'un équilibre biologique. L'effet des variations de S_o et $\bar{t}$ en régime dynamique ajoute un autre degré d'incertitude. Les équations utilisées supposent aussi que le produit F/M n'est fonction que de l'âge des boues. Théoriquement, il y aurait une valeur unique de F/M pour chaque valeur de θ_c. Ceci n'est pas clair dans la littérature et ne semble pas avoir été prouvé pour une population microbiologique hétérogène biodégradant un substrat complexe en régime dynamique.

Comme l'indique la revue des connaissances, les études présentées dans la littérature mentionnent généralement des temps de rétention hydraulique de 6 heures environ qui simulent le temps de séjour dans le bassin d'aération d'un système conventionel. Il n'a pas été démontré quel serait le profil de la traitabilité à d'autres valeurs de t sur la même eau usée et dans les mêmes limites d'âges de boues. En outre, ces études sont souvent faites de façon unidimensionnelle, en maintenant toutes les variables constantes sauf celle d'intérêt. La projection faite à partir de leurs résultats ne tient pas compte du comportement de la communauté biologique et donc de son effet sur le rendement, surtout si cette dernière n'a pas été étudiée.

On trouve dans la littérature des grandes marges d'efficacité d'enlèvement des éléments nutritifs et de performances pour les mêmes configurations mais on ne décèle pas une façon cohérente d'interpréter les données. Les différences rapportées dans la littérature sur les enlèvements du phosphore et de l'azote semblent indiquer que les rapports DCO: P ou DCO: NTK et l'âge des boues ne sont pas les seuls facteurs.

Finalement, la distribution des micro-organismes évoluant dans un système est le résultat des conditions environnementales temporelles et spatiales qui sont en synergie. Pourtant, on attribue généralement une valeur de contrôle ou de diagnostic au genre de micro-organismes présents par rapport à d'autres (Poole, 1984).

La tendance unidimensionnelle présente dans la littérature ne permet pas d'unifier les observations en les plaçant dans leur propre contexte par rapport aux facteurs qui les ont créées. Conséquemment, les systèmes biologiques sont généralement conçus à partir de critères conservateurs et incorporent des marges de sécurité plus larges que nécessaire.

Une approche qui définirait des bornes pratiques pour la traitabilité d'un effluent aurait des répercussions profondes sur l'opération, les quantités de boues produites, la stabilité,le rendement, le dimensionnement et le degré d'optimisation de l'investissement dans les ouvrages d'assainissement. On évaluerait la valeur en pseudo-équilibre de la concentration de la biomasse dans le réacteur, celle du coefficient de synthèse net en fonction des conditions d'opération et surtout la qualité de l'effluent. Il serait aussi possible de choisir, avec la notion d'isoréponse, les conditions optimales qui permettraient conjointement ou séparément d'obtenir le meilleur rendement pour l'enlèvement des solides en suspension, DCO, phosphore ou azote.

3.2 CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE

Les travaux présentés par divers auteurs ont souvent été faits dans les mêmes limites d'âge de boues et souvent au même temps de rétention hydraulique. Ainsi, à partir des travaux de ces auteurs, on peut définir un profil de performance en fonction d'une seule variable, soit l'âge des boues.

Les travaux de Lawrence et McCarty (1970) montrent qu'au delà d'un seuil d'âge des boues, la fraction soluble de la matière organique est graduellement éliminée jusqu'à une certaine valeur de θ_c au delà de laquelle l'enlèvement supplémentaire s'avère presque nul. Les travaux de Bisogni et Lawrence (1971) stipulent que, dans les mêmes limites étudiées par Lawrence et McCarty (1970), l'enlèvement des solides en suspension, exprimé par l'indice du volume des boues et le pourcentage de dispersion des solides dans l'effluent, décline et indique une détérioration avec le vieillissement de la boue. Sterritt et Lester (1981) ont aussi remarqué que l'enlèvement de certains métaux lourds aurait le même profil. Parkin et McCarty (1981) ont constaté que l'enlèvement de l'azote organique soluble était fonction du temps d'aération, du temps de rétention hydraulique et de l'âge de boues: ils concluent que le profil de l'azote organique soluble passe par un minimum en fonction de l'âge des boues et du temps de rétention hydraulique.

De plus, Sherrard et Schroeder (1972) ont indiqué que le coefficient de synthèse net variait inversément avec l'âge des boues; leurs travaux étaient effectués à un temps de rétention hydraulique de 6,5 heures. Ils ont aussi remarqué que l'enlèvement du phosphore suivait le profil du coefficient de synthèse net par rapport à l'âge des boues. Cette dernière observation est complémentaire à celle de Randall et al. (1970), lesquels ont montré que l'enlèvement du phosphore durant un traitement aérobie en cuvée était influencé par la durée de l'aération: le relargage de phosphore, attribué à la lyse des bactéries, augmentait linéairement avec le temps d'aération.

Certains auteurs accordent une importance au temps de rétention hydraulique quant à son effet sur la qualité du floc. Burkhead et Waddel (1969) soulignent la nécessité d'augmenter le temps de rétention hydraulique proportionnellement à la quantité de substrat emmagasiné dans les micro-organismes, ce qui permet une assimilation plus complète de la matière organique. Wu et al. (1982) considèrent l'âge des boues, le temps de rétention hydraulique et le rapport F/M comme des facteurs importants influençant les propriétés de séparation solide/liquide de la biomasse. Chudoba et al. (1982) montrent aussi que le temps d'aération ou, par extension, le temps de rétention hydraulique de la biomasse exerce une influence importante sur la

décantabilité de la biomasse. Leurs travaux étaient effectués avec un système utilisant un bassin de contact pour l'enlèvement du substrat et un bassin pour la réaération de la biomasse: le temps de rétention hydraulique des boues était égal à la somme des temps d'aération dans les deux bassins.

On peut dégager des études en régime stable les caractéristiques ci-après pour le profil de la traitabilité des effluents.

1) Si le temps de rétention hydraulique et la concentration organique du substrat sont maintenus constants, la concentration soluble du substrat diminuera jusqu'à un seuil miminun en fonction de l'âge des boues. On pourrait observer une augmentation de la concentration dans l'effluent causée par l'excrétion de métabolites par les micro-organismes.

2) Dans ces mêmes conditions, les solides en suspension dans l'effluent et les indices de la décantabilité des boues montrent un profil parabolique en fonction de l'âge des boues.

3) La production de boues et le coefficient de synthèse net sont inversément proportionnels à l'âge des boues.

4) L'enlèvement de phosphore et d'azote, puisque lié à la production de biomasse, varie dans la même direction que le coefficient de synthèse net.

5) Si l'âge des boues et la concentration organique sont maintenus constants, la concentration de phosphore et la production d'azote organique soluble dans l'effluent passent par une valeur minimum avant d'augmenter en fonction du temps de rétention hydraulique.

6) La nitrification est influencée par l'âge des boues et par le temps de rétention hydraulique.

7) Il y a évolution du nombre et de la diversité des micro-organismes en fonction des conditions d'opération.

Vu que toutes ces études étaient menées dans des conditions où les concentrations du substrat étaient controlées et où l'âge des boues ou le temps de rétention hydraulique étaient maintenus constants, on est porté à déduire qu'un profil similaire serait obtenu si lors de ces mêmes expériences, d'autres niveaux d'âges des boues ou de temps de rétention hydraulique étaient choisis. Ainsi, on obtiendrait des familles de courbes pour chaque

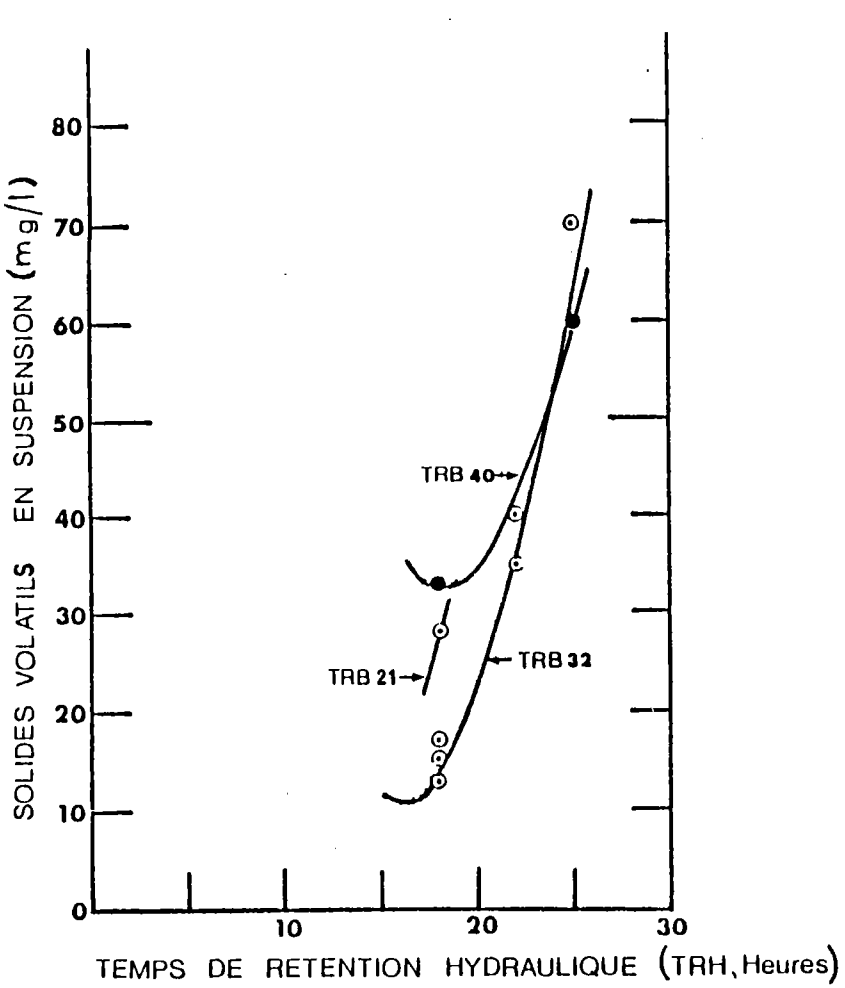
paramètre d'intérêt, lesquelles définiraient dans l'espace une surface de réponse en fonction des deux variables de base employés dans la conception et l'opération.

Les travaux faits dans des conditions pseudo-dynamiques semblent indiquer que les effets des chocs hydrauliques, organiques ou combinés se répercutent dans l'effluent à des degrés différents selon la nature du choc. Mais, une fois le choc passé, le système recouvre sa performance d'avant choc. L'état physiologique de la biomasse avant le choc influence sa réaction au choc.

Selon les études en conditions pseudo-dynamiques, si le temps de rétention hydraulique et l'âge des boues ne changent pas lors d'un choc organique, la réponse du système reviendra rapidement à sa valeur d'avant choc pour des perturbations allant jusqu'à 200% de la concentration organique moyenne (voir 2.2). De plus, l'âge des boues et le temps de rétention hydraulique affectent le comportement d'un système biologique lors de l'application de chocs cycliques. Il appert donc qu'un système biologique en opération pseudo-dynamique est capable de tamponner les chocs de telle sorte que la qualité de traitement ne soit que marginalement affectée. Par conséquent, on peut conclure qu'une surface de réponse développée pour un tel système en fonction des trois variables, soit l'âge des boues, le temps de rétention hydraulique et la concentration de l'eau brute, pourrait représenter assez fidèlement le profil du rendement moyen d'une station recevant des variations hydrauliques et organiques.

L'âge des boues et le temps de rétention hydraulique sont en réalité les seules variables qui peuvent être manipulées lors de la conception ou de l'opération. La concentration de l'eau usée ne peut être contrôlée qu'artificiellement par l'addition d'un bassin d'égalisation en tête de la station.

Si une surface est développée pour chaque paramètre de réponse, il est clair que l'allure de cette surface sera fonction de la relation entre la réponse et les variables impliquées. Afin de vérifier ceci, Zaloum (1983) a effectué des essais pilotes sur des effluents d'une usine de finition de textile en régime pseudo-dynamique où la concentration de l'eau brute n'était pas tenue constante. L'influence des variables de contrôle sur la réponse du système biologique a été examinée. Dans ce cas, le paramètre de la réponse était la concentration des solides en suspension dans l'effluent. La figure 3.1 regroupe les tendances observées dans la littérature par rapport à la qualité de l'effluent mesurée par les matières volatiles en suspension. Par exemple, lorsque le système opérait à 18 heures de temps de rétention



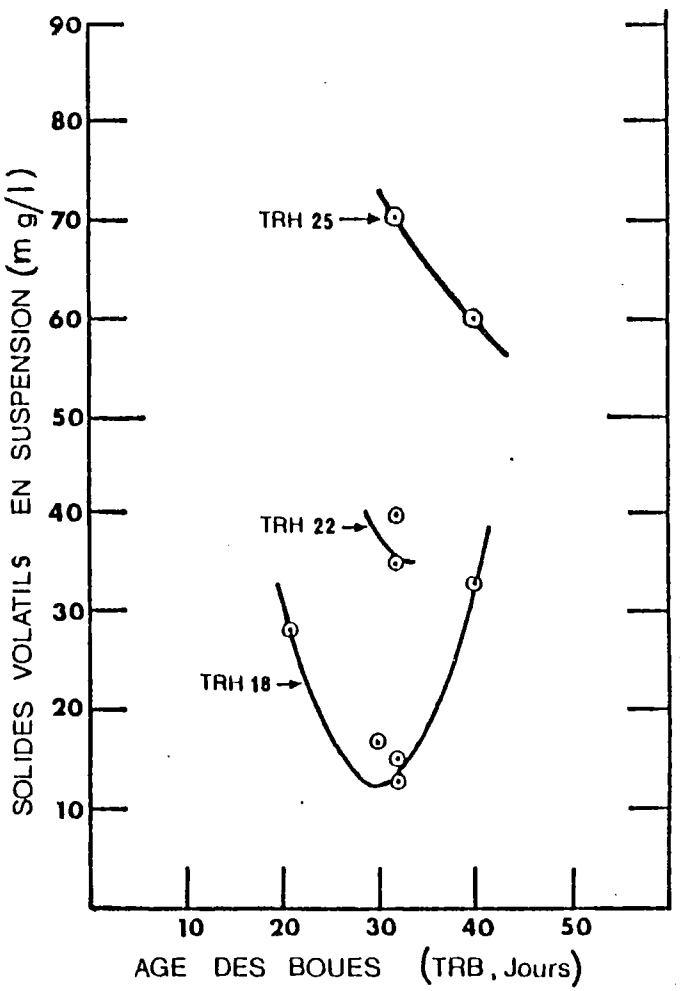


Figure 3.1 Réaction d'un système biologique aux variations des paramètres de contrôle

hydraulique (TRH), les solides dans l'effluent avaient la plus faible concentration à un âge des boues de 30 jours (TRB). Lorsque le TRH était à 25 heures et le TRB à 30 jours, le niveau des solides dans l'effluent atteignait 70 mg/l. La figure 3.1 montre aussi que les autres conditions expérimentales étudiées ont donné des résultats qui ne se trouvent pas sur la même courbe indiquant ainsi qu'elles pourraient appartenir à d'autres courbes. Ceci mène à quelques constatations intéressantes.

(i) Si on maintient l'âge des boues ou le temps de rétention hydraulique fixe en faisant varier l'autre paramètre sur une gamme de valeur, il serait théoriquement possible d'obtenir des familles de courbes.

(ii) Ces courbes spécifieraient les conditions d'opération qui donneraient un rendement attendu. Par exemple, afin d'obtenir un effluent ayant 20 mg/l de solides volatils en suspension à un temps de rétention hydraulique de 18 heures, il faudrait opérer soit à 24 ou 36 jours d'âge des boues.

(iii) La caractérisation de la traitabilité d'un effluent par un ensemble de familles de courbes reflèterait le comportement du système biologique. On peut projeter une telle représentation avec des courbes d'allure parabolique, comme l'explicite la figure 3.2. (Zaloum, 1985). Cette dernière présente des éléments de la projection d'une représentation dans l'espace d'une surface de réponse. Les figures 3.3 et 3.4 illustrent l'allure qu'aurait une telle surface.

3.3 CARACTÉRISTIQUES DE LA SURFACE DE RÉPONSE

Avec des courbes suivant le même profil parabolique, la surface aurait cette forme générale. Chacune de ces courbes ayant un minimum local, la surface présentera un minimum global où le rendement serait optimal. À partir de cette surface, on peut formuler quelques généralités importantes:

1. Une orientation vers un temps court de rétention hydraulique et un âge de boues jeune produirait un effluent élevé en matières en suspension, en DBO ou DCO (fraction soluble et totale). La performance du système deviendrait de plus en plus mauvaise et, ultimement, il n'y aurait plus de traitement.

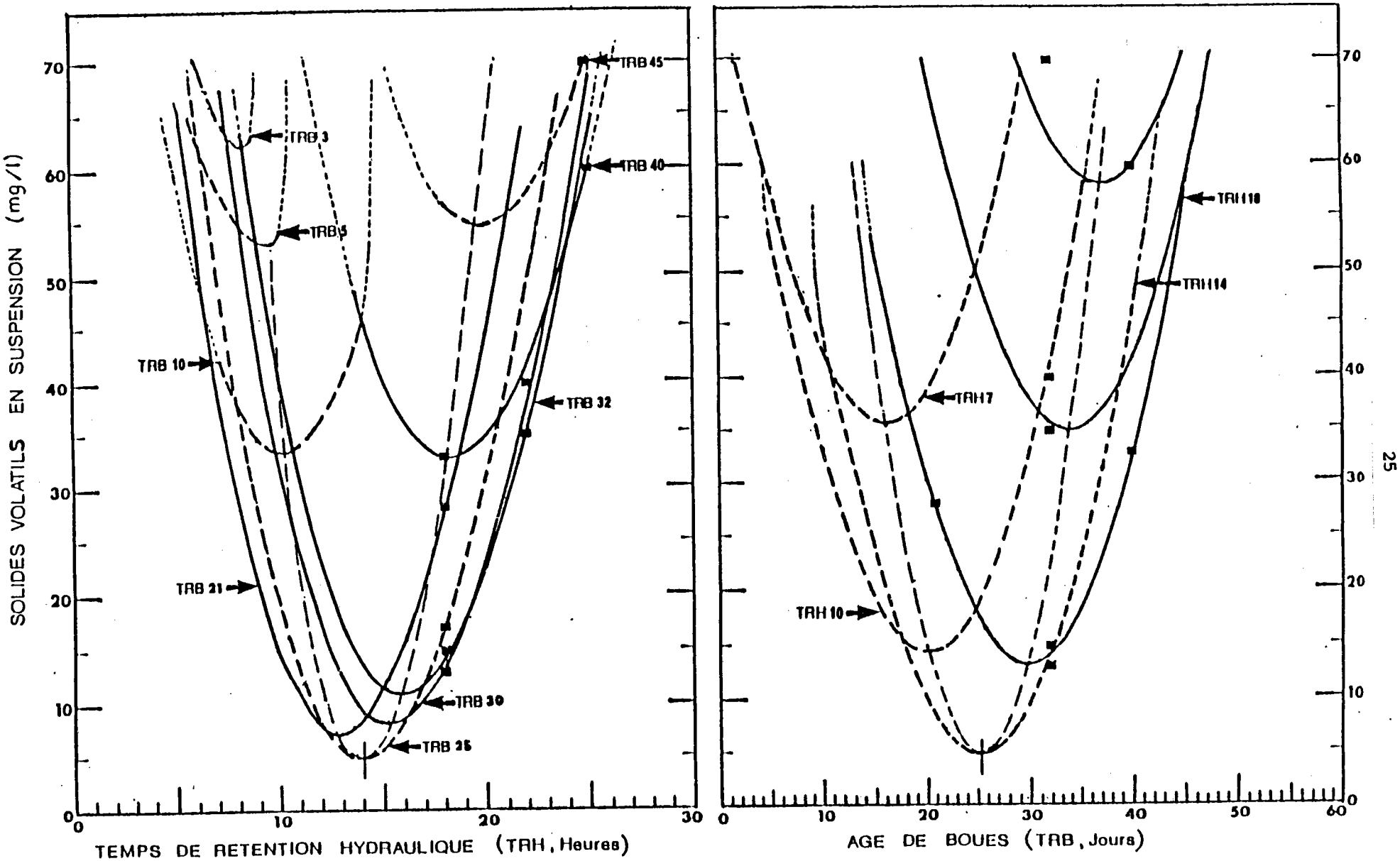


Figure 3.2 Représentation des courbes de réponse en fonction des paramètres de contrôle

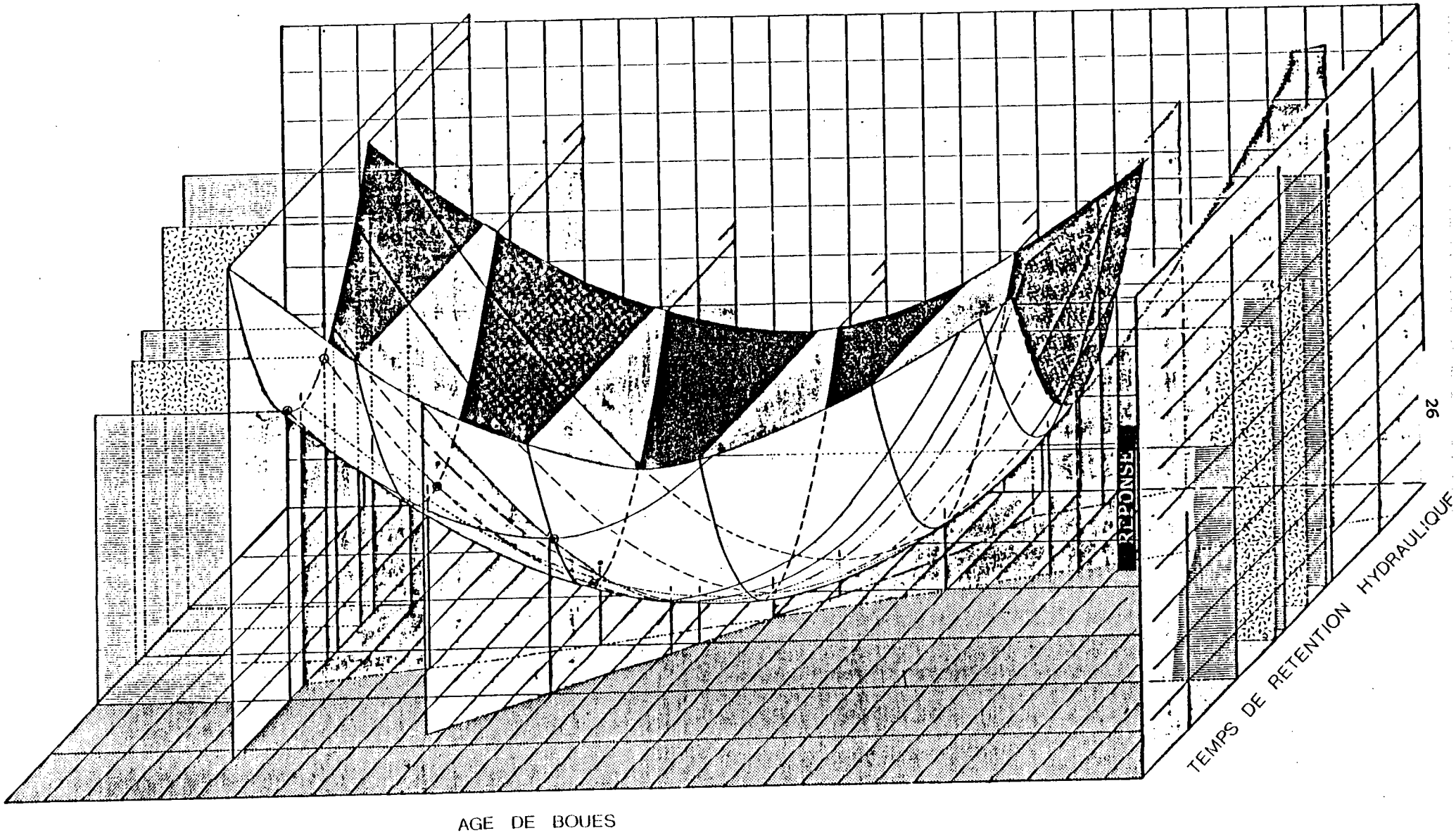


Figure 3.3 Représentation de la construction d'une surface de réponse

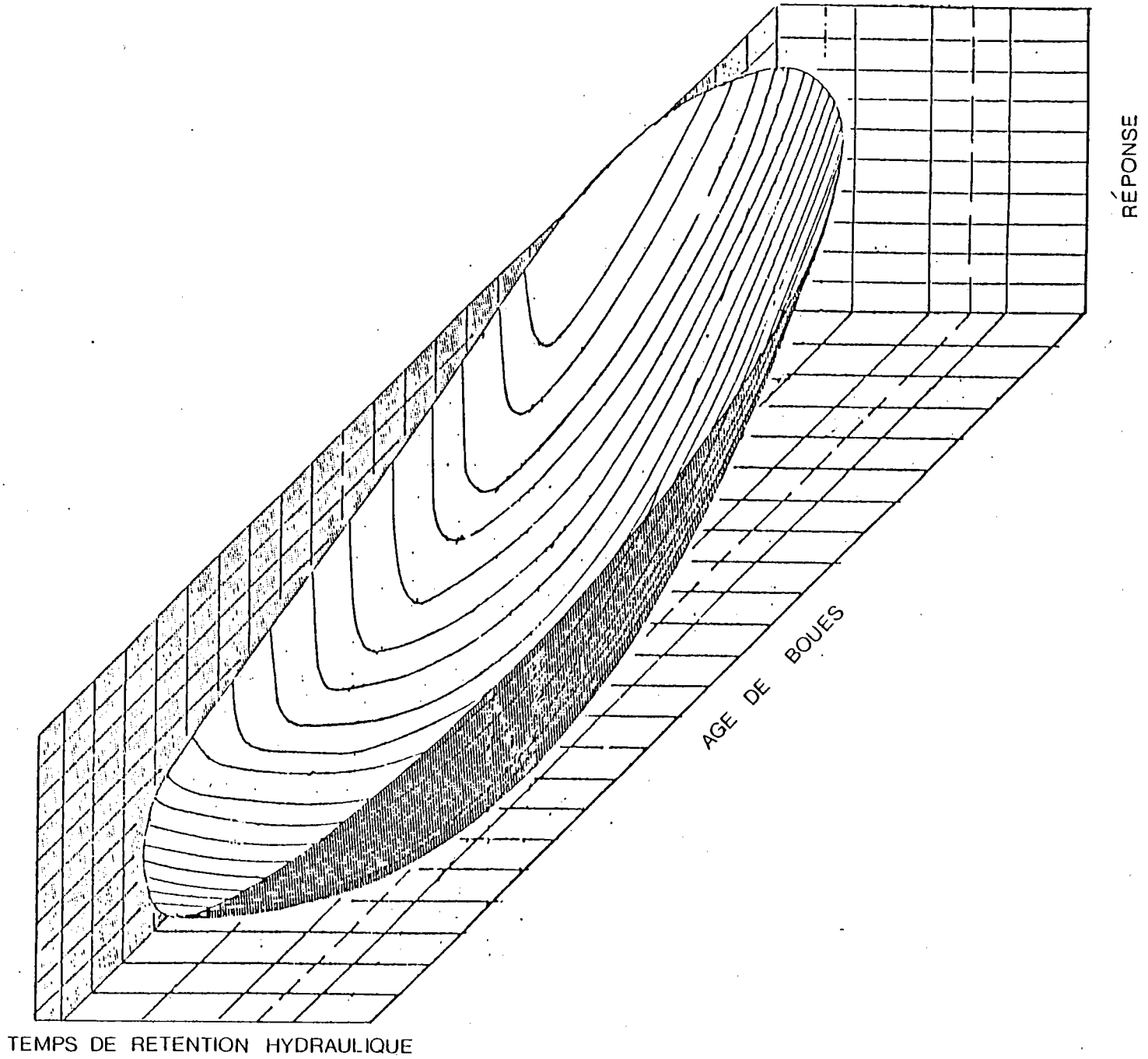


Figure 3.4 Illustration de l'allure d'une surface de réponse

2. Une orientation à l'autre extrême vers un temps long de rétention hydraulique et un âge des boues élevé tendrait à produire un effluent chargé en solides en suspension ("pin floc") et en DCO OU DBO totales (la fraction soluble de celles-ci est déjà éliminée).

3. Entre ces deux extrêmes d'âge des boues et de temps de rétention hydraulique, on obtient une performance intermédiaire jusqu'à l'atteinte de l'optimum recherché.

4. La surface définit une enveloppe à l'extérieur de laquelle il est impossible d'opérer le système.

5. Selon la courbure de la surface, on aurait des zones d'instabilité opérationnelle (courbure prononcée et qualité d'effluent difficile à maintenir) ou des zones d'insensibilités (surface relativement plate où des changements de conditions d'opération n'affectent pas sensiblement le rendement).

6. Il existe une combinaison unique d'âge des boues et de temps de rétention hydraulique pour chaque valeur de réponse sur cette surface.

7. Il y aurait une surface spécifique à chaque eau usée à traiter.

8. Si la concentration de l'eau brute changait à l'équilibre, la liqueur mixte s'ajusterait à une valeur correspondante et on obtiendrait la même réponse pourvu que le temps de rétention hydraulique et l'âge des boues ne soient pas modifiés. Cette surface définirait donc les possibilités de conception et d'opération et éliminerait les choix impossibles.

9. Conformément à la relation (9) stipulée plus haut, le coefficient de synthèse net dépendrait de θ_c, $\bar{t}$, X et DCO. Ainsi, pour chaque combinaison de θ_c et $\bar{t}$ sur cette surface, il y aurait un coefficient net dont la valeur sera dépendante de X et de la DCO à leur valeur respective d'équilibre.

10. Pour chaque combinaison de θ_c et $\bar{t}$, il y aurait aussi une croissance biologique particulière et par conséquent un enlèvement de matières nutritives en azote et en phosphore correspondant.

Si la surface est tranchée à des niveaux de réponse choisis, on obtient une gamme de courbes et d'ellipses d'iso-réponses. Chacune de ces courbes et ellipses spécifie un nombre de combinaisons de temps de rétention hydraulique et d'âge des boues pour lesquels on aurait la même performance.

Par conséquent, il devient possible d'effectuer une évaluation économique de plusieurs combinaisons pour une qualité d'effluent donnée, comme le montre la figure 3.5. Par exemple, pour obtenir 20 mg/l de MVES*, il serait possible d'opérer en maintenant des temps de rétention hydraulique de 10, 12, 15 et 18 heures et à des âges des boues de 15, 30, 35 et 24 jours respectivement.

Le programme expérimental de la présente étude a été conçu dans le but de développer cette surface, d'évaluer l'influence des paramètres de contrôle et de tenter de vérifier les limites de l'enveloppe. Le programme expérimental vise aussi à vérifier les l'effets de la variabilité et de la concentration de l'eau brute sur le profil de la surface et sur l'évolution de la biomasse et sa qualité.

---

* MVES: Concentration de matières volatiles en suspension dans l'effluent.

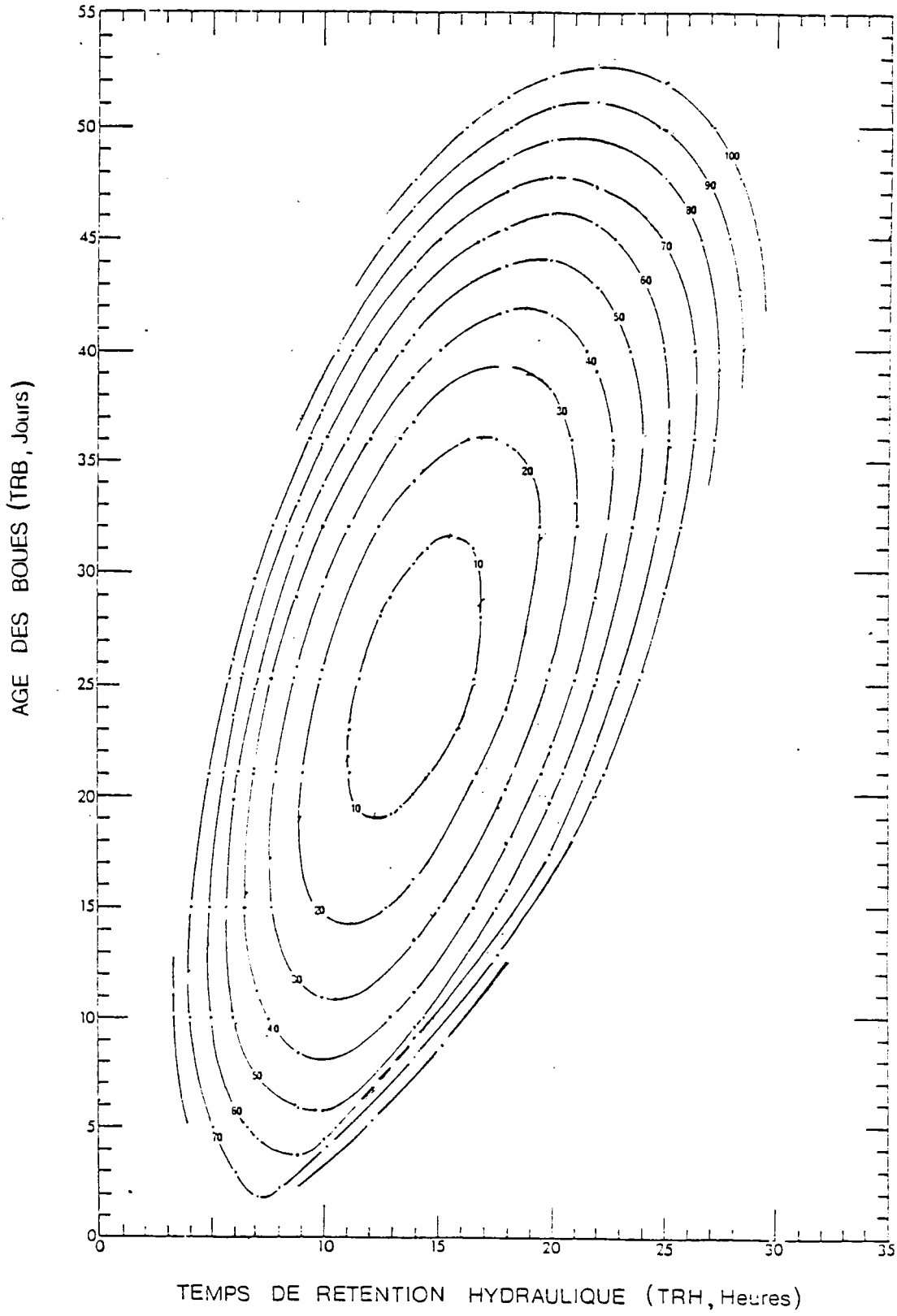


Figure 3.5 Courbes d'isoréponse pour les solides volatils en suspension dans l'effluent (en mg. l^{-1}) en fonction des deux paramètres de contrôle

4. ORGANISATION EXPÉRIMENTALE

4.1 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Pour étudier le concept de surface de réponse, on a convenu de:

(i) réaliser les essais avec des effluents réels;
(ii) considérer les conditions de variabilité des effluents et les facteurs environnementaux de l'opération d'un système à l'échelle réelle;
(iii) vérifier le concept sur un système réel en opération.

L'étude d'une durée de quatorze mois a été faite avec des effluents d'abattoir pour évaluer, d'une part, une technologie de traitement par réacteur en discontinu et, d'autre part, le développement du concept de surface de réponse pour la traitabilité microbiologique d'effluents. Les eaux usées de l'abattoir étaient traitées biologiquement dans un bassin opérant en mode séquentiel en régime de cuvée discontinue. Les travaux pilote avaient pour but de définir les bornes de la traitabilité, d'optimiser l'opération et de préparer des manuels de conception et d'opération. Le choix d'utiliser des pilotes opérant en cuvée discontinue offrait les avantages suivants pour le développement du concept.

(a) Ce mode de traitement constitue une option récemment appliquée au traitement des eaux usées urbaines et est retenu pour le traitement d'effluents industriels.
(b) L'absence d'un clarificateur élimine les effets hydrauliques sur le processus de décantation sans enlever les effets sur la biomasse.
(c) La possibilité de varier les cycles d'aération et d'alimentation, quoique réalisable en système continu, permet une plus grande flexibilité expérimentale.
(d) Le système peut être opéré soit en régime aérobie continu sauf pour la phase de décantation soit en incorporant des phases d'anaérobies permettant une simulation du processus de déphosphatation accrue en relation avec la notion de surface de réponse.

Les expériences ont eu lieu à l'abattoir Z. Billette situé à St-Louis de Gonzague, Québec. Cet abattoir est de taille moyenne: on y tue 450 à 600 têtes par semaine. Le dispositif expérimental était aménagé dans une roulotte mobile et les analyses de terrain (pH, oxygène dissous, température, décantabilité avec cône "Imhoff", solides en suspension) étaient effectuées dans un autobus adjoint à cette fin.

Les essais ont été réalisés dans 3 bassins de 137,5 litres chacun. L'eau usée était recueillie 5 jours par semaine du puits de pompage de la station d'épuration et était mise dans 3 glacières. L'alimentation était faite par des pompes péristaltiques à débit variable. L'aération, assurée par un compresseur de 3/4 CV, était distribuée aux 3 bassins par une série de pierres poreuses intallées de façon à bien répartir l'air. Des valves sélénoïdes et des minuteries indépendantes permettaient d'ajuster le débit d'air et de contrôler le temps d'aération. Chaque bassin était muni d'un mélangeur mécanique pour assurer une homogénéité.

La durée moyenne de l'alimentation était de 7 heures pendant lesquelles l'aération était maintenue. Après cette phase d'alimentation, l'aération continuait durant 14 heures et, ensuite, la phase de décantation démarrait. La période de décantation prenait 2½ à 3 heures; elle était suivie du soutirage du surnageant par siphon. La bouche du siphon se trouvait placée à mi-hauteur entre le lit de boue et la surface du liquide; cette localisation n'était pas fixe mais suivait l'évolution du siphonnement pour pouvoir séparer les effets d'une mauvaise floculation de ceux associés à un lit de boue trop haut. Ceci permettait d'éviter aussi de soutirer les mousses par entrainement. À cet effet, la hauteur du lit de boue était mesurée avant le début du siphonnement avec un tube en vitre. Le volume des solides décantés était mesuré dans un cône "Imhoff" après des temps de repos de ½ heure et de 1 heure. L'indice du volume des boues (IVB) fut calculé en divisant la valeur après ½ heure par la concentration de la biomasse au moment du test. Ces mesures permettaient d'évaluer si une relation existait entre la qualité de l'effluent en solides en suspension, une mesure de la décantabilité des boues et un indice de la biofloculation.

La rétention de l'eau brute dans les glacières entraîna une décantation mais les solides décantés n'étaient ni mesurés ni ajoutés aux bassins. Les échantillons étaient recueillis dans cette eau décantée. La déposition de solides a occasionné une baisse de 10% en moyenne de la DCO de l'eau brute par rapport à celle de l'eau brute du puits de pompage.

La température des bassins fluctua entre 18° et 22° C. Le pH de l'eau brute était mesuré tous les jours. Une quantité appropriée de NAOH était ajoutée à chaque bassin pour rétablir le pH entre 7,0 et 7,5 afin de compenser les baisses de pH pouvant résulter du processus de nitrification. L'aération causait une évaporation dans les bassins. Le volume d'eau évaporée était mesuré par la hauteur de l'eau et remplacé par de l'eau distillée. Le niveau d'oxygène dissous dans les bassins d'aération était maintenu au dessus de 2 mg/l.

Le contrôle de l'âge des boues était fait à partir de la liqueur mixte; il était effectué tout juste avant d'amorcer la phase de décantation.

Les paramètres suivants furent mesurés dans l'eau brute et le surnageant:

DBO_5 totale et filtrée
DCO totale et filtrée
NO_2, NO_3, N de NH_3, N Kjedhal total
P_{total}, $P_{filtré}$, $P_{inorganique}$, $P_{inorganique\ filtré}$
Huiles et graisses
pH
Solides en suspension totaux et volatils
Solides totaux dissous et volatils
Alcalinité

La concentration de la liqueur mixte totale et volatile, le pH, la température et l'oxygène dissous des bassins d'aération furent quotidiennement mesurés. Pour la DCO totale et filtrée et les solides en suspension de l'effluent, on prit des aliquotes tous les jours. Les échantillons à d'autres fins furent prélevés 3 fois par semaine, soit les lundis, mercredis et vendredis.

Les analyses de ces paramètres ont été faites aux laboratoires du ministère de l'Environnement du Québec à Montréal et aux laboratoires du Service de Protection d'Environnement Canada à Longueuil. Pour ces analyses, on adopta les méthodes courantes (Standard Methods, 1980) et les recommandations des auto-analyseurs Technicon. Les aliquotes prélevés pour la DCO et les solides en suspension les lundis, mercredis et vendredis ont été examinés à Environnement Québec; ceux pris les mardis, mercredis et jeudis furent analysés à Environnement Canada.

La mesure d'oxygène dissous n'était pas faite de façon continue sauf lors des tests incorporant des phases d'anaérobie. En général, la mesure rapportée pour les tests aérobies est celle prise le matin avant le début de l'alimentation. Périodiquement durant la phase d'alimentation, le niveau d'oxygène dissous était vérifié pour s'assurer qu'il n'était pas un facteur limitant (Duggan et Cleasby, 1976; Charley et al, 1980; Stenstrom et Poduska, 1980).

Le programme expérimental a permis l'étude du système à des temps de rétention hydraulique s'étalant de 3 à 26 jours et à des âges de boues allant de 10 à 50 jours. Chaque condition était évaluée pendant un minimum de 2 semaines après l'atteinte d'un équilibre pour lequel l'âge de boues ou le temps de rétention hydraulique était changé. Une simulation plus réaliste du traitement était visée en contrôlant le débit tout en utilisant une eau brute collectée tous les jours afin d'avoir une concentration journalière moyenne variable. Aucune alimentation n'était fournie aux bassins durant les fins de semaine, conformément à l'opération de l'abattoir. Il était pratiquement impossible d'alimenter les trois pilotes de façon continue à cause du cycle d'opération de la pompe du puits de pompage. Bien que cette option eût permit d'obtenir un profil de concentration plus fidèle à la réalité, cette façon de procéder causait beaucoup de problèmes au niveau de la caractérisation et de l'équipement.

Pour chaque condition expérimentale, une évaluation détailée des bassins pilotes était faite pendant une période de 24 heures pour vérifier si certains phénomènes se manifestaient et expliqueraient des différences observées dans les résultats obtenus entre les conditions. Plus spécifiquement, on cherchait à savoir si des différences dans la vitesse d'enlèvement du substrat, dans la production d'ATP et dans la croissance de la biomasse durant un cycle pouvaient être liées aux résultats de rendement après comparaison des conditions d'opération entre elles. Durant ces évaluations de 24 heures, l'oxygène dissous, le pH et l'azote ammoniacal étaient mesurés. Des échantillons étaient prélevés chaque heure pour l'analyse de la DCO filtrée, les matières volatiles en suspension et l'ATP. Mentionnons ici que la méthode d'extraction de l'ATP avec DMSO, adaptée par Blaise (1984), a été utilisée dans cette étude: son dosage par bioluminescence a été réalisé aux laboratoires d'Environnement Canada à Longueuil. Les matières volatiles en suspension étaient analysées en duplicata et l'ATP en triplicata. Le dernier prélèvement d'échantillons coïncidait avec le prélèvement régulier pour la condition d'opération examinée. Normalement, l'évaluation était effectuée du jeudi au vendredi de la deuxième semaine d'opération: on désirait ainsi maximiser le degré d'équilibre à l'âge des boues et au temps de rétention hydraulique auxquels opérait chaque pilote étudié.

De plus, un examen microbiologique d'un nombre limité de conditions a été fait pour l'échantillon de liqueur mixte du bassin d'aération. Les conditions choisies correspondaient à des temps de rétention et des âges de boue couvrant l'étendue de la surface de réponse allant des combinaisons de faibles valeurs des deux paramètres à des combinaisons de valeurs élevées pour ceux-ci. On espérait ainsi faire un lien entre la diversité micro faunique et la performance du système biologique. Cet examen était fait en

triplicata à Environnement Canada sur des échantillons prélevées le dernier jour d'opération de la condition en question, ci qui donnait ainsi le maximum de temps disponible pour l'établissement d'une communauté biologique adaptée et représentative de cette condition.

4.2 SÉLECTION DES PÉRIODES DE TRANSITION

Afin de pouvoir évaluer un grand nombre de conditions d'opération avec un nombre limité de bassins pilotes, il s'avère primordial d'avoir une période de transition d'une condition à l'autre suffisamment longue pour s'assurer d'être à l'équilibre et d'obtenir des résultats qui soient représentatifs de la nouvelle condition. La revue de littérature n'a pas permis de dégager des recommandations standards sur la longueur de la période de transition d'un âge de boue à l'autre ou d'un temps de rétention hydraulique à l'autre. Bisogni et Lawrence (1971) ont attendu 3 fois la valeur de l'âge de boues de la condition visée avant de considérer les données expérimentales: ils travaillaient avec des valeurs de 0,25 à 12 jours. Saleh et Gaudy (1978) ont attendu que le niveau de la concentration de la biomasse se stabilise avant de prendre des données. Sutton et al. (1980) ont utilisé 1,5 fois la différence entre le nouvel âge des boues et l'âge précédent. Briddle et al (1980) ont proposé d'utiliser une formule basée sur la théorie des réacteurs où l'âge de boues est interprété comme un temps de résidence moyen des boues auquel on applique la formule du temps de résidence moyen du liquide. Ainsi, l'âge d'équilibre serait établi en tenant compte du temps requis pour passer d'un seuil d'âge de boues à un autre: la formule proposée est basée sur le travail de Dankwerts (1953) où, pour un système en régime hydraulique de mélange complet, le degré d'équilibre peut être exprimé par:

$$F = 1 - e^{-t/\bar{t}}$$

où F = degré d'équilibre, $0 \leq F \leq 1$

$\bar{t}$ = temps de rétention hydraulique

t = temps requis pour atteindre un degré d'équilibre F.

Si on applique cette notion à une situation où un système opère à un âge de boues θ_{c1} et si les conditions sont changées pour avoir l'équilibre à un âge de boues θ_{c2}, le degré d'équilibre devient:

$$F = 1 - e^{-t/|\Delta \theta_c|}$$

où $\Delta \theta_c = \theta_{c2} - \theta_{c1}$

Cette expression indique que, pour une période de transition ayant un temps t égal à la différence des âges de boues, le degré d'équilibre atteint serait de 63%; pour une période de transition égale à 2 fois la

différence, le degré d'équilibre serait de 86%. Ainsi, après un temps de transition égal à 2 fois la différence d'âges de boues, le nouvel âge de boues serait, à l'équilibre, égal à: $\theta_{c1} + 0,86\ (\theta_{c2} - \theta_{c1})$.

La généralisation de cette formulation devient:

$$\theta_c \text{ équilibre} = \theta_{c1} + F\ (\Delta\ \theta_c)$$

où $\Delta\ \theta_c = \theta_{c2} - \theta_{c1}$

θ_{c2} = âge de boues visé

θ_{c1} = âge de boues à l'équilibre du point de départ.

Cette considération du degré d'équilibre est particulièrement importante dans les situations où les âges des boues dépassent 10 jours (Briddle et al., 1980). Dans la présente étude, les âges des boues et les temps de rétention hydraulique étaient variés.

La même formulation s'applique au temps de rétention hydraulique:

et $$\bar{t}_{\text{équilibre}} = \bar{t}_1 + F\ (\Delta\ \bar{t})$$

$$F = 1 - e^{-t/|\Delta \bar{t}|}$$

Pour cette étude, une période de transition égale à 2 fois la différence du changement d'âge de boues ou de temps de rétention hydraulique a été appliquée afin qu'au départ d'une condition expérimentale, le degré d'équilibre atteint soit au moins de 86%. On avait ainsi une certaine assurance que les résultats reflétaient l'opération aux conditions expérimentales choisies.

Puisque la concentration de l'eau brute n'était pas contrôlée, il était pratiquement impossible d'atteindre l'équilibre parfait. La variabilité de la concentration pouvait avoir des effets sur la distribution des micro-organismes, leurs âges respectifs et, par conséquent, leurs propriétés physiologiques. On obtenait une appréciation de ces effets par l'observation de l'évolution de la concentration de la biomasse durant la phase de transition. L'atteinte d'un niveau relativement stable de la concentraton de la biomasse servait de critère supplémentaire à la notion d'équilibre. Cette notion permet d'établir non seulement un équilibre de la croissance des diverses espèces mais aussi un équilibre par rapport aux résidus cellulaires et métaboliques.

4.3 EXAMEN MICROBIOLOGIQUE

L'objectif de cet examen consistait à mettre en relation la population biologique et le rendement obtenu tel que représenté par une surface de réponse. Pour obtenir des renseignements sur la population biologique, deux éléments d'information étaient requis:

(1) le nombre de micro-organismes dans la biomasse;

(2) la diversité des groupes.

D'après Stanier et al. (1970), la méthode qui semble être la plus appropriée pour l'évaluation de la population biologique fait appel à un comptage direct au microscope de la microfaune au moyen d'une grille de comptage ("Counting Chamber"). Cette méthode devient valable et utile lorsque le compte bactérien atteint 10^7 cellules/ml ou plus. Elle s'avère plus pratique que la méthode par comptage électronique ("Coulter Counter") et renseigne plus que la mesure optique de la densité. Elle permet aussi un dénombrement des groupes de micro-organismes alors que les autres méthodes sont restreintes à ce sujet. Elle détermine aussi un compte total qui inclue les fractions viable et non viable. Drakides (1980) a étudié le potentiel de cette méthode pour l'observation micro-faunique des boues activées. Il concluait que la méthode est fiable et simple pourvu que le volume observé dépasse 10 mm^3.

. Dans la présente étude, une grille de comptage "Howard Mold" (1/10 mm de profondeur) a été utilisée. L'identification et le dénombrement ont été effectués avec un microscope à contraste de phases à Environnement Canada à Longueuil.

Signalons ici que nos échantillons étaient préservés au formol à 4%.

Avant d'aborder l'étude quantitative proprement dite, une étape préliminaire d'identification des micro-organismes a été faite avant et après fixation pour une estimation qualitative (présence - absence) et semi-quantitative (cote d'abondance). Cette étape n'était pas prévue dans le travail de Drakides (1980): elle rend la méthode plus pratique car un dénombrement formel peut être reporté à une date ultérieure sans crainte de perdre de l'information.

Le dénombrement fut effectué en triplicata à 400x et ensuite à 100x.

A 400x; tous les organismes se trouvant dans le champ visuel sont dénombrés: 25 champs choisis au hazard sur la grille de comptage sont examinés.

A 100x; toute la surface de la cette grille est balayée pour recenser les gros organismes qui n'avaient pas été perçus à 400x.

Cette double observation permet le décompte des très petits organismes tels que Amoeba sp. à 400x et celui des plus grands et moins abondants tels que Podophyra sp. à 100x. Les résultats sont exprimés en nombre d'individus par ml.

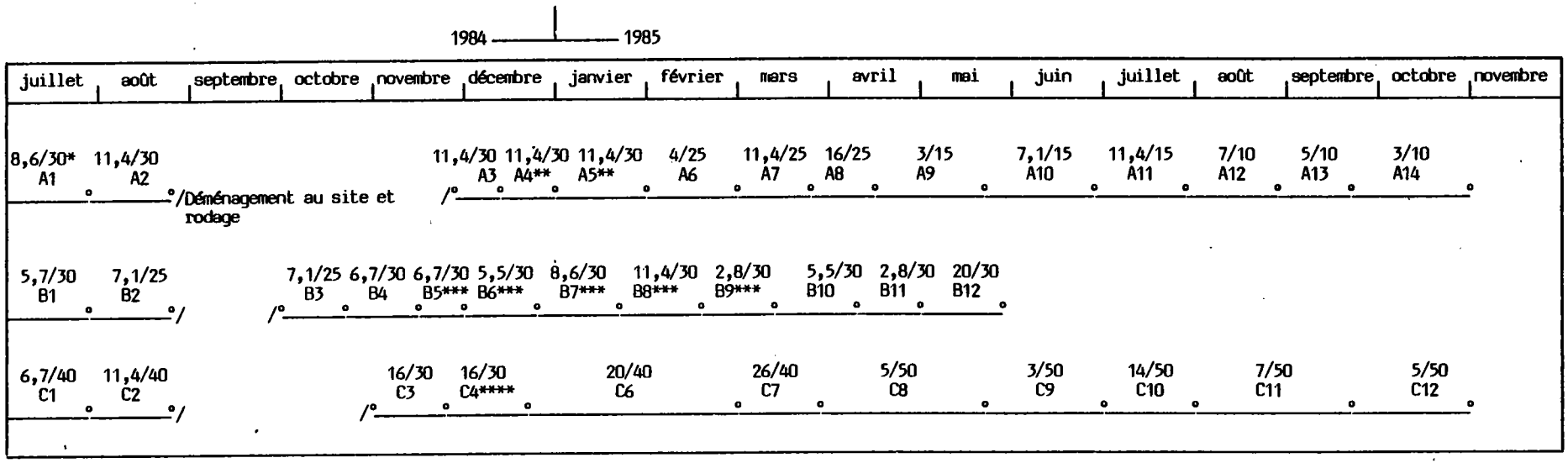
4.4 CALENDRIER ET AGENCEMENT DES OPÉRATIONS

La figure 4.1 expose le calendrier des expérimentations. Après une période d'observation des effluents de l'abattoir Billette pendant deux mois, l'étude pilote a débuté le 16 juillet 1984. L'installation, le montage de l'équipement et le rodage du mode d'alimentation furent mis au point jusqu'à fin octobre 1984. Durant cet intervalle, on fit des expériences préliminaires A1, A2, B1, B2, C1 et C2 aux laboratoires d'Environnement Canada à Longueuil. L'eau brute était alors collectée une fois par semaine à l'abattoir: l'éloignement de celui-ci ne permettait pas un approvisionnement plus fréquent. L'eau usée était conservée à 4 °C et distribuée aux pilotes respectifs tous les jours: sa DCO ne diminuait que de 15% par semaine. Par la suite, toutes les autres expériences ont en lieu à l'abattoir.

La figure 4.2 présente la grille des conditions expérimentales étudiées. Cette grille est structurée à partir de combinaisons d'âge de boues et de temps de rétention hydraulique car en situation réelle, la concentration organique n'est pas prévisible ou contrôlable. Elle permet d'effectuer des analyses factorielles tant sur l'ensemble des expériences que sur des sous-ensembles afin d'identifier les effets et interactions qu'ont les deux paramètres contrôlables sur la réponse du système biologique.

En examinant les paramètres de l'eau brute et du surnageant simultanément dans des conditions d'équilibre, on a pu étudier la variabilité du coefficient de production de boues, le taux de nitrification, le profil d'enlèvement de l'azote et du phosphore, l'interrelation entre la décantabilité des boues, l'indice du volume des boues et la micro-faune et d'autres relations reliées à la traitabilité.

Le logiciel SPSS a été employé pour le traitement statistique des données, lequel a été fait avec un ordinateur IBM-PC.



Légende : A_i Bassin A
B_i Bassin B
C_i Bassin C

* TRH/TRB
** A4 extraction des boues 2x/semaine
A5 extraction des boues 1x/semaine
*** eau brute diluée à 50%
**** expérimentation faite à 6 °C

Figure 4.1 : Calendrier des expérimentations

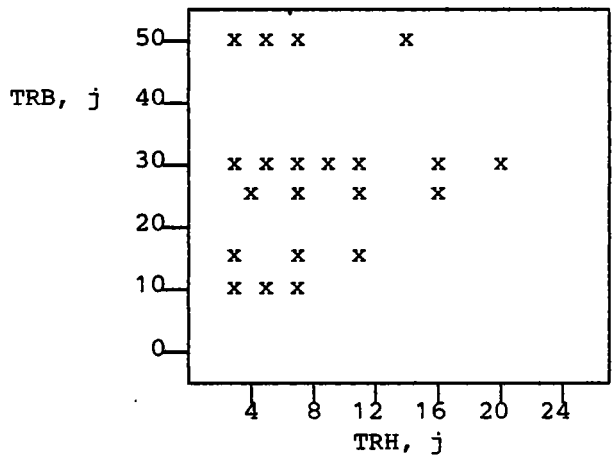


Figure 4.2: Coordonnées expérimentales en fonction du TRH et du TRB

5. RÉSULTATS PRÉALABLES

5.1 VALIDATION INTERLABORATOIRE

Durant l'étude, les échantillons de solides en suspension totaux et volatils et de DCO totale et filtrée des eaux brutes et traitées étaient analysés par les laboratoires d'Environnement Canada et d'Environnement Québec. La concordance des résultats d'analyses de ces deux laboratoires a été examinée avec le t-test de Student sur des données pairées; elle fut ensuite vérifiée avec le text Wilcoxon car les données ne suivaient pas une distribution normale. L'analyse des deux ensembles de données n'a pas montré de différence significative avec une probabilité de 95%.

5.2 HOMOGÉNÉITÉ DE LA LIQUEUR MIXTE

Cet examen a été fait au réacteur B. Trois échantillons étaient prélevés quotidiennement au centre et aux extrémités du réacteur pendant 10 jours consécutifs en même temps que l'échantillon journalier qui servait de contrôle pour l'âge des boues. Les résultats ont montré que le mélange fourni au réacteur s'avérait homogène.

5.3 DÉLAI DE CONSERVATION

Certains aliquotes ont été aussi conservés à 4°C pour une période de deux semaines après laquelle les analyses furent refaites pour préciser l'écart résultant d'un délai de conservaton excédant 48 heures. Les aliquotes conservés pendant 2 semaines à 4°C s'étaient très peu détériorés: les différences, tant pour les matières en suspension que pour les matières volatiles en suspension, s'avéraient inférieures à 7 %.

5.4 CARACTÉRISTIQUES ET VARIABILITÉ DES EFFLUENTS

L'abattoir Z. Billette tue de 450 à 600 têtes à raison de 5 jours par semaine. Le cycle typique de l'opération de l'abattoir est indiqué au tableau 5.1.

On y récupère les sous-produits d'abattage de la manière suivante. Un réservoir de béton de 5 m^3 sert de séparateur de gras pour l'effluent brut de l'abattoir à l'intérieur de celui-ci. L'effluent du séparateur est ensuite acheminé par gravité au puits de pompage près du système de traitement, lequel est alimenté à partir de ce puits. Une flotte contrôle le niveau d'eau du puits et la fréquence de pompage au bassin d'aération. En

Opération	Heures
Abattage	7:00 - 17:00
Lavage	17:00 - 21:00
Fermé	21:00 - 7:00

Tableau 5.1 Cycle d'opération de l'abattoir

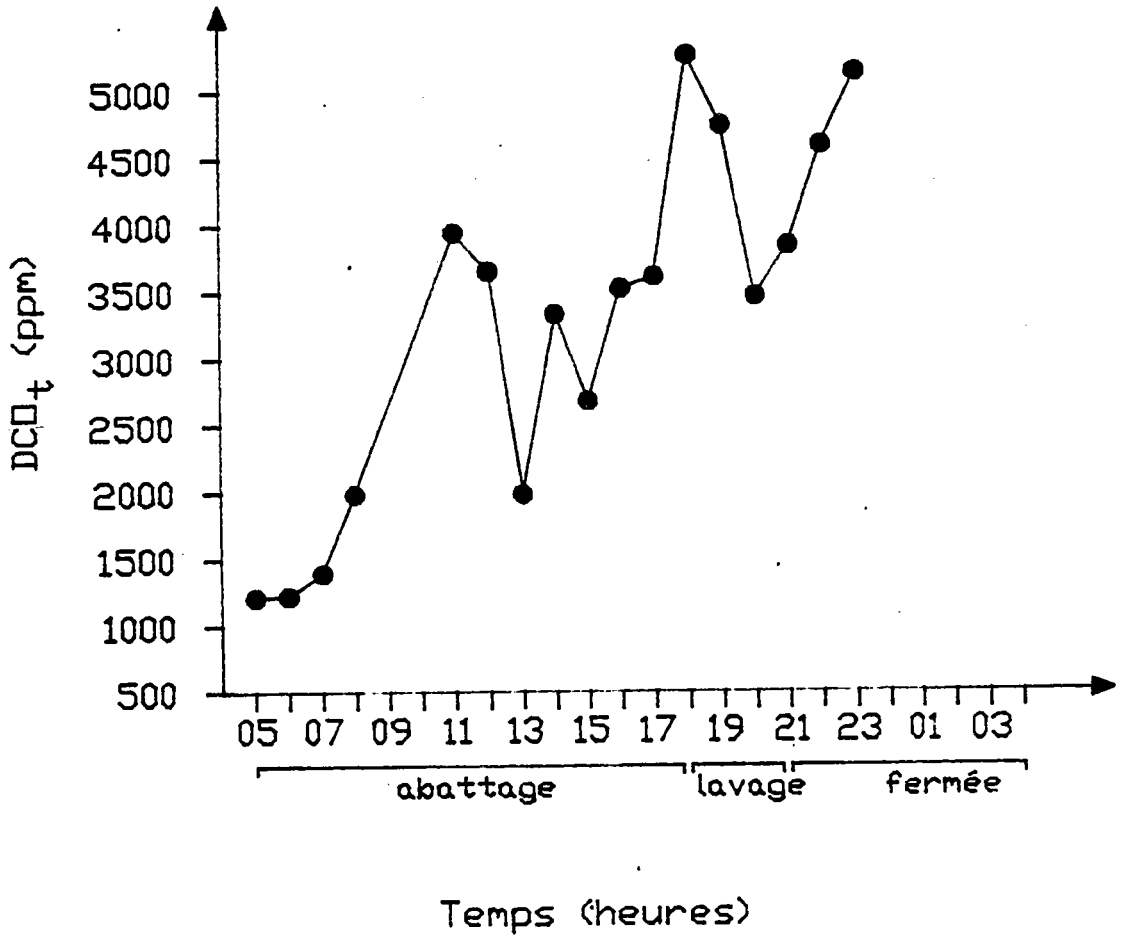


Figure 5.1 Variation horaire de la concentration organique (DCO totale) dans l'eau brute

Paramètres	Intervalles
DCO totale (mg/l)	2500 - 4500
DBO_5 totale (mg/l)	1250 - 2500
Solides en suspension (mg/l)	400 - 700
NTK (mg/l)	250 - 450
Phosphore total (mg/l)	11 - 22
Nitrites-nitrates (mg/l en N)	0,6- 2
Huiles et graisses (mg/l)	250 - 700
Alcalinité (mg/l en $CaCO_3$)	550 - 1200

Tableau 5.2: Composition de l'eau brute

général, la concentration de la DCO totale de l'eau brute peut varier de 4000 mg/l durant un cycle journalier d'abattage (figure 5.1).

Le tableau 5.2 résume les caractéristiques moyennes de l'eau usée lors des conditions expérimentales étudiées. Les intervalles de la qualité de l'eau brute correspondent à ceux qu'on constate généralement pour les abattoirs en général (Lessard, 1984; Lovett et al., 1984).

Le débit d'eau usée provenant de l'abattoir était mesuré à partir de l'approvisionnement en eau potable qui variait de 36 m^3/j à 45 m^3/j.

Le traitement des eaux usées de l'abattoir fonctionnait selon un mode de réacteur biologique séquentiel. Le volume du bassin d'aération avait une capacité minimale et maximale de 500 m^3 et de 1000 m^3 respectivement; le temps de rétention hydraulique y variait de 11 à 22 jours. Les boues activées en excès étaient accumulées dans un bassin de 400 m^3.

La variabilité journalière de l'eau brute s'avère un facteur important qui influence la traitabilité non seulement par des effets hydrauliques mais aussi par des effets de chocs organiques. Elle résulte des opérations d'abattage et fournit des apports organiques inégaux aux micro-orgagismes. Conséquement, il faut envisager des situations de croissance et de décroissance de la biomasse pouvant affecter les propriétés d'agglomération du floc et la distribution micro-faunique. Pour cette raison, les essais pilotes sur le terrain ont étudié la traitabilité dans des conditions de variabilité organique.

Il était important que les proportions entre les charges organiques, azotées et phosphatées soient suffisantes pour la croissance biologique. La valeur moyenne de DCO/P de l'eau brute fut de 240 avec un minimum et un maximum de 132 et 342 respectivement. La valeur moyenne de DCO/NTK se chiffra à 11,5 avec un minimum et maximum à 4,4 et 15,8 respectivement. Par conséquent, le rapport moyen normalisé DCO/NTK/P équivalait à 160/14/0,63. En supposant que 50% de l'azote organique peut être biodisponible après hydrolyse et ammonification (Wang, 1981), le ratio DCO/NTK/P moyen devient 160/7/0,63 et, en fonction de la DBO_5, 100/7/0,63. Ces valeurs proches de chiffres antérieurement cités (Grady et Lim, 1980) permettent de conclure que les nutriments ne s'avérèrent pas limitatifs durant les expériences. Selon Helmers et al. (1952), le seuil critique de nutriments se situe autour de 200/6/1 sur une base de DBO_5.

Le coefficient de variation (écart type/moyenne) a été utilisé pour essayer de caractériser la variabilité de l'eau brute. Cette variabilité

est illustrée à la figure 5.2 qui montre un profil typique de la variation journalière de la DCO de l'eau brute fournie aux réacteurs pilotes; ce profil a des minimum et maximum de 870 et 9037 mg/l respectifs avec une moyenne à 3227 mg/l et un écart type de 2101 mg/l. Le coefficient de variation pour cette condition expérimentale (A5) est de 0,65. La figure 5.3 montre les coefficients de variation de la DCO brute pour toutes les conditions expérimentales. On a appliqué le test statistique non paramétrique de Kolmagorov-Smirnov pour examiner la normalité de la distribution des coefficients. Cet examen montre l'absence d'une tendance par rapport à chaque bassin et par rapport à l'ensemble et indique que l'effet de la variabilité de l'eau brute est aléatoire dans les trois systèmes. Les distributions des coefficients de variation pour le NTK et le phosphore total apparaissaient également aléatoires. Les coefficients moyens de variation équivalaient respectivement à 0,25, 0,53 et 0,38 pour la DCO, le NTK et le phosphore de l'eau brute. Ils montrent que l'azote organique a subi, par rapport à la DCO et P, la plus grande variabilité; celle-ci influence directement les calculs d'enlèvement.

Les besoins en nutriments pour les micro-organismes dépendent, entre autres, de la charge organique et de l'âge des boues. Une proportion stoechiométrique d'azote et de phosphore est éliminée du total apporté aux systèmes (Hart et Sherrard, 1983).

L'azote biodisponible restant, en absence de facteurs favorables à une dénitrification, est utilisé durant le processus de nitrification.

Quant au phosphore, il y a un résiduel non utilisé car une étape telle que la nitrification n'existe pas pour cet élément. Ce résiduel de phosphore dans l'effluent dépend des teneurs variables de cet élément dans l'affluent. Il peut aussi être considérablement accru lors de déversements accidentels de solutions nettoyantes à base de phosphore utilisées pour le nettoyage des équipements d'abattage. Deux situations de ce genre sont survenues durant cette étude. La concentration de phosphore dans l'effluent a alors immédiatement augmenté et, après une période de dilution égale à deux fois le temps de séjour hydraulique des expériences affectées, l'effluent recouvrait son niveau d'équilibre. Dans ces deux cas, les valeurs obtenues pour le phosphore ne furent pas incluses dans les bilans.

La variabilité des affluents rend difficile l'adoption d'une formule commune d'expression des résultats pour tous les paramètres, tel le pourcentage d'élimination basé sur les concentrations dans l'affluent lorsque

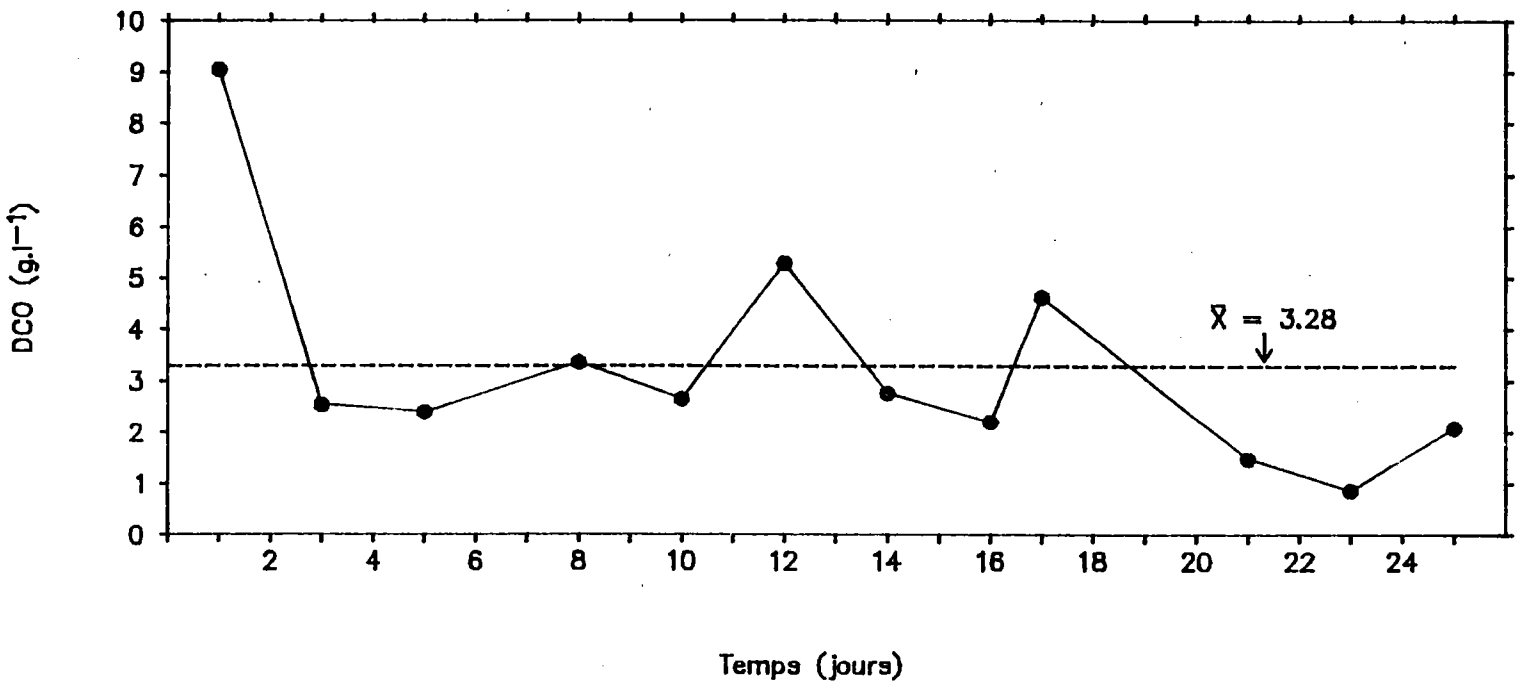


Figure 5.2 Variation journalière de la DCO dans l'eau brute

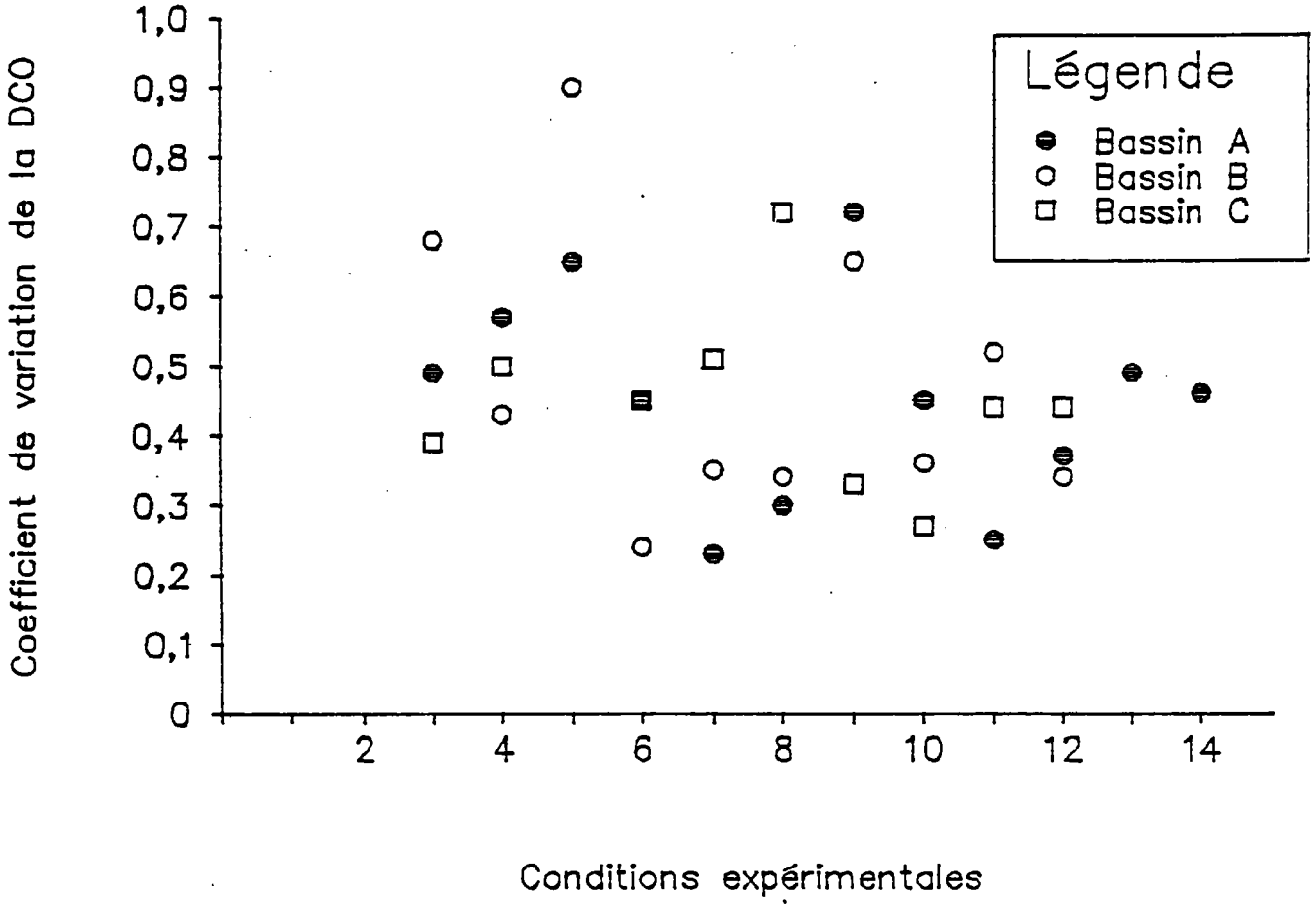


Figure 5.3 Analyse de la variabilité de l'affluent avec le coefficient de variation déterminé pour la DCO

lorsque l'eau brute est maintenue à un niveau constant. Mais, le caractère variable de l'eau brute de cette étude est plus représentatif des conditions réelles que celui des études rapportées dans le chapitre des revues des connaissances. On se situe à mi-chemin entre une alimentation proportionnelle au débit où les fluctuations des concentrations des divers composés de l'eau brute sont prises en compte et une alimentation où le débit et les concentrations sont maintenus constants. Il s'avère essentiel de considérer la variabilité des apports de nutriments, de pH, d'alcalinité et de matières organiques car tous ces paramètres affectent d'une manière ou d'une autre la traitabilité. Alors que les effets de ceux-ci peuvent être précisés en conditions contrôlées, une des difficultés d'interprétation des résultats obtenus à l'échelle réelle provient de l'impuissance de l'analyste à trouver des explications reliant les effets aux causes (Cashion et al., 1979).

En examinant nos données, on a pu regrouper des conditions expérimentales pour lesquelles la concentration de l'eau brute en DCO, les âges de boues et les temps de séjour hydraulique étaient constants, tel qu'indiqué au tableau 4.1. Ainsi, il a été possible d'analyser un certain nombre de résultats de façon comparable aux études classiques.

Par ailleurs, en utilisant tous les résultats reflétant les effets de la variabilité de l'eau brute, on a obtenu l'effet global des variations de celle-ci sur les paramètres de réponse des bassins. Ceci sera discuté aux chapitres 6 et 7.

5.5 PHASES DE TRANSITION

On a expérimenté quatre types de transition, soit;

1. une diminution du temps de séjour hydraulique à un âge de boues constant

2. une augmentation du temps de séjour hydraulique à un âge de boues constant

3. une diminution de l'âge de boues avec une réduction simultanée du temps de séjour hydraulique

4. une augmentation de l'âge de boues après une diminution du temps de séjour hydraulique.

La littérature ne fournit pas suffisamment d'informations pour décider un choix éclairé sur les types de transition. Les critères d'équilibre adoptés dans cette étude sont;

(i) pour un changement d'âge des boues ou de temps de séjour hydraulique, la période de transition doit durer un minimum de 2 fois la différence du changement pour atteindre un degré d'équilibre équivalant à 86%;

(ii) la concentration du liquide mixte doit se stabiliser à un nouveau plateau, autour duquel la concentration de la biomasse peut fluctuer autour d'une moyenne.

Le premier type de transition est représenté à la figure 5.4; on l'expérimenta avec un âge des boues de 10 jours et des temps de séjour allant de 7 à 5 jours et de 5 à 3 jours. Les deux courbes montrent un profil semblable; après une période durant laquelle la masse biologique n'augmente pas, il y a une croissance rapide de celle-ci vers des plateaux respectifs. Selon le critère 1, la période de transition ne devait durer que 4 jours pour chaque cas: il fallut plutôt 11 et 13 jours respectivement, soit près de trois fois le temps prescrit, car la phase de transition ne se terminait que lorsque la concentration du liquide mixte avait doublé. On aurait sous-estimé l'atteinte de l'équilibre si les données expérimentales avaient été recueillies au bout de 4 jours de transition.

La croissance nette observée durant ces phases de transition est exponentielle:

$$X = X_o\, e^{kt}$$

où X = concentration du liquide mixte au temps t,

X_o = concentration du liquide mixte à la fin de la période de latence (4 jours)

t = temps en jours

k = Coefficient de croissance en $jour^{-1}$

La dérivée de cette équation donne $\frac{1}{X}\frac{dX}{dt} = k$

où

$k = \theta_c^{-1}$, la réciproque de l'âge de boues.

La figure 5.5 montre le second type de transition avec un temps de séjour de 3 à 7 jours et de 7 à 11,4 jours à un âge de boues de 15 jours. Ceci entraîne une décroissance où, contrairement à la figure 5.4, les micro-organismes sont amenés à un taux d'alimentation réduit. On observe dans les deux cas de la figure 5.5 des décroissances exponentielles:

$$X = X_o \, e^{-k_d t}$$

où X = Concentration du liquide mixte au temps t
X_o = Concentration initiale du liquide mixte au temps t = o
t = temps en jours
k_d = Coefficient de décroissance en $jour^{-1}$

La période de transition a alors duré environ 2 fois la différence du changement du temps de séjour.

La figure 5.6 illustre la troisième possibilité de transition où la biomasse subit simultanément une diminution de l'âge de boues et une réduction du temps de séjour hydraulique. Deux cas sont présentés. En premier lieu, il s'agit d'une baisse d'un âge de boues de 25 à 15 jours simultanément avec un raccourcissement du temps de séjour hydraulique de 16 à 3 jours. Une baisse de l'âge de boues cause une diminution de la concentration de la biomasse mais concomitament une augmentation de la quantité de substrat occasionne un accroissement de la biomasse. La résultante des deux effets a été une augmentation nette de la concentration du liquide mixte. La biomasse a atteint un plateau après 20 jours, soit un temps égal à 2 fois la différence de l'âge de boues et presque 2 fois la différence du temps de rétention hydraulique. Le deuxième cas de la figure 5.6 diffère du précédent pour une situation analogue où l'âge des boues a baissé de 15 à 10 jours et le temps de rétention hydraulique a diminué de 11,4 à 7 jours. Ici, on observe que la concentration de la biomasse n'a guère changé. L'augmentation de la charge organique a contrebalancé l'effet de la baisse de l'âge des boues sur la concentration de la biomasse. Ce genre de situation montre bien l'importance de définir une période de transition adéquate. La période de transition a été fixée à 10 jours, soit 2 fois la différence des temps de rétention hydraulique et des âges de boues.

Le quatrième type de transition à la figure 5.7 est un phénomène en deux temps. D'abord, il y a une réduction du temps de séjour de 26 à 5 jours à un âge de boues de 40 jours. Cette première phase donna un profil de croissance similaire à celui présenté à la figure 5.4. Le plateau de celle-ci fut atteint après 13 jours. À ce moment, la biomasse avait doublé et la période de transition avait duré moins de 2 fois la différence des temps de séjour (42 jours). Cette période était du même ordre de grandeur que celle obtenue à la figure 5.4 avec un changement beaucoup plus court pour le temps de rétention hydraulique. La deuxième phase de la transition fut un vieillissement de la biomasse entre des âges de boues de 40 et 50 jours à un temps de séjour hydraulique de 5 jours. On observa alors une croissance de biomasse; celle-ci mais n'a toutefois pas doublé. Le profil indique également

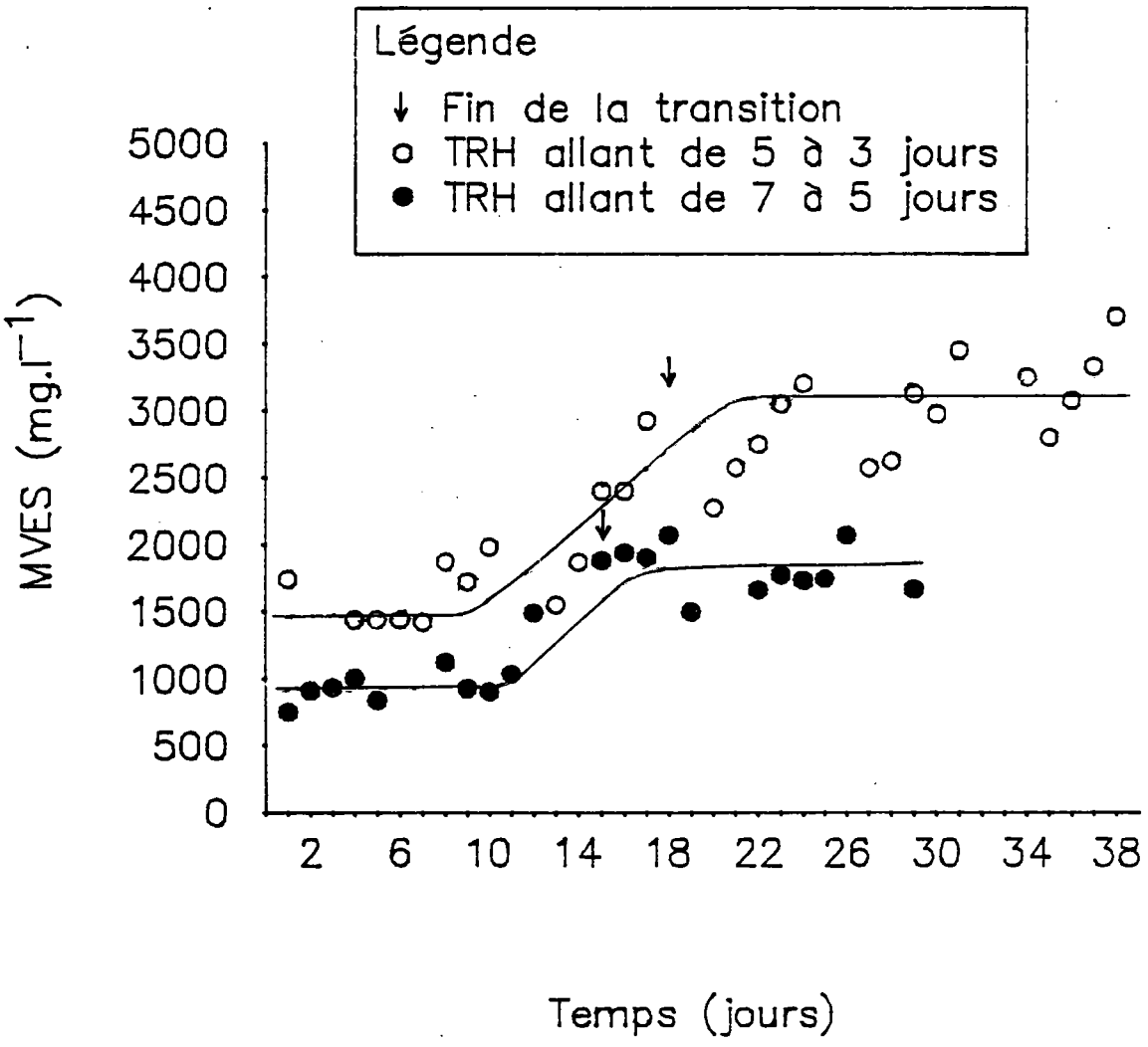


Figure 5.4 Transition par une diminution du temps de séjour hydraulique (TRH) à un âge de boues constant (TRB = 10 jours)

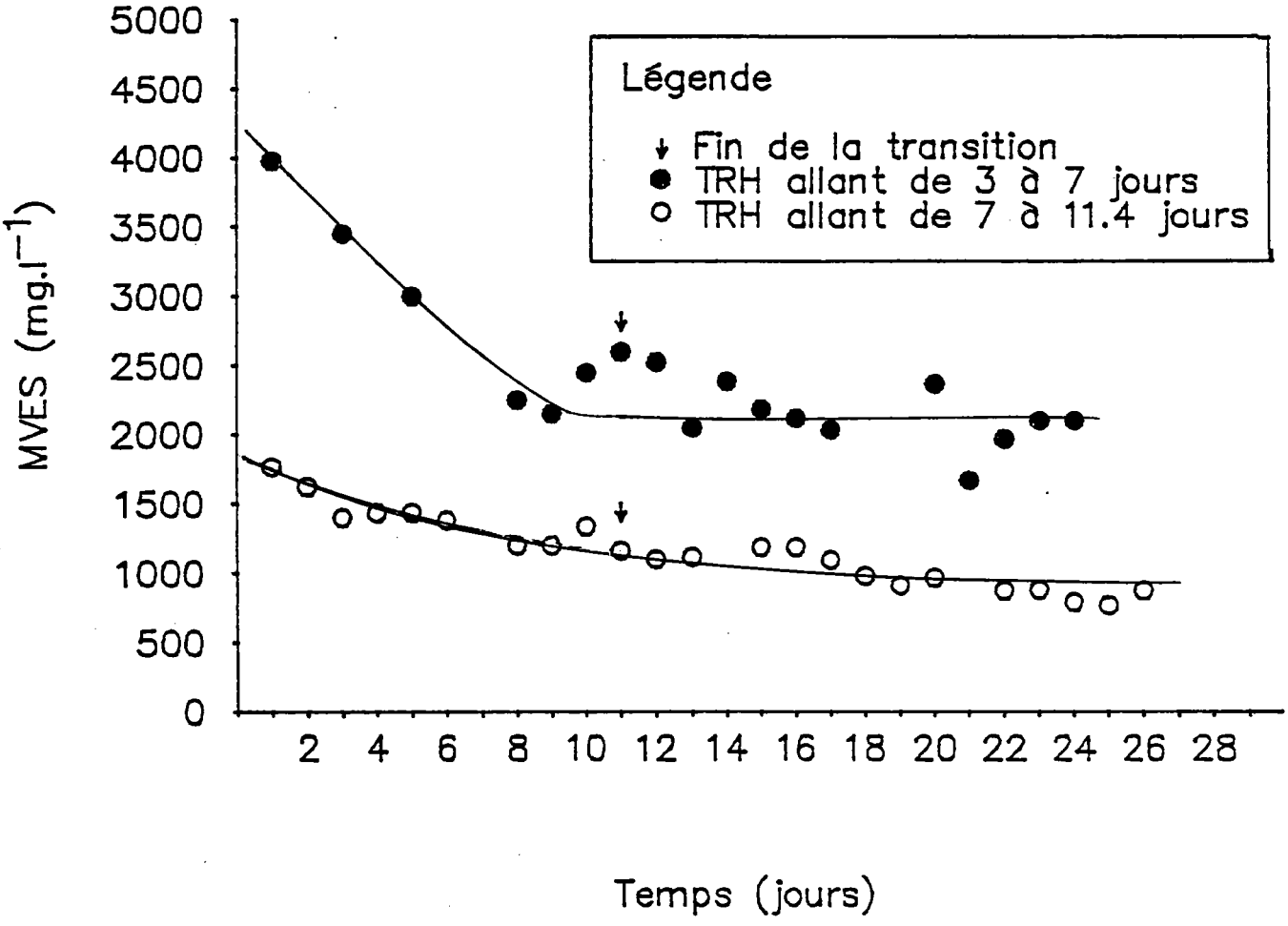


Figure 5.5 Transition par une augmentation du temps de séjour hydraulique (TRH) à un âge de boues constant (TRB - 15 jours)

une période de latence relativement longue. La durée de cette seconde phase a été de 20 jours, soit 2 fois la différence des âges de boues. La période totale des 2 phases de la transition équivaut à 36 jours, soit presque 2 fois la différence des temps de séjour.

Quoique les critères adoptés permettent d'établir une démarcation suffisamment définie entre les expériences en minimisant l'interférence d'une condition passée sur les résultats de la condition suivante, il est important de s'assurer que la concentration de la biomasse ait atteint son niveau d'équilibre. Le critère relatif au temps de séjour a pour but d'assurer qu'au plan hydraulique, le temps écoulé soit suffisant pour que la qualité physico-chimique du liquide qui a été remplacé durant la transition soit représentative de la nouvelle condition. Il faut aussi ajuster cette période de transition pour que le temps de séjour soit égal ou inférieur au temps nécessaire pour atteindre une concentration relativement stable de la biomasse.

Lors de la transition d'une condition expérimentale à une autre, divers changements survenaient dans les réacteurs. Ils nous ont incité à y mesurer alors la hauteur du lit de boue, le volume des solides décantables et les concentrations de l'effluent en matière organique et en solides en suspension. Ces mesures étaient prises pour s'assurer qu'à la fin d'une transition, la manifestion des effets dus aux changements opératoires avait eu lieu. La figure 5.8 montre à ce sujet un exemple type pour la condition illustrée à la figure 5.4, où on différencie la transition et les périodes d'expérimentation avant et après celle-ci. Durant la phase expérimentale précédant la transition, le niveau du volume des solides décantables était stable autour d'une valeur de 110 ml/l. Ce niveau s'est ensuite maintenu pendant les premiers 8 jours de transition, durant lesquels la concentration de la biomasse changeait peu (voir figure 5.4): par la suite, il a atteint une valeur double à la fin de la transition, ce qui était également le cas pour la biomasse. L'effet de la perturbation sur celle-ci apparaissait donc avec un délai d'environ 8 jours. Les profils des deux phases expérimentales se distinguaient aussi par les valeurs des MVES de l'effluent que par des différences de stabilité des systèmes. Tous ces résultats appuient l'hypothèse que le temps alloué à la transition était suffisant et que l'application des critères d'équilibre donnait le minimum de temps nécessaire pour l'établissement du nouveau régime.

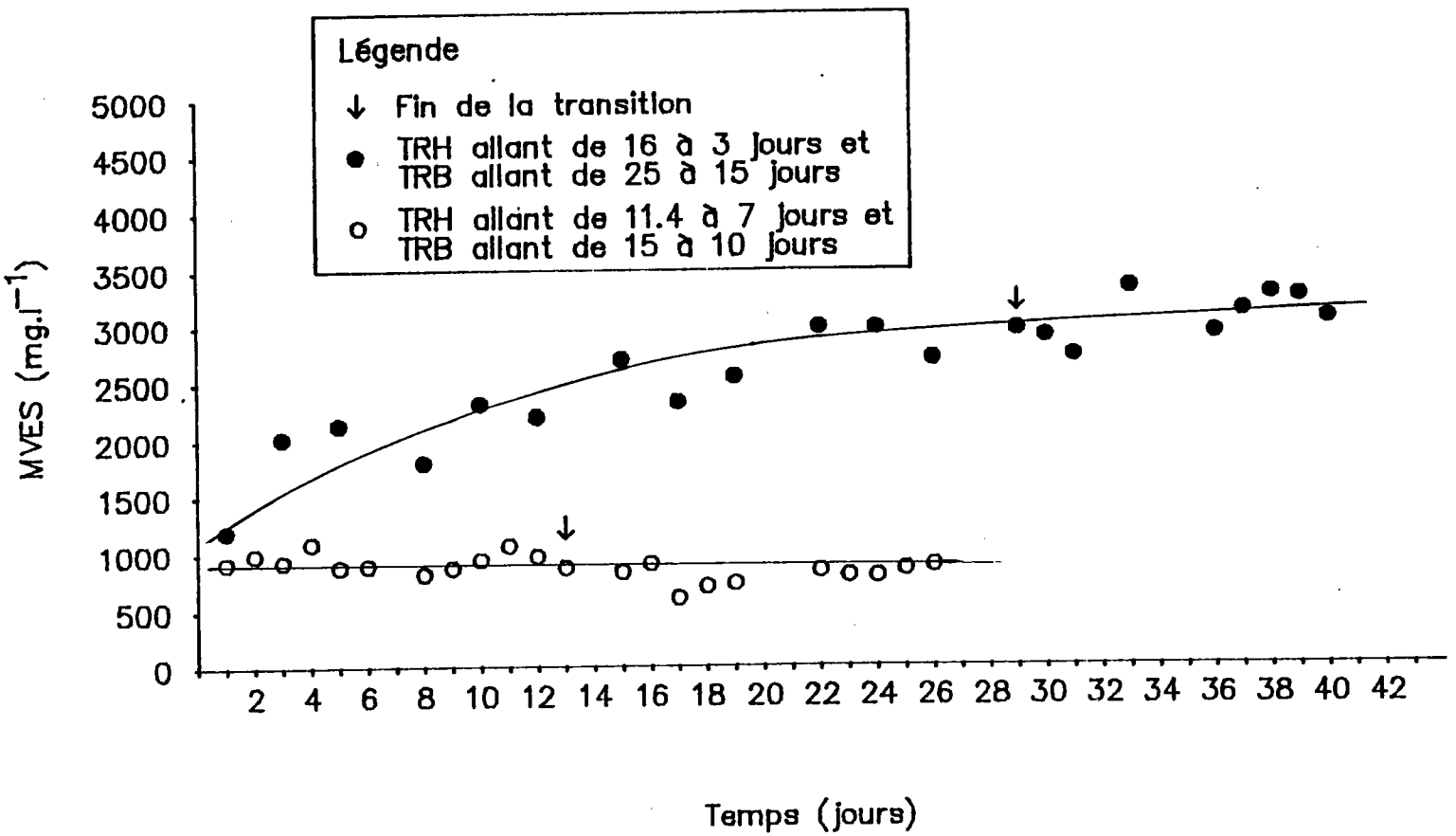


Figure 5.6 Transition par une diminution de l'âge de boues (TRB) et une réduction simultanée du temps de séjour hydraulique (TRH)

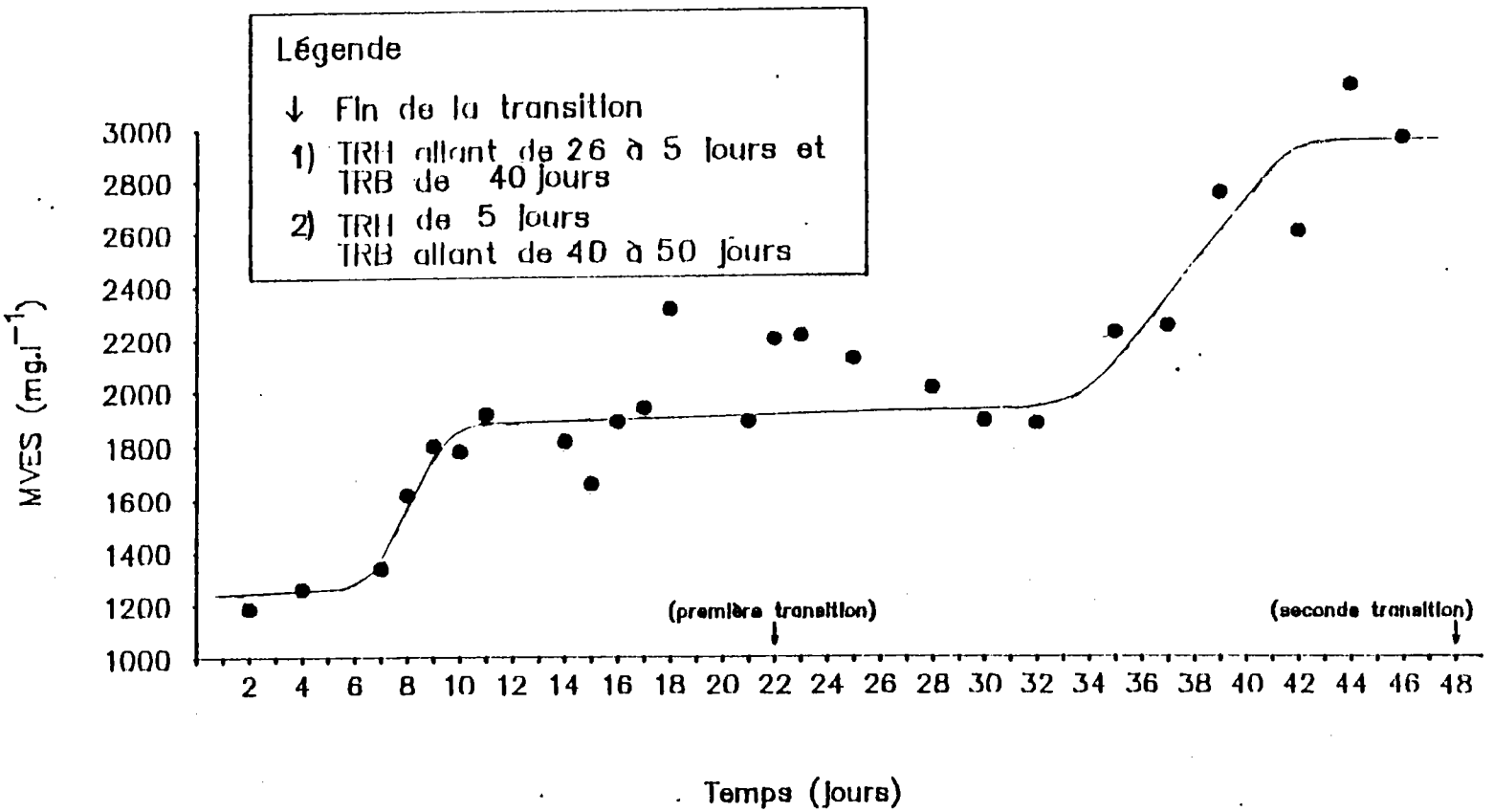


Figure 5.7 Transition par une augmentation de l'âge de boues (TRB) après une diminution du temps de séjour hydraulique (TRH)

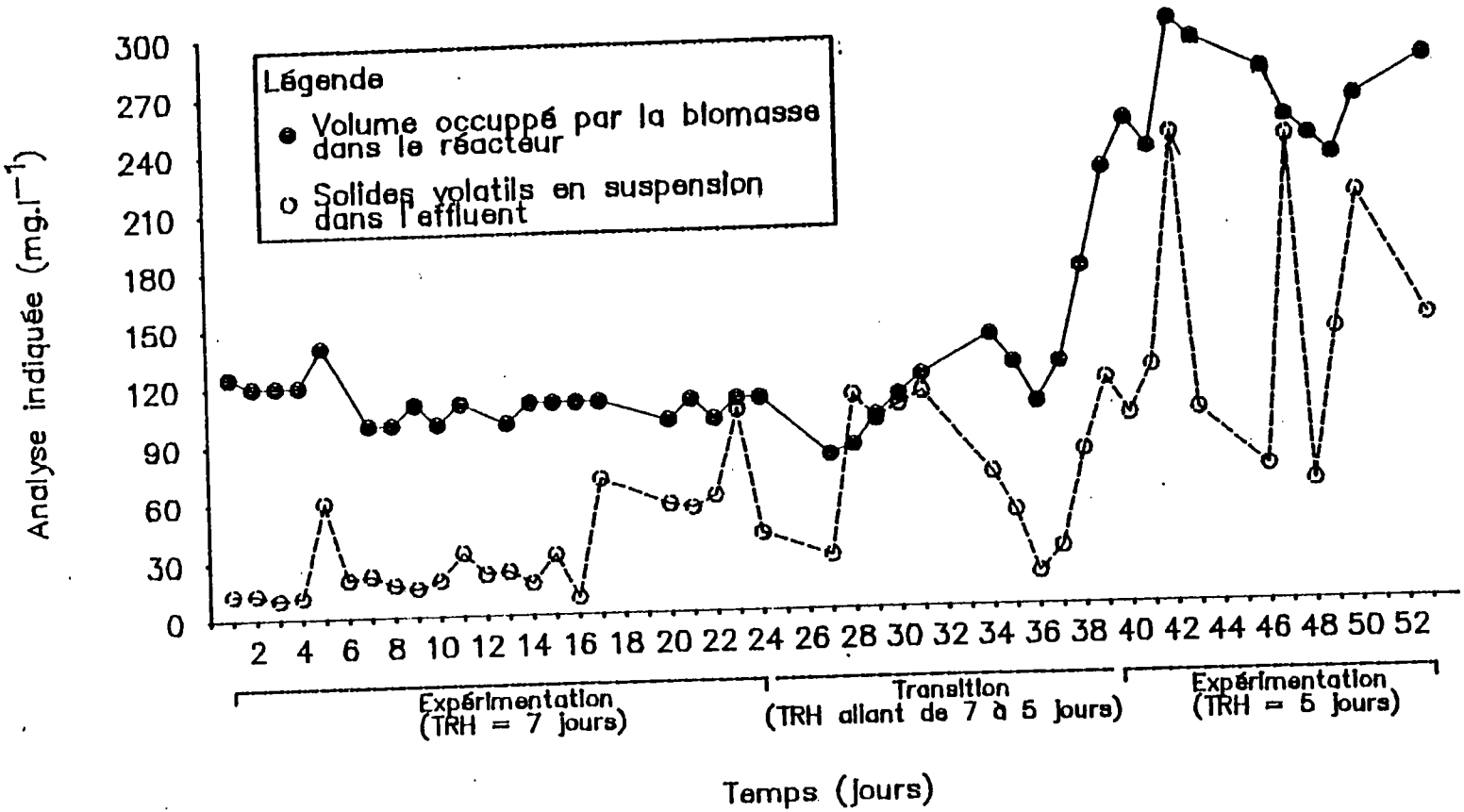


Figure 5.8 Manifestation des effets transitoires sur la biomasse lors d'un changement opératoire (TRB - 10 jours)

6. VÉRIFICATION DES FONDEMENTS DU CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE

6.1 DÉMARCHE

Le présent travail désire déterminer si le concept de surface de réponse, basé sur le TRH et le TRB comme variables contrôlées et sur la DCO de l'affluent comme variable aléatoire, est valable. Mais avant de définir la représentation des réponses par des surfaces, il faut étudier l'effet des variables importantes sur la traitabilité dans des conditions comparables avec celles de la littérature.

En réalisant ces expériences à un âge de boues fixe (30 jours), on maintient constant le taux de croissance des micro-organismes et les effets constatés sont donc dûs principalement à la charge organique utilisée. Il s'agit dès lors de voir comment les deux facteurs de la charge organique, à savoir le TRH et la DCO de l'eau brute, inter-réagissent. Si par exemple la concentration de la DCO de l'eau brute exerce une influence plus imprévisible que celle du TRH, l'allure de la surface de réponse serait plus ou moins définie en fonction de la concentration organique de l'affluent. D'après les travaux de Manickam et Gaudy (1985), la réponse du système varie selon que le choc organique de l'affluent est relié à sa concentration organique, à son débit ou à la combinaison des deux facteurs. Mais, on ne sait pas si, dans des conditions réelles, un des deux paramètres est dominant.

Le tableau 6.1 montre les expériences qui ont été faites pour étudier les effets du TRB, de la charge organique de l'eau brute et de ses composantes, soit sa DCO, et le TRH. Le cheminement de la vérification des fondements du concept de surface de réponse pour la traitabilité des effluents fut alors le suivant:

1. vérification de la reproductibilité des résultats lorsque le TRB, le TRH et la concentration organique de l'eau brute sont constants;

2. examen en situations contrôlées:
   a - vérification de l'effet combiné du produit de la DCO brute et du TRH à un âge de boues fixé (30 jours);
   b - analyse des effets séparés de la DCO brute et du TRH sur la qualité de l'effluent à un âge de boues fixé (30 jours);
   c - vérification de l'effet de l'âge des boues lorsque le TRH et la concentration organique (DCO) sont constants.

Facteurs étudiés et tests statistiques utilisés	Ensembles expérimentaux comparés	Paramètres en vigueur		
		TRH j	TRB j	DCO g/l
Reproductibilité tests - t	B 1 et B 10	5,7 et 5	30	4,0 et 3,4
Charge organique Analyse de variance à 2 niveaux tests - t	B11,B1,A1,A5 et B9,B6,B7,B8 B10 et B9 A4 et B6 C3 et B7	2,8; 5,5; 8,6; 11,4 2,8; 5,5; 8,6; 11,4 5,5 et 2,8 11,4 et 5,5 16 et 8,6	30 30 30 30 30	3,3 ± 20% et 1,6 ± 20% 3,4 et 1,9 1,7 et 0,9 2,7 et 1,6
Effets de la concentration organique tests - t	B11 et B9 B10 et B6 A1 et B7 A2 et B8 A4 et B8	2,8 5,5 8,6 11,4 11,4	30 30 30 30 30	3,7 et 1,9 3,4 et 0,9 4,0 et 1,7 5,6 et 1,4 1,7 et 1,4
TRH Analyse de variance à un niveau tests - t	B9,B5,B7,B8 B10,A1,A5,C3,B12 A9 et A10 A14 et A13 C9 et C11 C9 et C8	2,8;6,7;8,6;11,4 5,5;8,6;11,4;16;20 3 et 7 3 et 5 3 et 7 3 et 5	30 30 30 15 10 50 50	1,6 ± 20% 3,3 ± 20% 3,3 ± 20% 4,2 et 4,5 4,6 et 4,5 3,9 et 4,0 3,9 et 4,1
TRB Analyse de variance à un niveau	A14,A9,B11,C9	3	10,15 30,50	3,7 à 4,5

TRH = Temps de rétention hydraulique
TRB = Âge de boues
DCO = DCO de l'affluent

Tableau 6.1: Grille d'évaluation des effets de la charge organique et de la DCO de l'affluent, du TRH et du TRB sur le rendement.

6.2 REPRODUCTIBILITÉ DES RÉPONSES

Lors de la réalisation du programme expérimental, nous avons tenté plusieurs essais de reproductibilité avec un TRH, un TRB, une DCO brute constants. A cause de la variabilité de l'eau brute, nous n'avons toutefois pu obtenir que deux expériences où ces conditions étaient suffisament constantes; elles sont identifiées par les codes B1 et B10. La reproductibilité des expériences soutient la fiabilité des résultats et donne l'assurance que, suite à une période d'adaptation suffisante, le système biologique donnera un rendement attendu. Une bonne reproductibilité s'avère essentielle pour le concept de surface de réponse car pour chaque condition d'opération où le TRH, le TRB et la DCO brute sont constants, la réponse sera unique et prévisible à condition qu'il y ait une suffisance en matières nutritives.

Les expériences B1 et B10 ont été réalisées à deux périodes différentes. L'essai B1 fut menée en laboratoire où l'approvisionnement de l'eau brute était assumé une fois par semaine (voir 4.4) tandis que lors de l'essai B10, l'eau brute variait tout les jours (voir 4.1); cependant, les deux systèmes ont reçu la même concentration organique moyenne.

On a comparé les réponses de ces deux conditions en employant le test t bilatéral et le test non-paramétrique "Wilcoxon-Mann-Whitney" particulièrement adapté aux groupes de petits effectifs sans se préoccupper de la forme des distributions (Sherrer 1982).

Le tableau 6.2 résume les résultats obtenus. Ceux-ci montrent que lorsque les conditions expérimentales sont reproduites, les réponses ne sont pas significativement différentes les unes des autres avec une probabilité de 95%. Cette reproductibilité des résultats permet de croire que la manipulation des paramètres de contrôles a un effet plus important sur les réponses que l'effet aléatoire de la DCO de l'affluent.

6.3 EFFET COMBINÉ DE LA CHARGE ORGANIQUE SUR LA PERFORMANCE À UN ÂGE DE BOUES CONSTANT

Avant de procéder à l'étude des effets de la DCO de l'eau brute et du TRH sur la traitabilité, nous avons voulu déterminer si ces deux paramètres étaient en interaction. A cette fin nous avons traité certains ensembles de données avec des analyses factorielles pour expliciter si la concentration organique et le TRH avaient des effets significatifs interdépendants sur le rendement du système lorsque l'âge des boues était maintenu constant (30 jours). Deux niveaux de DCO brute (1,6 et 3,3 g/l ± 20%) furent étudiés à quatre niveaux

Conditions expérimentales comparées	Paramètres de réponse	Moyennes mg/l	Écarts-type mg/l	Seuils de signification statistique	Décisions (tests t)
B1 DCO=4,0 g/l TRH=5,7 j TRB=30 j B10 DCO=3,4g/l TRH=5 j TRB=30 j	DCO filtrée de l'effluent	(B1)128 (B10)142	22,7 23,0	95%	Hypothèse d'égalité acceptée
	Solides volatils en suspension	(B1) 53 (B10) 52	45,0 36,6	95%	Hypothèse d'égalité acceptée
	DCO totale de l'effluent	(B1)230 (B10)234	171,0 69,0	95%	Hypothèse d'égalité acceptée

Tableau 6.2: Résultats de la reproductibilité expérimentale

de TRH (2,8, 5,5, 8,6 et 11,4 jours): pour cela, on considéra les groupes respectifs d'expérience B9, B6, B7, B8 et B11, B1, A1, A5. (voir tableau 6.1).

Les travaux cités dans la littérature concernant les chocs organiques des affluents (voir chapitre 2.2) ont été réalisés avec des effluents synthétiques en laboratoire; les concentrations organiques de l'affluent étaient strictement contrôlées et les chocs appliqués étaient maintenus au niveau choisi pendant une durée de temps prédéterminée. Dans la présente étude, les concentrations organiques d'affluent ne furent point contrôlées et pouvaient donc varier de jour en jour avec des successions de chocs organiques. Cette distinction avec la littérature rend l'interprétation plus difficile mais nous rapproche considérablement de la réalité. De plus, les systèmes de laboratoire rapportés dans la littérature sont munis d'un clarificateur externe dont la dynamique hydraulique peut masquer certains effets. Les chocs organiques causés par une augmentation du débit peuvent occasionner trois effets soit:

(i) un effet dû à la concentration organique si celle-ci change;
(ii) un effet dû au temps de réaction qui varie;
(iii) un effet dû aux perturbations hydrauliques sur le clarificateur.

La deuxième composante ne semble pas être considérée dans la littérature consultée. C'est peut-être pour cette raison que le temps de rétention hydraulique, qui incorpore les deuxième et troisième composantes, n'a pas un rôle cinétique considéré. Ce rôle serait mis en évidence si on pouvait démontrer son influence sur la biomasse. Vu que notre travail était fait avec un système en cuvée discontinue, la clarification se produisait dans le bassin selon des conditions quasi-statiques. Dès lors, si un effet associé au temps de séjour hydraulique devait se manifester, il surviendrait au niveau de la biomasse.

Le tableau 6.3 indique que chacun des deux facteurs considérés (DCO de l'eau brute et TRH) exerce un effet significatif à 95% sur la DCO filtrée de l'effluent et sur les solides volatils en suspension. Les valeurs statistiques de F explicitent des effets beaucoup plus forts sur la DCO filtrée que sur les solides volatils en suspension. L'analyse montre aussi qu'il y a une interaction significative entre les deux facteurs et que leur degré d'interaction est beaucoup plus élevé sur la DCO filtrée que sur les solides volatils en suspension.

Ces résultats soutiennent sans équivoque que le temps de séjour hydraulique et la concentration organique de l'eau brute influencent la qualité de l'effluent et interagissent ensemble sur celle-ci.

La comparaison d'ensembles pairés réalisés dans des conditions de charge organique assez analogues précise l'interaction entre ces deux facteurs. Le tableau 6.1 mentionne ces ensembles, à savoir B10 et B9, A4 et B6 ainsi que C3 et B7 pour lesquels les charges organiques étaient respectivement 93 et 78, 25 et 23 ainsi que 23 et 25 g/jour. L'examen des résultats au tableau 6.4 indique que les réponses diffèrent pour des charges organiques relativement similaires avec des TRH et des DCO d'affluent relativement différents: ceci concorde les observations de Manickam et Gaudy (1985).

Dans les trois ensembles pairés au tableau 6.4, les DCO filtrées des effluents des conditions comparées sont significativement différentes. Ceci s'observe également pour les DCO totales des efluents mais dans un cas seulement (C3 et B7) pour les solides volatils en suspension.

Par ailleurs, on s'attendrait généralement à ce que des charges organiques similaires produisent des concentrations semblables de biomasse dans les réacteurs et des rapports F/M sensiblement similaires. Le tableau 6.5 met en parallèle les charges organiques enlevées (charge de l'affluent - charge résiduelle dans l'effluent), les concentrations de biomasse dans les réacteurs et les rapports F/M, pour les trois ensembles pairés avec charges organiques relativement similaires par paire (voir tableau 6.4).

La comparaison entre les concentrations de biomasse avec le test t montre que celles des conditions A4 et B6 ainsi que C3 et B7 s'avèrent significativement différentes à 95%, ce qui n'est toutefois pas le cas pour B10 et B9.

On ne précise pas dans la littérature l'interaction du temps de séjour hydraulique et de la DCO de l'eau brute sur la concentration d'équilibre de la biomasse. Comme on le montrera plus loin (voir 8.3), lorsque la concentration organique de l'affluent est maintenue constante, la concentration de la biomasse diminue avec l'accroissement du TRH. Par contre, à un TRH constant, la concentration de la biomasse augmente avec une élévation de la concentration organique de l'affluent. Le caractérisation de l'interaction TRH - DCO brute sur la concentration d'équilibre de la biomasse nous semble importante pour la définition de modèles prédictifs de la performance.

Facteurs considérés	Paramètres de réponse étudiés	F calculés	Seuils de signification statistique	Interactions entre les facteurs considérés
DCO brute TRH	DCO filtrée de l'effluent	$44 > F^*_{0,05,3,58}$	95%	$F=28,6 > F_{0,05,3,58}$
		$146 > F_{0,05,1,58}$	95%	
DCO brute TRH	Solides volatils en suspension	$14 > F_{0,05,3,85}$	95%	$F=4,8 > F_{0,05,3,85}$
		$12 > F_{0,05,1,85}$	95%	

F* des tables statistiques, $\alpha = 0,05$

Tableau 6.3: Résultats de l'analyse de variance pour la DCO brute et le TRH.

Conditions expérimentales comparées	Paramètres de réponse dans l'effluent	Moyennes mg/l	Écarts-type mg/l	Seuils de signification statistique	Décisions (tests t) égalité: acceptée (A) rejetée (R)
B10 COA=93,4 g/j TRH=5,5 j DCO=3,44 g/l TRB= 30 j — — B9 COA=78,2 g/j TRH=2,8 j DCO=1,9 g/l TRB= 30 j	DCO filtrée	(B10)142 (B9)40	23,0 17,4	95%	R
	Solides volatils en suspension	(B10) 52 (B9)41	36,5 24,9	95%	A
	DCO totale	(B10)233,8 (B9)150	69,3 59,1	95%	R
A4 COA=24,6 g/j TRH=11,4 j DCO=1,7 g/l TRB= 30 j — — B6 COA=23 g/j TRH=5,5 j DCO=0,92 g/l TRB= 30 j	DCO filtrée	(A4) 48,3 (B6)27	5,2 9,7	95%	R
	Solides volatils en suspension	(A4) 9,3 (B6)11	4,3 6,7	95%	A
	DCO totale	(A4) 61,3 (B6)42	6,3 14,8	95%	R
C3 COA=23,3 g/j TRH=16 j DCO=2,7 g/j TRB= 30 j — — B7 COA=25,2 g/j TRH=8,6 j DCO=1,62 g/l TRB= 30 j	DCO filtrée	(C3) 88,3 (B7)37	45,6 6,9	95%	R
	solides volatils en suspension	(C3) 38 (B7)22	9,6 16,2	95%	R
	DCO totale	(C3) 137,8 (B7)87	50,4 33,4	95%	R

N.B.: COA: charge organique appliquée
DCO: concentration organique brute

Tableau 6.4: Résultats des comparaisons des effets de la charge organique

Si on considère que les valeurs du rapport F/M se révèlent assez voisines pour les conditions pairées (tableau 6.5), il ressort que ce rapport F/M qui dépend des deux paramètres de conception TRH et DCO brute ne peut pas être valable comme paramètre prédictif des réponses du système.

Le tableau 6.6 montre un autre exemple probant à ce sujet avec des résultats de performance pour trois conditions différentes (A12, A13, et A14) de TRH et de DCO de l'eau brute à un âge de boues de 10 jours. Il indique que les trois valeurs du rapport F/M sont semblables. Aucun lien prédictif ne semble donc exister entre ce rapport et la réponse du système.

Il appert que le temps de séjour hydraulique et la DCO de l'affluent sont étroitement liés pour la représentation des réponses sur une surface. Puisque la DCO de l'affluent n'est pas prévisible ni contrôlable, le TRH devient un des principaux paramètres avec la DCO comme variable aléatoire.

6.4 EFFET DE LA CONCENTRATION ORGANIQUE SUR LA PERFORMANCE

Pour pouvoir évaluer les effets de la concentration organique de l'affluent, on a fait une série d'expériences en diluant l'affluent par un facteur de 2. Pour chaque paire de conditions comparées, la seule variable était la concentration organique de l'eau brute. Les paires de comparaison ont été agencées selon des TRH respectifs de 2,8, 5,5, 8,6 et 11,4 jours avec un âge de boues de 30 jours.

Le tableau 6.7 expose les résultats des comparaisons avec le test t de Student. Les rapports entre les concentrations organiques des affluents des conditions comparées n'étaient pas égaux à 2 comme il avait été prévu car il était impossible de prévoir les DCO de l'eau brute d'une journée à l'autre. Par conséquent, ces rapports ont varié de 1,25 à 4,12.

Les résultats des comparaisons montrent que les expériences menées à des concentrations organiques non diluées donnaient un résiduel en DCO filtrée dans l'effluent significativement plus élevé (seuil de probabilité de 95%) que celui issu des concentrations organiques plus faibles.

Le tableau 6.8 fait ressortir plus clairement les moyennes des DCO filtrées des effluents des conditions expérimentales comparées par rapport aux DCO des affluents. En examinant les valeurs de ce tableau, on s'aperçoit qu'une hausse de la DCO de l'affluent par un facteur multiplicateur donné ne résulte pas nécessairement en une hausse équivalente de la DCO filtrée dans l'effluent. Par exemple, au TRH de 2,8 jours, le rapport des DCO des

Conditions expérimentales comparées	Charges organiques enlevées g/j	Concentrations de la biomasse g/l	Rapport F / M g / g.j
B10	89,6	1,642	0,41
B9	76,4	1,796	0,25
A4	24,0	1,250*	0,14
B6	22,3	1,524*	0,11
C3	22,5	1,432*	0,13
B7	24,6	1,160*	0,15

Tableau 6.5: Comparaison des concentrations de biomasse pour des charges organiques relativement similaires

* Significativement différents

Conditions expérimentales	Paramètres de réponse et écarts-type				Rapports F/M g/g.j
	DCO filtrées de l'effluent mg/l	Écarts-type mg/l	Solides volatils en suspension mg/l	Écarts-type mg/l	
A12 TRH=7 jours DCO=2,9 g/l Biomasse=0,75 g/l TRB=10 jours	54	22,4	45	28,0	0,49
A13 TRH=5 jours DCO=4,5 g/l Biomasse=1,63 g/l TRB=10 jours	137	64,0	141	64,0	0,55
A14 TRH=3 jours DCO=4,6 g/l Biomasse=2,66 g/l TRB=10 jours	608	496,0	327	158,0	0,50

Tableau 6.6: Comparaison des rapports F/M pour des DCO brutes et des TRH différents. (TRB = 10 jours).

Conditions expérimentales comparées	Paramètres de réponse dans l'effluent	Moyennes mg/l	Écarts-type mg/l	Seuils de signification statistique	Décisions (test t) Égalité - acceptée (A) refusée (R)	Rapports DCO_1 / DCO_2
B11 DCO=3,7 g/l TRH=2,8 j TRB=30 j	DCO filtrée	(B11)138	50	95%	R	1,97
		(B9) 40	17			
	Solides volatils en suspension	(B11) 49	28	95%	A	
		(B9) 41	25			
B9 DCO=1,9g/l TRH=2,8 j TRB=30 j	DCO totale	(B11)216	74	95%	A	
		(B9)150	59			
B10 DCO=3,4 g/l TRH=5,5 j TRB=30 j	DCO filtrée	(B10)142	23	95%	R	3,74
		(B6) 27	10			
	Solides volatils en suspension	(B10) 52	37	95%	R	
		(B6) 11	7			
B6 DCO=0,9 g/l TRH=5,5 j TRB=30 j	DCO totale	(B10)234	69	95%	R	
		(B6) 43	15			
A1 DCO=4,0 g/l TRH=8,6 j TRB=30 j	DCO filtrée	(A1)199	33	95%	R	2,38
		(B7) 38	7			
	Solides volatils en suspension	(A1) 46	22	95%	R	
		(B7) 22	16			
B7 DCO=1,7 g/l TRH=8,6 j TRB=30 j	DCO totale	(A1)237	30	95%	R	
		(B7) 87	33			
A2 DCO=5,6 g/l TRH=11,4 j TRB=30 j	DCO filtrée	(A2) 80	15	95%	R	4,12
		(B8) 25	5			
	Solides volatils en suspension	(A2) 14	3	95%	R	
		(B8) 10	3			
B8 DCO=1,4 g/l TRH=11,4 j TRB=30 j	DCO totale	(A2) 99	12	95%	R	
		(B8) 41	9			
A4 DCO=1,7 g/l TRH=11,4 j TRB=30 j	DCO filtrée	(A4) 48	5	95%	R	1,25
		(B8) 25	5			
	Solides volatils en suspension	(A4) 9	4	95%	A	
		(B8) 10	3			
B8 DCO=1,4 g/l TRH=11,4 j TRB=30 j	DCO totale	(A4) 61	6	95%	A	
		(B8) 41	9			

Tableau 6.7: Résultats des comparaisons des effets de la concentration organique

	DCO filtrées de l'effluent									
	affluent dilué					affluent non dilué				
DCO (eau brute) g/l TRH en jours	0,9	1,4	1,7	1,7	1,9	3,4	3,7	4,0	4,0	5,6
2,8					40			138		
5,5	27						142		128*	
8,6			38						199	
11,4		25								80
11,4		25				48				

Tableau 6.8: Effet de la concentration organique de l'eau brute sur la DCO filtrée de l'effluent.

effluents se chiffre à 3,45. Si le rapport des concentrations organiques affluents des conditions comparées dépasse le seuil de 1,2, seuil du test de reproductibilité, les DCO résiduelles des effluents deviennent significativement différentes à 95%; ce seuil de 1,2 pourrait changer en fonction du TRH utilisé. On est donc porté à croire qu'il y a un lien étroit mais non unique entre le niveau de la concentration organique de l'eau brute et celui de l'effluent. Ceci est à considérer dans l'interprétation des surfaces de réponse.

Par ailleurs, la DCO de l'affluent influence aussi la concentration des solides volatils en suspension. En effet, pour les conditions comparées B10 et B6, A1 et B7 ainsi que A2 et B8, les teneurs en matières volatiles en suspension diffèrent significativment à 95%; ceci n'est toutefois pas le cas pour les conditions comparées B11 et B9 ainsi que A4 et B8. Ces deux dernières paires ayant des rapports de DCO d'affluent inférieurs à 2 et les trois premières paires ayant ces rapports supérieurs à 2,38. La valeur seuil pour induire une différence significative au niveau des concentrations en solides volatils en suspension se situe entre 2 et 2,38. L'effet de la concentration organique de l'affluent apparait donc moins prononcé sur les matières volatiles en suspension que sur la DCO filtrée de l'effluent.

On a observé la même tendance avec des résultats de traitabilité d'effluents de manufacture de textile dans un système continu où, pour une augmentation de la DCO de l'affluent de 680 à 983 mg/l, la DCO filtrée de l'effluent passait de 165 à 220 mg/l et les teneurs en solides volatils en suspension demeuraient au même niveau de 15 et 17 mg/l respectivement (Zaloum 1983).

L'influence de la DCO de l'eau brute sur la DCO totale de l'effluent est intermédiaire entre celles de la DCO de l'influent sur les concentrations en matières volatiles en suspension et sur la DCO filtrée de l'effluent. De fait, la DCO totale de l'effluent est composée de la DCO filtrée de celui-ci et de la DCO provenant des solides volatils en suspension oxydés par le dichromate de potassium utilisé pour la détermination de la DCO. L'effet de la concentration organique de l'affluent sur ces deux paramètres est dès lors additif. On a calculé pour les dix expériences du tableau 6.7 que chaque milligramme de solides volatils en suspension contribue pour une DCO de 1,7 mg/l.

6.5 EFFET DU TEMPS DE SÉJOUR HYDRAULIQUE SUR LA PERFORMANCE

Pour connaître l'effet du temps de séjour sur les réponses du système, nous avons regroupé des conditions expérimentales pour lesquelles la concentration organique de l'eau brute était sensiblement du même ordre de

grandeur avec le même âge de boues (30 jours). On désirait savoir ainsi de quelle façon l'effet du TRH intervenait au niveau du concept de surface de réponse et pouvait-on s'attendre à des effets prévisibles ou bien aléatoires? Pour obtenir des éléments de réponse à ces questions, nous avons effectué des analyses de variances à un niveau pour la DCO filtrée de l'effluent, la teneur en matières volatiles en suspension et la DCO totale de l'effluent; ceci fut fait d'abord pour un sous-ensemble de conditions avec une DCO brute de 1,6 g/l et des TRH de 2,8, 6,7, 8,6, et 11,4 jours (soit les expériences B9, B5, B7 et B8) et ensuite pour un sous-ensemble de conditions avec une DCO brute de 3,3 g/l et des TRH de 5,5, 8,6, 11,4, 16,0 et 20,0 jours (soit les expériences B10, A1, A5, C3 et B12) tel qu'indiqué au tableau 6.1 plus haut.

Le rôle du temps de séjour hydraulique est mal défini dans la littérature, comme on la mentionné au chapitre 2.2. Les travaux sur les effets transitoires montrent le débit comme élément perturbateur de la performance par son effet sur le court-circuitage ou sur la clarification secondaire. Citons à ce sujet les travaux de Niku et Schroeder (1981), Chapman (1985) et Manickam et Gaudy (1985). Le rôle du temps de résidence hydraulique comme facteur agissant sur la biomasse n'est pas stipulé dans la littérature consultée. Le concept de regénération de la biomasse proposé pas Chudoba et al. (1982) et celui du potentiel de réaction présenté par McLellan et Busch (1969) dévoilent l'importance du temps de séjour par rapport à la DCO filtrée de l'effluent et au coefficient de production de boues; par contre, l'effet sur les solides volatils en suspension n'est pas explicité.

Au tableau 6.9, les résultats des analyses de variance révèlent que la qualité de l'effluent tant en DCO filtrée et totale qu'en matières volatiles en suspension s'améliore en fonction du temps de séjour hydraulique jusqu'à un TRH de 11,4 jours. Au delà de ce TRH, elle se détériore. De fait, au TRH de 20 jours, le réacteur montrait une décroissance nette de la biomasse plutôt qu'une croissance. Il est probable que les quantités de substrats admises au réacteur n'étaient alors plus suffisantes pour maintenir une population en croissance. A ce TRH, la teneur en solides volatils en suspension et en DCO filtrée et totale étaient très élevées. On peut supposer que la biomasse était dans une phase de lyse et de prédation.

Les résultats du tableau 6.9 illustrés aux figures 6.1 et 6.2 indiquent les 6 points suivants:

1. Le temps de séjour hydraulique exerce une influence importante sur la DCO filtrée de l'effluent et les solides volatils en suspension. Ces deux paramètres ont la même tendance de réponse.

Groupes	Sous-ensemble 1: niveau faible de la DCO de l'affluent (1,6 g/l ± 20%)															
	Paramètre	Valeurs moyennes des réponses étudiées, (mg/l) et groupes significativement différents au seuil de probabilité de 95%														
	TRH	DCO filtrée effluent	DCO filtrée effluent				S.V. en suspension	S.V. en suspension				DCO totale effluent	DCO totale effluent			
			1	2	3	4		1	2	3	4		1	2	3	4
1	2,8	40,2				*	41,4		*	*	*	150,1		*	*	*
2	6,7	29,2					14,3					57,0				
3	8,6	37,5				*	22,1					86,7				*
4	11,4	24,7					9,8					41,1				

Groupes	Sous-ensemble 2: niveau faible de la DCO de l'affluent (3,3 g/l ± 20%)																
	Paramètre	Valeurs moyennes des réponses étudiées, (mg/l) et groupes significativement différents au seuil de probabilité de 95%															
	TRH	DCO filtrée effluent	DCO filtrée effluent					S.V. en suspension	S.V. en suspension					DCO totale effluent	DCO totale effluent				
			1	2	3	4	5		1	2	3	4	5		1	2	3	4	5
1	5,5	142,1			*	*		52,0			*			233,4			*	*	
2	8,6	198,6	*		*	*		46,4			*			237,3			*	*	
3	11,4	39,4						8,9						61,9					
4	16,0	88,3			*			38,0			*			137,7			*		
5	20,0	173,4			*	*		157,2	*	*	*	*		365,7	*	*	*	*	

* Dénote les groupes significativement différents au à 95%.

Tableau 6.9: Effet du TRH sur le rendement des réacteurs

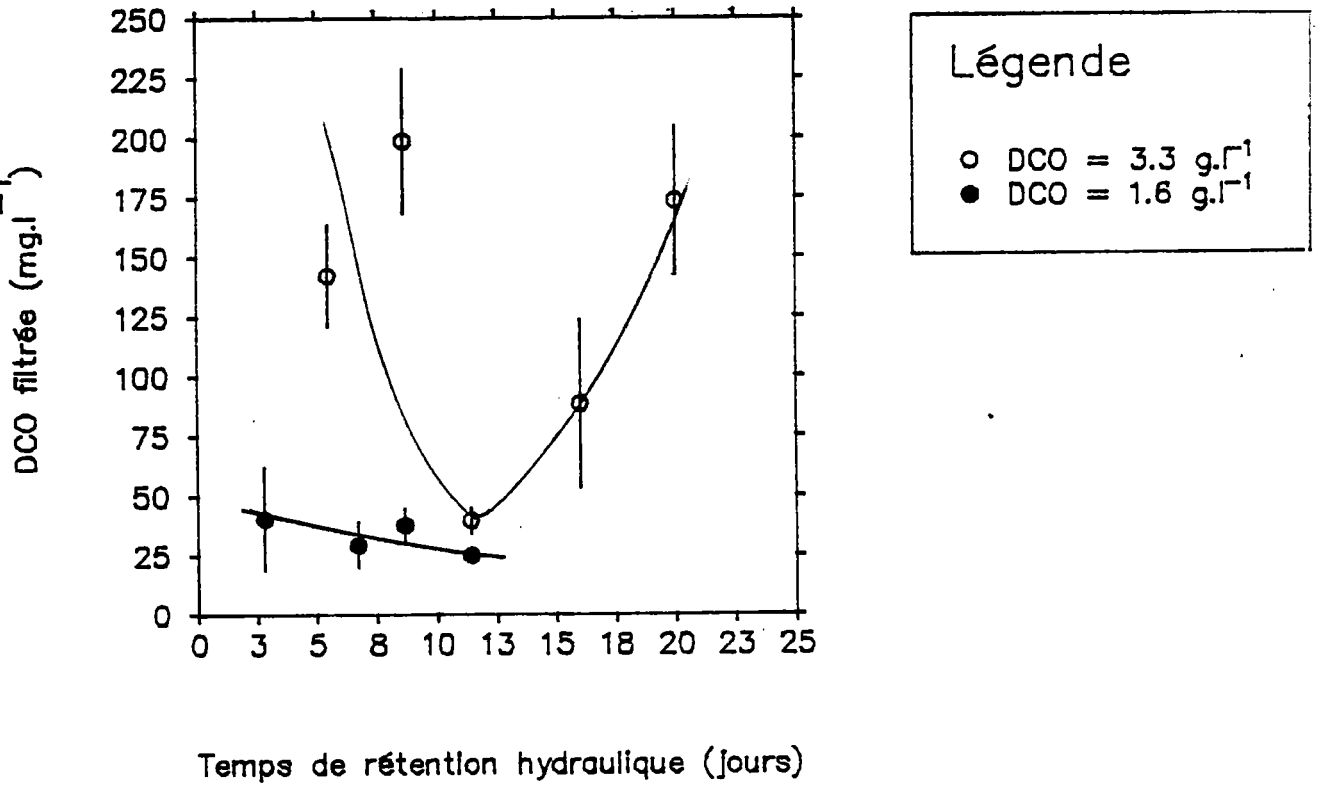


Figure 6.1 Effet du TRH et de la DCO brute sur la DCO filtrée de l'effluent (TRB = 30 jours)

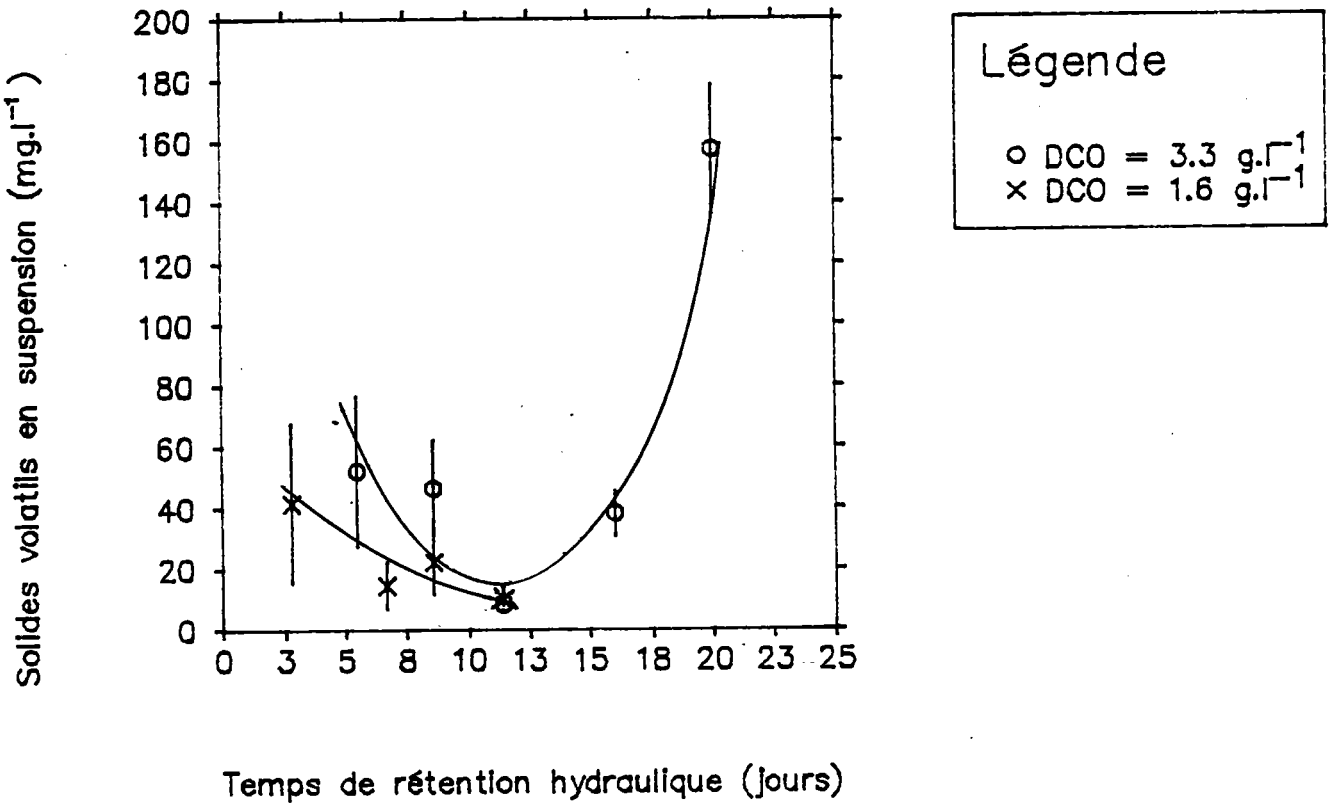


Figure 6.2 Effet du TRH et de la DCO brute sur les solides volatils en suspension dans l'effluent (TRB = 30 jours)

2. L'effet de la DCO brute sur la DCO filtrée est plus prononcé que sur les solides volatils en suspension dans l'effluent. Ceci rejoint une observation analogue mentionnée à 6.4.

3. Les concentrations des solides volatils en suspension et de la DCO filtrée des effluents des deux sous-ensemble atteignent leurs plus faibles valeurs au même TRH, soit 11,4 jours.

4. Aux TRH inférieurs à 11,4 jours, les réponses sont plus élevées pour le sous-ensemble 2 où la concentration organique de l'affluent était plus élevée. Ce résultat est particulièrement important puisque les réacteurs opéraient en mode semi-discontinu et l'effet de l'écoulement hydraulique était absent.

5. Le rapport des deux DCO brutes des deux sous-ensembles était voisin de 2.

6. Au sous-ensemble 2, on a poursuivi au delà du TRH 11,4 jours auquel les valeurs des réponses étaient les plus faibles afin de vérifier, en maintenant l'âge des boues, si le profil prévu par le concept de surface de réponse serait obtenu. En effet, les résultats confirment cette tendance et montrent qu'au TRH de 16 jours l'effluent a des concentrations significativement différentes des celles au TRH de 11,4 jours pour la DCO filtrée, les solides volatils en suspension et les DCO totales. A 20 jours de TRH, le rendement est grandement détérioré. Il est probable que l'augmentation de la DCO filtrée provienne principalement des excrétions métaboliques et des résidus d'autolyse microbienne.

6.6. EFFET DE L'ÂGE DE BOUES SUR LA PERFORMANCE

Il est généralement admis que l'âge de boues contrôle la croissance biologique. Cette propriété confère à l'âge de boues l'attribut d'être un paramètre de choix pour le contrôle du système biologique. Malgré cet avantage, on n'obtient pas des modèles classiques un portrait représentatif de l'effet de ce paramêtre sur la performance.

Nous avons montré aux sections précédentes l'influence de la DCO de l'eau brute et du temps de séjour hydraulique sur la DCO filtrée et les solides volatils en suspension de l'effluent. Pour vérifier l'effet de l'âge de boues, on a examiné des conditions pour lesquelles la DCO de l'affluent et le TRH étaient tous les deux à des niveaux relativement stables. On a

effectué une analyse de variance à un niveau pour quatre conditions de TRB de 10, 15, 30 et 50 jours avec un TRH de 3 jours et une DCO brute entre 3,7 et 4,5 g/l (voir tableau 6.1). Les rapports des DCO brutes pour ces quatre essais étaient égaux ou inférieurs à 1,2. On déterminé précédement (voir 6.4) que, pour de tels rapports l'effet de la DCO brute n'était guère significatif. Par conséquent, si une différence significative se manifestait entre les résultats aux quatre âges de boues, elle serait principalement dûe à l'effet du TRB.

Comme l'indique le tableau 6.10, les réponses aux âges de boues de 15,30 et 50 jours ne sont pas significativement différentes à 95% sauf pour le TRB de 10 jours. Les figures 6.3 et 6.4 illustrent ces observations pour la DCO filtrée et les solides volatils en suspension dans l'effluent.

Nos résultats de figure 6.3 rejoignent les travaux de Saunders et Dick (1981) relativement à l'effet de l'âge de boues sur la DCO filtrée de l'effluent. L'amélioration du rendement pour ces deux paramètres entre les TRB 10 et 15 jours est à noter. Le temps de rétention hydraulique de 3 jours est le niveau le plus faible auquel les pilotes pouvaient être opérés. La forte concentration de la DCO filtrée de l'effluent au TRB de 10 jours (608 mg/l) suggère qu'une fraction importante du substrat s'échappe dans l'effluent. A ce TRB de 10 jours, tel qu'indiqué à la figure 6.4, il y avait une concentration élevée de solides volatils en suspension dans l'effluent (327 mg/l); ceci reflétait une biomasse jeune dont les propriétés de bioflocculation n'ont pas atteint leur stade optimal. La concentration de la biomasse au TRB de 10 jours était la plus faible des quatre essais avec une valeur de 2,6 g/l; et pourtant la biomasse occuppait 65% du volume dans le réacteur. Aux TRB de 15 et 30 jours, les concentrations de la biomasse équivalaient 3,15 et 3,02 g/l respectivement; leurs volumes étaient de 58 et 25%. Au TRB de 50 jours, la biomasse avait une concentration de 5,1 g/l et son volume occuppait 53% du réacteur. On observe donc une tendance inégale à la compaction de la biomasse en fonction de l'âge de boues mais cette tendance ne se traduit pas nécessairement par une augmentation de la qualité de l'effluent. De fait, à partir de l'âge de boues de 15 jours, l'effet du TRB n'est plus significatif pour les réponses en DCO filtrée et en solides volatils en suspension dans l'effluent.

Si un système réel pouvait opérer dans des conditions où la DCO de l'eau brute ne variait pas à des TRB de 15 jours ou plus, la qualité de l'effluent ne serait pas sensiblement affectée. Par contre, la génération de boues serait considérablement réduite. En effet, les résultats que nous avons obtenus révèlent que la production de boues a diminué de 26 g/jours à 14 g/jours, soit près de 46%, en opérant à un âge des boues de 50

Groupes	TRB	Valeurs moyennes des réponses et groupes significativement à 95% pour les effluents														
		DCO filtrée					Solides volatils en suspension					DCO totale				
		Moyenne	Groupes				Moyenne	Groupes				Moyenne	Groupes			
			1	2	3	4		1	2	3	4		1	2	3	4
1	10	608,2		*	*	*	327,2		*	*	*	1227,5		*	*	*
2	15	74,0					39,9					126,4				
3	30	138,0					49,3					215,9				
4	50	94,2					112,3					278,0				

* dénote les groupes significativement différents au seuil de probabilité de 95%

Tableau 6.10: Effet du TRB sur le rendement des réacteurs

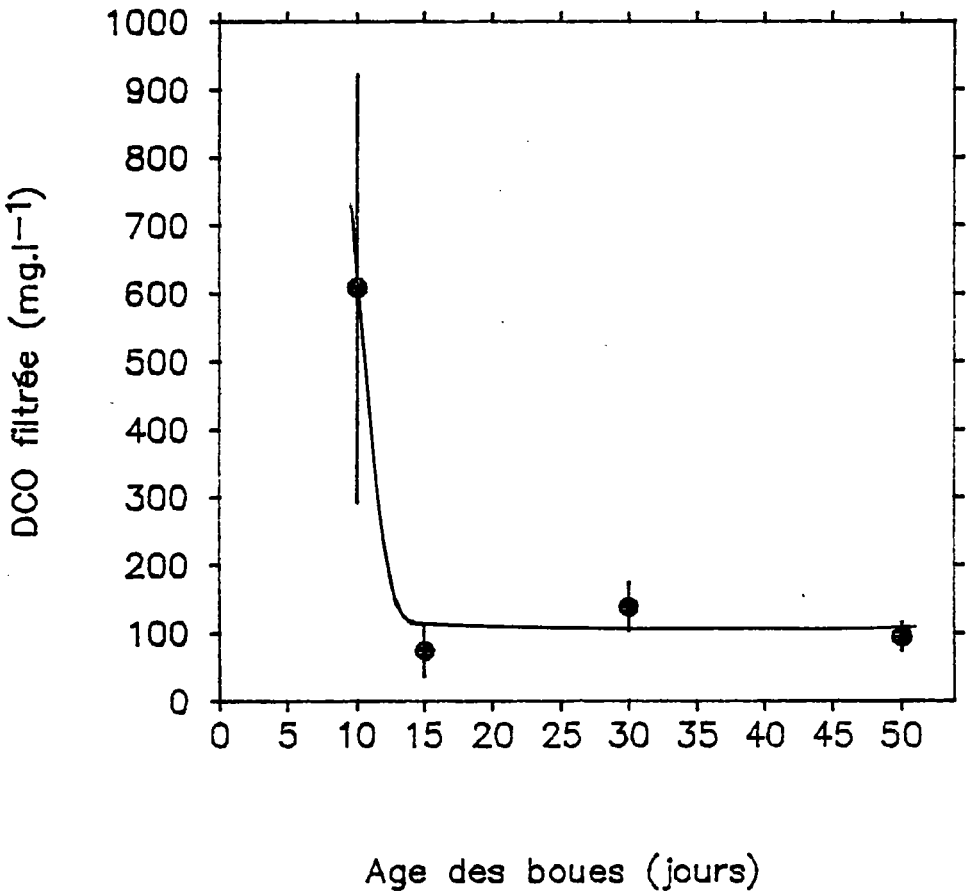


Figure 6.3 Profil de la DCO filtrée de l'effluent en fonction du TRB (TRH = 3 jours)

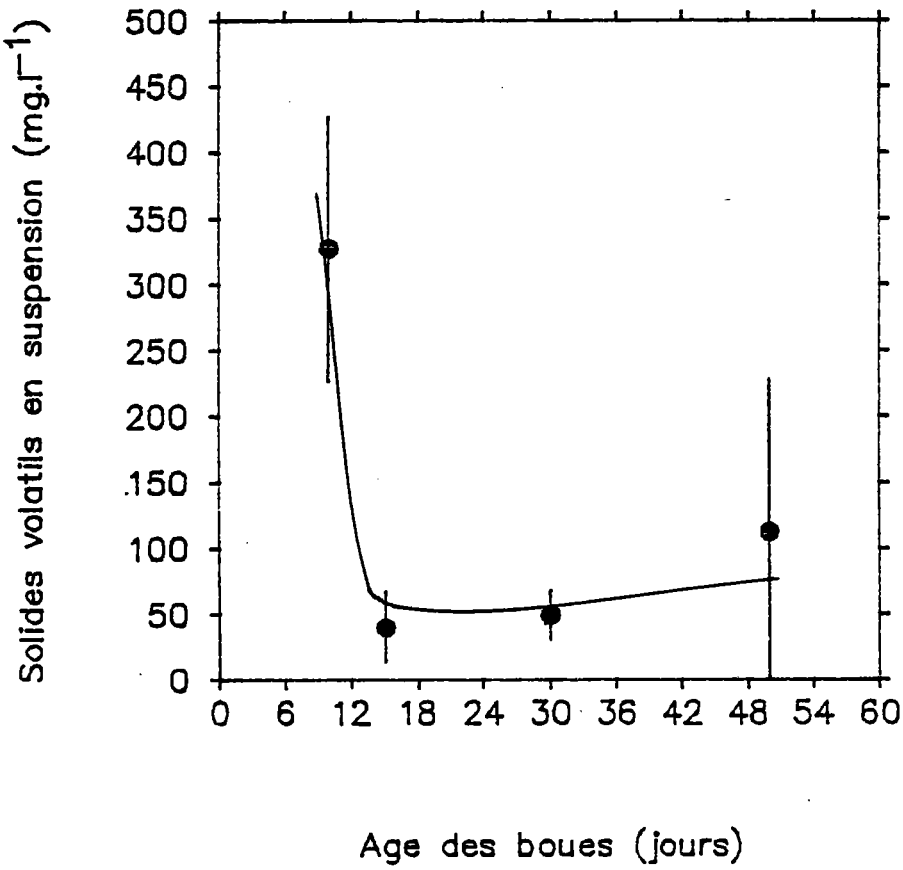


Figure 6.4 Profil des solides volatils en suspension en fonction du TRB (TRH = 3 jours)

jours au lieu de 15 jours. Les coefficients de production de boues ont varié de façon inverse à l'âge des boues. Ces résultats sont en concordance avec ceux de l'étude de Sherrard et Schroeder (1972) effectuée en laboratoire avec une eau usée synthétique bien que nos essais aient été réalisés avec une eau brute de composition variable.

L'augmentation de la concentration de la biomasse lors de la hausse de l'âge des boues n'a pas créé, malgré un taux d'approvisionnement de substrat relativement constant, une situation où la micro-faune se trouvait en état de prédation et de défloculation à cause d'une limitation de substrat. Le réacteur a fonctionné au TRB de 50 jours pendant presque un mois contrairement aux autres essais dont la durée moyenne d'évaluation à l'équilibre se limitait à 10 jours. Ce prolongement avait pour but de déterminer si on observerait une déstabilisation de la biomasse ou si la performance changeait avec le temps. Comme on peut le voir à la figure 6.5, la concentration des solides volatils en suspension dans l'effluent est restée remarquablement stable tandis que le volume occuppé par la biomasse dans le réacteur augmentait progressivement jusqu'au point où des solides étaient entraînés dans l'effluent. La perte de biomasse rétablissait alors temporairement la qualité de l'effluent à son niveau précédant le débalancement biologique.

Cette perte de biomasse vers l'effluent a eu lieu au dixième jour d'évaluation. Le lit de boues et la concentration de la biomasse sont alors revenus à leur niveau respectif précédent le débalancement, ce qui révèle un cycle incontrôlé. Pour pouvoir comparer les résultats de cet essai avec ceux des autres essais, nous avons traité les données de cette condition en excluant les valeurs extrêmes causées par le prolongement. Le phénomène de perte dévoilait en fait que le TRH de 3 jours était une limite inférieure pour le TRH; une opération à un TRH plus court aurait résulté en une perte quasi-totale. On ne sait pas si cet état de chose se serait produit à un âge de boues plus jeune mais les indices de surveillance (indice du volume des boues, solides décantables, etc.) portent à croire que tel aurait été le cas. Cette instabilité biologique rend le contrôle du système par l'âge de boues plutôt aléatoire lorsque le temps de séjour hydraulique est trop court. Le système biologique se contrôlerait lui-même par la perte de sa biomasse à l'effluent. D'autre part, avec une montée de l'âge de boues, celle-ci accompagnée d'une accumulation de solides, la biomasse pourrait être limitée par une insuffisance de substrat alimenté. On observerait alors une défloculation associée au processus de prédation. Par ailleurs, on pourrait observer au contraire un échec du processus de décantation à cause de la masse de solides demeurant en suspension si le lit de boues atteint un seuil critique à cause de la hausse de l'âge de boues. Les expériences au TRH de 3 jours n'ont pas permis de confirmer l'une ou l'autre des deux éventualités.

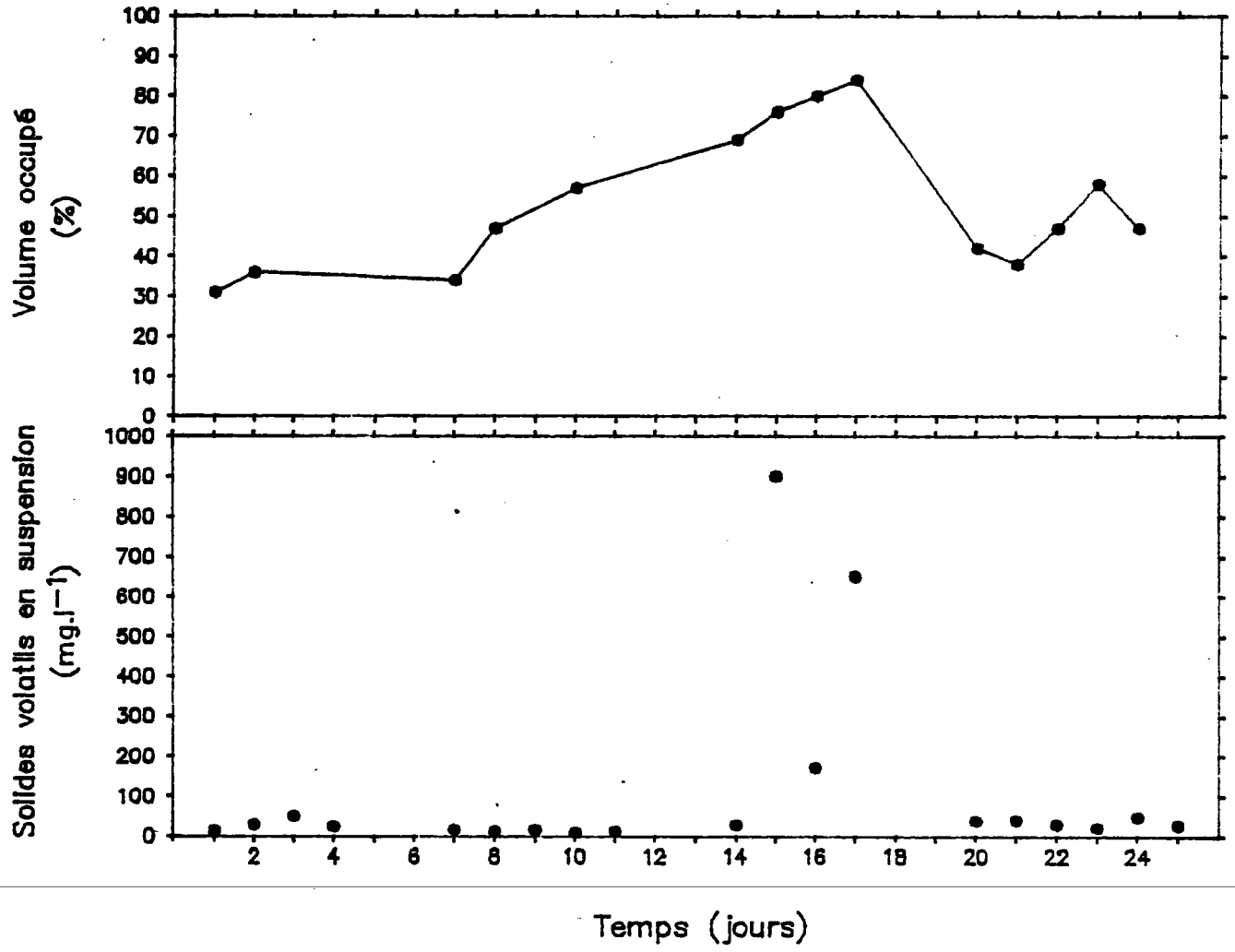


Figure 6.5 Comparaison des évolutions temporelles des solides volatils en suspension dans l'effluent et de la biomasse dans le bassin d'aération (TRH = 3 jours, TRB = 50 jours)

On a cependant essayé de savoir lequel de deux processus serait le plus probable à ce temps de séjour hydraulique. La figure 6.6 montre le profil du volume occuppé par la biomasse et de la croissance nette en fonctions des âges de boues au TRH de 3 jours. La croissance nette inclut les boues soutirées, les boues perdues dans l'effluent, les boues accumulées et les boues éliminées par digestion dans le réacteur. Cette accumulation ou décroissance journalière selon le cas dans le réacteur est calculée en prenant la différence entre la dernière et la première journée d'opération multipliée par le volume du réacteur et divisée par le nombre de jours dans la période d'évaluation.

Les projections indiquent qu'au TRH de 3. jours, la perte de biomasse dans l'effluent par entraînement précèderait la faillite par prédation. Le débordement de la biomasse dans l'effluent aurait lieu bien avant que le volume occupé par la biomasse atteigne 100% du réacteur car, pour maintenir un TRH de 3 jours, il faut retirer 33% du volume en eau, ce qui laisserait un maximum de 67% en admettant qu'aucune boue ne soit aspirée pendant le transfert du liquide. On voit sur la figure 6.6 qu'à ce pourcentage de volume occuppé, l'âge de boues se situerait à 55 jours. La projection de la droite exprimant la croissance biologique montre que celle-ci ne serait guère possible au delà d'un âge de boues de 80 à 85 jours.

Il appert donc que l'âge de boues de 50 jours est une limite supérieure impossible à dépasser en opérant au TRH de 3 jours.

6.7 SYNTHÈSE DES FONDEMENTS DU CONCEPT DE LA SURFACE DE RÉPONSE

Dans les sections précédentes, nous avons vérifié les hypothèses à la base du concept de surface de réponse pour la traitabilité biologique des effluents. Ceci a été fait au niveau de 3 réponses du système: la DCO filtrée, les solides volatils en suspension et la DCO totale dans l'effluent. La concordance de nos résultats avec ceux de la littérature a été explicitée lorsque les conditions d'essais se rapprochaient de celles adoptées en laboratoire. Nous avons aussi démontré que l'effet des paramètres contrôlés était plus grand que celui de la variabilité de la composition de l'eau brute à l'intérieur de certaines limites. De plus, la DCO brute et le TRH exerçaient des effets sur les réponses qui ne sont plus distinguables lorsque ces deux paramètres sont combinés dans la notion de charge organique. Ce fait limite l'utilisation du concept de charge organique et par le fait même le concept du rapport F/M comme critères dans l'interprétation des résultats et peut être comme critères de conception pour des attentes de rendement.

La DCO de l'eau brute pouvait varier d'une journée à l'autre par un facteur de 4 et occasionnellement par un facteur de 7. Cette variation n'a

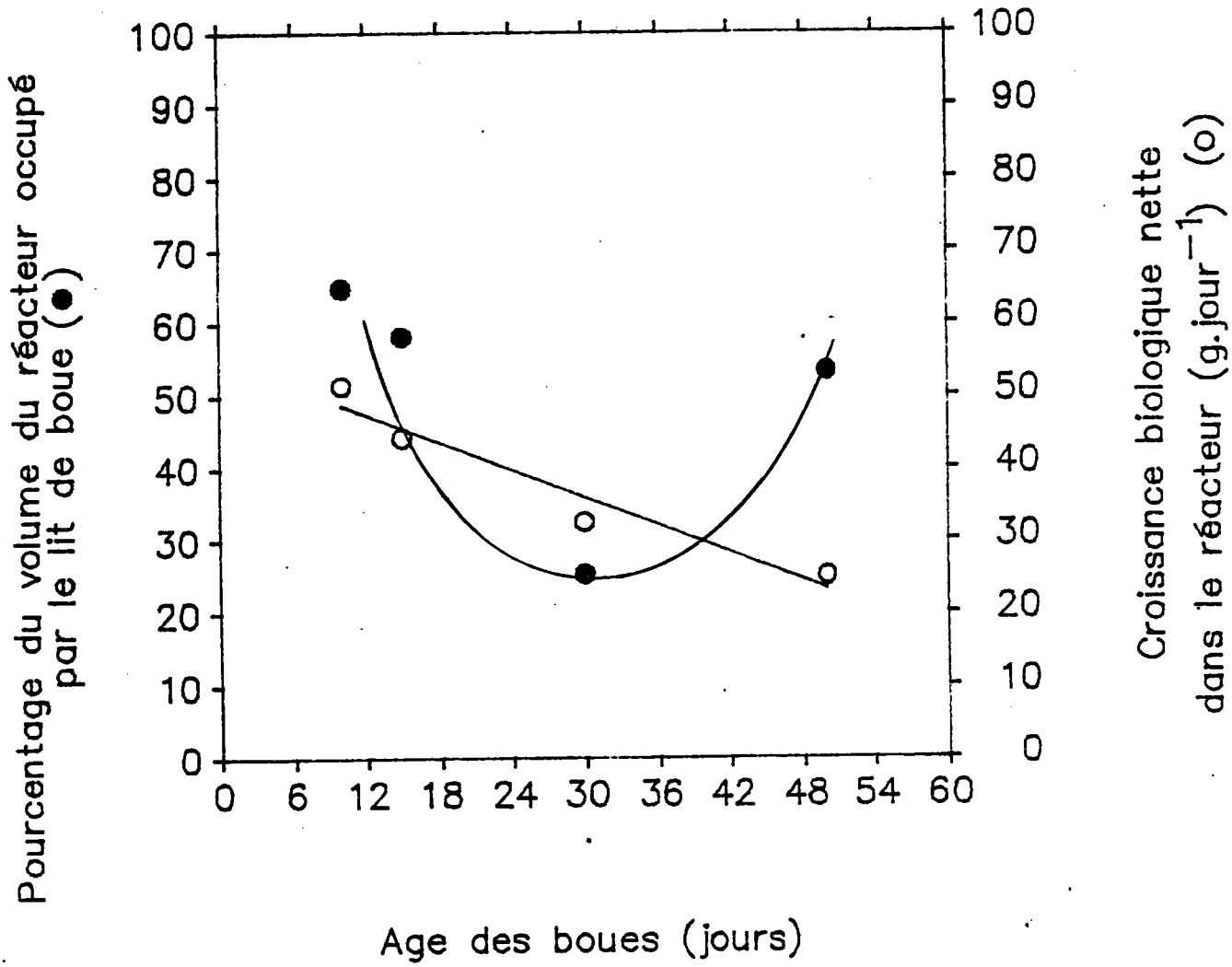


Figure 6.6 Profils probables du volume de la biomasse dans le bassin d'aération et de la croissance nette en fonction de l'âge de boues (TRH = 3 jours)

pas causé une fluctuation équivalente de la DCO filtrée résiduelle dans les effluents d'une journée à l'autre, ce qui témoigne la grande capacité tampon des réacteurs biologiques et l'importance d'une période de transition suffisamment longue entre les expériences.

Nous avons mis en évidence un effet prononcé de la DCO de l'eau brute sur la DCO filtrée dans l'effluent en comparant des moyennes entre des conditions expérimentales concernées. Ceci force à nuancer l'hypothèse 8 du concept à l'étude (voir 3.3) en spécifiant une limite à la variabilité de la DCO brute à l'équilibre. Cette hypothèse est seulement valable tant que la DCO brute ne varie pas d'une expérience à l'autre par un facteur plus grand que 1,2. Pour les solides volatils en suspension dans l'effluent, ce facteur limitatif se chiffre à 2.

Le temps de séjour hydraulique exerce une influence importante pour les réponses dans l'effluent. Lorsque l'âge des boues et la DCO brute sont maintenus constants, les réponses passent par une valeur minimale à un temps de séjour optimal. En partant d'un temps de séjour court vers un seuil optimum, on observe un effet bénéfique sur la biomasse. Ce bienfait est perdu lorsque le temps de séjour dépasse ce seuil. L'efficacité d'agglomération des flocs biologiques est alors graduellement réduite. On modifie l'hypothèse 2 du concept de notre étude (voir 3.3) avec la possibilité d'observer une augmentation de la fraction soluble de la matière organique résiduelle. Ceci a été confirmé avec l'expérimentation à un TRH de 20 jours et an TRB de 30 jours.

On a aussi vérifié l'effet de l'âge de boues sur les réponses dans l'effluent. Sa teneur en solides volatils en suspension et sa DCO filtrée, sont influencés aux faibles valeurs d'âge de boues. Il y a aussi un effet secondaire de l'âge de boues sur la biomasse dans le réacteur via une compaction des boues et une biofloculation.

Les profils des tendances de la DCO brute, du TRH et du TRB sont distincts les uns des autres et semblent prévisibles quand les variables sont contrôlées. La validation du concept de surface de réponse doit considérer ces profils avec la contrainte que la DCO brute ne peut être contrôlée. La concordance avec la littérature n'est pas un gage de garantie qui permet que les profils obtenus à un TRH de 3 jours ou à un TRB de 10 jours soient reproduits exactement à d'autres TRH ou TRB mais elle permet de penser qu'une tendance dans le même sens serait observée.

7. VALIDATION DU CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE

7.1 ENSEMBLE EXPÉRIMENTAL ÉTUDIÉ

Le concept de surface de réponse se base sur l'âge des boues et le temps de séjour hydraulique comme paramètres de contrôle et sur la DCO de l'eau brute comme variable généralement imprévisible. Pour dégager l'interaction de ces trois facteurs sur les réponses du système et ainsi valider le concept à l'étude, on fit 20 expériences.

Le tableau 7.1 présente l'ensemble de celles-ci et leur répartition en blocs d'évaluation.

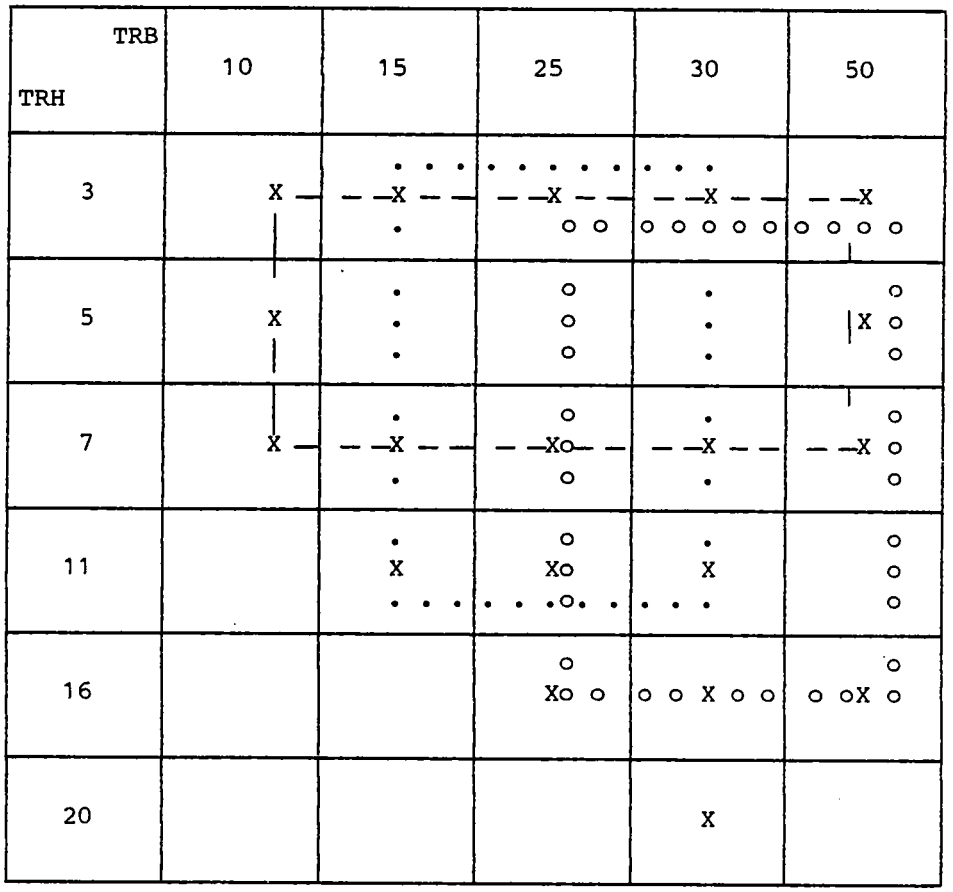
Il faut signaler ici deux remarques.

i) L'expérience aux coordonnées TRH = 4 jours et TRB = 25 jours aurait du être menée au TRH = 3 jours. Par inadvertance, le débit de l'alimentation fut plus faible que celui requis pour un TRH de 3 jours.

ii) L'expérience aux coordonnées TRH = 14 jours et TRB = 50 jours avait été planifiée pour un TRH de 16 jours mais, après que la période de transition ait été complétée, la concentration du liquide mixte continuait de diminuer.

Afin d'éviter une perte d'informations due à deux cellules vides dans les blocs d'évaluation lors des analyses de variance, nous avons casé les TRH de 4 et 14 jours aux cellules de 3 et 16 jours respectivement. Ces transpositions rendent les blocs complets.

A l'aide d'analyses de variance à deux niveaux, on a comparé les résultats des expériences entre eux afin d'interpréter les rôles respectifs de l'âge des boues et du temps de séjour pour l'étendue de la surface de réponse. La DCO de l'eau brute ne fut pas incluse dans les analyses comme covariante, car elle n'était pas significativement correllée à la DCO filtrée des effluents ni à leur teneur en solides volatils en suspension sur une base journalière. Il n'en reste pas moins que la DCO brute agit sur ces deux réponses, comme on l'a démontré plus tôt (voir 6.4) sur une base moyenne. Les DCO brutes moyennes lors des 20 expériences ont varié globalement entre 2,7 et 4,5 g/l. Le rapport DCO brute maximum/DCO brute minimum moyen se chiffra donc à 1,66. Il était sous le seuil de 2 au delà duquel les concentrations en solides volatils en suspension dans l'effluent sont significativement affectées par les changements de DCO brute (voir 6.4). Par contre, il



X expériences réalisées
— — — bloc 1 d'évaluation
. . . bloc 2 d'évaluation
o o o bloc 3 d'évaluation

Figure 7.1: Localisation des blocs d'évaluation dans l'ensemble des expériences de validation du concept.

dépassait le seuil de 1,2 auquel ces changements influencent la DCO filtrée de l'effluent (voir 6.4): ceci sera considéré dans l'interprétation.

Les réponses étudiées furent la DCO filtrée, la teneur en solides volatils en suspension et la DCO totale dans l'effluent.

Nous présentons d'abords l'interprétation de l'analyse de variance sur l'ensemble des 20 expériences réalisées. Cette vue d'ensemble permettra d'examiner les effets entre les deux paramètres retenus, soit le TRH et le TRB, pour les profils de surface de réponse des trois réponses étudiées. De plus, elle définira les limites de l'enveloppe des surfaces. Ensuite, pour obtenir plus d'informations sur celles-ci, nous en examinerons des segments à l'aide de blocs d'évaluation en vue de préciser le détail des profils à partir de leurs composantes. L'absence d'effets d'interaction entre les deux paramètres indépendents donnerait à la surface l'allure d'un plan incliné; autrement la surface de réponse serait curviligne (Miller et Freund, 1965).

Ces blocs d'évaluation sont explicités à la figure 7.1 par rapport à l'ensemble des expériences. Pour ces blocs, on a choisi des âges de boues jeunes (10 jours), moyens (15,25 et 30 jours) et vieux (50 jours) et des temps de résidence hydraulique courts (3 jours), moyens (5 et 7 jours) et longs (11, 16 et 20 jours) selon la classification des systèmes biologiques par boues activées.

Le bloc 1 d'évaluation couvre l'étendue des âges de boues (10, 30 et 50 jours) et des TRH (3, 5 et 7 jours).

Le bloc 2 d'évaluation exclut les extrèmes d'âges de boues (10 et 50 jours) et évalue les effets aux âges de boues de 15, 25 et 30 jours à des TRH de 3, 7 et 11 jours.

Le bloc 3 d'évaluation examine les réponses aux âges de boues de 25, 30 et 50 jours à des TRH de 3, 7 et 16 jours.

L'analyse de variance sur l'ensemble des expériences a montré que le TRH et le TRB exerçaient des effets importants et interagissaient également sur les trois réponses étudiées (tableau 7.2). Elle indique aussi que les réponses du système biologique peuvent être représentées par des surfaces pour l'ensemble des conditions expérimentales.

Il importe de souligner ici que le temps de séjour hydraulique joue un rôle aussi significatif que celui de l'âge des boues pour la traitabilité. Le truisme que l'âge des boues soit le principal moyen de contrôle de la traitabilité est dès lors infirmé.

En effectuant un programme expérimental jusqu'aux extrèmes où la traitabilité n'était plus possible parce que l'âge des boues était trop

TRB	TRH					
	3	5	7	11	16	20
10	x	x	x			
15	x		x	x		
25	x		x	x	x	
30	x	x	x	x	x	x
50	x	x	x		x	

TRB	TRH		
	3	5	7
10	x	x	x
30	x	x	x
50	x	x	x

Bloc 1

TRB	TRH		
	3	7	11
15	x	x	x
25	x	x	x
30	x	x	x

Bloc 2

TRB	TRH		
	3	7	16
25	x	x	x
30	x	x	x
50	x	x	x

Bloc 3

Tableau 7.1: Ensemble des expériences et sous-blocs d'évaluation du concept de surface de réponse

Réponses étudiées dans l'effluent	Paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification	Interactions entre les paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification
DCO filtrée	(TRH) $F_c = 5,9 > F^*_{\alpha}$,5,156 (TRB) $F_c = 12,98 > F_{\alpha}$,4,156	95% 95%	$F_c = 8,09 > F_{\alpha}$ *,10,156	95%
Solides volatils en suspension	(TRH) $F_c = 9,86 > F_{\alpha}$,5,194 (TRB) $F_c = 16,87 > F_{\alpha}$,4,194	95% 95%	$F_c = 5,07 > F_{\alpha}$,10,156	95%
DCO totale	(TRH) $F_c = 12,56 > F_{\alpha}$,5,184 (TRB) $F_c = 22,46 > F_{\alpha}$,4,184	95% 95%	$F_c = 12,74 > F_{\alpha}$,10,184	95%

F^*_{α} = des tables statistiques, $\alpha = 0,05$

Tableau 7.2: Synthèses des analyses des variances pour l'ensemble des expériences de validation

faible ou trop élevé ou parce que le temps de séjour hydraulique s'avérait trop court ou trop long, nous avons pu déterminer les limites de l'enveloppe de la surface de réponse, tel qu'indiqué au tableau 7.3.

Notons que, pour l'âge de boues, la limite inférieure serait de 10 jours et la limite supérieure se situerait autour de 50 jours. En dehors de ces valeurs, un système biologique recevant une eau usée équivalente en DCO ne serait pas opérable de façon contrôlée.

7.2 BLOC 1 D'ÉVALUATION

Les analyses de variance (tableau 7.4) font ressortir que les deux paramètres de contrôles, le TRH et le TRB, exercent chacun une forte influence sur la DCO filtrée, les solides volatils en suspension et la DCO totale dans l'effluent. Elles révèlent aussi une interaction entre ces deux paramètres.

a) DCO filtrée de l'effluent au bloc 1

Les résultats de DCO filtrée des effluents du bloc 1 sont exposés au tableau 7.5. Au TRH de 3 jours, il y une nette influence de l'effet de l'âge de boues, et particulièrement entre 10 jours et 30 jours. On remarque aussi que l'augmentation de l'âge des boues par tranche de 20 jours n'a pas le même degré de réduction sur la DCO filtrée de l'effluent et que la relation n'est pas linéaire.

L'influence de l'âge de boues régresse avec l'allongement du temps de rétention hydraulique. De fait, elle apparait moins évidente au TRH de 5 jours qu'au TRH de 3 jours. Elle serait probablement nulle au TRH de 7 jours si un effet de la DCO brute ne s'était pas manifesté: en effet, le rapport des DCO brutes entre les TRB de 50 et 30 jours à ce TRH fut alors de 1,82, ce qui dépassait le seuil d'effet de la DCO brute sur la DCO filtrée (voir 6.4).

La 1ere colonne du tableau 7.5 montre clairement l'importance du TRH mais celle-ci s'atténue avec l'âge de boues. En effet, la DCO filtrée de l'effluent diminue avec l'augmentation du TRH aux TRB de 10 et 30 jours mais cette tendance devient nulle au TRB de 50 jours.

L'interaction entre l'âge de boues et le temps de résidence hydraulique produit un profil de réponse de la DCO filtrée de l'effluent qui varie selon la combinaison des TRH et TRB auxquels l'essai est mené. Au

	TRB (jours)				
	10	15	25	30	50
TRH (jours) maximum	7	11	$\geqslant$ 16*	20**	$\leqslant$ 16**
TRH (jours) minimum	3	3	3	$\leqslant$ 3*	3

* Opération contrôlable où les limites sont marginalement dépassables

** Opération incontrôlable à ces limites

Tableau 7.3: Limites de l'enveloppe de la surface de réponse.

Réponses étudiées dans l'effluent	Paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification	Interactions entre les paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification
DCO filtrée	(TRH) F_c=10,05 $\rangle F^*_{\alpha}$,2,78 (TRB) F_c=12,11 $\rangle F_{\alpha}$,2,78	95% 95%	F_c= 8,46 $\rangle F^*_{\alpha}$,4,78	95%
Solides volatils en suspension	(TRH) F_c= 9,66 $\rangle F_{\alpha}$,2,92 (TRB) F_c=11,57 $\rangle F_{\alpha}$,2,92	95% 95%	F_c= 3,78 $\rangle F_{\alpha}$,4,92	95%
DCO totale	(TRH) F_c=18,3 $\rangle F_{\alpha}$,2,88 (TRB) F_c=18,03 $\rangle F_{\alpha}$,2,88	95% 95%	F_c=11,96 $\rangle F_{\alpha}$,4,88	95%

F* = F théoriques des tables statistiques α = 0,05

Tableau 7.4: Synthèse des l'analyses de variance pour le bloc 1 d'évaluation des expériences de validation

TRB jours / TRH jours		10	30	50	
Moyennes	3	608	138	94	mg/l
Intervalles		(923 - 293)	(174 - 102)	(116 - 73)	mg/l
DCO brutes		4,6	3,74	3,9	g/l
Moyennes	5	137	142	92	mg/l
Intervalles		(186 - 88)	(163 - 121)	(115 - 69)	mg/l
DCO brutes		4,5	3,4	4,2	g/l
Moyennes	7	54	55	89	mg/l
Intervalles		(71 - 37)	(77 - 33)	(102 - 76)	mg/l
DCO brutes		2,9	2,2	4,0	g/l

Tableau 7.5: DCO filtrées des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité).

TRH de 3 jours, il diffère de celui obtenu pour le TRH de 7 jours et, au TRB de 10 jours, il n'est pas similaire à celui acquis pour le TRB de 50 jours. Les modèles classiques produisent une égalité de profils. Par exemple, le modèle de Lawrence et McCarty (1970) présenté dans la problématique (voir 2.1) relie la DCO résiduelle de l'effluent uniquement au TRB et fournirait dès lors le même profil puisqu'il ne tient pas compte de la variabilité de la DCO brute, du TRH et surtout de la synergie entre les trois paramètres.

b) Teneur en solides volatils en suspension de l'effluent au bloc 1

Le tableau 7.6 montre les résultats des teneurs en solides volatils en suspension dans les effluents du bloc 1 d'évaluation.

Aux 3 paliers de TRH, on observe une amélioration de la concentration en matières volatiles en suspension dans l'effluent entre les TRB de 10 et 30 jours. Ceci ne se constate toutefois pas entre les TRB de 30 et 50 jours; aux TRH de 3 jours et au TRB de 50 jours, il y a alors détérioration du rendement et, au TRH de 5 jours, celui-ci n'est guère amélioré.

Aux 3 colonnes de TRB, il ressort que la teneur de matières volatiles en suspension dans l'effluent diminue significativment avec les TRH entre 3 et 7 jours. Cette diminution apparait plus rapide au TRB de 10 jours qu'à ceux de 30 et 50 jours. Notons ici qu'au TRB de 50 jours, les résultats entre les TRH de 5 et 7 jours ne sont pas significativement différent entre eux; dans ce cas, l'effet du TRH ne s'est pas manifesté sur les solides volatils en suspension mais sur la fraction du volume du réacteur occupé par les lits de boues, laquelle descendait alors de 27 à 20%.

Le rapport entre les valeurs de DCO brutes minimale et maximale étant inférieur au seuil de 2, l'effet des changements de DCO brute sur la teneur en suspension dans l'effluent n'est pas déterminant.

Les variations dans les profils de la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent entre un TRH et un autre et entre un TRB et un autre traduisent une interaction entre ces deux paramètres pour la réponse du système à l'étude.

c) DCO totale de l'effluent au bloc 1

Comme le tableau 7.7 l'indique, le TRH et le TRB exercent chacun une forte influence amélioratrice sur la DCO totale de l'effluent lorsqu'on les augmente respectivement de 3 à 7 jours et de 10 à 50 jours. Le profil de

TRB jours / TRH jours		10	30	50	
Moyennes	3	327	49	112	mg/l
Intervalles		(427 - 227)	(68 - 30)	(223 - 0)	mg/l
DCO brutes		4,6	3,7	3,9	g/l
Moyennes	5	141	52	49	mg/l
Intervalles		(183 - 98)	(77 - 28)	(70 - 28)	mg/l
DCO brutes		4,5	3,4	4,2	g/l
Moyennes	7	45	8	56	mg/l
Intervalles		(63 - 26)	(11 - 6)	(63 - 49)	mg/l
DCO brutes		2,9	2,2	4,0	g/l

Tableau 7.6: Teneurs des solides volatils en suspension des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

	TRB jours / TRH jours	10	30	50	
Moyennes	3	1228	216	278	mg/l
Intervalles		(1683 - 772)	(266 - 166)	(468 - 88)	mg/l
Moyennes	5	289	234	165	mg/l
Intervalles		(359 - 220)	(280 - 187)	(200 - 129)	mg/l
Moyennes	7	83	73	158	mg/l
Intervalles		(101 - 65)	(91 - 54)	(180 - 135)	mg/l

Tableau 7.7: DCO totale des effluents au bloc 1 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

de la surface de ce paramètre résulte de celui de la DCO filtrée de l'effluent et de la DCO des solides volatils en suspension. Ceci explique que le TRH et le TRB y occasionnent les mêmes tendances d'effets que celles constatées dans les tableaux 7.5 et 7.6 mais avec des chevauchements différents des intervalles de confiance.

Le bloc 1 d'évaluation soutient que les résultats de traitabilité peuvent être représentés par des surfaces de réponses et que les hypothèses de 5 et 6 du concept de l'étude (voir 3.3) sont vérifiées. Il précise aussi les limites des enveloppes de ces surfaces. De fait, nous n'aurions pas pu mener des expériences bien au delà d'un TRH de 7 jours au TRB de 10 jours pour des raisons opérationnelles du contrôle simultané du TRH et du TRB. Tenter d'opérer à un TRH de 10 jours et un TRB de 10 jours équivaudrait à ne plus avoir d'effluent puisque le contrôle de l'âge de boues était réalisé par l'extraction de biomasse à partir du liquide mixte; de plus, sur le plan pratique, la logistique d'opération deviendrait insurmontable. À l'autre extrême, nous avons déterminé que le TRB de 50 jours était une limite opérationnelle pour le TRH de 3 jours.

7.3 BLOC 2 D'ÉVALUATION

Après avoir analysé, dans le bloc 1 d'évaluation, les données définissant une surface de réponse comprise entre les âges de boues de 10 et 50 jours et les temps de séjour entre 3 et 7 jours, nous allons étudier une partie de cette surface et l'élargir en ajoutant un TRH de 11 jours. En excluant l'âge de boues de 10 jours et en adoptant les TRB de 15, 25 et 30 jours, on choisit la partie centrale de la surface.

Le tableau 7.8 résume les résultats des analyses de variance pour les trois réponses étudiées au bloc 2 d'évaluation.

a) DCO filtrée de l'effluent au bloc 2

Les valeurs de la première rangée du tableau 7.8 révèlent que, pour cette partie de la surface de réponse, le temps de rétention hydraulique exerce une forte influence sur la DCO filtrée de l'effluent mais que cela n'est pas le cas pour l'âge des boues; toutefois, il y a une interaction entre ces deux paramètres.

L'examen du tableau 7.9 ne décèle pas d'effet cohérent du TRB sur la DCO résiduelle de l'effluent. Alors que l'effet du TRB sur la DCO filtrée de l'effluent s'atténuait considérablement avec l'augmentation de l'âge de

Réponses étudiées dans l'effluent	Paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification	Interactions entre les paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification
DCO filtrée	(TRH) $F_c = 6,67 > F^*_{\alpha}, 2,58$ (TRB) $F_c = 0,88 < F_{\alpha}, 2,58$	95% 95%	$F_c = 5,426 > F^*_{\alpha}, 4,58$	95%
Solides volatiles en suspension	(TRH) $F_c = 10,69 > F_{\alpha}, 2,79$ (TRB) $F_c = 3,91 > F_{\alpha}, 2,79$	95% 95%	$F_c = 1,08 < F_{\alpha}, 4,79$	95%
DCO totale	(TRH) $F_c = 10,29 > F_{\alpha}, 2,72$ (TRB) $F_c = 6,49 > F_{\alpha}, 2,72$	95% 95%	$F_c = 4,364 > F_{\alpha}, 4,72$	95%

F^* = F théoriques des tables statistiques, $\alpha = 0,05$

Tableau 7.8: Synthèse des analyses de variance pour le bloc 2 d'évaluation des expériences de validation.

TRB jours / TRH jours		15	25	30	
Moyennes	3	74	108	138	mg/l
Intervalles		(111 - 37)	(133 - 82)	(174 - 102)	mg/l
DCO brutes		4,2	3,2	3,7	g/l
Moyennes	7	90	112	55	mg/l
Intervalles		(117 - 64)	(131 - 93)	(76 - 34)	mg/l
DCO brutes		4,5	3,6	2,2	g/l
Moyennes	11	83	70	72	mg/l
Intervalles		(92 - 74)	(79 - 61)	(87 - 57)	mg/l
DCO brutes		3,0	2,8	1,8	g/l

Tableau 7.9: DCO filtrées des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

boues à partir de 10 jours au bloc 1 d'évaluation (voir tableau 7.5), on ne constate pas la même tendance à partir d'un TRB de 15 jours au bloc 2 d'évaluation (tableau 7.9). On peut donc conclure que l'effet de l'âge des boues est apparent lorsque celui-ci est plus faible que 15 jours et qu'il se manifeste surtout à un TRB de 10 jours.

Signalons ici que, pour les expériences du bloc 2, la DCO brute a varié d'un maximum de 4,5 g/l à un minimum de 1.8 g/l (tableau 7.9), soit un rapport de changement de 2,46 qui dépasse le seuil d'effet des variations de la DCO brute sur la DCO filtrée et la teneur en solides en suspension dans l'effluent.

b) Teneur en solides volatils en suspension de l'effluent au bloc 2

En se référant à la seconde rangée de tableau 7.8, on s'aperçoit que la teneur en solides volatils en suspension des effluents au bloc 2 est influencée non seulement par le TRH comme pour leur DCO filtrée mais aussi par le TRB contrairement à celle-ci. On ne détecte cependant pas d'interaction entre le TRH et le TRB sur la réponse étudiée.

A ce sujet, signalons que les effets de ces deux paramètres sur celle-ci apparaissent relativement faibles en examinant le tableau 7.10.

c) DCO totale de l'effluent au bloc 2

L'effet sur la DCO totale est, comme auparavant (voir 7.2.c), un effet combiné des deux autres réponses et dépend à la fois du TRH et du TRB. L'interaction entre ces deux réponses dans ce cas résulte de l'influence dominante de la fraction de DCO provenant de la DCO filtrée (voir tableau 7.8).

Les influences de ceux-ci sur la DCO totale au bloc 2 sont indiquées au tableau 7.11.

7.4 BLOC 3 D'ÉVALUATION

Dans ce bloc, on analysera les données pour une surface de réponse aux âges de boues de 25, 30 et 50 jours et aux temps de séjour hydralique de 3, 7 et 16 jours. Comparativement aux blocs 1 et 2, ce bloc nous renseigne sur l'opération après avoir exclu les effets des TRB de 10 et 15 jours; de plus, les blocs 2 et 3 se chevauchent pour les TRB de 25 et 30 jours. Compte tenu de ces différence et similitudes, le bloc 3 permettra de voir comment le profil des surfaces de réponse change avec l'âge des boues de 50 jours et des TRH plus longs qu'aux deux autres blocs. Les résultats des analyses de

	TRB jours / TRH jours	15	25	30	
Moyennes	3	40	79	49	mg/l
Intervalles		(67 - 13)	(124 - 35)	(68 - 31)	mg/l
Moyennes	7	20	32	8	mg/l
Intervalles		(25 - 15)	(42 - 22)	(11 - 6)	mg/l
Moyennes	11	31	31	22	mg/l
Intervalles		(39 - 23)	(51 - 11)	(31 - 12)	mg/l

Tableau 7.10: Teneurs des solides volatils en suspension des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

B.U. METZ

TRB jours / TRH jours		15	25	30	
Moyennes	3	126	279	216	mg/l
Intervalles		(177 - 76)	(383 - 175)	(266 - 166)	mg/l
Moyennes	7	119	180	73	mg/l
Intervalles		(130 - 109)	(193 - 166)	(91 - 54)	mg/l
Moyennes	11	141	115	109	mg/l
Intervalles		(158 - 124)	(153 - 77)	(140 - 78)	mg/l

Tableau 7.11: DCO totales des effluents au bloc 2 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95%)

variance pour les trois réponses étudiées au bloc 3 sont mentionnés au tableau 7.12.

a) DCO filtrée de l'effluent au bloc 3

L'âge des boues et le temps de séjour hydraulique n'influence pas sur la DCO filtrée de l'effluent au bloc 3; on constate bien qu'il y a une importante interaction entre ces 2 paramètres (tableau 7.12).

Cette dernière correspond au manque de tendances générales au tableau 7.13.

Par exemple, au TRH de 16 jours, une augmentation graduelle de la DCO résiduelle de l'effluent se remarque entre les TRB de 25 à 50 jours mais ceci n'est pas observé au TRH de 3 jours et la tendance contraire se constate au TRH de 7 jours.

Notons qu'au TRH de 16 jours et TRB de 50 jours, la biomasse était décroissante à cause d'une quantité de substrat qui, à cette combinaison de débit et d'âge de boues, était insuffisante pour le maintien de la population biologique. La DCO résiduelle élevée de l'effluent dans ce cas reflète un état de défloculation et d'autolyse.

L'absence d'influence autre qu'une interaction entre le TRH et le TRB laisse supposer que la DCO filtrée de l'effluent n'est pas contrôlable par ces deux paramètres dans ce bloc et qu'en fait, on est en présence d'une région d'isoréponse relativement insensible aux changements effectués aux deux paramètres.

Dans une situation semblable, les fluctuations prolongées de DCO brute peuvent être importantes pour la DCO filtrée de l'effluent d'autant plus que le rapport des DCO brutes maximum/minimum se chiffre à 1,82 pour le bloc 3 (tableau 7.13), laquelle valeur dépasse le seuil d'effet sur la DCO filtrée (voir 4.6).

b) Teneur en solides volatils en suspension dans l'effluent au bloc 2

Pour cette réponse, le TRH n'exerce pas d'effet tandis que le TRB a une influence; on en décèle pas d'interaction entre l'âge des boues et le temps de rétention hydraulique sur la réponse étudiée (voir tableau 7.12).

En examinant le tableau 7.14, il appert que l'effluent se détériore avec l'augmentation du TRB de 25 à 50 jours et que l'amplification du TRH, de 3 à 16 jours n'occasionne pas une tendance d'effet cohérente.

Réponses étudiées dans l'effluent	Paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification	Interactions entre les paramètres F calculés (F_c)	Seuil de signification
DCO filtrée	(TRH) $F_c=1,41 < F^*_{\alpha}, 2,77$ (TRB) $F_c=2,05 < F_{\alpha}, 2,77$	95% 95%	$F_c=11,4 > F^*_{\alpha}, 4,77$	95%
Solides volatils en suspension	(TRH) $F_c=2,14 < F_{\alpha}, 2,90$ (TRB) $F_c=5,5 > F_{\alpha}, 2,90$	95% 95%	$F_c=1,54 < F_{\alpha}, 4,90$	95%
DCO totale	(TRH) $F_c=2,87 < F_{\alpha}, 2,84$ (TRB) $F_c=4,44 > F_{\alpha}, 2,84$	95% 95%	$F_c=3,42 > F_{\alpha}, 4,84$	95%

F^* = F théoriques des tables statistiques, $\alpha = 0,05$

Tableau 7.12: Synthèse des analyses de variance pour le bloc 3 d'évaluation des expériences de validation

TRB jours / TRH jours		25	30	50	
Moyennes	3	108	138	94	mg/l
Intervalles		(133 - 82)	(174 - 102)	(116 - 73)	mg/l
DCO brutes		3,2	3,7	3,9	g/l
Moyennes	7	112	55	89	mg/l
Intervalles		(131 - 93)	(77 - 34)	(103 - 76)	mg/l
DCO brutes		3,6	2,2	4,0	g/l
Moyennes	16	37	88	145	mg/l
Intervalles		(43 - 31)	(123 - 53)	(176 - 114)	mg/l
DCO brutes		3,3	2,7	3,0	g/l

Tableau 7.13: DCO filtrées des effluents au bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité).

	TRB jours / TRH jours	25	30	50	
Moyennes	3	79	49	112	mg/l
Intervalles		(124 - 35)	(68 - 30)	(228 - 0)	mg/l
Moyennes	7	32	8	56	mg/l
Intervalles		(42 - 22)	(11 - 6)	(63 - 49)	mg/l
Moyennes	6	16	38	186	mg/l
Intervalles		(19 - 14)	(46 - 31)	(208 - 164)	mg/l

Tableau 7.14: Teneurs des solides volatils en suspension des effluents du bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

Mentionnons l'effet de l'autolyse et de la défloculation sur les solides volatils en suspension dans l'effluent au TRH de 16 jours et au TRB de 50 jours.

Ajoutons que le rapport des DCO brutes maximum/minimum étant inférieur au seuil d'effet de 2,0 (voir ci-dessus en(a): 1,82), les variations des DCO brutes n'influencent pas la concentration de solides volatils en suspension dans l'effluent.

c) DCO totale dans l'effluent au bloc 3

L'effet du TRB sur cette réponse s'avère évident alors que celui du TRH n'apparait pas. Par contre, l'interaction entre les deux paramètres ressort. On voit au tableau 7.12) l'effet additif des deux autres réponses sur la DCO totale.

Le tableau 7.15 présente les influences du TRB et du TRH sur la DCO totale de l'effluent du bloc 3.

7.5 PROFIL DE LA SURFACE DE RÉPONSE POUR LA DCO FILTRÉE DE L'EFFLUENT

Les réponses de DCO filtrée d'effluent aux TRH et TRB pour les 3 blocs d'évaluation sont regroupées au tableau 7.16 et sont illustrées aux figures 7.2 et 7.3.

Les segments de surface de réponse délimités par les TRH de 3 à 7 jours et par les TRB de 10 et 15 jours sont curvilignes avec une pente de descente variable. Dans cette portion, la DCO filtrée change très vite tant sur l'axe du TRH que sur l'axe du TRB. Des coordonnées plus petites qu'un TRH de 3 jours et un TRB de 10 jours amèneraient à une situation de lessivage de la biomasse et une traitabilité nulle. La majorité de la matière organique bio-dégradable est assimilée lorsque la traitabilité a lieu entre les limites de TRH et TRB de cette portion de surface de réponse. En se rapprochant de l'origine de celle-ci, on risque que l'équilibre substrat - biomasse ne soit pas établi. Il y a alors un excédent de substrat et un temps de contact trop court pour permettre l'accomplissement du processus de biodégradation par la masse biologique présente. Par contre, en diminuant la charge organique avec un allongement du TRH et ou en augmentant l'âge de boues, on arrive à un équilibre entre le substrat disponible et la biomasse. En effet, la diminution de la charge organique par l'augmentation de TRH donne un plus long temps de contact aux micro-organismes avec le substrat et par le fait même étend le temps d'assimilation et de métabolisation. La hausse de l'âge des boues cause une accumulation de solides dans le réacteur biologique et fixe le taux de croissance à une vitesse spécifique; elle favorise l'augmentation du nombre de micro-organismes et leur probabilité de

	TRB jours / TRH jours	25	30	50	
Moyennes	3	279	216	278	mg/l
Intervalles		(383 - 175)	(266 - 166)	(468 - 88)	mg/l
Moyennes	7	180	73	158	mg/l
Intervalles		(193 - 166)	(91 - 54)	(181 - 135)	mg/l
Moyennes	16	64	138	426	mg/l
Intervalles		(79 - 50)	(176 - 99)	(460 - 391)	mg/l

Tableau 7.15: DCO totales des effluents au bloc 3 d'évaluation des expériences de validation (moyennes avec intervalles de confiance à 95% de probabilité)

TRB jours / TRH jours		10	15	25	30	50
M *	3	608	74	108	138	94
I**		(924-293)	(111- 37)	(133- 82)	(174-102)	(116- 73)
M	5	137	-	-	142	92
I		(186- 88)			(163-121)	(116- 69)
M	7	54	90	112	55	89
I		(71- 37)	(117- 64)	(131- 93)	(77- 34)	(103- 76)
M	11		83	70	72	
I			(93- 74)	(79- 61)	(87- 57)	
M	16			37	88	145
I				(43- 31)	(123- 53)	(176-114)
M	20				173	
I					(205-142)	

* M = Moyennes en mg/l
** I = Intervalles de confiance en mg/l

Tableau 7.16: DCO filtrées des effluents pour l'ensemble des expériences de validation

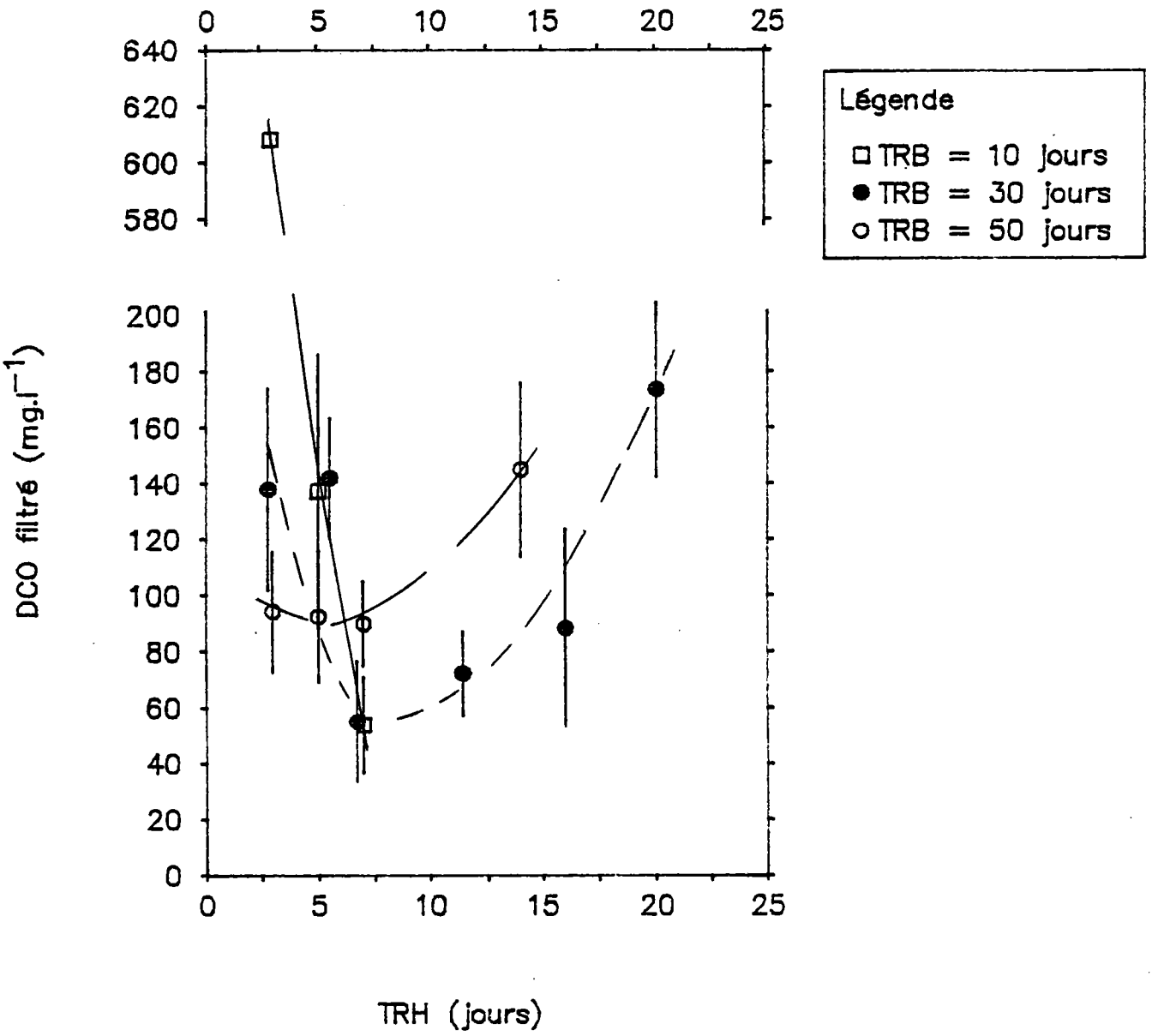


Figure 7.2 Changements de la DCO filtrée de l'effluent avec le TRH

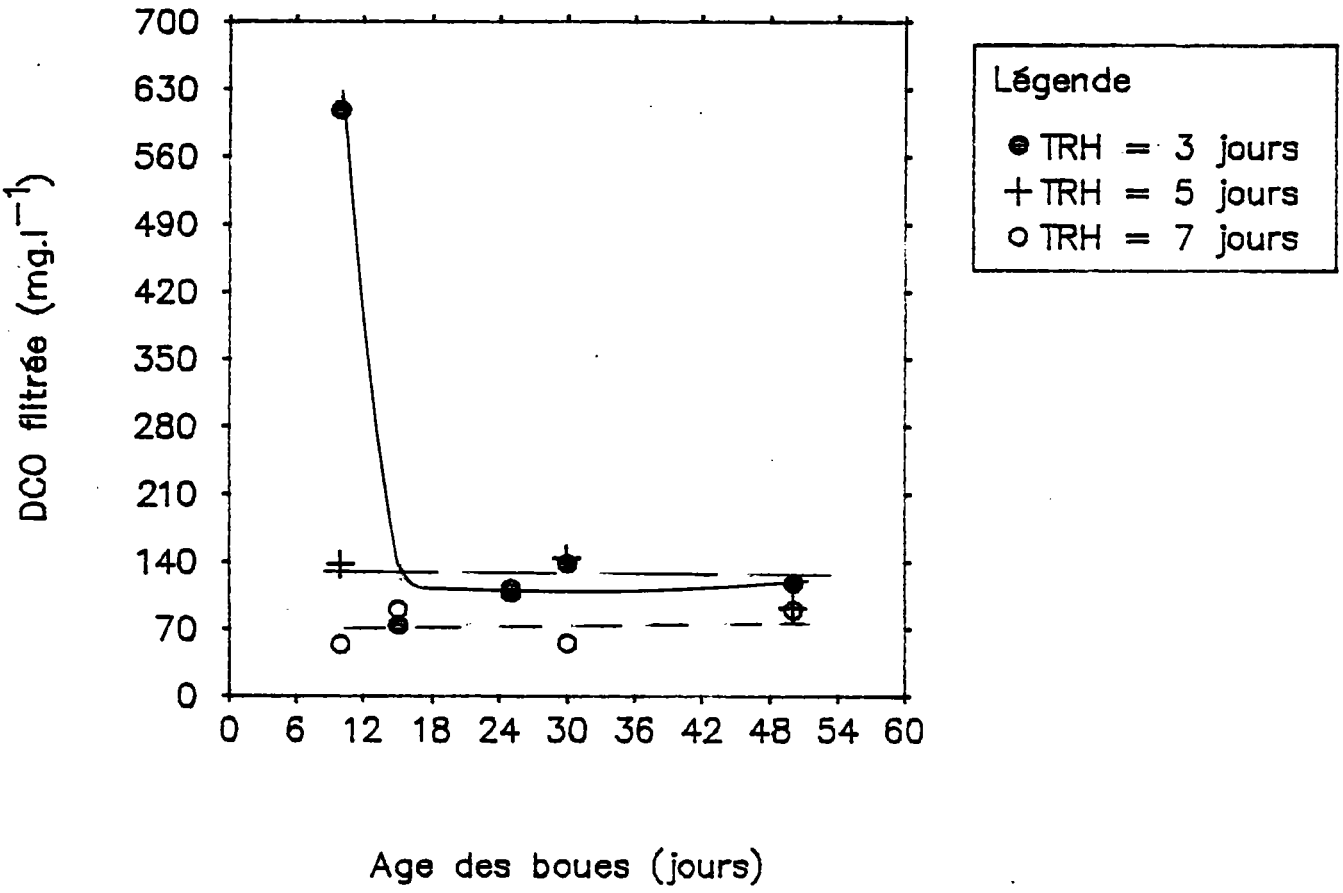


Figure 7.3 Changements de la DCO filtrée de l'effluent avec le TRB

contact avec le substrat malgré l'établissement d'une population dont le taux de croissance est plus lent.

Une seconde portion de surface de réponse peut être définie entre les TRB de 15 à 50 jours et les TRH de 7 à 16-20 jours (figures 7.2 et 7.3). La DCO filtrée de l'effluent y est insensible aux changements de TRB mais y est affectée par le TRH. Cette portion est bornée par deux conditions maximales où le manque de substrat cause un état de lyse et de prédation provoquant une augmentation considérable de la DCO filtrée; ces deux conditions sont un TRH de 20 jours au TRB de 30 jours et un TRH de 16 jours au TRB de 50 jours.

Les deux profils 7.2 et 7.3 peuvent être combinés afin de montrer une vue tridimensionnelle de la surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent à la figure 7.4. L'inclusion des extrèmes dans l'ensemble donne à la surface une forme générale curviligne dont les pentes aux zones extrèmes sont fortes et variables. La définition de courbes d'isoréponse est difficile à cause de l'effet de la DCO brute.

7.6 PROFIL DE LA SURFACE DE RÉPONSE POUR LA TENEUR EN SOLIDES VOLATILS EN SUSPENSION DE L'EFFLUENT

Le regroupement des réponses de cette variable aux TRH et TRB pour les 3 blocs d'évaluation est présenté au tableau 7.17 et aux figures 7.5 et 7.6.

Entre les TRH de 3 à 7 jours et les TRB de 10 et 15 jours, le segment de la surface de réponse apparait sous forme de descente curviligne prononcée.

Au delà de ce segment, il y a une portion relativement plane qui est suivie d'une portion ascendante de la réponse entre les TRH de 7 et 16 - 20 jours et les TRB de 15 et 50 jours. Dans cette portion de surface de réponse, contrairement à ce que nous avons constaté pour la DCO filtrée de l'effluent (voir 7.5), la TRB exerce une influence sur la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent en plus de l'influence du TRH sur cette variable (figures 7.5 et 7.6).

La combinaison des deux profils 7.5 et 7.6 donne une représentation tridimensionnelle de la réponse des teneurs en solides volatils en suspension des effluents: elle est présentée à la figure 7.7.

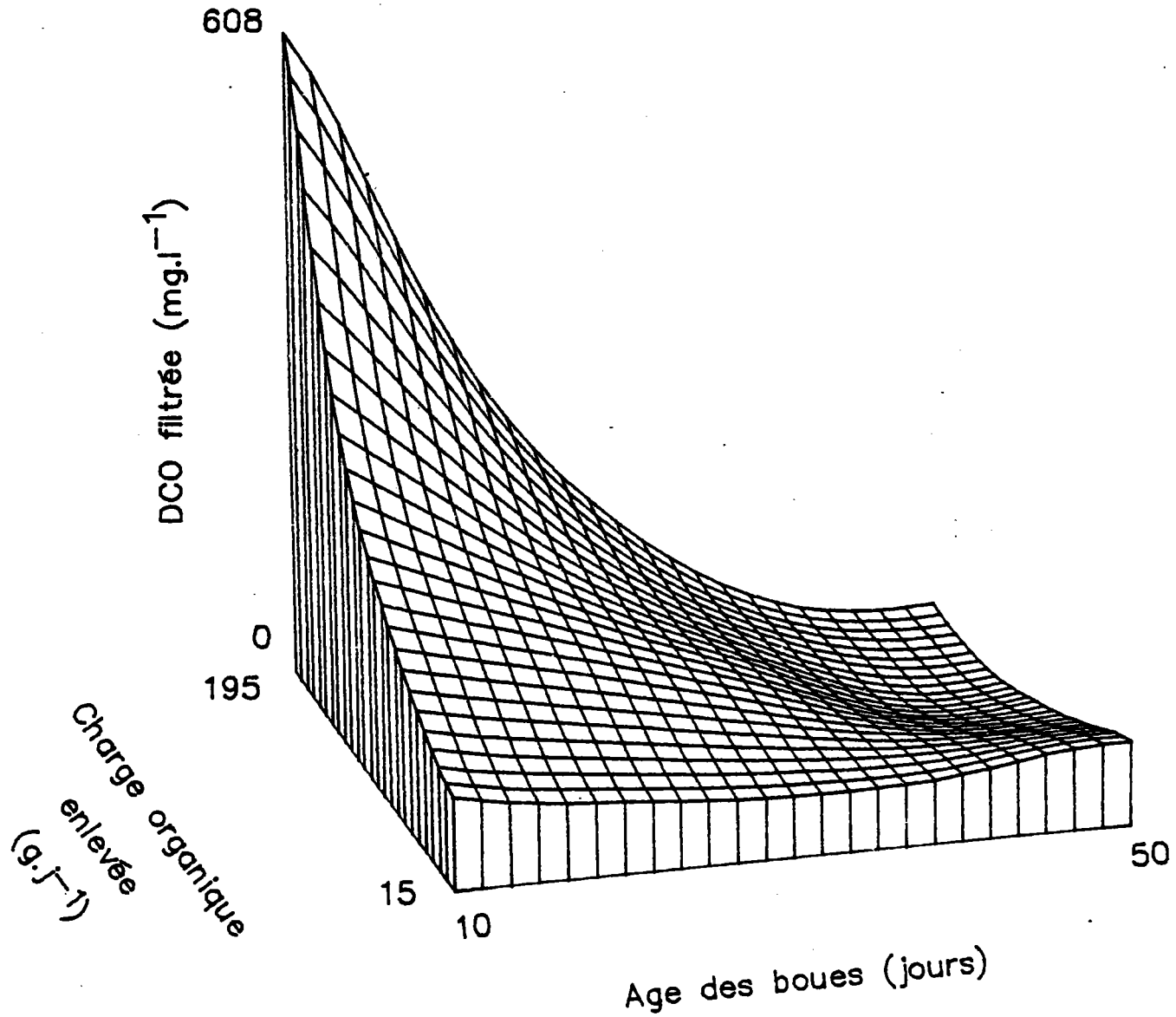


Figure 7.4 Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent

	TRB jours / TRH jours	10	15	25	30	50
M *	3	327	40	79	49	112
I**		(427-227)	(67- 13)	(124- 35)	(68- 30)	228- 0
M	5	141			52	49
I		(183- 98)			(77- 28)	(70- 28)
M	7	45	20	32	8	56
I		(63- 26)	(25- 14)	(42- 22)	(11- 6)	(63- 49)
M	11		31	31	22	
I			(39- 23)	(51- 11)	(31- 13)	
M	16			16	38	186
I				(19- 14)	(46- 31)	(208-164)
M	20				157	
I					(178-136)	

* M = Moyennes en mg/l
** I = Intervalles de confiance en mg/l

Tableau 7.17: Teneurs des solides volatils en suspension des effluents pour l'ensemble des expériences de validation

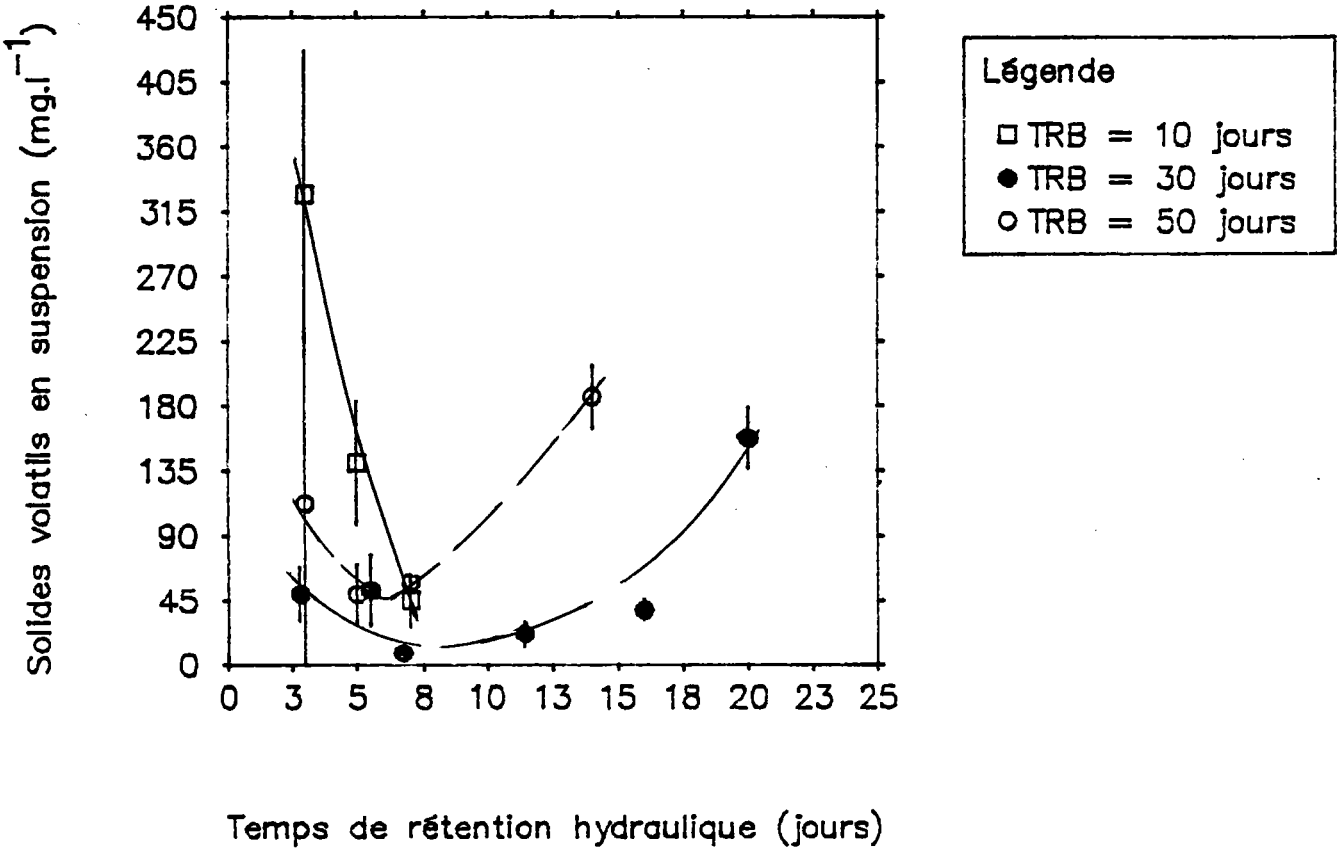


Figure 7.5 Changements de la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent avec le TRH

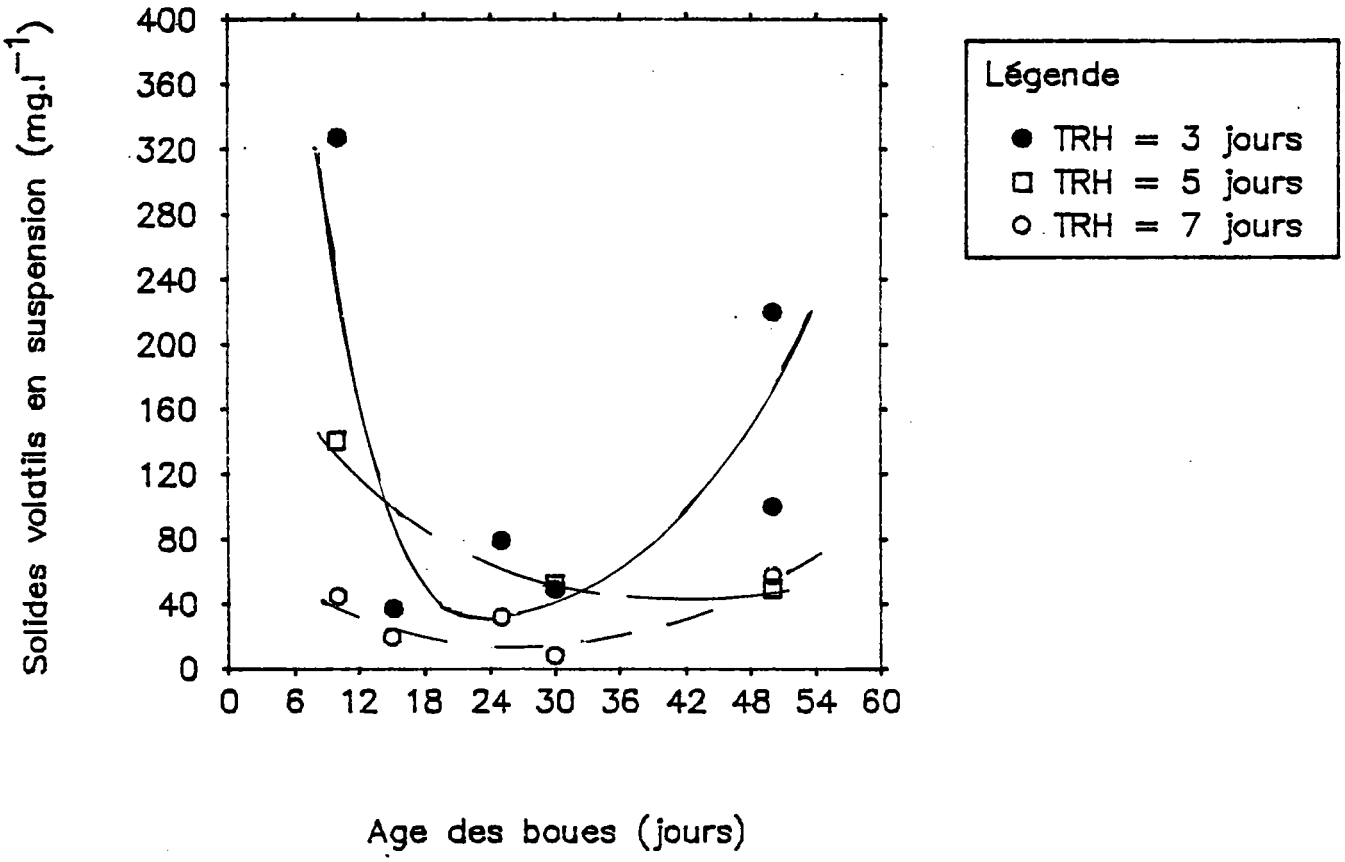


Figure 7.6 Changements de la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent avec le TRB

7.7 PROFIL DE LA SURFACE DE RÉPONSE POUR LA DCO TOTALE DE L'EFFLUENT

Cette variable étant liée aux deux autres variables étudiées de l'effluent (voir 6.4 et 7.2.c), son profil de réponse aux TRH et TRB s'avère une résultante de ceux décrit en 7.5 et 7.6. Ses données rassemblées au tableau 7.18 ressortent aux figures 7.8, 7.9 et 7.10.

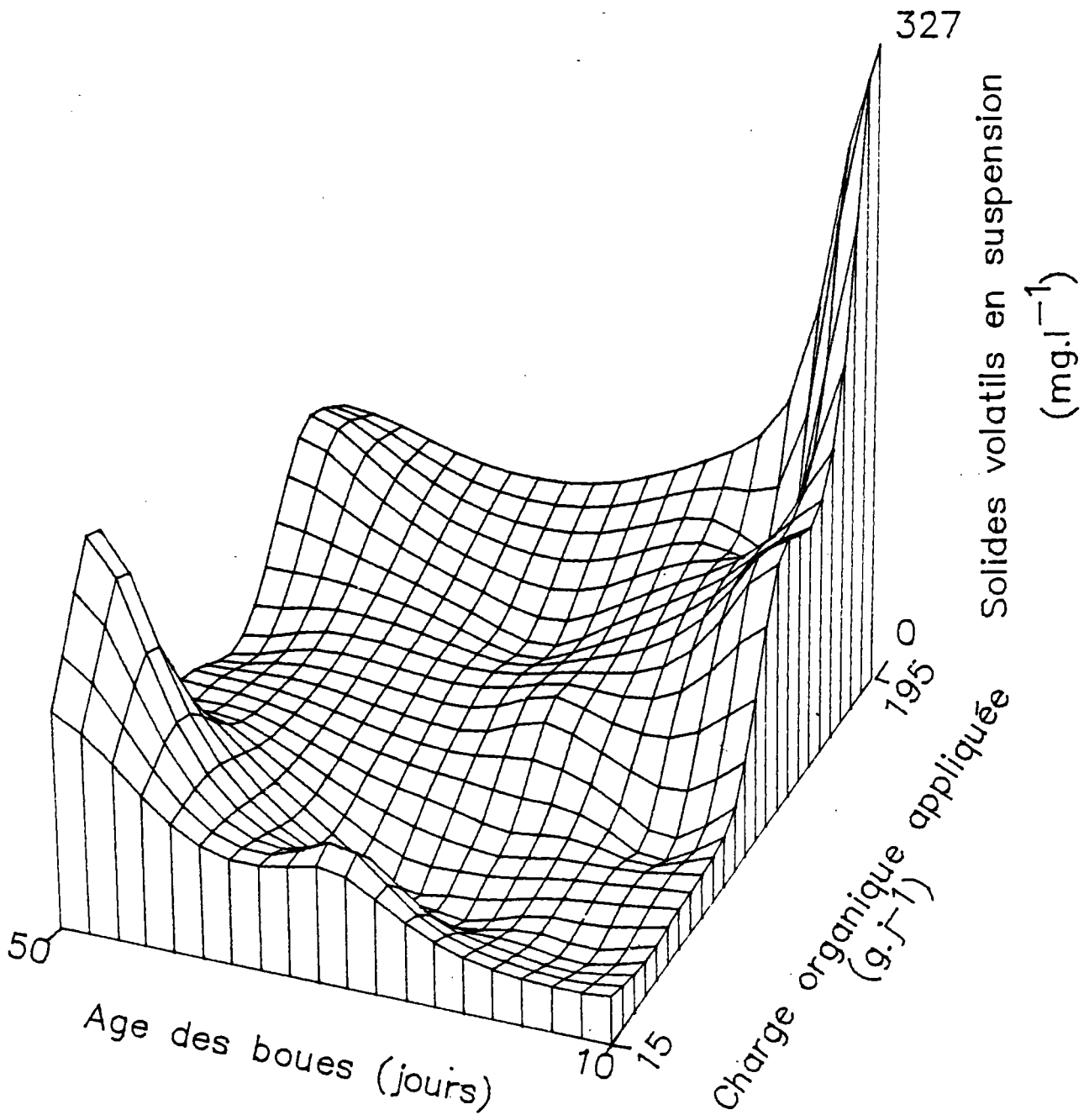


Figure 7.7 Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la teneur en solides volatils en suspension de l'effluent

	TRB jours / TRH jours	10	15	25	30	50
M *	3	1228	126	279	216	278
I**		(1683-772)	(177- 76)	(383-175)	(266-166)	(468- 88)
M	5	289			234	165
I		(359-220)			(280-187)	(200-129)
M	7	83	119	180	73	158
I		(101- 65)	(130-109)	(193-166)	(91- 54)	(181-135)
M	11		141	115	109	
I			(158-124)	(153- 77)	(140- 78)	
M	16			64	138	426
I				(79- 50)	(177- 99)	(460-391)
M	20				366	
I					(398-334)	

* M = Moyennes en mg/l
** I = Intervalles de confiance en mg/l

Tableau 7.18: DCO totales des effluents pour l'ensemble des expériences de validation

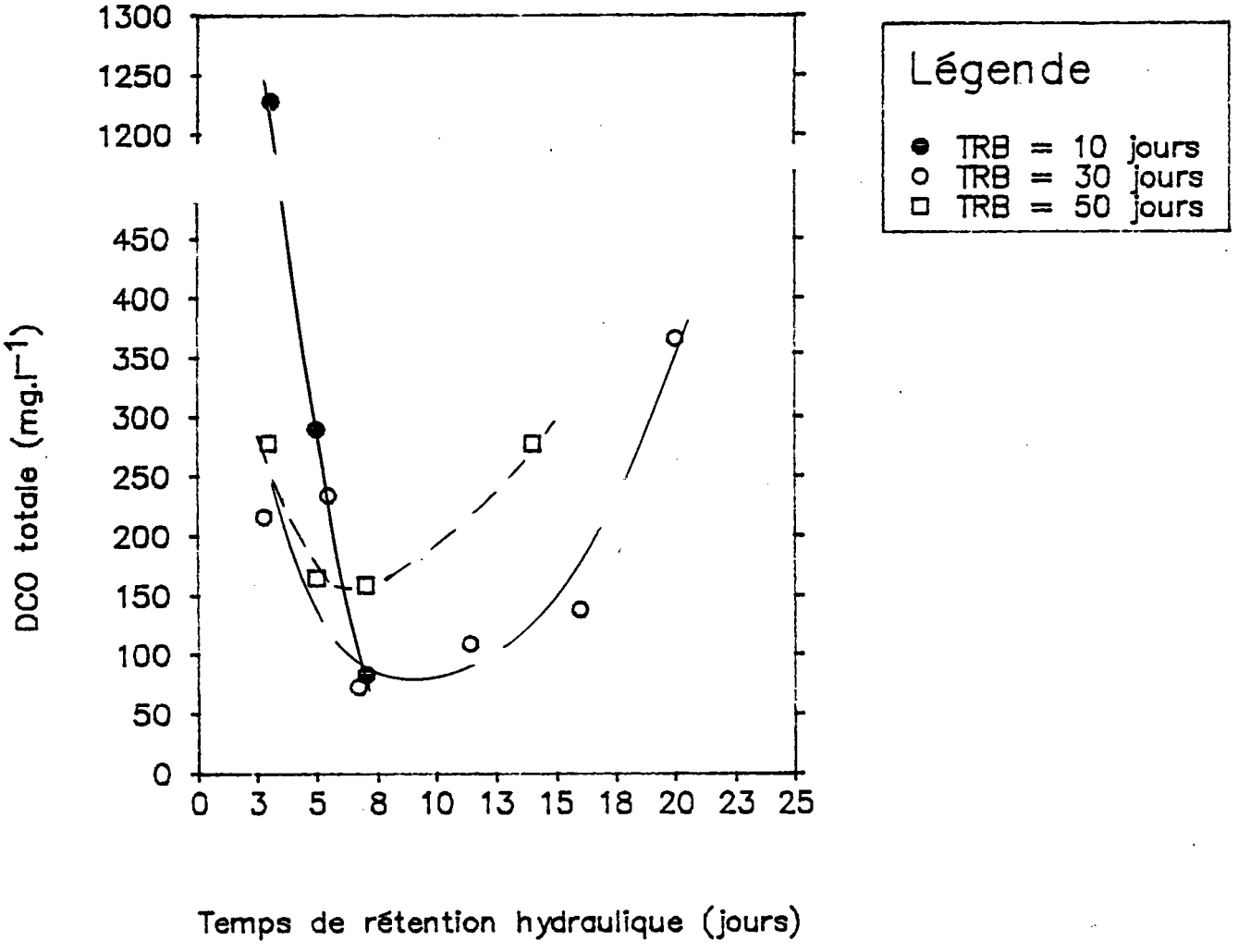


Figure 7.8 Changements de la DCO totale de l'effluent avec le TRH

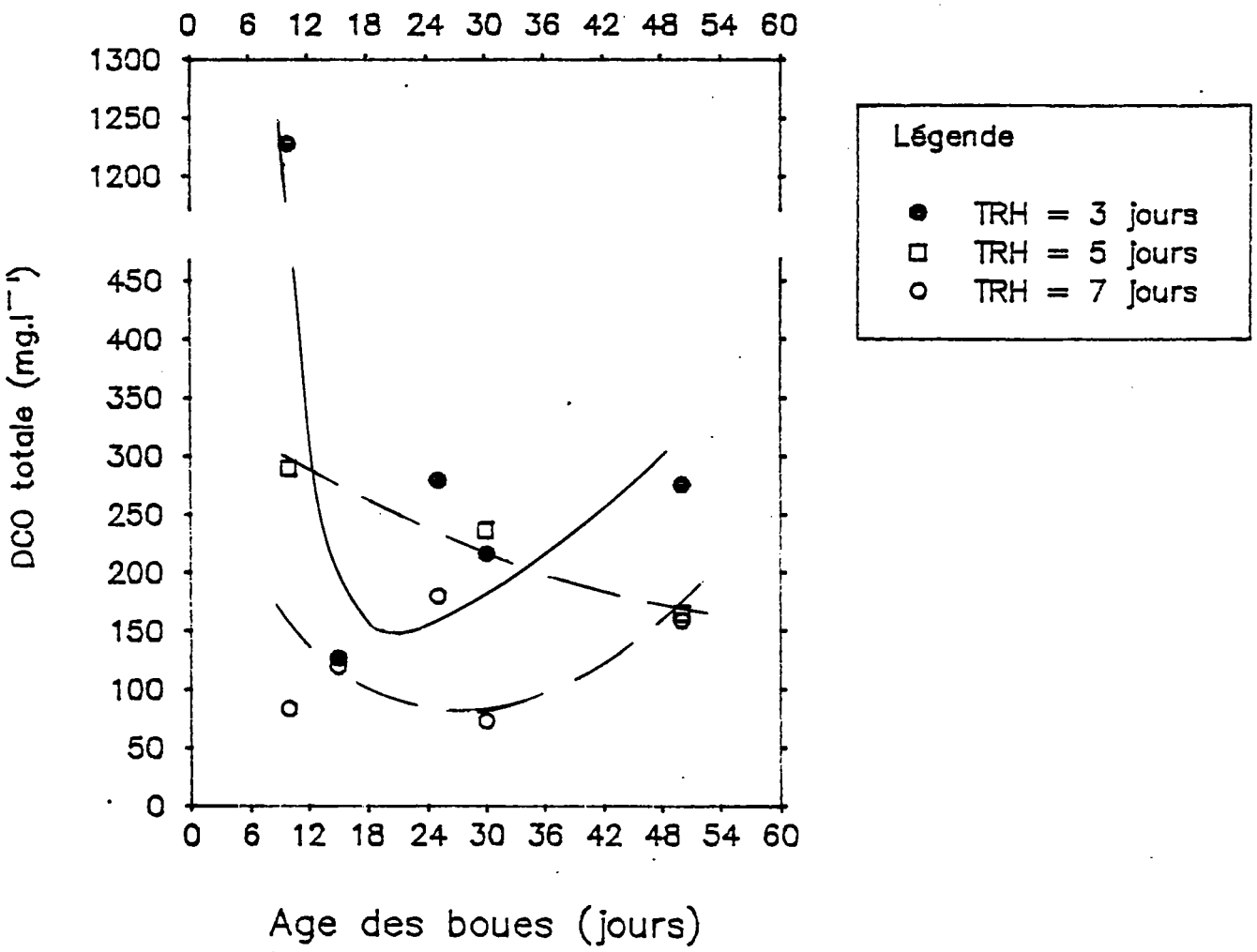


Figure 7.9 Changements de la DCO totale de l'effluent avec le TRB

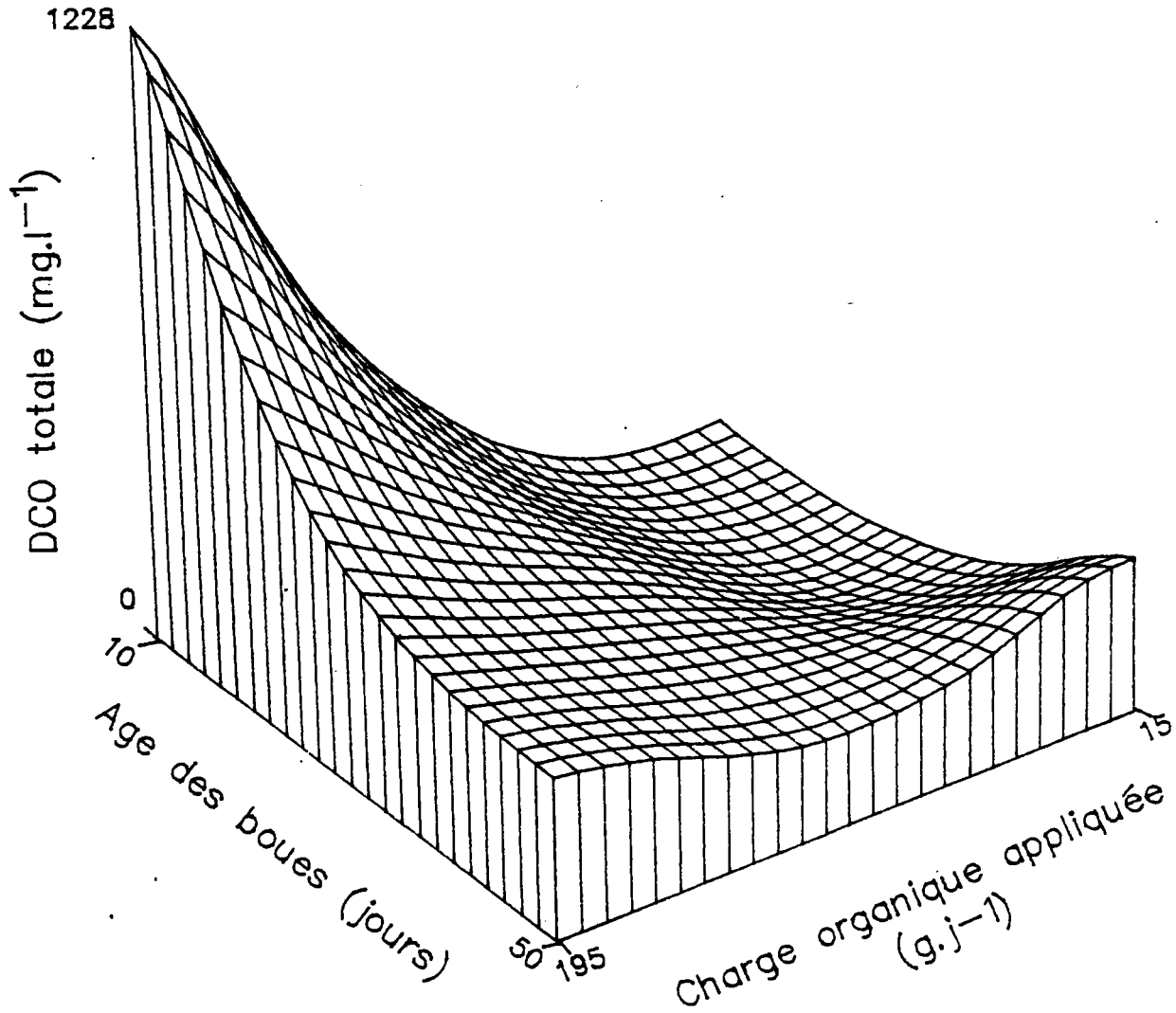


Figure 7.10 Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour la DCO totale de l'effluent

8. RÉGIONS D'ISORÉPONSE

8.1 NOTIONS DE COURBES ET DE RÉGIONS D'ISORÉPONSE

Des courbes d'isoréponse peuvent être obtenues dans une surface idéalisée parabolique et mathématiquement définissable. En traitabilité, par rapport à cette surface idéalisée, il y a un premier degré d'écart pour les résultats obtenus avec des études contrôlées en laboratoire et un second degré d'écart beaucoup plus prononcé pour ceux acquis dans une station d'épuration. Les réacteurs pilotes que nous avons opérés dans cette étude sont à un niveau intermédiaire entre le laboratoire et l'échelle réelle. Cependant, nous avons donné à cette étude un degré d'incertitude se rapprochant beaucoup plus de la réalité que du laboratoire. Celui-ci se situe surtout au niveau de la variabilité de l'eau brute et de la charge organique journalière. La durée d'alimentation, et le cycle d'opération des réacteurs - pilotes étaient équivalents à ceux de la station d'épuration. En revanche, nous avons contrôlé les systèmes avec la même rigueur que pour une étude de laboratoire, ce qui diffère des conditions de fonctionnement d'une station d'épuration.

Les surfaces de réponse que nous avons obtenues ne sont pas paraboliques; mais curvilignes avec des zones assez planes. Elles ont des profils où l'on retrouve 4 types de situation illustrés à la figure 8.1. On ne peut y définir des courbes d'isoréponse que dans leur portion fortement curviligne à des TRB inférieurs à 15 jours et à des TRH de 3 à 11 jours. Pour les autres portions des surfaces de réponse, la notion de courbes d'isoréponse devient une notion de régions d'isoréponse.

8.2 EXPLICITATION DE DIFFÉRENTES RÉGIONS D'ISORÉPONSE

Pour définir des régions d'isoréponse, on a considéré la DCO filtrée et la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent en fonction d'une part du TRH et du TRB et d'autre part de la charge organique appliquée et du TRB.

Les figures 8.2 à 8.5 montrent les régions d'isoréponse pour les deux réponses de l'effluent en fonction de ces paramètres; ces régions renferment la majorité des moyennes des expériences réalisées.

Rappelons ici au sujet de la charge organique que la réponse des systèmes est différente selon que son TRH ou sa DCO de l'eau brute influence le plus le rendement (voir 6.3). On aurait espéré que la charge organique puisse être le paramètre qui unifierait les effets de la DCO brute et du TRH d'autant plus que ce paramètre est universellement accepté. Mais,

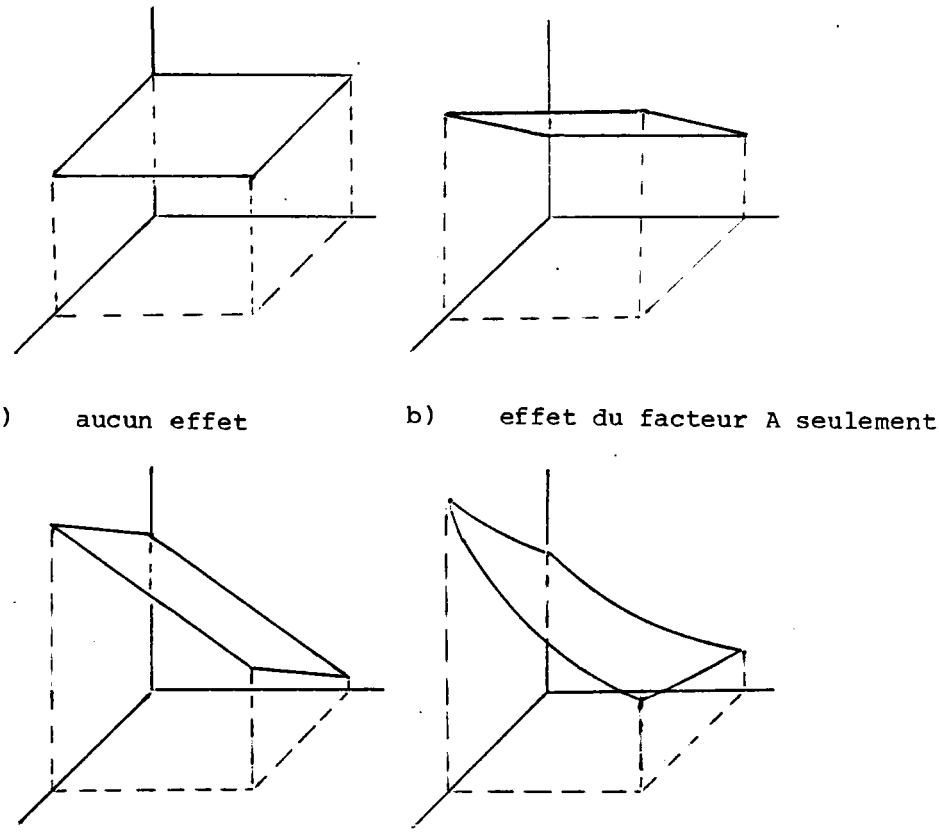


Figure 8.1 Représentation des effets des facteurs sur une surface de réponse (extrait de Miller et Freund, 1965)

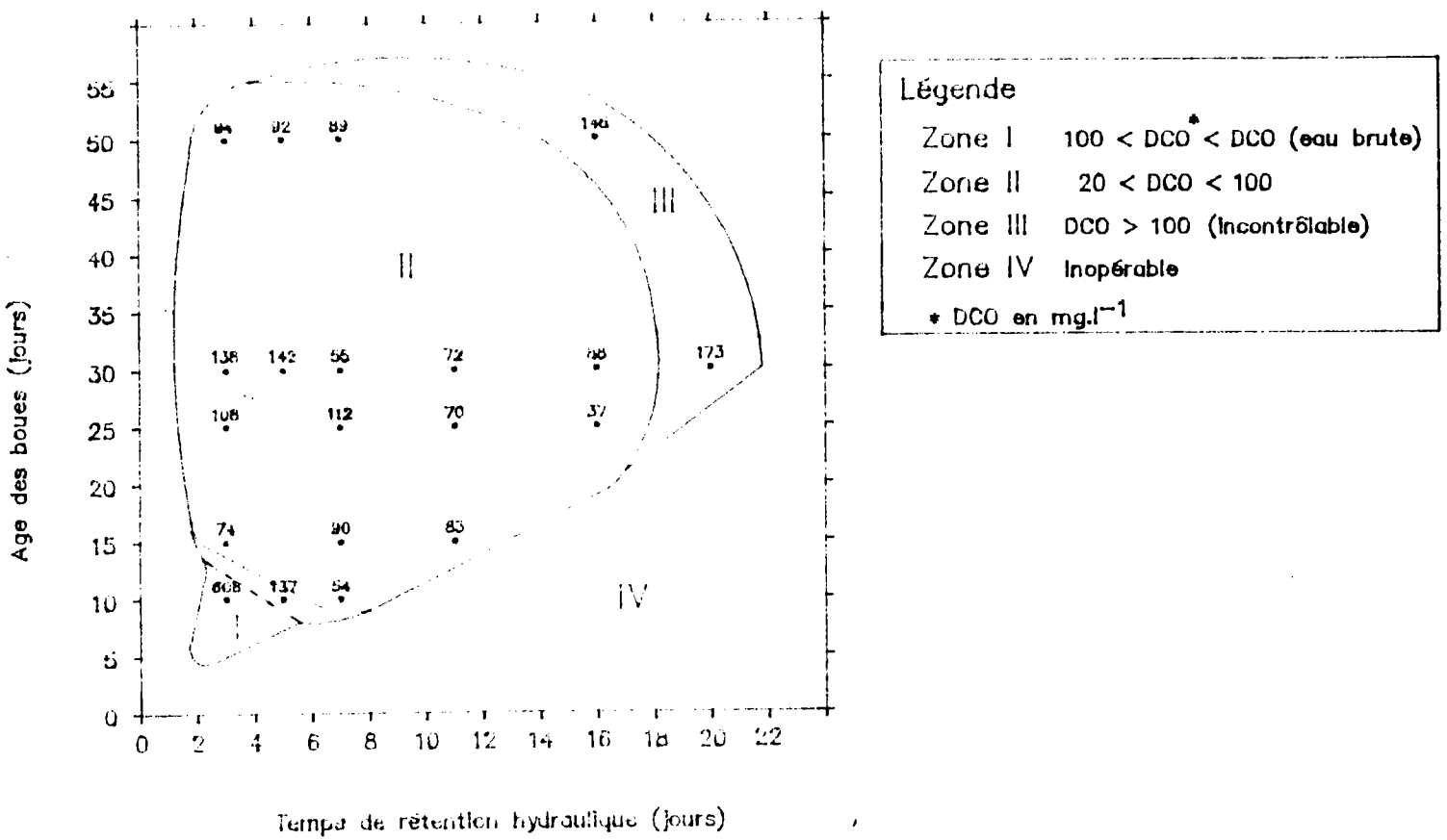


Figure 8.2 Régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent en fonction du TRH et du TRB

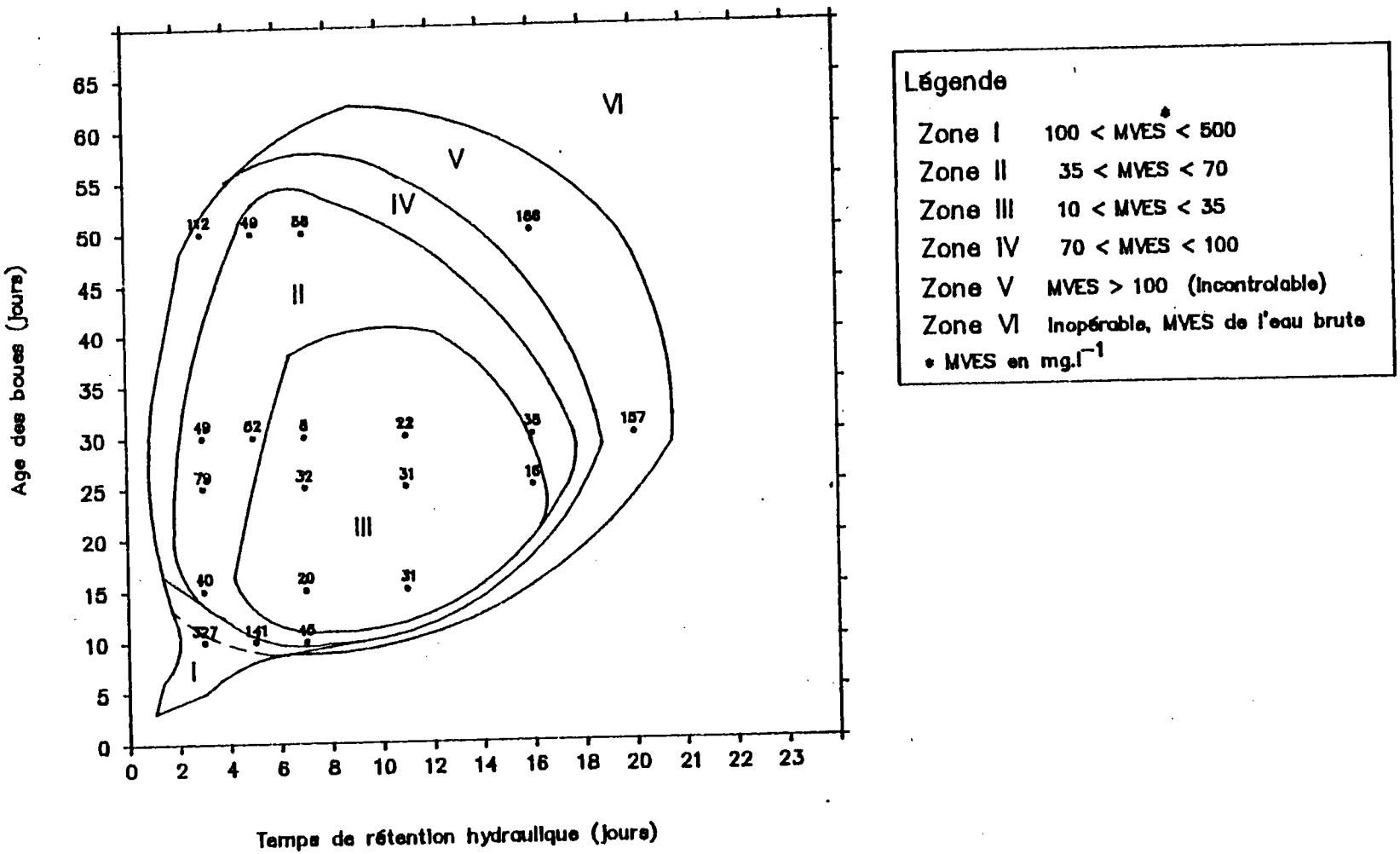


Figure 8.3 Régions d'isoréponse pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent en fonction du TRH et du TRB

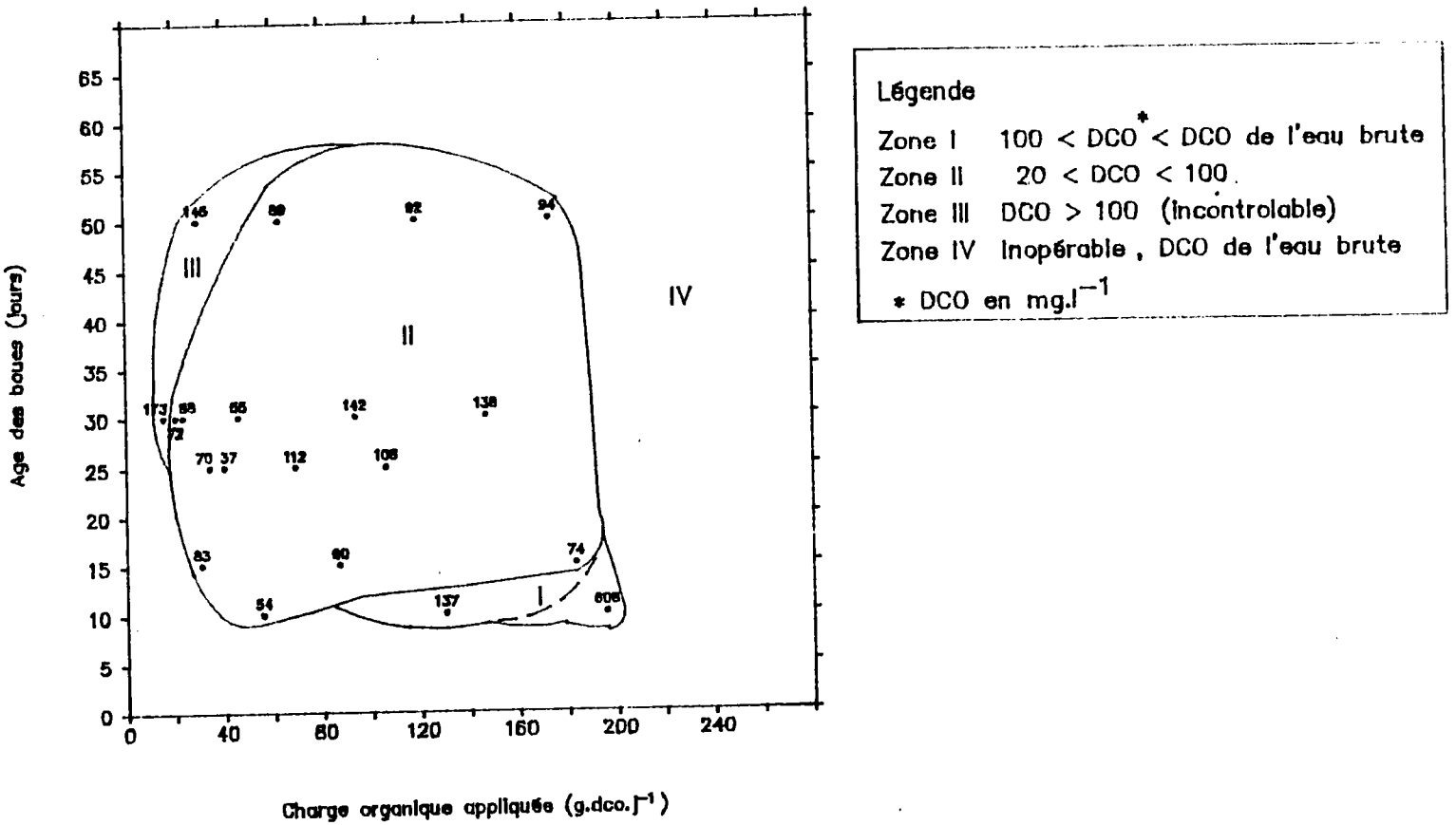
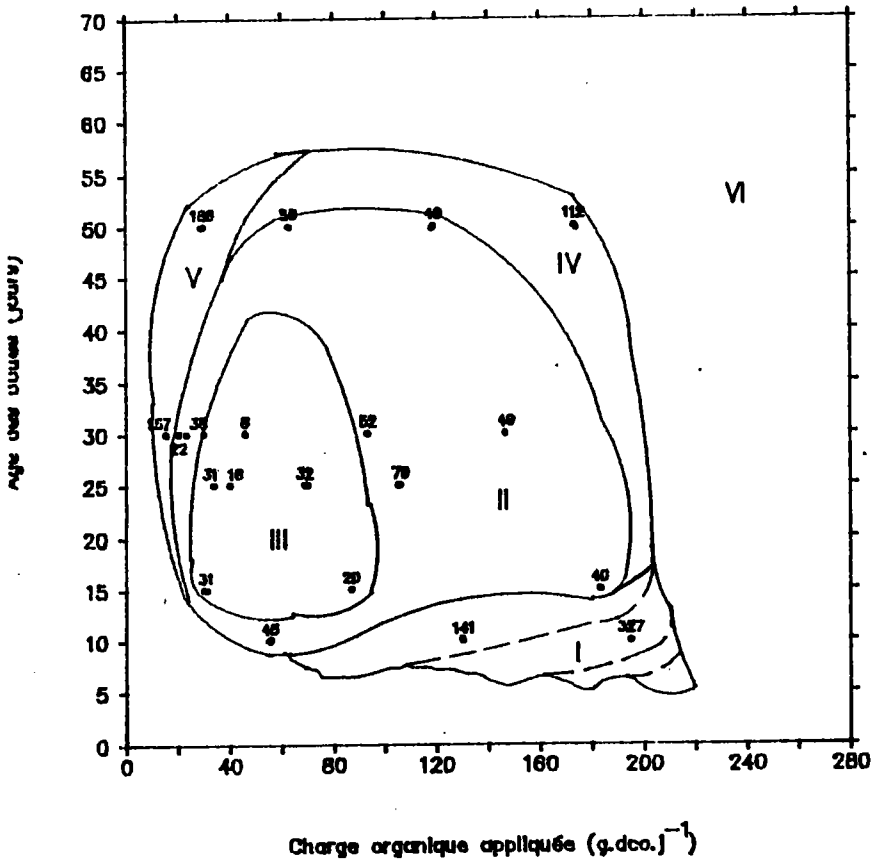


Figure 8.4 Régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et du TRB



Légende

Zone I 100 < MVES* < 500
Zone II 35 < MVES < 70
Zone III 10 < MVES < 35
Zone IV 70 < MVES < 100
Zone V MVES > 100 (Incontrolable)
Zone VI Inopérable, MVES de l'eau brute

* MVES en mg.l^{-1}

Figure 8.5 Régions d'isoréponse pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et du TRB

l'utilisation de la charge organique est limitée parce qu'on peut avoir des charges égales à des TRH courts avec des DCO brutes faibles et à des TRH longs avec des DCO brutes proportionellement plus élevées (voir 6.3) sans nécessairement obtenir égalité des réponses pour la DCO filtrée et les MVES* dans l'effluent.

De plus, alors que l'emploi du TRH permet de considérer toutes les expériences dans les régions d'isoréponse pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent (figure 8.3), l'emploi de la charge organique s'avère limitatif à ce sujet (figure 8.5). En effet, en adoptant ce dernier paramètre, les résultats de certaines expériences faites avec l'eau brute diluée par un facteur 2 (voir 6.4) seraient placés dans une région inopérable ou incontrôlable (régions V et V1 de la figure 8.5). Pour utiliser ce paramètre, on doit se limiter aux résultats obtenus avec l'eau brute non diluée (DCO brute variable entre 2,5 et 4,5 g/l) pour les régions d'isoréponse de la teneur des solides volatils dans l'effluent en fonction de la charge organique.

Le TRH apparaît donc comme un paramètre préférable à la charge organique pour l'examen des régions d'isoréponse de la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent (MVES), d'autant plus qu'il permet de discerner les conditions aux TRH courts de celles aux TRH longs. Rappelons que cette teneur MVES est relativement insensible à un changement de DCO brute jusqu'à un facteur 2 (voir 6.4); elle s'avère ainsi moins influencée par la charge organique que par le TRH.

Pour les régions d'isoréponse de la DCO filtrée de l'effluent, le TRH apparait également comme un paramètre plus déterminant que la charge organique appliquée pour les mêmes raisons.

8.3 EXAMEN DES RÉGIONS D'ISORÉPONSE POUR LA DCO FILTRÉE DE L'EFFLUENT

Pour qu'un tel examen ait pleine signification, il est opportun qu'on précise au préalable la dépendance de la DCO filtrée de l'effluent vis-à-vis de la DCO de l'affluent et de la biomasse du bassin d'aération.

A cette fin, nous avons considéré quatre conditions expérimentales ayant les mêmes TRH et TRB avec des DCO brutes différentes, à savoir A_2, A_4, A_5, et B_8 dont les paramètres furent les suivants: TRH=11,4 jours; TRB=30 jours; DCO brutes = 5,6; 1,7; 3,2; et 1,4 respectivement. Ensuite, nous avons étudié les corrèlations stipulées ci-après:

---

* MVES: Matières volatiles en suspension dans l'effluent.

DCO brute et
1) DCO filtrée de l'effluent;
2) teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent;
3) concentration de la liqueur mixte.

Concentration de la biomasse et
1) DCO filtrée de l'effluent
2) teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent

S'il y a dépendance, elle devrait être apparente pour chaque expérience dont la durée à l'équilibre s'étendait de 2 à 5 semaines.

On a dès lors commencé par analyser les corrélations pour chacune des quatre expériences précitées. On constate que la DCO de l'affluent n'était pas significativement corrélée avec la teneur des solides volatils de l'effluent et la concentration de la biomasse. Une condition sur les 4, soit la condition A2, a montré une corrélation significative entre la DCO brute (5,6 g/l) et la DCO filtrée de l'effluent. De plus, il n'y avait pas de corrélation entre la concentration de la biomasse et la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent pour chaque expérience. Ici aussi, seule une des 4 conditions, soit l'expérience A_5, a montré une corrélation significative entre la concentration de la biomasse et la DCO résiduelle de l'effluent. Les relations n'apparaissent donc pas évidentes entre la DCO de l'affluent et la concentration de la biomasse d'une part et la DCO résiduelle de l'effluent d'autre part pour la variabilité journalière de l'eau brute. Ces résultats sont surprenants car on s'attendait à des corrélations manifestes entre la DCO de l'affluent et la DCO résiduelle de l'effluent, entre la DCO brute et la concentration de la biomasse et entre cette concentration et la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent ou la DCO résiduelle de ce dernier.

Lors de cette première interprétation, nous avons traité chaque expérience individuellement. La variation de la DCO brute d'une journée à l'autre y était fortement tamponée par la biomasse dont le temps de réponse était nécessairement très long. Dans ces conditions, l'effet de la DCO brute ne se tranduisait pas dans l'effluent par l'apparition d'une augmentation proportionnelle de sous-produits métaboliques. Notons d'ailleurs à ce propos qu'à un TRH de 11 jours et un TRB de 30 jours, il est probable que tout le substrat original était assimilé. Ces sous-produits étaient vraisemblablement utilisés par la biomasse de telle sorte qu'il n'y avait pas de relation systématique pour chaque expérience entre la concentration organique de l'affluent et la DCO résiduelle de l'effluent.

La capacité tampon de la biomasse masque l'effet de la concentration de l'eau brute. Elle pourrait être amplifiée si le niveau moyen de la

DCO de l'affluent changeait et se maintenait à un nouveau plateau plus élevé causant ainsi une augmentation proportionnelle de la concentration de la biomasse. De plus, si la DCO résiduelle de l'effluent provient principalement de sous-produits métaboliques, on s'attendrait à ce qu'un lien se manifeste entre la concentration de la biomasse et la DCO filtrée de l'effluent avec une augmentation de la biomasse.

Afin de vérifier ces hypothèses nous avons regroupé les quatre expériences en un ensemble qui a ensuite été analysé avec les mêmes tests de corrélation que ceux stipulés plus haut. Les résultats de cette analyse sont présentés au tableau 8.1.

Il y a une corrélation significative entre la DCO de l'affluent et la DCO résiduelle de l'effluent pour l'ensemble des 4 différentes expériences, ce qui n'est pas le cas entre la DCO brute et la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent. Puisque ces quatre expériences furent réalisées au même âge de boues et même temps de séjour hydraulique, elles équivalent à quatre segments d'une expérience de longue durée, chacun étant caractérisé par un niveau moyen particulier de DCO d'affluent. Ceci s'apparente à une situation d'épuration industrielle où on pourrait associer des plateaux de concentrations d'affluent à des cycles de production; pour une municipalité, ces plateaux varieraient avec la densité saisonnière de la population et le climat. A l'intérieur de chaque segment, on ne décèle pas de lien entre la DCO brute et la DCO filtrée de l'effluent sauf pour A_2 mais, pour l'ensemble des 4 segments, on a trouvé un tel lien. Dans cet ensemble, on a aussi constaté une corrélation entre la DCO de l'affluent et la concentration de la biomasse. Elle résulte sans doute de changements de niveau de concentration d'eau brute, lesquels ont été assez longs pour occasionner des changements mesurables sur la biomasse.

La biomasse est fortement correllée avec la DCO filtrée de l'effluent pour l'ensemble des 4 expériences. De plus, elle a une corrélation faible mais significative avec la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent. Si on compare les coéfficients de corrélation de la DCO de l'affluent et de la biomasse par rapport à la DCO filtrée de l'effluent, soit 0,49 et 0,73 respectivement, on constate que la biomasse est plus fortement liée que la DCO brute à la DCO filtrée de l'effluent. On est amené à déduire que, dans les cas où il y a métabolisation complète du substrat original, la DCO résiduelle de l'effluent devient proportionelle à la concentration de la biomasse présente. Par conséquent les facteurs qui influencent la production de biomasse, à savoir la DCO brute, l'âge de boues et le temps de séjour hydraulique, agiraient ensemble ou indépendamment sur la biomasse et, par le biais de celle-ci, exerceraient des effets sur la DCO résiduelle de l'effluent. Les fluctuations de cette dernière causées par ces

Paramètres	Réponses corrèlées	r	r^2	Seuils de signifi-cation statis-tique	Nombres de données N
DCO de l'affluent	DCO filtrée de l'effluent	0,49	0,24	S	23
	Teneur des solides volatils en suspension de l'effluent	0,14	0,02	NS	45
	Biomasse	0,59	0,35	S	41
Biomasse	DCO filtrée de l'effluent	0,73	0,53	S	38
	Teneur des Solides volatils en suspension de l'effluent	0,36	0,13	S	58

Tableau 8.1: Corrélations entre la DCO de l'affluent, la biomasse et les réponses au niveau de l'affluent. (Expériences regroupées)

S = significatif
NS = non significatif
Seuil de signification = 95%

facteurs ne permettent pas sa représentation par des courbes d'isoréponse; elles obligent plutôt d'adopter des régions d'isoréponse. Ceci concorde avec les conclusions des analyses de variance faites pour les 3 blocs étudiés, lesquelles révélaient les 3 régions ci-après: à des âges de boues plus jeunes que 15 jours, le TRH et le TRB influençaient la DCO filtrée de l'effluent; au-delà de l'âge de boues de 15 jours, celle-ci était influencée par le TRH et par une interaction entre le TRH et le TRB; en dehors du bloc 2, l'effet de ces deux paramètres ne se manifestait que par leur interaction.

Pour les quatre expériences réalisées aux mêmes TRH et TRB, les charges organiques se situaient entre 16 et à 67 g/j, les concentrations de biomasse entre 865 et 3 389 mg/l et les DCO filtrées d'effluent entre seulement 25 et 80 mg/l.

A ce sujet, la figure 8.6 montre l'effet du TRH sur la concentration de la biomasse. A un même âge de boues (30 jours) et à une DCO brute assez similaire (1,4 à 1,9 g/l), une augmentation du TRH cause une diminution de la biomasse.

La figure 8.7 complémente la précédente en illustrant l'effet du TRH avec celui de la concentration organique sur la croissance nette de la biomasse à un âge de boues de 30 jours. Au TRH de 20 jours, la croissance nette se révèle négative, ce qui indique un état de décroissance biologique. On voit aussi qu'une augmentation du TRH provoque une diminution de croissance nette tandis qu'une élévation de la concentration organique de l'eau brute tend à amplifier cette croissance. L'activité biologique dans le bassin d'aération apparaît donc dépendante du TRH et de la concentration organique de l'affluent. La notion de charge organique ne tient pas compte de l'effet de chacun de ces deux derniers paramètres: ceci expliquerait en partie pourquoi on obtient des résultats différents pour une même charge organique.

La DCO résiduelle de l'effluent renferme les résidus métaboliques de l'activité biologique du bassin d'aération. Elle s'avère ainsi dépendante de cette activité. Ceci ressort lorsqu'on compare, à la figure 8.7, les conditions B8 (TRH=11,4 j et DCO=1,4 g/l) et B12 (TRH=20 j et DCO=2,9 g/l) pour lesquelles les charges organiques appliquées sont presque identiques (19 434 et 19 868 g/jour). De fait, l'expérience B8 montre une croissance nette positive de la biomasse dans un système en équilibre microbiologique. Par contre, l'expérience B12 révèle une croissance nette négative dans un système en déséquilibre microbiologique. Les DCO filtrées de ces deux systèmes sont respectivement 25 et 173 mg/l. Une telle différence est incompatible avec des charges organiques égales mais traduit plutôt deux interactions

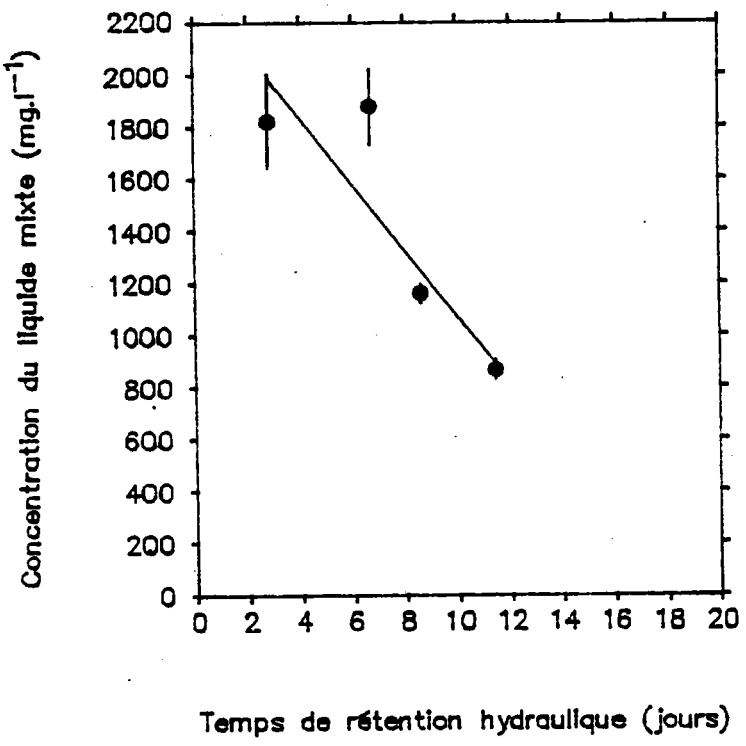


Figure 8.6 Relation entre le TRH et la concentration de la biomasse dans le réacteur (DCO brute de 1,4 à 1,9 g.l^{-1} et TRB = 30 jours)

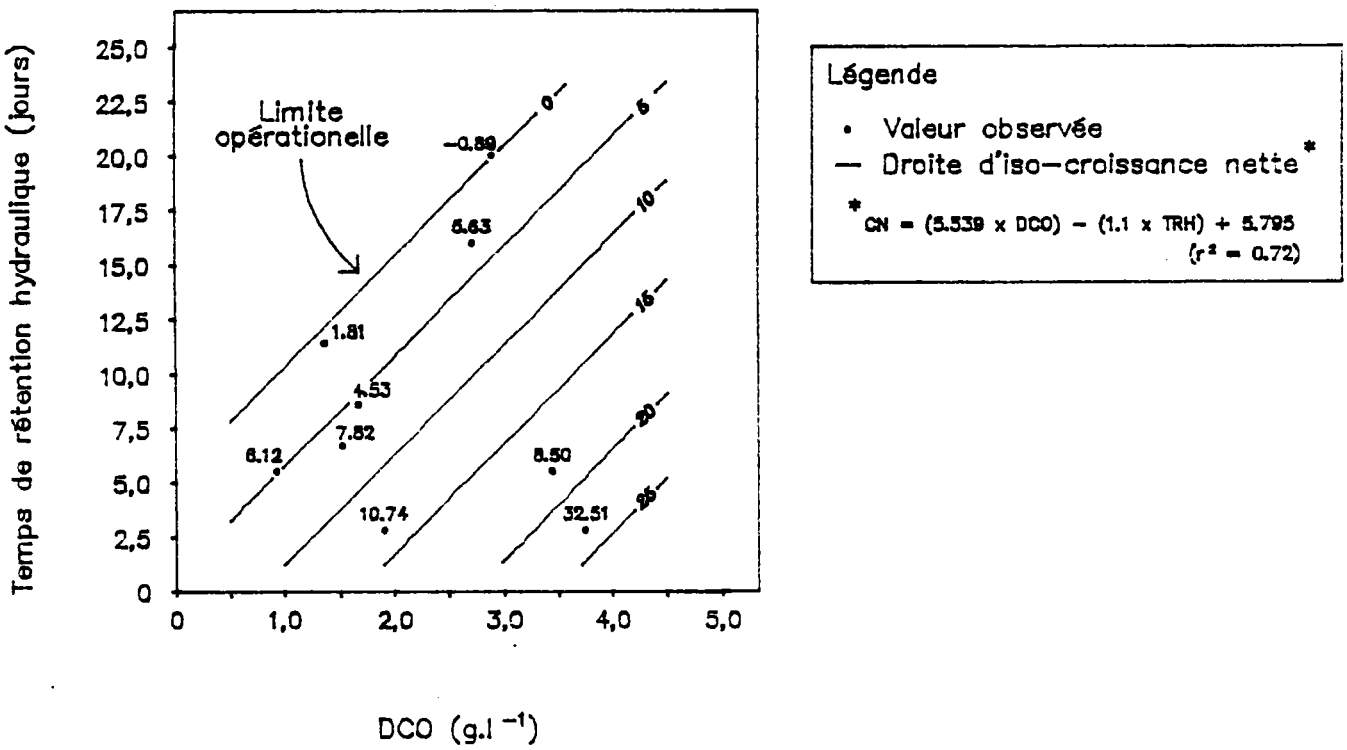


Figure 8.7 Profil d'isoréponse de la croissance nette de la biomasse (CN, $g.j^{-1}$) en fonction du TRH et de la DCO brute

différentes entre le TRH et la DCO brute sur l'activité biologique. Notons ici que les essais stipulés à la figure 8.7 étant tous réalisés à un âge de boues de 30 jours, les taux de croissance spécifique des populations microbiologiques sont les mêmes et ce paramètre n'intervient pas dans l'interprétation.

La concentration de la biomasse est influencée non seulement par l'activité biologique mais aussi par des facteurs tels que température, pH et autres incontrôlés. Ceux-ci expliqueraient que la DCO filtrée de l'effluent qui dépend de cette activité biologique (voir plus haut) n'a pas une correlation plus élevée que r = 0,73 avec la biomasse (voir tableau 8.1).

Les considérations développées depuis le début de cette section 8.3 soutiennent que les réponses de la DCO filtrée de l'effluent sont reliées à la biomasse des bassins, laquelle est reliée à leur activité microbiologique qui varie en fonction de la DCO brute et du TRH lorsque le TRB est maintenu constant. Certes, la définition des dites réponses serait favorisée si on savait mieux comment la biomasse varie avec l'activité microbiologique et celle-ci avec l'interaction DCO brute-TRH. Nonobstant ceci, nous avons pu distinguer quatre grandes régions d'isoréponse sur la surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent (figure 8.2).

Région I d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent

L'enlèvement du substrat est incomplet: la DCO résiduelle de l'effluent est composée de sous-produits de métabolisation et de substrat non utilisé. La proportion entre ces deux composantes varie rapidement en fonction du TRH et du TRB. Il y a un TRH et un TRB minimum en-deça desquels aucune réduction de DCO n'est possible et la DCO est alors principalement composée du substrat original. Dans cette région I, la biomasse évolue rapidement. La frontière de cette région change considérablement en fonction du TRB et du TRH. En effet, la DCO filtrée passe d'une concentration égale au substrat original (3 000 mg/l) à une concentration de l'ordre de 100 mg/l à des TRB plus jeunes que 15 jours et des TRH plus petits que 7 jours; de plus, les expériences à l'âge de boues de 10 jours montrent qu'en maintenant le TRB constant et en augmentant le TRH de 3 à 7 jours, la DCO résiduelle de l'effluent chute d'une valeur de 608 à environ 54 mg/l.

Région II d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent

Dans cette région, le substrat original est complètement éliminé de la phase liquide lors du cycle d'alimentation. Ceci a été vérifié en

prélevant durant une période de 24 heures, pour plusieurs conditions expérimentales de cette région, des échantillons afin de déterminer le profil d'enlèvement de la matière organique filtrée et celui de l'activité de la biomasse sous forme de production d'ATP dans le réacteur. Les figures 8.8 et 8.9 exposent ces deux profils pour une condition expérimentale typique, à savoir celle indiquée au profil d'iso-réponse (figure 8.2) avec un TRH de 3 jours et un TRB de 25 jours.

A la figure 8.8, on voit que l'enlèvement cumulatif de la matière organique filtrée du réacteur lors de cette expérience a presque atteint les 102,6 g qui lui ont été donnés pendant la période d'alimentation de 11 heures. Cet l'enlèvement s'amorçait avec un retard ressemblant à une phase de latence. Il n'est pas impossible que soit dû à la difficulté de discerner entre le bruit de fond et la mesure expérimentale. A la fin de la période d'alimentation, 96 g avaient déjà été éliminés. Le reste était enlevé dans les cinq heures suivantes. On peut supposer que les 6,6 g restant étaient plus difficiles et longs à dégrader. La condition expérimentale était proche de la limite de la région II où, à un TRH plus court, le système faillirait par débordement de sa biomasse. La DCO filtrée de l'effluent devait alors être constituée en grande partie de résidus métaboliques et cellulaires. Il appert dès lors que plus le TRH devient long, moins il est probable de retrouver du substrat original dans la phase liquide.

La figure 8.9 montre le profil de production d'ATP dans le réacteur pour l'expérience précitée. Les échantillons provenaient du même bassin et étaient prélevés en même temps que ceux pour la DCO filtrée. On observe une augmentation de la production d'ATP qui correspond à la disponibilité du substrat dans le réacteur (11 heures). Ensuite, cette production tend à plafonner avant de diminuer quelque peu. Ce profil suggère que la phase d'adsorption du substrat n'est pas limitative et qu'une fois à l'intérieur des cellules, le substrat est stocké et métabolisé, ce qui entraîne une croissance de la biomasse. Quand le substrat stocké est complètement utilisé, on observe une diminution de la génération d'ATP, ce qui amorce une phase de déclin pour la biomasse. La production de sous-produits métaboliques et leur utilisation comme substrat par des microorganismes ainsi que l'activité des prédateurs dans le système contribuent aussi à la quantité d'ATP produit.

Dans la région II, c'est le TRH qui influence le plus la réponse du système: le TRB agit seulement par interaction avec le TRH.

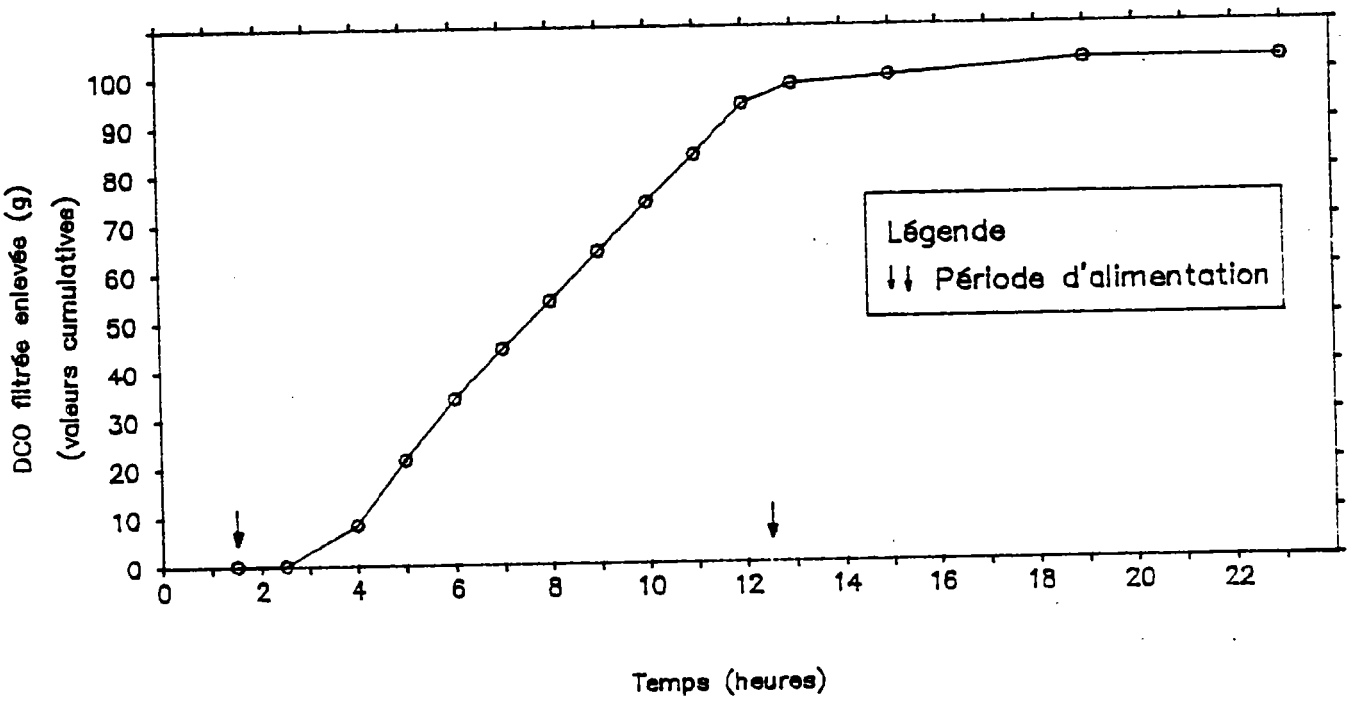


Figure 8.8 Assimilation de la matière organique lors du cycle d'opération du réacteur (TRH = 4 jours, TRB = 25 jours, DCO brute = 3,3 $g.l^{-1}$)

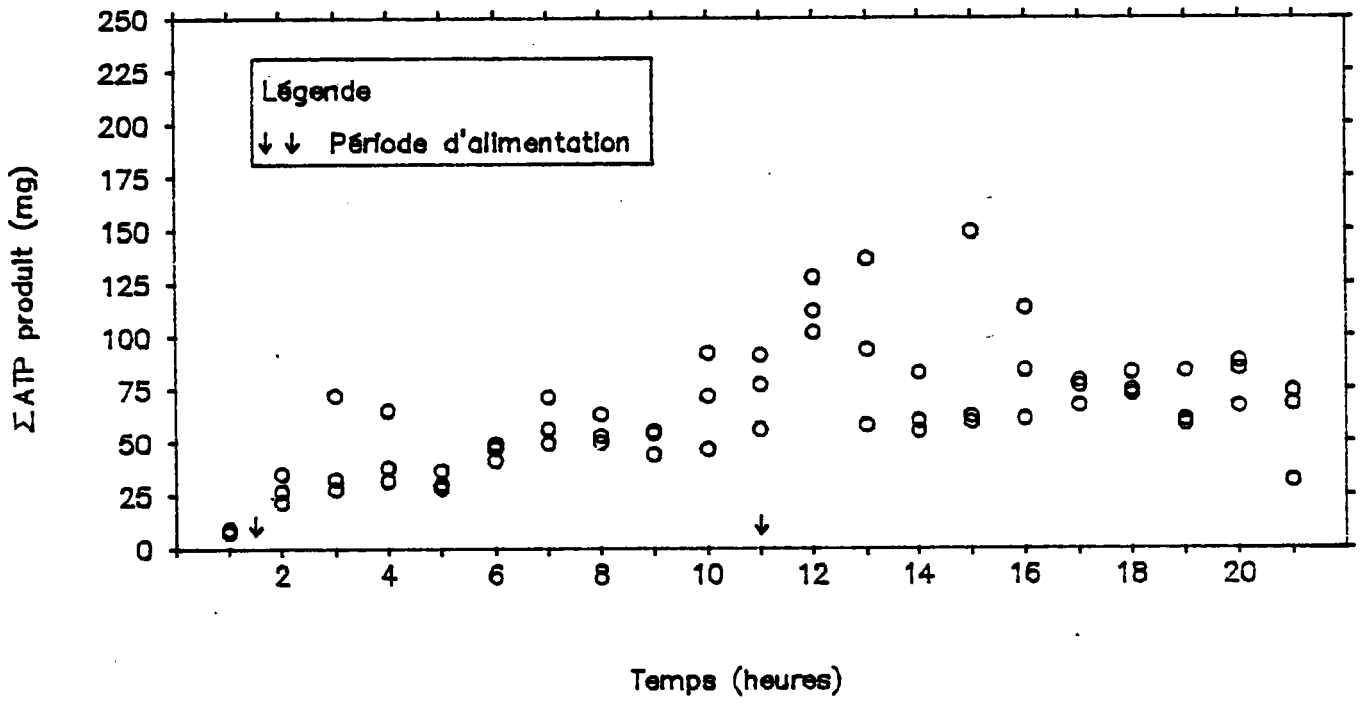


Figure 8.9 Production d'ATP lors du cycle d'opération du réacteur

Région III d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent

Celle-ci est caractérisée par une alimentation insuffisante pour le maintien de la biomasse. En conséquence, la biomasse est en défloculation et en état de prédation. La DCO résiduelle de l'effluent serait principalement composée de résidus cellulaires et de sous-produits de métabolisation.

Région IV d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent

Il s'agit d'une région entourant la surface de réponse où les systèmes s'avèrent inopérables soit parce que la biomasse ne serait pas retenue dans le système, soit parce qu'une quantité insuffisante de substrat ne permettrait pas une vie biologique contrôlable.

Vue d'ensemble des régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent (figures 8.2 et 8.4)

Des trois régions délimitées, la région II couvre la plus grande partie de la surface pour la DCO filtrée de l'effluent.

Si on catégorise ces régions en termes de charges massiques (F/M), la région I correspondrait aux systèmes à forte charge, la région II aux systèmes à moyenne et faible charges et la région III aux systèmes à très faible charge du type "étangs aérés" (figure 8.4).

A l'intérieur de la région II, la DCO filtrée de l'effluent varie peu, sa concentration étant dépendante en grande partie de la concentration de la biomasse. On constate toutefois une relative tendance à la baisse plus le TRH est long ou plus la charge organique est faible; concomitament, il y a aussi une diminution de la concentration de la biomasse. Puisque la DCO filtrée de l'effluent est principalement composée de résidus et sous produits microbiologiques, on peut alors la réduire en diminuant la concentration de la biomasse à l'aide de TRH plus longs. Mais, au plan de la conception et de l'investissement, le système le plus économique aurait le TRH le plus court compatible avec l'âge de boues le plus faible possible; en effet, l'économie en capital et en opération serait plus grande que la dépense en disposition de boues à cause d'un âge de boues faible. Dans un tel contexte, s'il ne s'agissait que de la DCO filtrée de l'effluent le choix entre un traitement supplémentaire et une conception plus conservatrice devient facile à imaginer. De plus, la notion qu'une opération à un âge de boues élevé tend à baisser la DCO résiduelle de l'effluent devrait être davantage concrétisée.

L'influence de la concentration de l'affluent, le choix du TRH et d'autres facteurs dont on ne peut pas contrôler la variabilité, semblent restreindre ce truisme aux conditions idéales et parfaitement controlées.

Si l'on regarde la surface de réponse dans son ensemble et les régions d'isoréponse pour la DCO filtrée de l'effluent, les choix d'opération et de conception sont facilités: on peut alors visualiser les changements souhaités et avoir une idée assez précise de la performance qu'on obtiendra (figures 7.4 et 8.4).

8.4 EXAMEN DES RÉGIONS D'ISORÉPONSE POUR LA TENEUR EN SOLIDES VOLATILS EN SUSPENSION DANS L'EFFLUENT

Rappelons que, pour les quatre expériences mentionnées à la section précédente 8.3, les analyses de corrélation n'ont pas montré par expérience des liens entre la DCO brute ou la concentration de la biomasse et la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent mais elles ont fait ressortir une corrélation faible mais significative entre la biomasse et cette teneur MVES de l'effluent ou la DCO brute lorsque les quatre expériences étaient regroupées. On dégage deux conclusions de ces analyses pour la teneur MVES de l'effluent:

(i) Si la variabilité de la concentration de l'eau brute d'une journée à l'autre a un effet sur la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent, cet effet est très marginal. Il n'y a pas de corrélation entre la DCO brute et cette teneur même lorsque le niveau de DCO brute change.

(ii) Par contre, la DCO de l'affluent influence la biomasse et celle-ci est correllée avec la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent.

Comme pour la DCO filtrée de l'effluent, les facteurs qui influencent la biomasse auront par ricochet un effet sur la concentration MVES dans l'effluent. Ainsi, le TRH et le TRB exerceraient un effet sur la teneur des solides en suspension de l'effluent. Ceci concorde avec les résultats que nous avons obtenu lors des analyses de variance pour l'ensemble des expériences (voir 6.5 et 6.6). Ces analyses montraient effectivement un effet de chacun des paramètres et une interaction entre eux sur la teneur MVES de l'effluent. La surface de réponse et le profil d'isoréponse pour cette teneur MVES reflètent l'effet combiné de toutes ces variables (figures 7.7 et 8.5).

Région I d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent

Cette région est bornée par les TRB plus courts que 15 jours et les TRH plus courts que 7 jours. Le point de départ de cette région est une combinaison de TRH et de TRB à laquelle une biomasse commence à se former. Dans cette région I, la teneur des MVES de l'effluent passe d'une concentration égale à celle des MVES de l'affluent ($>$ 600 mg/l) à une valeur de 45 mg/l constituée principalement de biomasse; ce changement se fait en fonction du TRH et du TRB. La région I est caractérisée par des fortes pentes variables et par des courbes d'iso-réponse. La composition de la biomasse change alors en évoluant d'une population formée principalement de bactéries à une répartion plus hétérogène avec d'autres groupes tels que des protozoaires. A l'appui de ceci, mentionons les trois expériences faites au TRB de 10 jours et au TRH de 3, 5 et 7 jours, lesquelles montrent un changement de la compaction et de la décantabilité de la biomasse; l'indice du volume des boues passe de 344 ml/g au TRH de 3 j à 173 ml/g au TRH de 7 j.

Dans cette région, on peut aussi apprécier l'effet de l'âge de boues. Bien que nos essais n'aient pas été réalisés à des TRB plus petits que 10 jours, l'âge de boues permet de contrôler le taux de croissance des populations en présence. En effet, le temps de génération des bactéries étant très court et celui des organismes plus complexes étant plus long, l'âge de boues influence dans cette région I l'établissement de populations en équilibre.

L'effet du TRH dans cette région I est plus prononcé que celui observé dans les autres régions par example à un TRB de 30 jours. De fait, la figure 8.3 indique que l'effet de l'augmentation du TRH de 3 à 7 jours sur la concentration des MVES dans l'effluent est plus fort au TRB de 10 jours qu'au TRB de 30 jours: cette concentration diminue de 341 mg/l à 45 mg/l au TRB de 10 jours tandis qu'à 30 jours l'écart est beaucoup plus étroit. On peut conclure que les effets du TRH sur la biomasse et la teneur MVES dans l'effluent sont plus marquants dans la région I que dans les autres.

Région II d'isoréponse pour la teneur MVES de l'affluent

L'étendue de cette région regroupe des opérations à de faibles TRH et TRB, à des TRB élevés et TRH moyens et à des TRB moyens et TRH élevés. La performance d'un système conçu dans une de ces trois parties de la région II peut être améliorée en modifiant l'opération pour rentrer dans la zone III, ce qui souligne l'influence indépendante que le TRH et le TRB peuvent avoir sur la performance.

Région III d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent

Dans cette région, la performance des systèmes était la meilleure tant au point de vue traitabilité qu'au point de vue stabilité. Cette région est large car elle s'étale entre des âges de boues de 15 à 40 jours et des TRH de 5 à 16 jours. Elle est relativement plate; la variation dans la qualité de l'effluent est peu affectée tant par le TRB que par le TRH. Un système traitant une eau usée similaire à celle que nous avons utilisée dans les limites de cette région pourrait être opéré sur une vaste gamme de conditions sans défaillance.

Région IV d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent

Cette région s'avère plus étroite que les régions II et III. L'opération y est plus restreinte car la frontière est rapidement atteinte par la simple variation du TRH ou du TRB.

A un TRH court, on y retrouve la situation où l'échec du système aurait lieu par débordement de la masse biologique. A l'autre extrême, le risque d'un manque de substrat grandit et rend le contrôle plus aléatoire.

Région V d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent

Dans celle-ci, la quantité de substrat est limitative. Conséquemment, la biomasse est en défloculation et on observe des effets de prédation. Dans cette région V, des interactions antagonistes prédominent. Le système n'est pas contrôlable par l'âge de boues.

Région VI d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent

Tout comme pour la DCO filtrée il est impossible d'opérer un système en dehors de l'enveloppe de la surface de réponse.

Vue d'ensemble des régions d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent (figures 8.3 et 8.5)

Les six régions d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent peuvent être définies non seulement en fonction du TRH mais aussi en fonction de la charge organique appliquée. En effet, l'influence de la DCO brute sur la teneur MVES de l'effluent étant relativement peu prononcée (voir 6.4) et la démarcation entre les régions d'isoréponse étant relativement diffuse, on peut utiliser la charge organique ou le TRH comme paramètre pour la surface de réponse de la teneur des MVES de l'effluent. En adoptant la charge organique comme paramètre avec le TRB, on obtient les six régions d'isoréponse délimitées à la figure 8.5 pour la teneur MVES de l'effluent.

La région I se caractérise par une charge organique élevée et un âge de boues faible: l'élimination de la pollution y est incomplète. La région III correspond à un traitement à charge organique moyenne où la performance est intermédiaire; dans cette région on peut opérer sur une grande plage d'âges de boues. La région III apparaît comme une zone de traitement à faible charge organique avec le rendement est le meilleur. La région V est une zone à très faible charge organique; elle représente des systèmes de type "étangs ou lagunes aérés". A faible charge organique, une mince portion de la région II forme une transition entre les zones V et III. Une opération dans cette portion pourrait montrer beaucoup de variabilité donnant tantôt des résultats appartenant à la région II et tantôt des résultats appartenant à la région V. Quant à la région IV, elle couvre des traitements à moyenne et forte charges organiques où il y a un échec de la décantation à un âge de boues élevé. La région VI s'avère inopérable.

Les rapports F/M pour ces six régions d'isoréponse de la teneur des MVES de l'effluent sont indiqués au tableau 8.2.

De manière générale, les surfaces de réponse pour la teneur MVES de l'effluent sont plus complexes que celles pour la DCO filtrée de l'effluent tant par le nombre des régions que par la courbure des surfaces. Néanmoins, il y a de grandes plages d'opération équivalentes en performance dans ces deux surfaces de réponse.

Pour obtenir un rendement désiré, la surface de réponse de la teneur des MVES de l'effluent en fonction de la charge organique et du TRB (figure 8.5) indique le changement à apporter à l'opération. Par exemple, si un système est conçu pour opérer à faible charge organique telle que 40 g/j et à un âge de boues de 35 jours et si la charge organique augmente pour des

Régions d'isoréponse des teneurs MVES de l'effluent	Catérogies de charges massique	Rapport F/M (basés sur la DCO brute) en g/g.j
I	Forte charge	0,46 - 0,55
II	Moyenne charge	0,27 - 0,46
II et III	Faible charge	0,10 - 0,27
IV	Forte/moyenne/faible charges	0,15 - 0,45
V	Très faible charge	0,06 - 0,15
VI	Région inopérable	

Tableau 8.2: Rapports F/M pour les six régions d'isoréponse de la teneur MVES de l'effluent.

raisons en dehors du contrôle du concepteur à une valeur moyenne de 80 g/j, la surface de réponse prévoit que la qualité de l'effluent passerait d'une moyenne entre 10 et 35 mg/l à une moyenne entre 35 et 70 mg/l pour la teneur en MVES dans l'effluent, ce qui est typique d'un système réel. Si l'opérateur désire maintenir le rendement de sa station au niveau précédent, il pourra soit recommander un agrandissement à la station soit diminuer l'âge des boues à 25 jours. Cette dernière option prévue sur la surface de réponse augmenterait le volume de boues à éliminer mais éviterait une dépense inutile tout en retournant à un rendement désiré. Si les essais avaient été menés sur un système muni d'un décanteur externe, on aurait obtenu une surface qui reflèterait l'effet hydraulique en plus de l'effet des conditions d'opération sur la biomasse. L'étroitesse de la portion de la région II qui se trouve entre les régions III et V aux faibles charges organiques complique l'interprétation car on ne sait pas si la faible charge provient d'une augmentation du temps de séjour ou d'une baisse de la concentration de l'affluent. La surface de réponse avec le TRH comme paramètre distingue toutefois clairement les changements du TRH (figure 8.3): en sachant la proportion du changement de la concentration de l'influent on peut alors apprécier la direction de l'effet de la charge organique.

Si on superpose les surfaces de réponse pour la DCO filtrée et pour la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent, on peut choisir la conception ou l'opération qui correspondrait au meilleur rendement. Par exemple, pour le rendement en teneur MVES de l'effluent, si on ne prévoit aucune augmentation de débit dans un avenir acceptable, la conception optimale serait à un TRH de 6 ou 7 jours (figure 8.3). A ce TRH, il est possible de faire varier l'âge de boues entre 15 et 35 jours sans perte d'efficacité. Par ailleurs, la conception la plus économique pour la DCO filtrée de l'effluent serait obtenue à un TRH de 3 ou 4 jours (figure 8.2). A ces TRH, l'âge de boues peut varier de 13 jours à 50 jours. Mais vue que la teneur MVES de l'effluent requiert une conception plus conservatrice, il faut opter pour un TRH de 7 jours au lieu de 4 jours. Ainsi pour ces deux réponses et nécessairement pour la DCO totale de l'effluent, le concept de surface de réponse permet de choisir la combinaison optimale ou des combinaisons opérables avec une assurance d'un rendement réaliste et prévisible.

8.5 APPLICABILITÉ DES RÉGIONS ET SURFACES DE RÉPONSE

Nous avons vérifié l'applicabilité de ce concept sur l'opération du système que nous simulions. Les résultats de cette étude font l'objet d'une récente publication (Bélanger et al., 1986). Résumons-en l'essentiel; les conditions d'opération et le rendement sont présentés au tableau 8.3.

Dates en 1985	Conditions d'opération		Charge organique appliquée (kg/m^3)	Rendement en concentration de solides totaux en suspension dans l'effluent (mg/l)
	TRH (jours)	TRB (jours)		
04/1-07/31	17	36	0,21	67
08/1-10/30	12	32	0,38	54

Tableau 8.3: Résultats d'opération de l'installation réelle

Le système à fonctionné du 1 avril au 31 juillet 1985 sous des conditions strictement aérobies et du 1 août au 30 octobre 1985 dans un mode d'aération séquentiel dont l'objectif était la promotion de conditions favorables à une déphosphatation biologique. Le contrôle à la station n'était pas aussi rigoureux qu'avec les pilotes. Les âges de boues au tableau 6.29 furent calculés à partir d'un bilan de boues purgées du système. Le TRH fut également une valeur moyenne car les débits provenant de l'abattoir variaient. Si on place ces conditions d'opération sur les figures 8.3 et 8.5, on voit que la période du 1 avril au 31 juillet correspond à la région II. On visualise aussi que l'abaissement du TRH de 17 jours à 12 jours et du TRB de 36 à 32 aurait pour effet de ramener l'opération dans la région III et d'améliorer ainsi la qualité de l'effluent. La transposition de cette tendance entre la surface de réponse et la réalité peut être faite tout en tenant compte que la mise en vigeur de phases séquentielles sur l'aération pour créer des phases anéarobies, une décantation moins statique qu'en pilote et d'autres facteurs incontrôlés tels que la température et le vent ont un effet négatif produisant un effluent moins clarifié qu'il ne l'aurait été si l'opération avait été menée dans des conditions pilotes. Les charges organiques, ramenées aux volumes des pilotes, que le système réel avait reçu durant les deux périodes étudiées étaient respectivement 29 et 52 g/j; les positions de ces deux charges organiques peuvent être repérées à la figure 8.5.

Nous avons également refait l'expérience C8 (TRB=50 j et TRH=5 j) à la fin de la présente étude mais en ajoutant des phases séquentielles d'aération. Cette expérience est identifiée avec le code C12 et a eu lieu du 7 octobre au 1 novembre 1985; ses conditions et résultats sont résumés au tableau 8.4 par rapport à ceux d'une expérience aux mêmes TRH et TRB avec une charge organique légèrement plus faible.

Les résultats montrent que l'augmentation de la charge organique et la mise en place de phases séquentielles d'aération causent la détérioration de la qualité de l'effluent au niveau de sa teneur en MVES; cette réponse se déplace alors de la région II à la région IV (figure 8.5). Au niveau de la biomasse dans le réacteur, la concentration passe de 3,1 à 4,3 g/l en partie à cause de l'augmentation de la charge organique mais surtout à cause de l'accumulation dans le réacteur. Si on compare les deux expériences sur une durée égale, la concentration de la biomasse de la seconde expérience équivaut à 3,7 g/l. Les pourcentages du volume occuppé par les lits de boues pour ces deux expériences correspondent à 27% et 58% respectivement. L'échec du système était imminent par débordement de sa biomasse dans l'effluent. Cet état est prédit à la figure 8.5 où l'expérience C12 se trouve dans la région IV. Palis et. al., (1985) rapportaient aussi qu'un système subissant une aération séquentielle donnait une qualité d'effluent moins bonne qu'un

Dates en 1985	Conditions d'opération		Charges organiques (g/j)	Rendement en concentration de solides totaux en suspension dans l'effluent (mg/l)
	TRH (jours)	TRB (jours)		
05 - 13 au 05 - 27	5	50	119	49 (70 - 28)*
10 - 07 au 11 - 01	5	50	128	97 (124 - 71)*

* intervalles de confiance à 95% de probabilité

Tableau 8.4: Effet de la charge organique et de l'aération séquentielle sur le rendement

système en aération continue. L'utilisation des surfaces de réponse avec la charge organique appliquée et/ou le TRH permet donc de cerner le genre de rendement qui résultera. Le concept de surface de réponse présenté au chapitre 3 est ainsi vérifié avec des expériences sur le terrain et en pilotes. Nous validerons plus loin les éléments 9 et 10 du concept (voir 3.3) pour les coefficients de synthèse et de production de boues ainsi que pour la croissance biologique et l'enlèvement des nutriments.

Il est opportun à ce moment de mettre en parallèle nos observations et conclusions par rapport à la DCO filtrée et à la teneur des solides volatils en suspension dans l'effluent avec celles des études pertinentes rapportées dans la littérature.

Nous n'avons trouvé qu'un nombre très restreint d'études dans la littérature concernant l'examen des systèmes d'épuration en fonction des diverses modifications du procédé par boues activées.

La forme des surfaces de réponse et la grandeur des régions d'isoréponse montrent comment les différents paramètres que nous avons étudiés interagissent pour produire certains effets tampons sur les réponses. Cette interaction donne au traitement biologique sa légendaire stabilité en amortissant les chocs hydrauliques et organiques. En rattachant aux diverses régions d'isoréponse des valeurs de charge massique (F/M), on peut alors associer des catégories de traitement avec des niveaux relatifs de rendement.

Une étude réalisée par le "Committee on Water Pollution Management of the Environmental Engineering Division" (1980) sur la performance des divers systèmes biologiques, montrait que le rendement réel était inférieur au rendement prévu lors de la conception. Elle a conclu que les installations de grandes dimensions ne produisaient pas nécessairement un effluent de meilleure qualité que les petites stations tant pour la DBO_5 que la teneur des solides en suspension. Dans une autre étude, Niku et Schroeder (1981) ont évalué le rendement de 21 stations d'épuration de différentes conceptions à l'aide de corrélations et de regressions linéaires. Les tendances générales qu'ils ont exprimées sont en concordance avec nos observations. Entre autres, ils n'ont pas trouvé de relations systématiques entre la qualité de l'effluent et les charges organiques de l'effluent, le contrôle par l'âge de boues, le rapport F/M, le taux de recirculation des boues, la concentration de la biomasse dans le retour des boues, le débit des boues purgées ou l'oxygène dissous. Ceci confirme indirectement la validité du concept de surface de réponse et des régions d'isoréponse. En effet, si on examine par exemple des systèmes dont les coordonnées d'opération ou de conception se situent dans les régions II ou III des figures 8.3 et 8.5 et si les changements

opératoirs sont tels que l'opération se maintien dans l'une ou l'autre des régions, on voit vite qu'à l'intérieur d'une région, il serait difficile de trouver une corrélation entre l'affluent, les paramètres de contrôle et l'effluent puisqu'on a affaire à des régions d'isoréponse nonobstant une certaine variabilité aléatoire.

Par ailleurs, nos résultats concordent aussi de façon générale avec les travaux de Daigger et Grady (1977) qui ont trouvé qu'un lien existe entre la concentration organique de l'affluent, l'âge de boues et la teneur organique soluble de l'effluent. Daigger et Grady (1977) attribuent la concentration organique de l'effluent principalement aux résidus d'origine microbienne. Selon le concept d'iso-réponse, ceci n'est valable que lorsque les conditions opératoires sont telles que tout le substrat original est déjà assimilé. Il faut donc se situer en dehors de la région d'isoréponse I. Les travaux de Saunders et Dick (1981) et Rittman et al. (1987) sont également en consonance avec nos résultats. Ces auteurs vont plus loin que Daigger et Grady (1977) et précisent que la teneur organique de l'effluent renferme les composantes possibles suivantes: substrat original, résidus métaboliques et cellulaires, fractions partiellement oxydées ou hydrolysées. La variabilité de cette composition est fonction de l'âge de boues. Signalons à ce sujet que lors de l'étude de Saunders et Dick (1981), l'âge de boues s'étendait de 0,8 jours à 19 jours, l'enlèvement le plus fort était au âges court (0,8 à 4,9 jours) et ralentissait ensuite avec les âges plus élevé: le TRH était constant à 4,9 heures et la DCO brute était étroitement contrôlée. Notre étude est allée plus loin en utilisant une eau usée de composition variable, des temps de séjour hydrauliques différents et des âges de boues variables. En examinant les régions d'isoréponse, on voit que aux âges de boues et temps de séjour hydraulique courts la proportion de substrat non utilisé augmente; en outre, plus les âges de boues et TRH augmentent dans la région I, plus la composition de l'effluent contient des résidus microbiens. Ces changements ont lieu en fonction de l'âge de boues comme l'indique les études citées plus haut et en fonction du TRH comme on l'a démontré ici; la concentration organique de l'affluent influence aussi, par le biais de la biomasse, la concentration des résidus microbiens.

9. CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE ET NOTIONS COURANTES EN TRAITABILITÉ

9.1 DÉMARCHE DE MISE EN RELATION

Notre programme expérimental permet l'analyse de données pour plusieurs paramètres mesurés en même temps. Ainsi, nous pouvons établir un profil de la concentration du liquide mixte dans les réacteurs en fonction des conditions d'opération et évaluer le profil de la croissance nette de la biomasse en fonction de la charge organique enlevée. Nous pouvons également évaluer la relation entre le rapport F/M et le coefficient de production de boues en fonction de l'âge de boues et distinguer, pour un système en situation transitoire, les coefficients de production de boues et les coefficients de synthèse nette. Tel que stipulé au chapitre 10, on peut aussi calculer les quantités de phosphore et d'azote requises pour la synthèse biologique et préciser l'effet des paramètres de contrôle sur la nitrification. A partir de ces informations il est possible de comparer, à l'aide des surfaces de réponse, les rendements tant pour la DCO filtrée et la teneur des solides volatils en suspension de l'effluent que pour l'enlevement du phosphore et de l'azote. On peut choisir ensuite les conditions d'opération qui rencontreront les exigences pour le ou les paramètres restrictifs et qui permettront une marge de manoeuvre à l'intérieur d'une région d'opération de sorte à maintenir une qualité d'effluent attendue. Enfin, il y possibilité d'évaluer la production de boues selon les conditions d'opération.

9.2 CONCENTRATION DE LA BIOMASSE EN FONCTION DE LA CHARGE ORGANIQUE ET DE L'ÂGE DE BOUES

On a démontré plus haut (voir 8.3) que la concentration de la biomasse était influencée par le TRH, la DCO brute et le TRB. La concentration la biomasse à l'équilibre est des lors résultante de l'interaction de ces trois facteurs. Ceci est illustré à la figure 9.1 en regroupant le TRH et la DCO brute dans le calcul de la charge organique.

Afin d'obtenir des profils plus descriptifs pour les concentrations de la biomasse en fonction de la charge organique enlevée et de l'âge de boues, nous avons interpolé par régression multiple quelques points pour pouvoir tracer des segments d'isoconcentration. Notons que, pour cette figure 9.1, la différence entre les charges organiques appliquée et enlevée s'avérait négligeable car les DCO de l'affluent et de l'effluent étaient généralement de 3 000 et 100 mg/l respectivement.

En considérant la concentration de la biomasse comme une réponse du système, on obtient une surface de réponse pour la biomasse qui, avec les

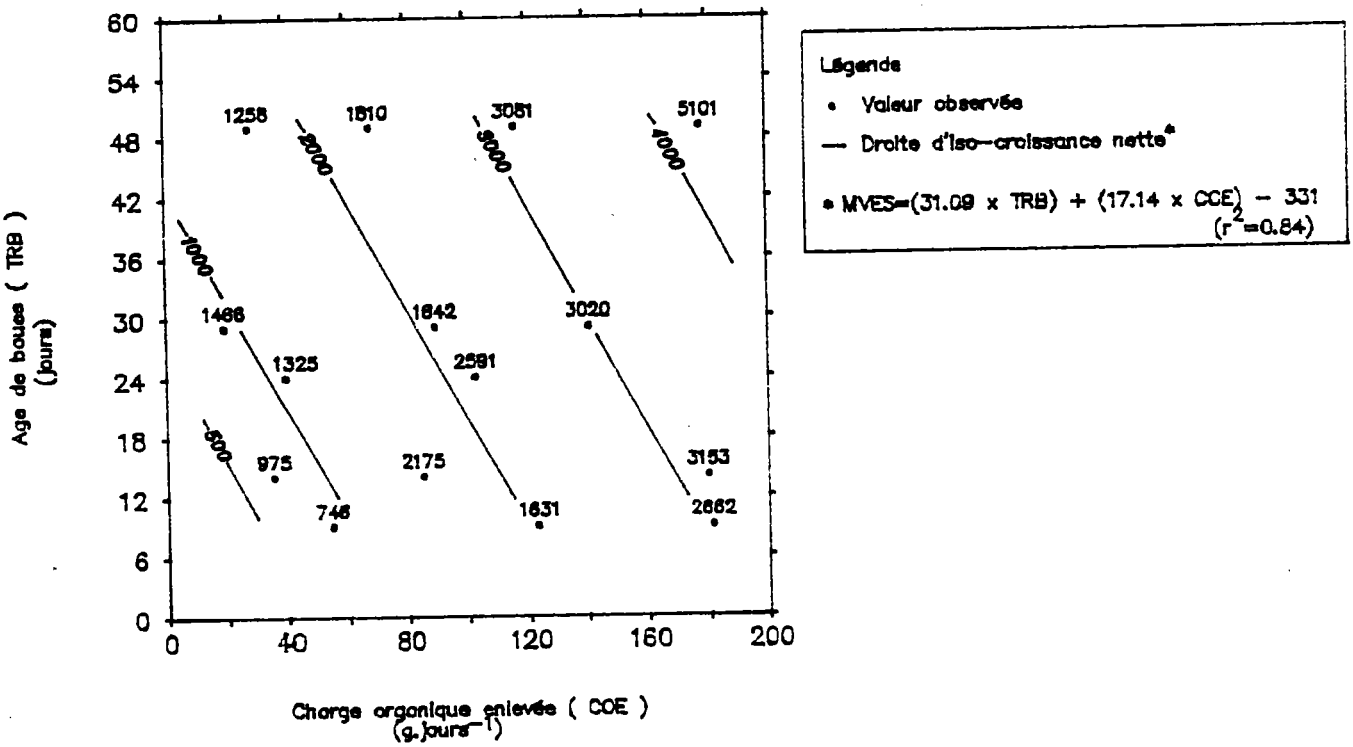


Figure 9.1 Profil d'isoréponse pour la concentration de la biomasse (MVES, $mg.l^{-1}$) en fonction de la charge organique enlevée et du TRB

mêmes coordonnées, correspondrait aux surfaces de réponse des autres paramètres. De fait, on peut superposer la figure 9.1 aux figures 8.4 et 8.5 pour les régions d'isoréponse de la DCO filtrée et des solides volatils en suspension dans l'effluent en fonction de la charge organique; ceci mène à quatre constatations:

1. La concentration de la biomasse augmente en fonction de l'âge de boues et de la charge organique enlevée.

2. Il y a une concentration d'équilibre de biomasse pour chaque condition d'opération.

3. A l'intérieur de la région II de la surface de réponse pour la DCO filtrée de l'effluent (figure 8.4), la concentration de la biomasse peut passer d'une valeur de 800 mg/l aux âge de boues de 10 et 15 jours à 5 000 mg/l à l'âge de boues de 50 jours sans qu'un effet significatif n'apparaisse sur la réponse. Tel que décrit dans l'interprétation des blocs II et III, il se dessine aux âges de boues de 25 et 30 jours une tendance à l'accroissement de la DCO filtrée de l'effluent en fonction de la biomasse mais cette tendance est toutefois absente aux âges de boues de 15 et 50 jours (voir 7.3 à 7.5). L'absence de relations systématiques entre la biomasse et la qualité de l'effluent notée par Niku et Schroeder (1981) serait ainsi explicable par le concept de surface de réponse. Nous arrivons à une conclusion similaire pour la teneur MVES de l'effluent. On peut avoir la même concentration de biomasse qui se situe dans des régions d'isoréponse différentes avec des rendements différents, comme il est possible de trouver différentes concentrations de biomasse à l'intérieur d'une même région d'isoréponse.

4. Le fait que nous puissions avoir la même concentration de biomasse d'une région d'isoréponse à une autre laisse supposer que l'interaction des paramètres de contrôle (TRB, TRH, et DCO brute) agit au niveau de la concentration de la biomasse. Par exemple, selon les figures 8.4, 8.5 et 9.1 une concentration de biomasse de 1 800 mg/l pourrait se situer tant dans la régions où l'opération est incontrôlable que dans la région où l'élimination de la pollution organique est incomplète.

La conséquence de ces observations s'avère importante pour la conception des stations d'épuration. Généralement, lors de cette conception, on choisit arbitrairement une valeur de concentration de biomasse souhaitable et des combinaisons raisonables de rapport F/M et d'âge de boues (Béland, 1984). L'erreur de jugement peut cependant être catastrophique pour l'investissement et l'opération si on escompte opérer à l'intérieur de la région d'isoréponse II pour la DCO filtrée de l'effluent et de la région d'isoréponse III pour la teneur MVES de l'effluent alors que l'on se retrouve, à cause d'un mauvais choix de paramètres, à l'extérieur de ces régions.

9.3 CROISSANCE NETTE DE LA BIOMASSE EN FONCTION DE LA CHARGE ORGANIQUE, DU RAPPORT F/M ET DE L'ÂGE DE BOUES

Les modèles traditionnels sont basés sur l'hypothèse du régime permanent. Dans le cas d'un système où le débit et la concentration de l'affluent varient, l'hypothèse du régime permanent n'est plus valable. En régime permanent, comme nous l'avons montré dans la problématique au chapitre 3, on suppose, tant pour le substrat que pour la biomasse, que l'accumulation dans le réacteur est nulle. Par conséquent, on peut faire un certain nombre de simplifications mathématiques d'ordre pratique mais celles-ci faussent la représentation des phénomènes qui se produisent dans le réacteur biologique.

Dans cette étude, nous avons contrôlé l'âge de boues avec autant de rigueur que possible en tenant compte de la perte des solides dans l'effluent et en ajustant en conséquence la quantité de biomasse à soutirer du réacteur.

On a observé, dans la majorité des cas, une accumulation de biomasse dans les réacteurs. Cette accumulation dépendait de la DCO de l'affluent, laquelle variait d'une journée à l'autre causant tantôt une croissance tantôt une décroissance selon qu'elle augmentait ou diminuait par rapport à la journée précédente. Avec l'âge de boues, on contrôlait le taux de croissance de la biomasse mais on ne contrôlait pas le bilan net de sa croissance. L'accumulation nette de biomasse dans le réacteur est donc proportionelle à la disponibilité de substrat en excès contrairement à un régime permanent où la charge organique est constante. En régime permanent, la biomasse est toujours limitée en substrat; de plus, lorsque l'âge de boues augmente, il y a alors accroissement de la concentration du liquide mixte. Aussi, puisque la charge organique enlevée reste constante, il est logique de constater que l'âge de boues soit inversément relié à la vitesse d'enlèvement du substrat, laquelle est exprimée mathématiquement par l'équation suivante:

$$\text{Vitesse spécifique a l'enlèvement} = \frac{1}{X}\,\frac{dc}{dt} = \frac{F}{M} \quad , \text{ g/g.j}$$

d'où
- c = concentration organique (g/l)
- F = Q (Δ DCO) (g/j)
- X = concentration du liquide mixte (g/l)
- M = VX (g)
- t = temps (j)
- V = volume du réacteur (l)
- Q = débit (l/j)
- ΔDCO = différence entre la DCO totale de l'affluent et la DCO filtrée de l'effluent
- F = charge organique enlevée (g/j)

En régime permanent, un graphique de la réciproque de l'âge des boues sur le rapport F/M produit une droite dont la pente est égale au coefficient de synthèse. On applique couramment cette régression pour trouver un coefficient de synthèse (Y) et un coéfficient de décroissance (k_d) avec lesquels on essaye d'expliquer le rendement. Vasicek (1982) tenta ainsi d'expliquer l'inéfficacité d'une station d'épuration.

La figure 9.2 montre la croissance nette dans les réacteurs en fonction de la charge organique enlevée. Les résultats de 17 expériences sur 20 y sont indiqués: trois expériences n'y ont pas été considérées car deux d'entre elles révélaient une décroissance et, pout la troisième, il n'y avait pas suffisamment de données. On constate que la croissance nette augmente avec la charge organique enlevée.

L'effet de l'âge de boues sur la croissance nette n'était évident qu'à la charge organique enlevée de 182 g/j où la croissance nette augmentait avec une baisse de l'âge de boues de 50, à 10 jours.

Afin de considérer le bilan de la biomasse dans le réacteur, nous avons calculé sa croissance nette de la façon suivante:

$$\text{Croissance nette} = V_b \cdot X + V_e \cdot X_e + \frac{(\Delta X) V_a}{n}$$

où V_b = volume de biomasse soutirée du réacteur en l
X = concentration du liquide mixte volatile dans le réacteur en g/l
V_e = volume de surnageant à enlever pour assurer le contrôle du TRH ($TRH = V_a/Q$)
X_e = concentration de solides volatils dans l'effluent en g/l
ΔX = différence entre les concentrations du liquide mixte volatile de la dernière et de la première journée d'expérimentation en g/l
V_a = volume du réacteur en l
n = nombre de jours d'expérimentation
Q = débit en l/j

Si on divise les deux côtés de cette équation par la masse biologique dans le réacteur, $V_a \cdot X$, dans le réacteur on obtient:

$$\text{Croissance nette spécifique} = \frac{1}{\theta_c} + \frac{(\Delta X) V_a}{n \cdot V_a \cdot X}$$

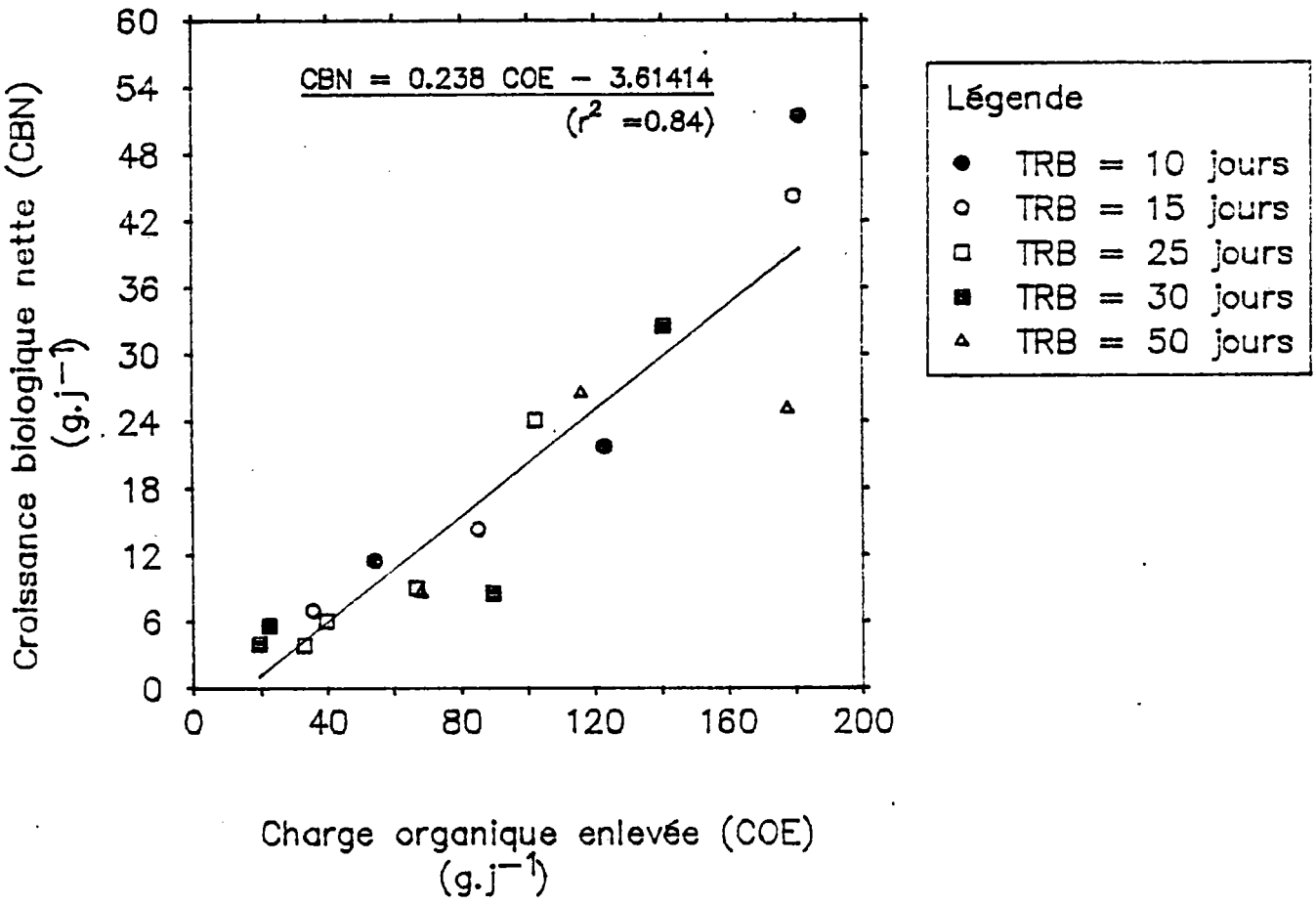


Figure 9.2 Relation entre la croissance nette de la biomasse et la charge organique enlevée à différents âges de boues

En régime permanent, $\Delta X = 0$ et la croissance nette spécifique = $1/\theta c$. En régime transitoire, on ne peut pas supposer que $\Delta x = 0$.

Maints auteurs ont montré avec des travaux en laboratoire qu'il y a une linéarité entre la réciproque de l'âge de boues $1/\theta$ et le rapport F/M. Citons entre autres Jenkins et Garison (1968) qui recommandent que les constantes cinétiques (Y et k_d) soient obtenus à partir de pilotes ou d'unités de laboratoire opérant à divers âges de boues et rapports F/M. Barnard et al., (1972) constatent également une telle corrélation entre les deux paramètres sur des effluents industriels traités en laboratoire. La linéarité entre la réciproque de l'âge de boues et le rapport F/M est aussi à la base d'un débat concernant la prédiction des quantités de boues produites en stations réelles et la variabilité du coefficient de synthèse observé (James, 1982). La relation entre la réciproque de l'âge de boues et le rapport F/M a une pente de droite qui équivaut au coefficient de synthèse (voir à ce sujet l'équation 10 à 3.1). Puisque nous mesurons une croissance nette, le coefficient s'avère un coefficient net de synthèse. Shultz et al. (1982) ont observé dans 16 installations réelles traitant des effluents urbains que l'accumulation de biomasse dans le bassin d'aération était réelle. Elle pouvait fausser les calculs de production de boues et montrer un écart important avec les concepts théoriques.

Nous avons examiné les relations entre le taux de croissance spécifique et le rapport F/M et aussi entre la réciproque de l'âge des boues et le rapport F/M. La figure 9.3 (a) et (b) présentent ces relations.

En incluant la biomasse accumulée dans le réacteur, on obtient une meilleure corrélation entre le taux de croissance spécifique et le rapport F/M qu'entre l'inverse de l'âge de boues et le rapport F/M.

9.4 PRODUCTION DE BOUES EN FONCTION DU RAPPORT F/M ET DE L'ÂGE DE BOUES

Lorsqu'on tient compte du bilan de biomasse dans le réacteur, il y a une concordance avec les principes de base sur lesquelles sont établies les études en régime stable. Par régression linéaire on conclut que le taux de croissance spécifique de la biomasse est étroitement lié à la vitesse spécifique d'enlèvement du substrat. Ceci tel que précisé dans la relation (8) et dont la pente de la droite aurait l'attribut d'un coefficient de synthèse.

Ce coefficient de synthèse de la biomasse est différent d'un coefficient de synthèse nette observée ou d'un coefficient de production de

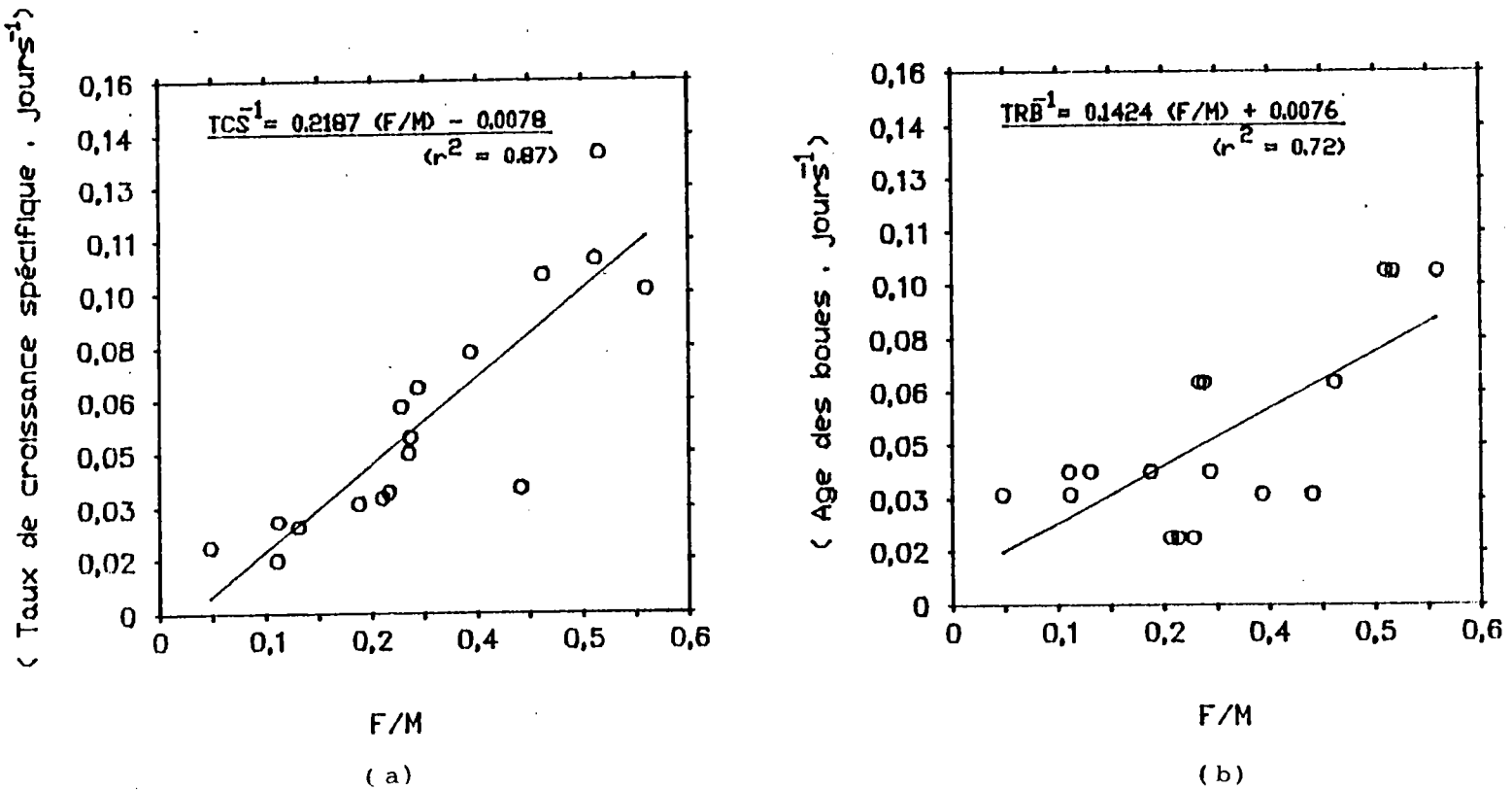


Figure 9.3 Relations entre le rapport F/M et le taux de croissance spécifique (a) ou l'âge de boues (b)

boues. Lorsqu'il n'y a pas d'accumulation de biomasse dans le réacteur, ces derniers sont égaux (relation (10)).

Tel qu'indiqué à la figure 9.4, pour chaque âge de boues, le coefficient de production de boues varie inversément avec le rapport F/M. Il ne s'avère donc pas une constante. D'ailleurs, il n'y a aucun fondement sur lequel on puisse établir une constance du coefficient de production de boues. On obtient les mêmes tendances pour le coefficient de synthèse nette observée, confirmant ainsi la validité de la relation (10) malgré le caractère transitoire du système.

La figure 9.4 indique aussi qu'à l'âge de boues de 50 jours, le coefficient de production de boues est plus faible qu'à l'âge de boues de 10 jours. Une relations similaire a aussi été observé par Sherrard et Schroeder (1972) en régime permanent. Ces auteurs ont alimenté leur réacteur de laboratoire avec une charge organique constante. Vu que la quantité de boues diminuait avec la hausse de l'âge de boues et vue que la charge organique enlevée restait constante, le coefficient de production de boues qui dans ce cas était égal au coefficient de synthèse nette observée diminuait avec l'âge de boues. La hausse de l'âge des boues causait aussi une hausse de la concentration de la liqueur mixte et automatiquement une baisse du rapport F/M. Les observations de Sherrard et Schroeder (1972) concordent avec les nôtres mais soulignons que leur expérience constitue un cas particulier des expériences montrées à la figure 9.4. En examinant la figure 9.4 en diagonale, on voit qu'en diminuant le rapport F/M, le coefficient de production de boues diminue tandis que l'âge de boues augmente.

En relation avec le concept de la surface de réponse on constate que la variation du coefficient de production de boues en fonction du rapport F/M est circonscrite à l'intérieur des bornes pour chaque âge de boues. On peut donc affirmer qu'à chaque condition d'opération, il résultera un coefficient particulier de synthèse nette observée ou de production de boues à l'intérieur de l'enveloppe d'une surface de réponse. Il est important de noter également qu'il est impossible de trouver de corrélations entre les valeurs de ces coefficients et les réponses du système.

9.5 RÉGIONS D'ISORÉPONSE EN FONCTION DU RAPPORT F/M ET DE LA CROISSANCE NETTE DE LA BIOMASSE

Le rapport F/M a certes une utilité limitée car la réponse du système dépend surtout de l'interaction entre la DCO brute, du TRH et du TRB. Le rapport F/M lui-même est en fait une réponse du système à l'interaction entre ces paramètres, ce qui entraîne une difficulté de contrôler une station

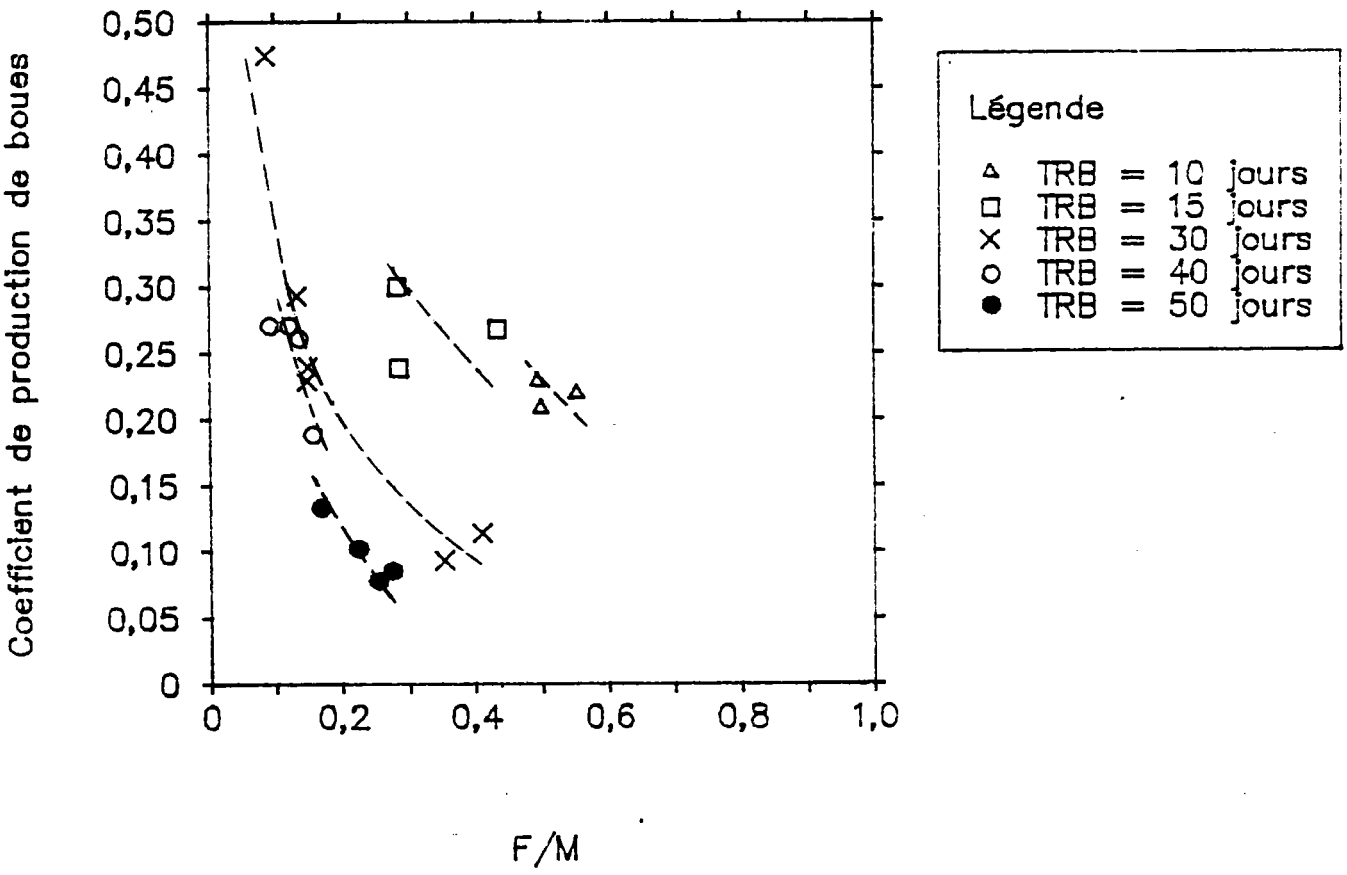


Figure 9.4 Relation entre le coefficient de production de boues et le rapport F/M à différents âges de boues

d'épuration avec ce rapport. Par contre, vue que des rapports F/M peuvent être associés à des régions d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent (voir tableau 8.2 établi à partir de la figure 8.5), son usage avec des surfaces de réponse lui donne une utilité au niveau de la conception. On peut alors esquisser des régions d'isoréponse pour la teneur MVES de l'effluent en fonction du rapport F/M et également en fonction de la croissance nette spécifique , laquelle dépend des mêmes paramètres de base que ceux du rapport F/M. Ces régions d'isoréponse sont schématisées à la figure 9.5. Cette figure montre bien que le rapport F/M n'est pas un paramètre prédictif de la performance du système.

La numérotation des régions d'isoréponse correspond à celle de la figure 8.5. En juxtaposant ces deux figures, on perçoit les zones opérationnelles et les zones incontrôlables d'où les choix de conception pourront être faits pour une eau usée donnée avec des choix réalistes de concentration d'équilibre de la biomasse (figure 9.1).

9.6 SURFACE DE RÉPONSE POUR LA PRODUCTION DE BOUES

La quantité de boues produites par le système a varié en fonction du TRB, du TRH, et de la charge organique enlevée. Sa variation reflète celle de la croissance nette de la biomasse, tel qu'indiqué au tableau 9.1. A partir de ce tableau, il est possible de tracer un profil tridimensionnel de surface de réponse pour la production de boues, lequel est présenté à la figure 9.6. Ici la quantité de boues produite est la somme des boues extraites pour le contrôle de l'âge des boues et celles perdues dans l'effluent.

Schultz et al. (1982) ont étudié les productions de boues pour 16 stations d'épuration et n'ont pas trouvé de forte corrélation entre la production de boues et les paramètres suivants: TRB, TRH, F/M et charge organique. Ils ont aussi constaté des écarts entre les coefficients de synthèse obtenus d'études en laboratoire, généralement utilisés pour la prédiction de la production de boues et les coefficients de production de boues obtenus de l'opération des systèmes réels. Ils remarquèrent également que les systèmes réels montraient peu de différences entre les différents schèmes de conception (type conventionnel, type aération prolongée ou autres) quant à leur production de boues et aux coefficients de production de boues. D'après ces auteurs, cette observation contredit la littérature selon laquelle les coefficients de synthèse et de production de boues seraient faibles pour les systèmes du type aération prolongée et élevés pour ceux du type conventionnel. Signalons en outre que les coefficients de production de boues qu'ils observaient, équivalaient en moyenne à 0,86 kg de solides totaux par kg de DBO_5 enlevée par jour avec un minimum de 0,6 et un maximum de 1,2.

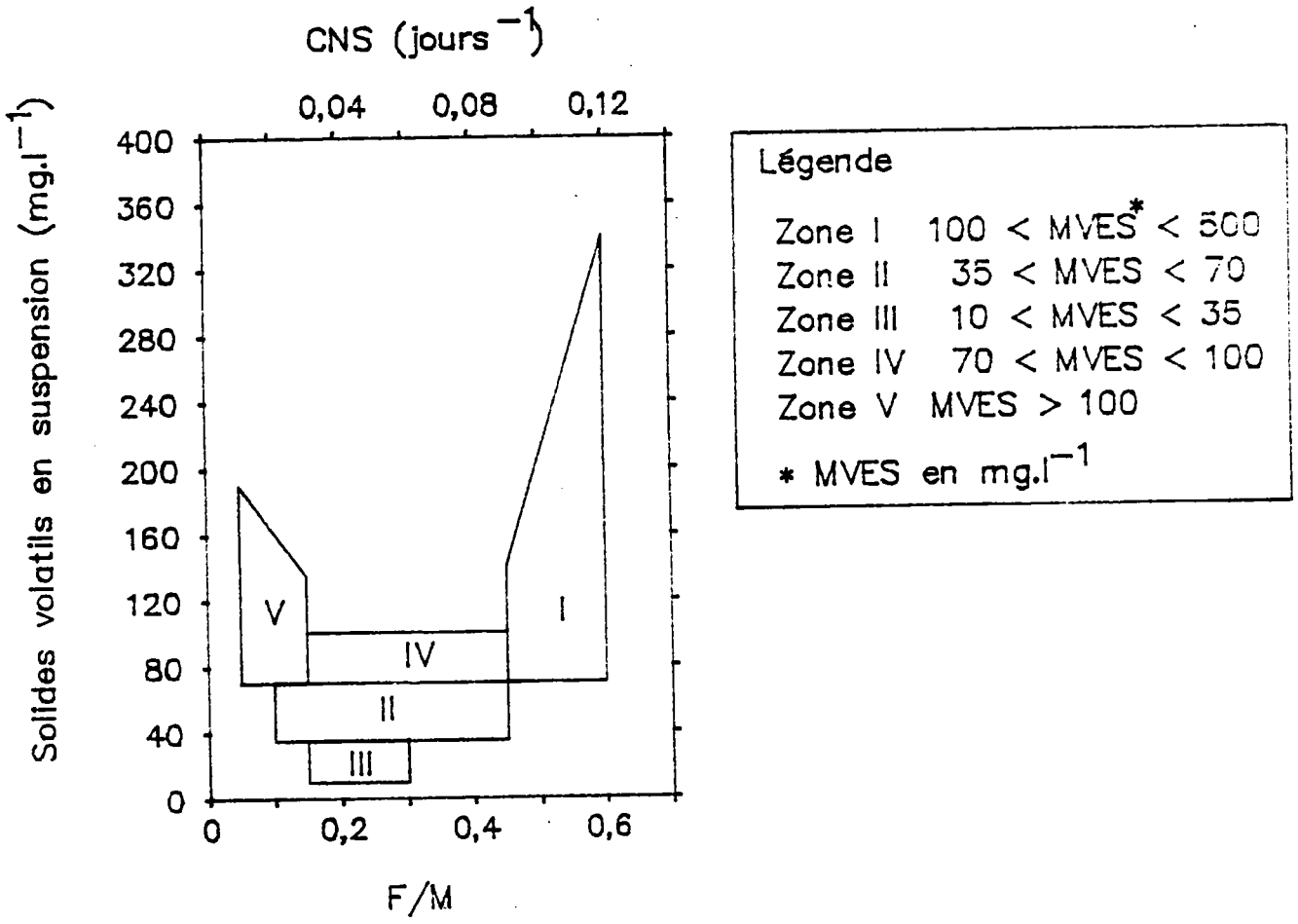


Figure 9.5 Régions d'isoréponse de la teneur MVES de l'effluent en fonction du rapport F/M (g.(g.j)$^{-1}$) et de la croissance nette spécifique (CNS)

Codes de l'expérience	TRH (jours)	TRB (jours)	Charges organiques enlevées (g DCO/jour)	Production de boues (g solides/jour)
A14	3	10	168,4	36,7
A13	5	10	123,0	22,6
A12	7	10	54,4	10,8
A9	3	15	179,5	27,8
A10	7	15	85,0	20,1
A11	11	15	29,7	9,1
A6	4	25	102,5	16,3
B3	7	25	66,9	13,5
A7	11	25	33,1	10,0
A8	16	25	39,8	7,9
B11	3	30	140,6	11,2
B10	5	30	89,6	8,6
A3	11	30	19,4	6,1
C3	16	30	22,5	6,1
B12	20	30	14,5	7,1
C9	3	50	168,5	24,9
C8	5	50	116,2	6,5
C11	7	50	61,6	4,3
C10	14	50	28,4	3,8

Tableau 9.1: Facteurs influençant la production des boues.

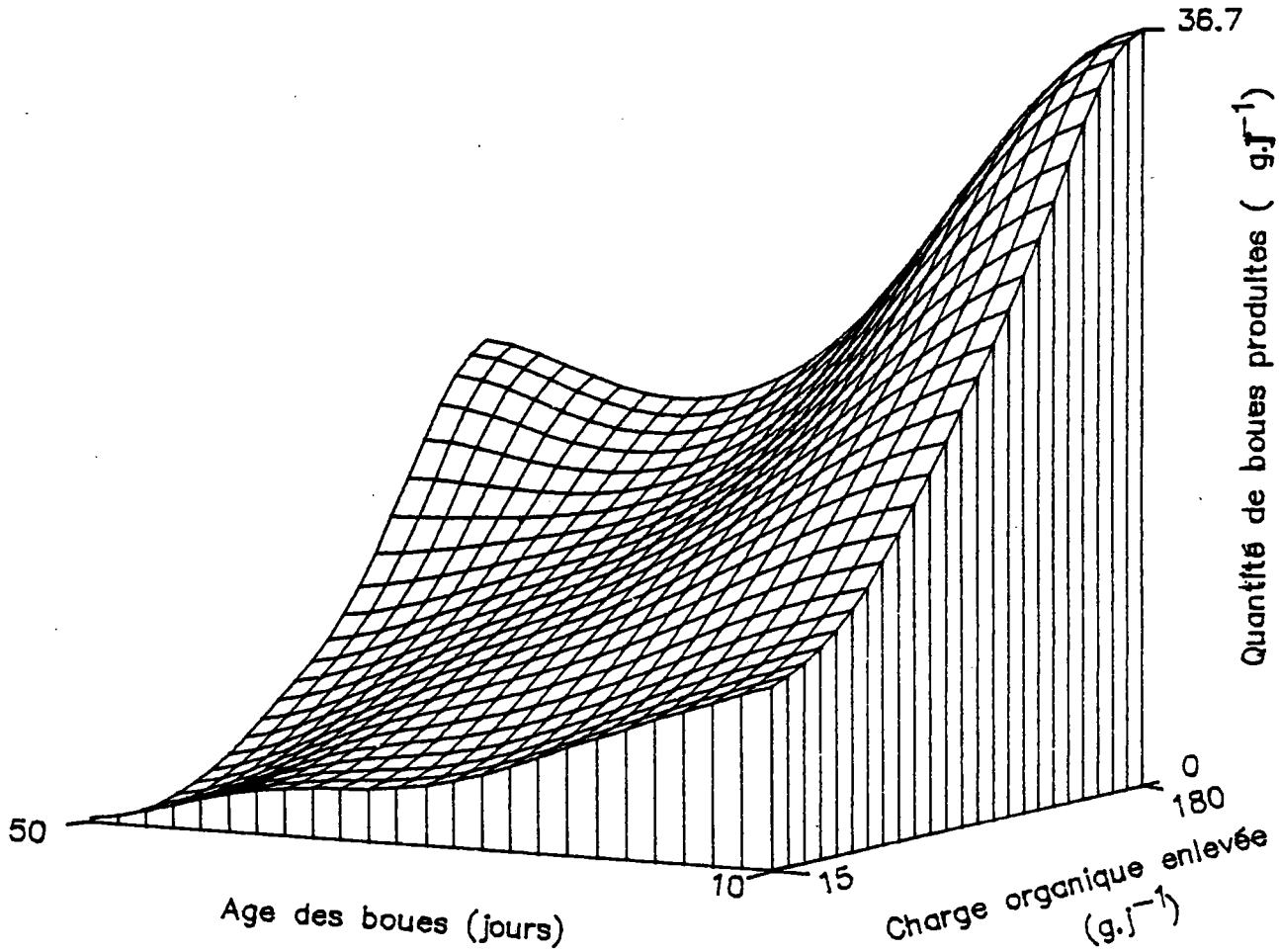


Figure 9.6 Vue tridimensionnelle du profil de la surface de réponse pour la production de boues

Cette divergence entre leurs constatations et la littérature pourrait être reliée à la définition de ces coefficients tel qu'explicité plus haut et à la quantité de boues accumulée dans le système (voir 9.5). En effet par rapport à leurs résultats à ce sujet (voir ci-dessus) les coefficients de production de boues de nos expériences variaient de 0,09 à 0,48 g/g DCO enlevée (voir figure 9.4), lesquelles valeurs représentaient de 0,15 à 0,80 g/g DBO_5 enlevée. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles rapportées par Schultz et al. (1982). Signalons aussi que le coefficient de synthèse nette, qui lui est constant, a une valeur de 0,42 g/g DBO_5 enlevée (pente de la droite de la figure 9.3 a). Cette valeur est proche de celles recommandées dans la littérature (Benefield et Randall, 1980). Ceci montre bien l'écart qui peut exister entre ces deux coefficients si leurs définitions sont confondues.

Le concept de surfaces de réponse nous permet de superposer les surfaces de réponse de la production de boues (figure 9.6) à celle des solides volatils en suspension (figure 7.7). On constate qu'à l'exception de la région 1 (figure 7.7 et figure 8.5) où la qualité de l'effluent et la production de boues varient rapidement, il y a une grande plage qui couvre les régions 2 et 3 de la figure 7.7 où les quantités de boues produites varient peu. Ceci résulte de l'interaction entre la charge organique et le TRB sur la croissance nette et donc sur la production de boues (voir tableau 9.1). Ainsi on retrouve dans cette plage, comme l'indique le tableau 8.2, des systèmes opérant à faible charge massique (du type aération prolongée; voir région 3, figure 9.5) et à moyenne charge massique (du type conventionnel; voir région 2, figure 9.5). Cette classification par la charge massique (rapport F/M) différencie entre eux les schèmes de conception. Le concept de surface de réponse semble donc pourvoir rallier les observations en station avec celles obtenues en laboratoire.

10. CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE ET ENLÈVEMENT DES NUTRIMENTS

10.1 ENLÈVEMENT DU PHOSPHORE

Plusieurs travaux cités dans la littérature (voir 2.5) ont décrit l'élimination aérobie du phosphore par voie biologique. Ils ne fournissent cependant pas d'explication systématique à la variabilité du rendement des systèmes d'épuration pour l'enlèvement du phosphore.

Les études de Stall et Sherrard (1976) et Hawkins et de Sherrard (1983) montrent que le pourcentage d'élimination du phosphore serait fonction du rapport DCO/concentration de phosphates dans l'affluent et de l'âge de boues.

La figure 10.1 indique que, pour nos expériences où les rapports DCO/P variaient de 128 à 308, la corrélation n'était pas forte entre ces rapports DCO/P et la concentration du phosphore total dans l'effluent lorsque toutes les valeurs sont utilisées sans distinction de l'âge de boues. On s'attendait à une diminution graduelle de la concentration du phosphore résiduel dans l'effluent en fonction d'une augmentation du rapport DCO/P. On observe cette tendance en regroupant les expériences réalisées aux âges de boues de 10 et 15 jours et celles réalisées aux âges de boues de 25 à 50 jours. La dispersion des valeurs autour des droites de corrélation à la figure 10.1 permet de penser que d'autres facteurs influenceraient également l'enlèvement du phosphore. Par exemple, une coprécipitation chimique pourrait avoir lieu dans un milieu où l'alcalinité est élevée (Briddle et Houghton, 1981).

Dans une situation transitoire comme celle que nous retrouvons aux systèmes réels, nous ne pouvons pas utiliser la notion de pourcentage d'enlèvement de P comme critère d'efficacité et de comparaison car la variabilité de la concentration du phosphore dans l'eau brute risque de fausser l'interprétation en influençant la concentration du phosphore dans l'effluent. Ceci se révèle particulièrement vrai lorsque les stations d'épuration recoivent accidentellement des rejets de solutions concentrées d'agents nettoyants à base de phosphate. Dans les opérations en mode aérobie, le phosphore non assimilé est alors relâché du système à un taux égal à la dilution par l'affluent et il faut une période de temps équivalente à 2,5 fois le TRH pour que la concentration de phosphore dans l'effluent revienne à son niveau d'équilibre (Danckwert, 1953).

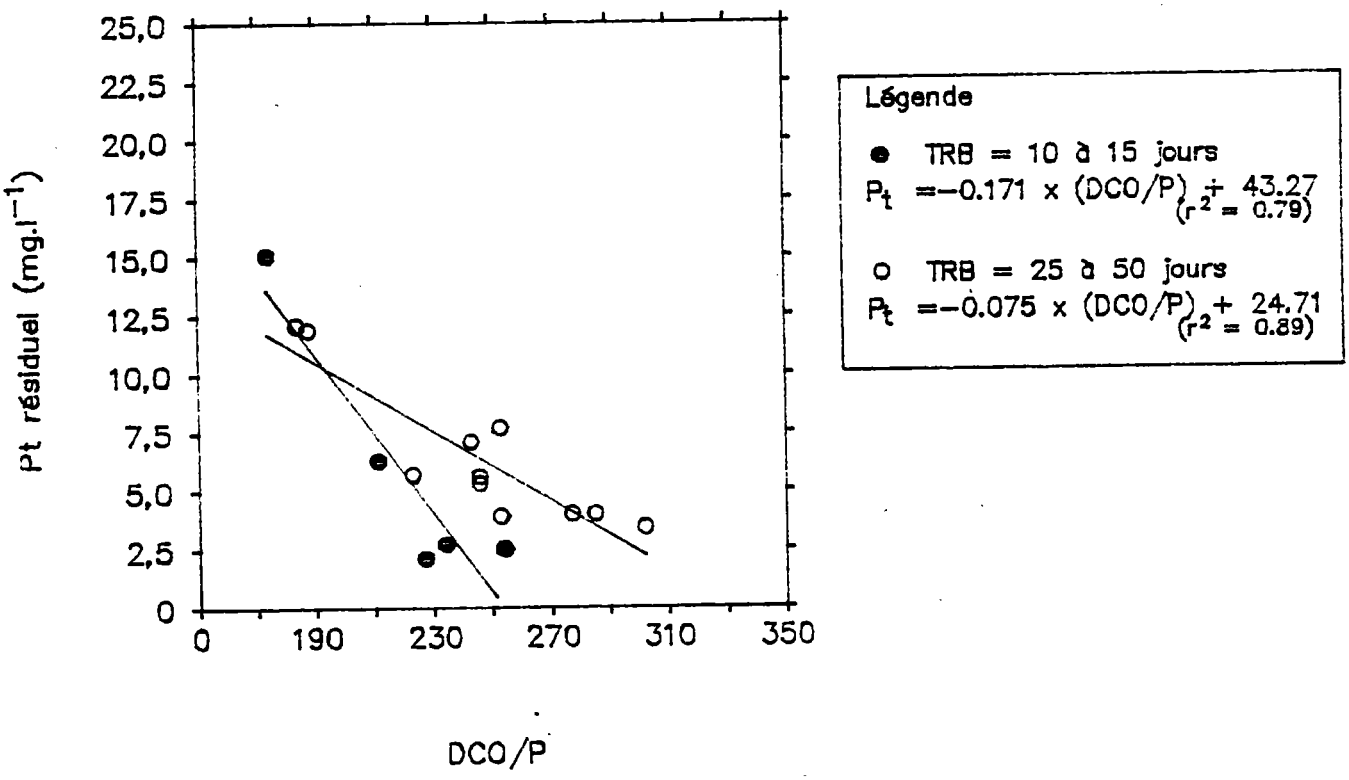


Figure 10.1 Concentration du phosphore total dans l'effluent en fonction du rapport DCO/P de l'affluent à différents âges de boues

Pour fin de comparaison avec la littérature et malgré sa signification limitée, le pourcentage d'enlèvement de P a été calculé dans la présente étude: il a varié de 15% à 90% dépendamment des conditions d'opération. Ce pourcentage était basé sur la différence de phosphore total entre l'affluent et l'effluent et incluait la fraction de phosphore comprise dans les solides en suspension présents dans l'effluent. Lorsqu'il était calculé à partir de la différence entre le phosphore total dans l'affluent et le phosphore total soluble dans l'effluent il varia de 49% à 95%. Ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux rapportés par Schaack et al. (1985) pour des effluents d'abatoires polyvalents.

Le pourcentage d'enlèvement de p, calculé à partir de P soluble de l'effluent et de P total de l'affluent, n'était pas en corrélation avec l'âge de boues lors de nos expériences. Ceci se vérifiait notamment aux conditions où le rapport DCO/P de l'effluent fluctuait entre les limites étroites de 211 et 253: on observait alors différents pourcentages d'élimination de P pour chaque âge de boues (figure 10.2). Une telle absence de corrélation se constatait aussi entre la quantité de P enlevée et l'âge de boues aux mêmes conditions de rapport DCO/P de l'affluent (figure 10.3). Par contre, il y avait une corrélation entre la quantité de phosphore enlevée quotidiennement et la croissance nette de la biomasse comme le révèle la figure 10.4. La dispersion des valeurs autour de la droite refléterait l'influence de la charge organique et de l'âge de boues sur la croissance nette.

La composition de la biomasse en phosphore a varié de 0,5 % à 2,4% pour toute la gamme des conditions d'opération. Ces valeurs correspondent à celles citées dans la littérature (Benefield et Randall, 1980; Lan et al., 1983).

Vu que la croissance de la biomasse était déterminée par la charge organique et par l'âge de boues (voir 9.3), l'enlèvement de P par la biomasse pouvait être mis en relation avec ces deux paramètres. Effectivement, on constate à la figure 10.5 que l'enlèvement de P s'accroît avec la charge organique de l'eau brute et qu'aux âges de boues faibles, la quantité de phosphore enlevée par quantité de charge organique assimilée est plus grande qu'aux âges de boues plus élevés. Notons que les résultats sont basés sur la mesure du phosphore total dans l'effluent. Ajoutons aussi qu'à faible charge organique, l'effet de l'âge des boues n'est pas évident tandis que, plus la charge organique augmente, plus la différence d'effet entre les âges de boues de 10-15 jours et 30 jours est discernable.

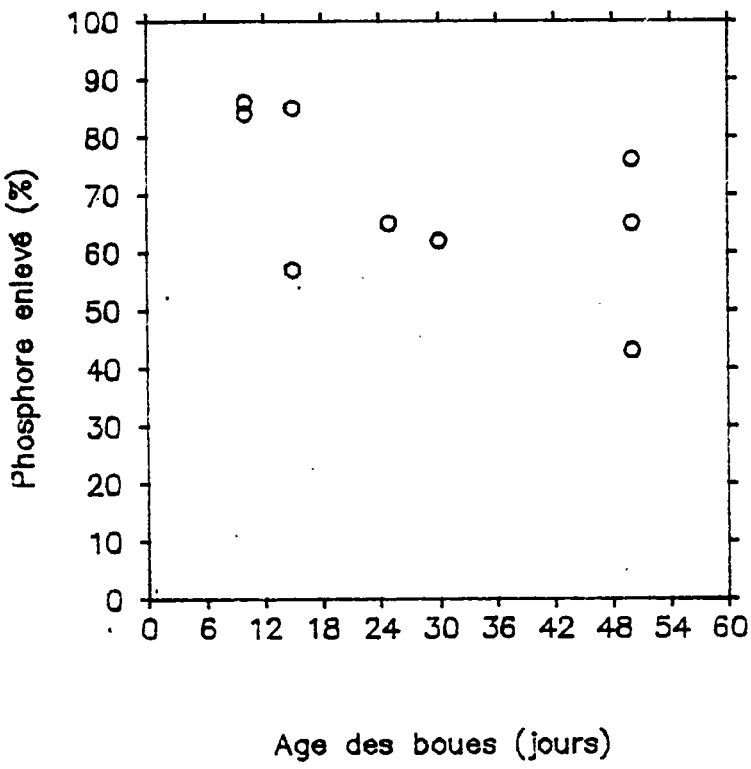


Figure 10.2 Pourcentage d'enlèvement du phosphore en fonction de l'âge de boues (DCO/P = 211 à 253)

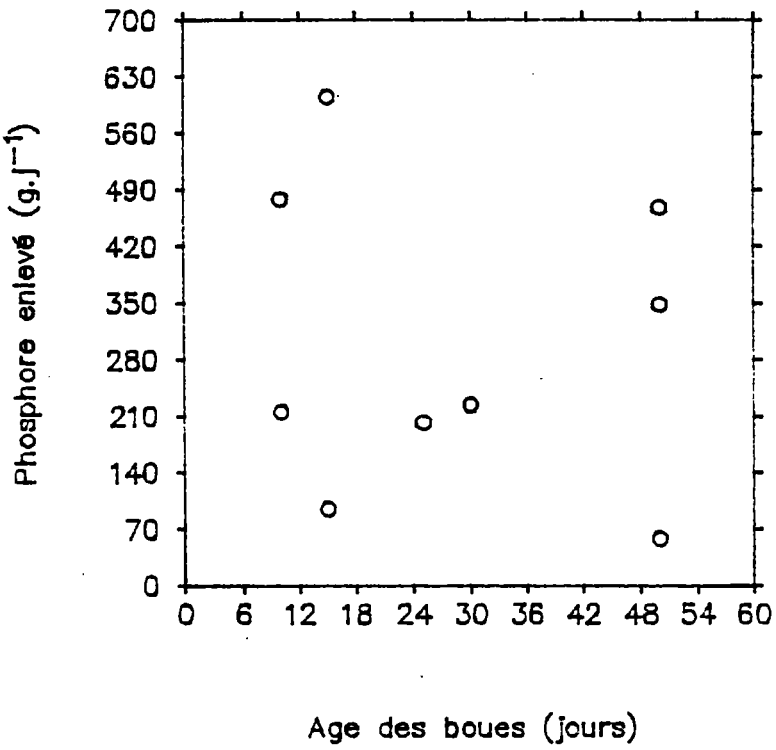


Figure 10.3 Quantité de phosphore enlevé en fonction de l'âge de boues (DCO/P = 211 à 253)

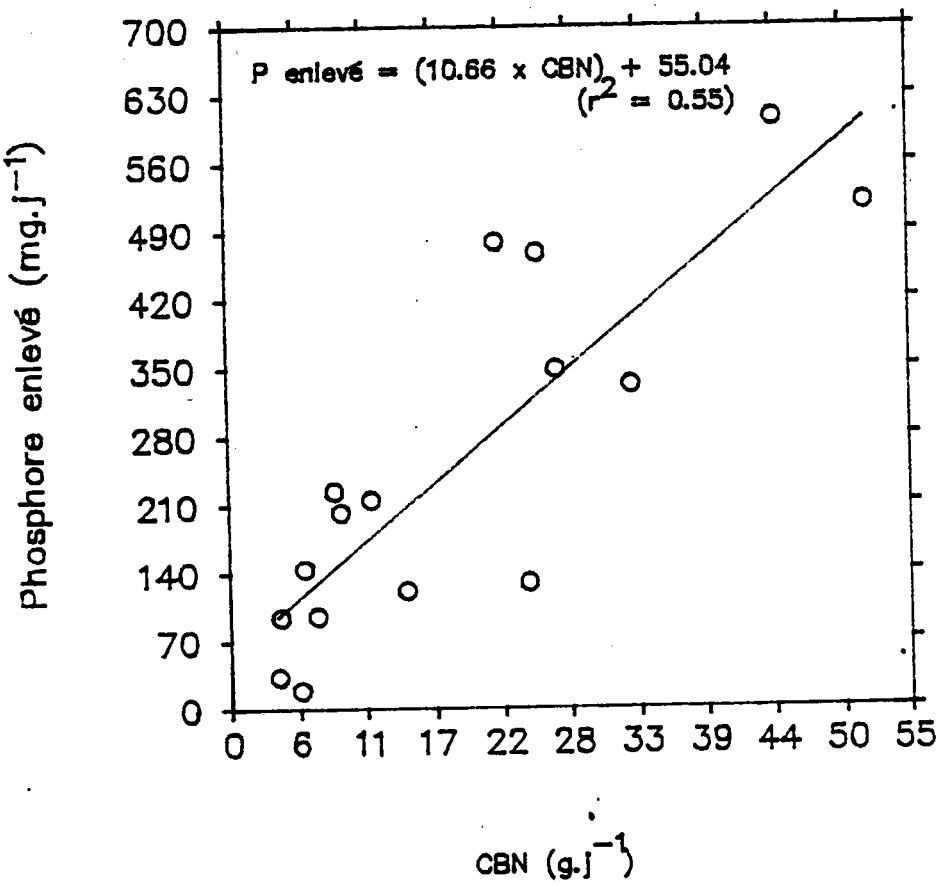


Figure 10.4 Relation entre la quantité de phosphore enlevé et la croissance biologique nette (CBN)

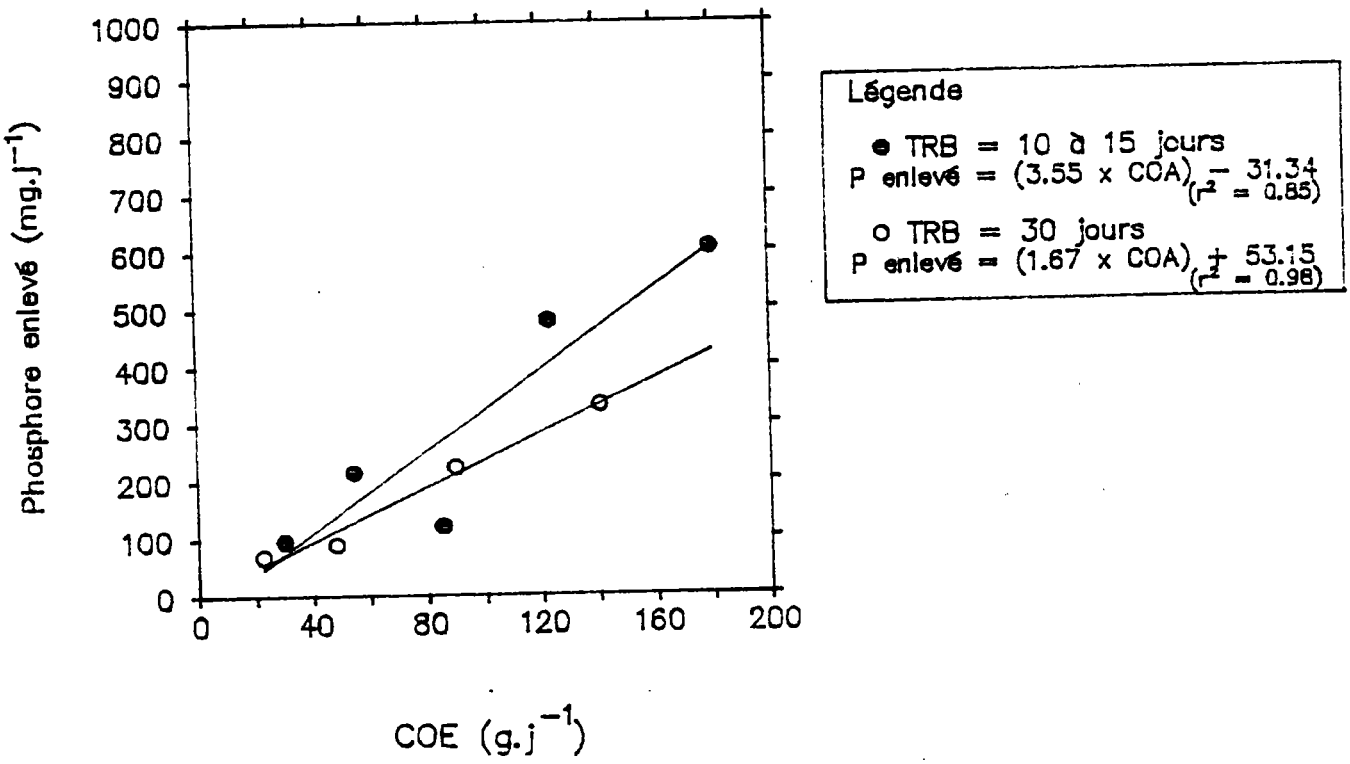


Figure 10.5 Relation entre la quantité de phosphore enlevé et la charge organique enlevée (COE) à des TRB différents

L'interaction de la charge organique enlevée et de l'âge de boues sur l'enlèvement du phosphore décrite plus haut permet de préciser, par régression multiple, des profils d'isoréponse pour l'enlèvement de P en fonction de ces deux paramètres.

La figure 10.6 présente ces profils d'isoréponse, lesquels tracent une surface de réponse en forme de plan incliné pour l'enlèvement de P. L'examen de la figure 10.6 mène aux six considérations suivantes:

a) A chaque âge des boues, on observe que la quantité de phosphore éliminée du système augmente avec la charge organique enlevée ou, en fait, avec la croissance biologique résultant de cette charge organique éliminée.

b) A charge organique enlevée constante, la quantité de phosphore enlevée diminue avec un accroissement de l'âge de boues.

c) Les profils d'isoréponse montrent qu'il est possible d'enlever la même quantité de phosphore en variant simultanément la charge organique et l'âge de boues ou en variant le TRH et la TRB si la DCO de l'affluent demeure constante.

d) En superposant le profil d'isoréponse pour le phosphore aux régions d'isoréponse définies pour la teneur en MVES et la DCO filtrée de l'effluent (figure 8.4 et 8.5) on peut prévoir les enlèvements de P selon des critères d'opération choisis.

e) En associant les profils d'isoréponse aux catégories de rapports F/M correspondant au régions d'isoréponse de la teneur MVES de l'effluent (tableau 8.2 et figure 8.5), il est également possible de prévoir les enlèvements de P à différentes charges massiques.

f) Les profils d'isoréponse, développés pour un système qui opère en mode d'aération continue, permettent d'établir si une amélioration de l'enlèvement du phosphore résulte lorsque des conditions d'opération favorables à une déphosphatation biologique accrue sont implantées. Également, ils permettent d'établir si la qualité de l'effluent pour les autres paramètres (MVES, DCO filtrée et NTK) y est affectée. Ceci pourra ensuite être comparé au rendement et au coût d'une déphosphatation chimique.

On attribue généralement les différences de traitabilité entre des eaux usées à leurs caractéristiques physico-chimiques dissemblables. mais les différences de rendement pour l'enlèvement du phosphore peuvent être dues aussi au fait qu'on compare des systèmes ayant des profils d'isoréponse

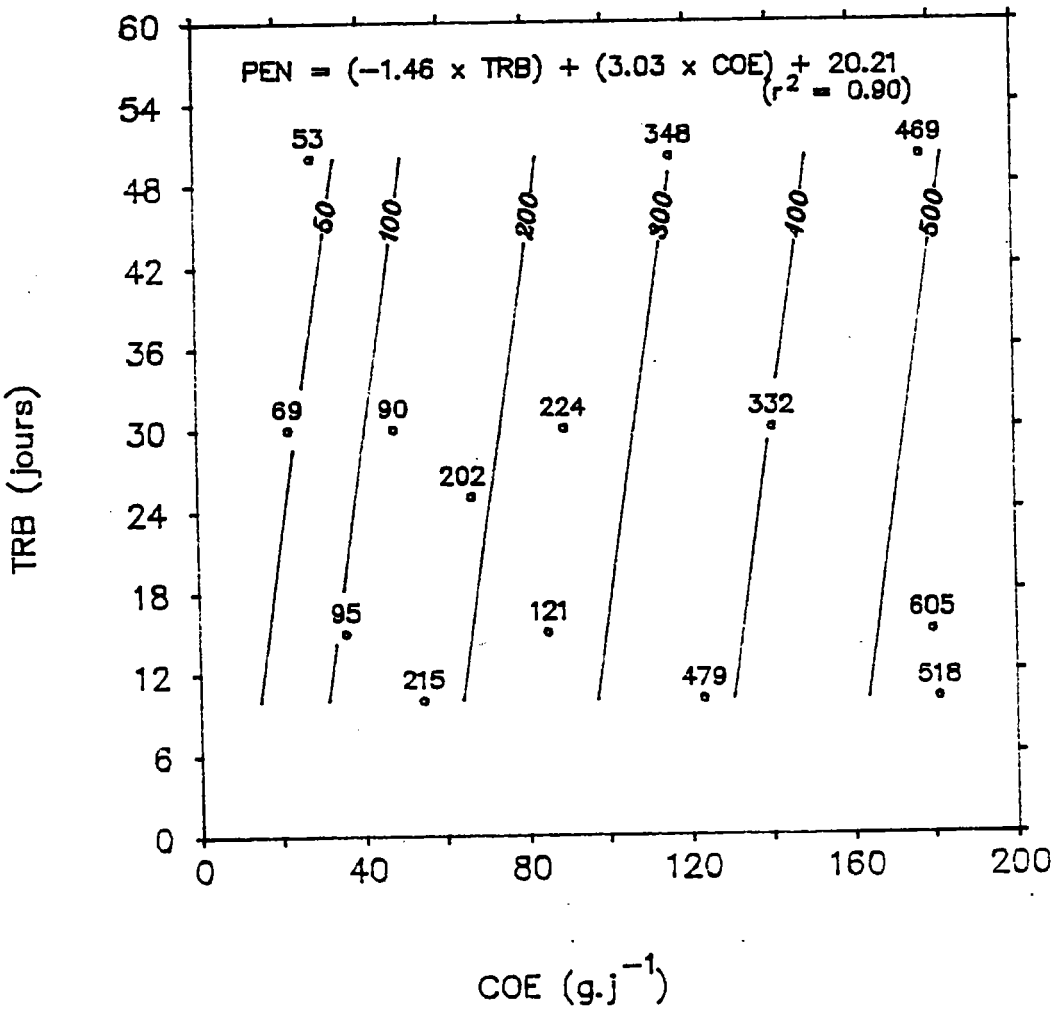


Figure 10.6 Profils d'isoréponse de l'enlèvement du phosphore (PEN, mg.j^{-1}) en fonction de la charge organique enlevée et de l'âge de boues

différents pour l'enlèveent de P. Par exemple, d'après la figure 10.6, deux systèmes opérant à des charges organiques et phosphatées identiques mais à des âges de boues inégaux auront des enlèvements de P inversément proportionnels à l'âge de boues. Par ailleurs, au même âge de boues, si les concentrations de phosphore dans les affluents varient, les pourcentages d'enlèvement de P varieront également pour les deux systèmes; la comparaison des rendements sur une base de pourcentage d'enlèvement de P peut alors être trompeuse surtout lorsque la charge organique varie également. Il serait plus approprié de rapporter des rendements en fonction de quantité de phosphore enlevée en spécifiant la charge organique enlevée et l'âge de boues.

Si l'on souhaite optimiser l'enlèvement du phosphore pour un système donné, le surfaces de réponse et les régions d'isoréponse permettent de choisir les coordonnées de conception et d'opération en tenant compte de l'effet sur la qualité de l'effluent pour sa teneur MVES et sa DCO filtrée (figures 8.4, 8.5 et 10.6). En superposant les profils d'isoréponse pour les trois paramètres, on constate par exemple que, pour maintenir une qualité d'effluent dans les limites de la région d'isoréponse III la charge organique appliquée ne devrait pas dépasser 80 g/j et l'âge des boues devrait être maintenu à 15 jours. A cette charge organique, si l'âge de boues est augmenté, la quantité de phosphore enlevée diminuera poportionnellement, ce qui produira un effluent avec une concentration en P plus élevé. Par contre, la qualité de l'effluent en solides volatils en suspension et en DCO filtrée ne changera pas tant que l'opération sera maintenue dans la même région d'isoréponse qu'avant la hausse de l'âge de boues. La concentration de phosphore dans l'effluent dépendra alors de la variabilité de la teneur de ce composé dans l'affluent, de l'aération, de l'oxygène dissous et des autres facteurs influençant l'enlèvement de P tels que la précipitation chimique avec un pH trop basique.

10.2 ENLÈVEMENT DE L'AZOTE

La littérature mentionne que la composition de la biomasse en azote est de l'ordre de 8 à 15% (Helmers et al., 1952: Benefield et Randall, 1980). le calcul par bilan de masse indique que cette composition fut variable entre 8 et 20% lors de nos expériences. Ces valeurs sont plus élevées que celles rapportées ci-dessus à cause d'un certain nombre de facteurs qui influencent le calcul de l'azote assimilé. Parmi ceux-ci, la variabilité de NTK dans l'affluent, la concurrence pour l'azote disponible entre les processus de biosynthèse et de nitrification, la perte d'azote par dénitrification ainsi que le petit nombre d'échantillons receuillis par période expérimentale sont des sources d'imprécision importantes pour le calcul de N par bilan de masse.

Entre autres, le phénomène de dénitrification s'avère un facteur non négligeable. Ceci pourrait se manifester durant l'alimentation des réacteurs et/ou durant la phase de décantation. Nous ne pensons pas qu'il y ait eu une dénitrification importante durant la phase d'alimentation car les réacteurs étaient opérés en mode aérobie jusqu'à la phase de décantation. Il est toutefois possible que la concomitance d'un temps de séjour hydraulique court, d'une DCO élevée et d'une concentration de biomasse forte crée alors des conditions favorables à une dénitrification. Mentionnons par exemple l'expérience C9 où la concentration moyenne de la biomasse pour toute la période d'expérimentation était de 5 100 mg/l et où la charge organique représentait 173,4 g/j. Pour cette condition la demande théorique en azote, basée sur une composition maximale de 15% de N dans la biomasse, est de 3 750 mg/j comparativement au calcul du bilan de masse qui stipule une utilisation de 11 450 mg/j. Une telle différence parait trop grande pour être attribuable à des erreurs de mesure. Une explication plausible serait un manque d'oxygène. En effet, lors de tests destinés au suivi de la production d'ATP et du dénombrement microfaunique, nous avons mesuré durant 24 heures le profil de l'oxygène dissous dans le réacteur; la concentration de l'oxygène dissous chutait alors à des niveaux non-détectables durant la phase d'alimentation et remontait ensuite à des valeurs de 6 mg/l. Il est possible qu'une dénitrification survienne durant cette phase car toutes les conditions nécessaires étaient en place, à savoir une source de carbone, une concentration de nitrates élevée provenant du cycle précédent et une période d'anoxie voir d'anaérobie de plusieurs heures. Toutefois, nous ne pouvons pas affirmer que ceci s'est produit régulièrement pour tous les cycles d'alimentation. Il n'empêche que ce phénomène, lorsqu'il est présent, doit jouer un rôle important dans l'élimination de l'azote. Une autre dénitrification pourrait aussi survenir durant la phase de décantation même si au départ de celle-ci, l'oxygène dissous était à 6 mg/l. De fait, nous avons mesuré lors de l'expérience C12 qu'à une concentration de biomasse moyenne de 4 000 mg/l, l'oxygène dissous n'était plus détectable dans le surnageant après 15 à 30 minutes alors que la phase de décantation durait en moyenne 2 heures 30 minutes. En considérant que durant la décantation la concentration de la biomasse peut tripler à cause de la compaction au fond du réacteur, il est probable qu'une dénitrification ait eu lieu à ce moment pour plusieurs conditions d'opération.

Nous avons étudié le rapport entre les consommations théorique et observée pour l'azote en fonction de la concentration de la biomasse dans les réacteurs. Signalons ici que nous avons exclu de cette étude les conditions pour lesquelles la variabilité de NTK et le nombre de mesure étaient nettement responsables de l'imprécision dans les calculs. Les résultats présentés à la figure 10.7 indiquent que le rapport entre la demande théorique et l'enlèvement réel d'azote diminue en fonction de la concentration de la biomasse

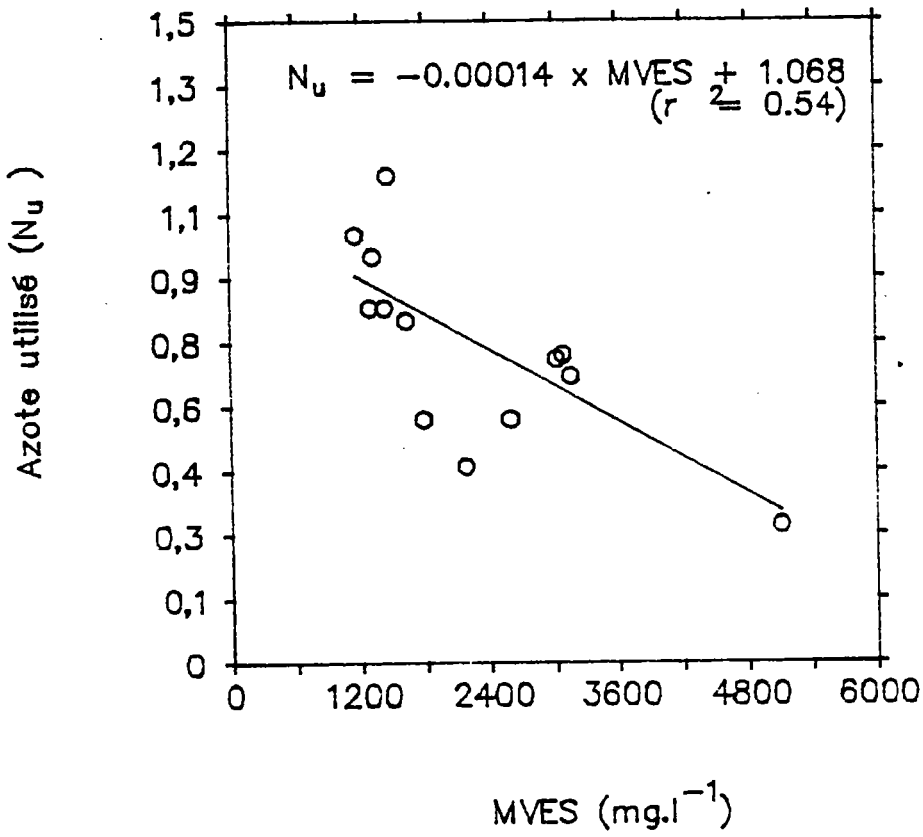


Figure 10.7 Relation entre le rapport des consommations théorique et observée de l'azote (N_u) et la concentration de la biomasse (MVES) dans le réacteur

dans les réacteurs et que ce phénomène se manifeste à partir d'une concentration de biomasse aussi faible que 1 800 mg/l. Il s'agit, sans doute d'une dénitrification. En considérant la hauteur du lit de boues, le degré de compaction de la masse biologique, la concentration d'oxygène dissous avant le début de la décantation, la charge organique appliquée et le facteur multiplicateur durant le processus de décantation nous croyons que la dénitrification a surtout lieu durant cette phase. D'ailleurs, on observe fréquemment ce phénomène dans des stations d'épuration munies de décanteurs secondaires (Grady et Lim, 1980). Cette dénitrification éclipse l'effet de l'âge de boues sur la quantification de l'azote assimilé. La figure 10.8 montre d'ailleurs que pour tous les âges de boues, il y a corrélation entre la charge organique enlevée et l'azote utilisé pour biosynthèse.

Tout comme pour l'enlèvement du phosphore, il est probable qu'une surface de réponse et des courbes d'isoréponse puissent être développées pour l'enlèvement de l'azote mais le trop petit nombre de données à ce sujet ne nous a pas permis de le faire.

10.3 NITRIFICATION

Ce processus de transformation de l'azote ammoniacal en nitrates est réalisé par l'entremise de bactéries autotrophes du genre Nitrosomonas et Nitrobacter.

Les quantités d'azote nitrifié ont été calculées de la façon suivante:

$$N_{nitrifie} = (N_{NO_x\ effluent} - N_{NO_x\ affluent}) \text{ en mg/l}$$

où $NO_x = NO_2 + NO_3$

Le pourcentage de nitrification ou d'azote nitrifié fut déterminé comme suite:

$$\% \text{ azote nitrifié} = \frac{N_{nitrifié}}{(NTK_{effluent} + N_{nitrifié} + N_{NO_x\ affluent})} \times 100$$

On précisa également la vitesse spécifique de nitrification:

$$k_{nitrification} = \frac{Q \cdot N_{nitrifié}}{V \cdot [\text{Biomasse}]}$$

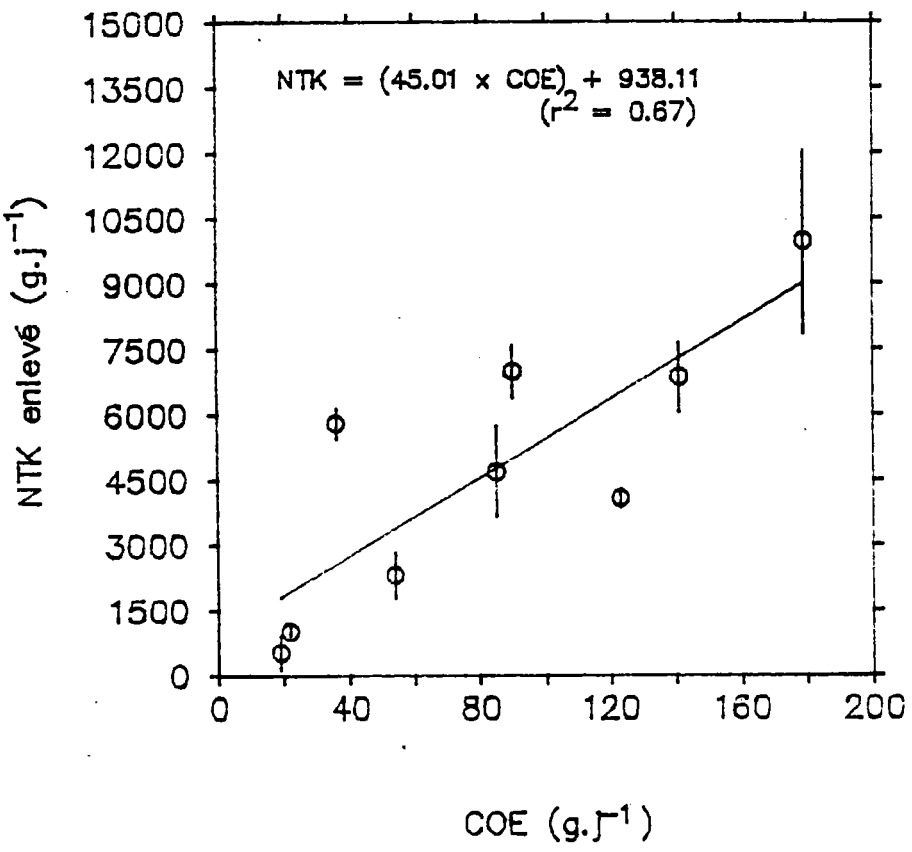


Figure 10.8 Effet de la charge organique enlevée sur l'élimination de l'azote

où Q = débit en l/j
V = volume du réacteur en l
[Biomasse] = concentration des solides volatils en suspension dans le réacteur (MLVSS) en mg/l
$k_{nitrification}$ = vitesse spécifique de nitrification en g/g-j

Les figures 10.9 et 10.10 exposent le pourcentage d'azote nitrifié en fonction de l'âge de boues et du temps de séjour hydraulique et font ressortir que l'efficacité de la nitrification chute rapidement à un âge de boues plus court que 15 jours et à un temps de rétention hydraulique autour de 5 jours. Ces résultats concordent avec ceux de la littérature (Downing et Knowles, 1966; Argaman et Brenner, 1986).

L'effet de la dénitrification sur le bilan d'azote dans le réacteur influence le pourcentage d'efficacité de la nitrification. Le degré de dénitrification dépend de la concentration de la biomasse dans le réacteur ainsi que de l'établissement de conditions anoxiques. La concentration de la biomasse est, en l'absence de facteurs inhibiteurs, contrôlée par l'âge de boues et par la charge organique enlevée. La concentration d'azote nitrifié dépend donc de l'interaction de ces deux paramètres sur la biomasse et, par extension, du degré de dénitrification résultant. Cette situation n'est pas particulière à l'opération d'un réacteur opéré en mode de cuvée discontinue; le séjour prolongé de la biomasse au fond du réacteur est comparable à un taux de recyclage relativement faible qu'on retroue pour la biomasse d'un réacteur opérant en continu.

La baisse d'efficacité de la nitrification à des TRH plus courts que 5 jours résulte en une hausse de la charge d'azote résiduel NTK dans l'effluent. Cet effet est présenté à la figure 10.11 en fonction de la charge organique appliquée (85 g . j^{-1}).

Dans un écosystème mixte comme celui des boues activées où microorganismes hétérotrophes et autotrophes évoluent en même temps dans le même milieu, l'équilibre entre les diverses espèces dépend des conditions imposées et de la disponibilité des substrats spécifiquement utilisés par des groupes d'espèces et non par d'autres. Nous avons précisé plus haut à ce sujet qu'a des âges de boues plus grands que 15 jours, les espèces nitrifiantes sont bien développées (voir figure 10.9). Nonobstant l'influence du TRH sur la nitrification, la charge d'azote NTK dans l'effluent tend à diminuer en fonction du TRB (figure 10.12). A un TRB de 10 jours et en dessous,

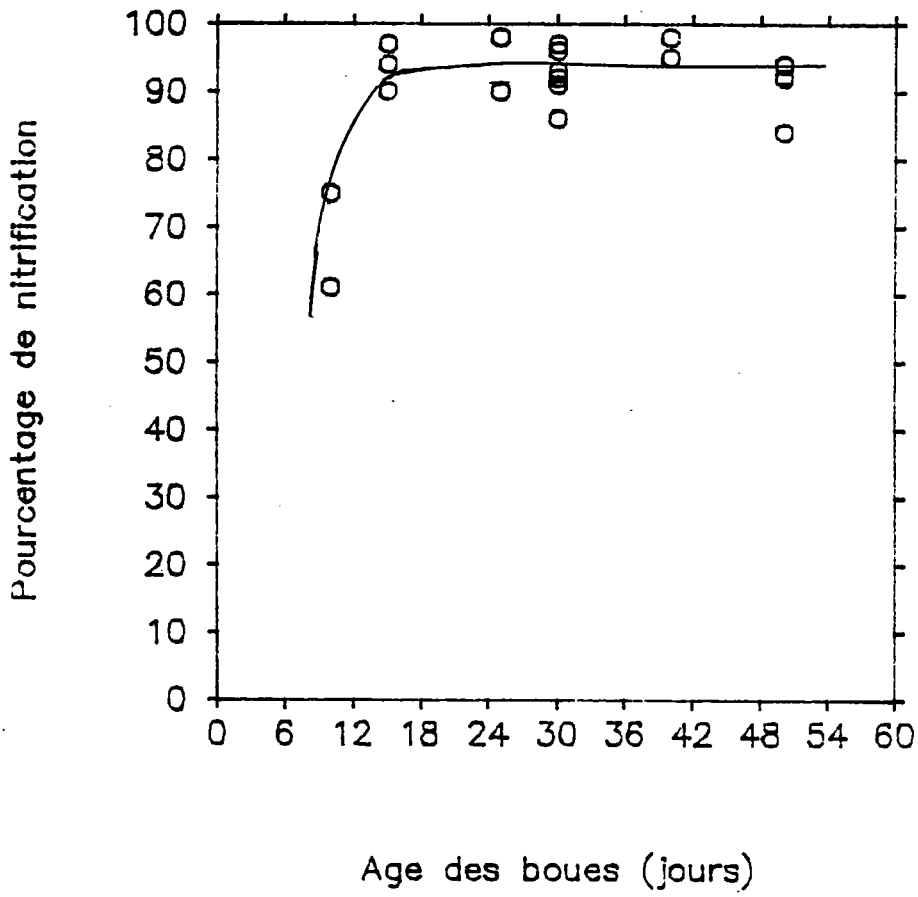


Figure 10.9 Pourcentage de nitrification en fonction de l'âge de boues

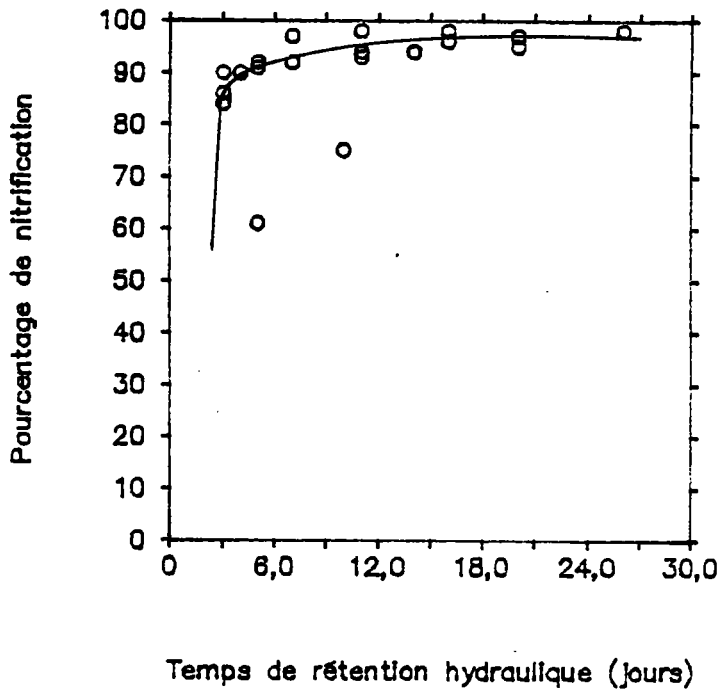


Figure 10.10 Pourcentage de nitrification en fonction du temps de rétention hydraulique

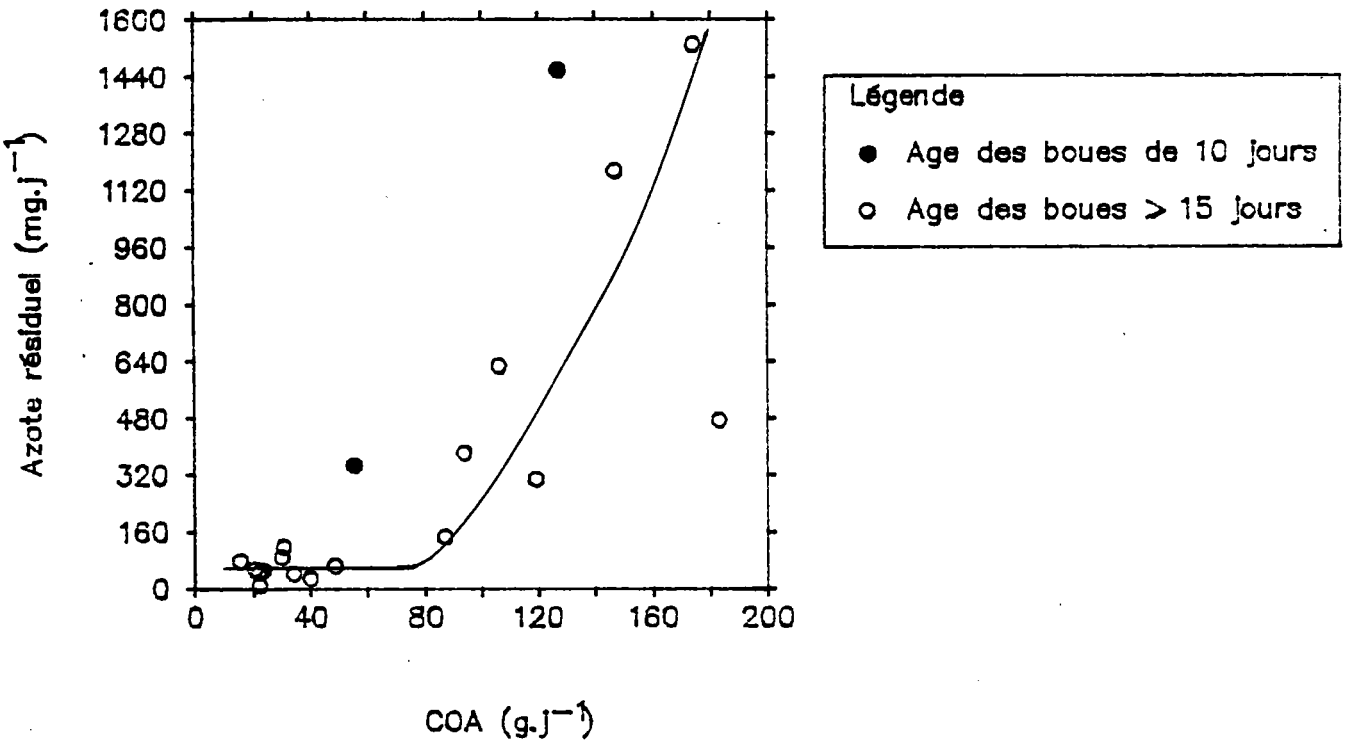


Figure 10.11 Evolution de la charge azotée résiduelle dans l'effluent en fonction de la charge organique appliquée

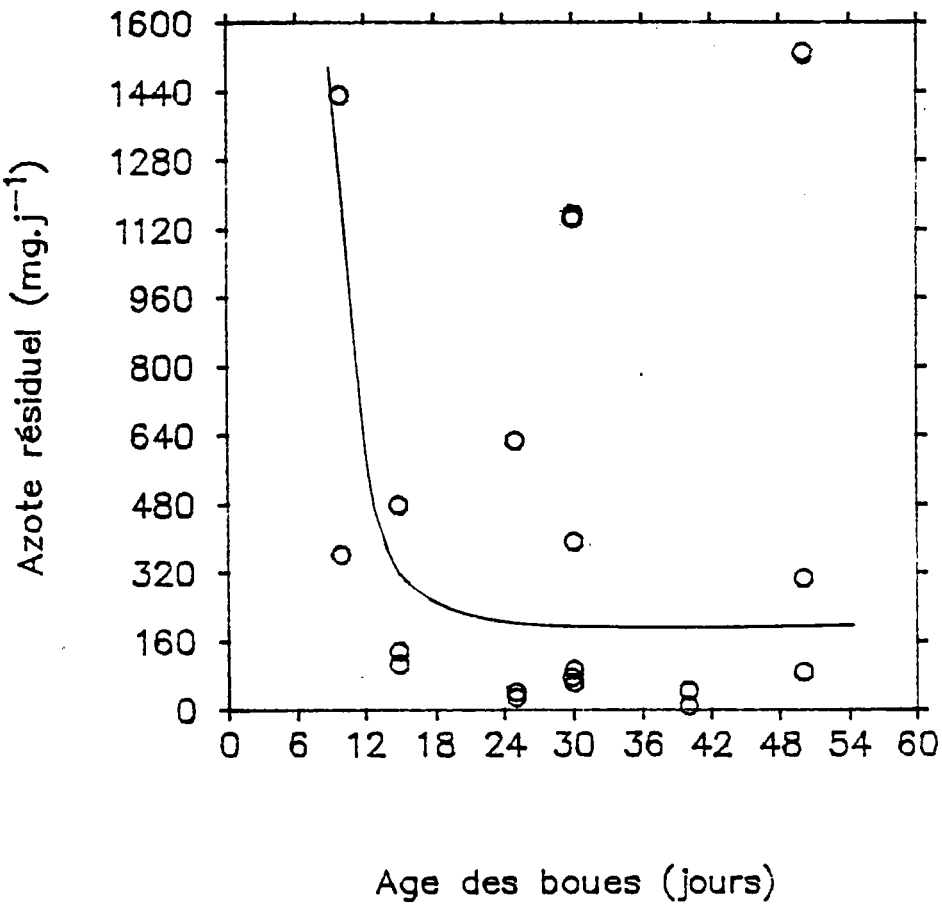


Figure 10.12 Relation entre la charge azotée résiduelle et l'âge de boues

l'assimilation d'azote par les microorganismes hétérotrophes a préséance sur le processus de nitrification à cause des effets de la métabolisation des matières organiques sur le pH et sur la disponibilité d'oxygène dissous dans le milieu où vivent les bactéries nitrifiantes. A ces faibles TRB, le processus de nitrification est aussi affecté par le nombre considérablement plus faible des bactéries nitrifiantes, évalué à moins de 5% du total de la masse biologique (Benefield et Randall, 1980) et par le taux de croissance maximale des Nitrosomonas (Sutton et al., 1978).

La croissance des bactéries nitrifiantes n'est limitée, en l'absence de facteurs inhibiteurs, que par la disponibilité d'azote ammoniacal et d'azote sous forme de nitrite (Sutton et al., 1978). Elle dépend ainsi de la teneur d'azote dans l'affluent, laquelle est en corrélation avec la charge organique de l'eau. (Coefficient de corrélation de Pearson: 0,91).
d'où:

g . NTK appliqués/j = 1,6 + 0,08 (g . DCO appliqués/j)

Mentionnons enfin que la dénitrification observée durant la décantation (voir 10.2) ne s'est pas poursuivie jusqu'à sa fin puisque il restait une quantité importante de nitrates dans l'effluent. Ce processus incomplet, a influencé la concentration des nitrates dans l'effluent. Le degré d'accomplissement des biosynthèses contrôle ainsi, concomitamment avec la nitrification, la concentration résiduelle d'azote dans l'effluent. On doit donc distinguer entre l'effet de la charge organique sur la dénitrification et l'effet contraire de cette même charge sur la nitrification (voir figures 10.8 et 10.11 respectivement).

10.4 SURFACE DE RÉPONSE POUR L'AZOTE RÉSIDUEL

En vue de définir une surface de réponse pour l'azote dans l'effluent, nous examinerons les effets des concentrations de l'azote et de la matière organique de l'affluent sur la concentration résiduelle d'azote de l'effluent.

Nous analyserons d'abord l'évolution de la teneur d'azote résiduel en fonction de la teneur d'azote dans l'eau brute. A cette fin la relation de Monod (1949) est fréquemment utilisée (Argaman et Brenner, 1986) pour relier la vitesse de nitrification à la concentration du substrat azoté disponible:

$$k_n = \frac{k_{max}\,[N]}{K_s + [N]}$$

où k_n = vitesse spécifique de nitrification en N/g.j
k_{max} = vitesse spécifique maximum de nitrification en N/g-j
[N] = concentration du substrat azoté dans l'affluent en mg/l
K_s = contante de saturation en N pour le système en mg/l

Cette relation indique que lorsque la concentration de substrat azoté est beaucoup plus grande que K_s, l'ordre de la réaction équivaut à zéro et la vitesse spécifique de nitrification est maximale et constante. Lorsque K_s dépasse la concentration de substrat azoté, la réaction devient du premier ordre et la vitesse spécifique de nitrification devient proportionnelle à la concentration d'azote dans le réacteur. Le système étant limité en azote la concentration d'azote dans l'effluent devrait être négligeable. Toutefois, Sutton et al. (1978) ont trouvé que l'azote résiduel n'atteint jamais une valeur de zéro mais plutôt une valeur minimale de 2 ou 3 mg/l en NTK dans les meilleures conditions d'opération. La vitesse maximale spécifique de nitrification rapportée sur la base d'une concentration de biomasse hétérotrophe est de l'ordre de 0,53 g-N/g-MLVSS/j (Sutton et al., 1978; Grady et Lim, 1980).

En tenant compte de la portion d'azote dénitrifié on a établi que les vitesses de nitrification auquelles nos réacteurs ont fonctionné se situaient entre 0,008 et 0,02 g-N/g-MLVSS/j.; la différence avec la vitesse maximale précitée pour la nitrification reflète possiblement un temps de réaction beaucoup plus court que le cycle journalier de l'aération pour lesquelles la vitesse spécifique apparente de la nitrification était calculée, et les concentrations d'azote ammoniacal et du NTK mesurés. Le tableau 10.1 présente les vitesses spécifiques apparentes de nitrification calculées pour nos conditions expérimentales et les concentrations d'azote ammoniacal et du NTK mesurée dans les effluents.

La figure 10.13 esquisse la relation entre la vitesse de nitrification de nos réacteurs et la concentration d'azote ammoniacal dans l'effluent. La vitesse spécifique apparente de nitrification y apparait maximale à partir d'une concentration d'azote ammoniacal résiduel de 1 à 2 mg N/l. Cette relation suggère que la nitrification suivait, dans la majorité des cas, une réaction d'ordre zéro.

Par ailleurs, le tableau 10.1 montre que les conditions pour lesquelles la teneur résiduelle d'azote ammonical était plus grande que 2,5 mg/l avaient des TRH plus courts que 5 jours ou des TRB plus faibles que 15 jours. Ces deux durées rappelons-le apparaissaient comme des limites sous

Conditions expérimentales		Vitesse de nitrification	N_{NH_3} résiduel	N_{NKT} résiduel
Codes	TRH/TRB (jours)	gN/gMVSS/j	mg/l	mg/l
A3	11,4/30	0,01	2,5	4,4
A6	4 /25	0,022	6,8	18,3
A7	11,4/25	0,01	0,7	3,4
A9	3 /15	0,018	2,9	10,5
A10	7 /15	0,023	1,5	7,4
A12	7 /10	0,01	13,0	17,7
B6*	5,5/30	0,01	0,6	2,7
B7*	8,6/30	0,008	2,5	6,7
B8*	11,4/30	0,01	0,5	4,4
B9*	2,8/30	0,02	4,25	11,1
B11	2,8/30	0,016	15,0	24,3
C3	16 /30	0,008	1,1	5,8
C6	20 /40	0,008	0,8	6,4
C8	5 /50	0,014	1,4	11,2
C9	3 /50	0,019	14,7	33,4

* Expériences réalisées avec un influent dilué.

Tableau 10.1: Vitesses de nitrification et concentrations d'azote ammoniacal et NKT dans l'effluent

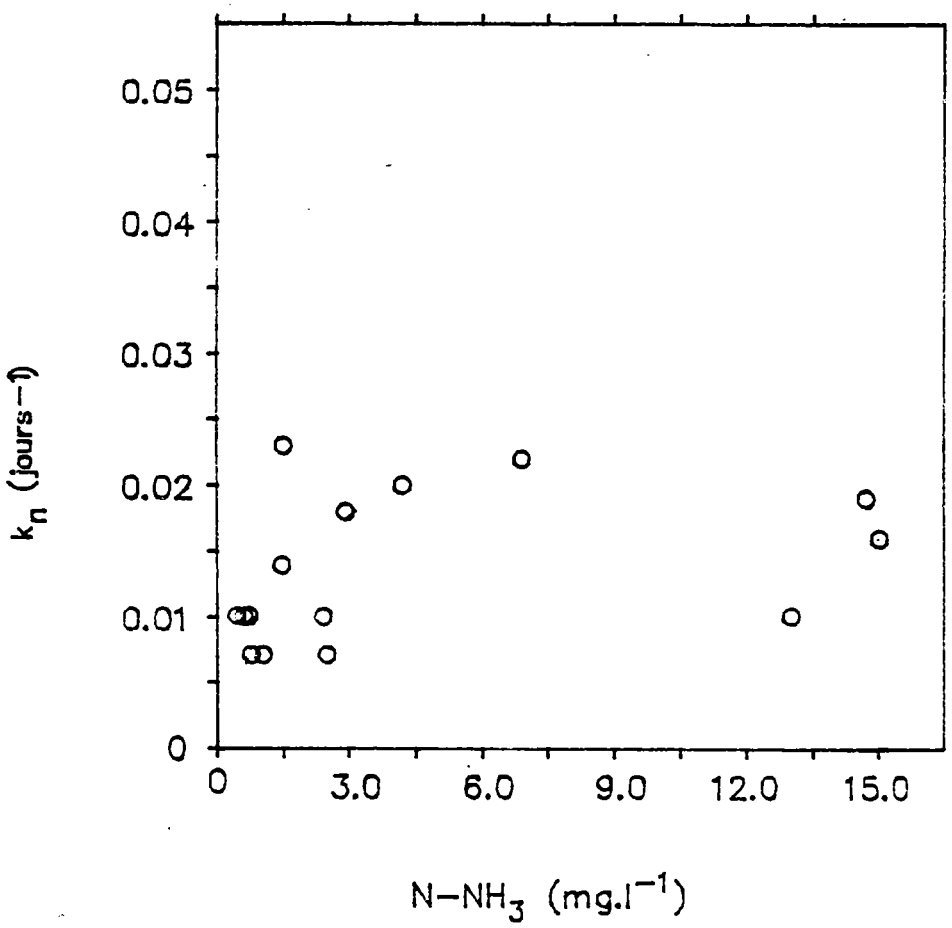


Figure 10.13 Vitesse spécifique apparente de la nitrification, k_n, en fonction de la concentration de l'azote ammoniacal dans le réacteur

lesquelles l'efficacité de la nitrification diminuait (voir figures 10.9 et 10.10). En effet, un TRH plus court lessiverait du système une partie de la polulation nitrifiante avec les solides en suspension et un TRB trop court ne permet pas la pleine croissance des espèces nitrifiantes.

La vitesse calculée de nitrification étant le résultat d'une quantité d'azote nitrifié par jour divisée par la masse biologique dans le réacteur, il s'ensuit que si la période pendant laquelle on mesure l'azote nitrifié est racourcie, la vitesse apparante augmentera. Ainsi, lorsque cette période est égale au temps de réaction, on obtiendrait la vitesse maximale de nitrification. Pour des conditions où la réaction est complète, le NKT résiduel serait alors principalement composé d'azote organique d'origine biologique. Par conséquent, toute la quantité d'azote disponible aura été nitrifiée et la teneur résiduelle de NTK ne serait pas due à un substrat initial non utilisé pendant la nitrification. Ceci nous amène à penser que le système serait capable d'absorber les chocs azotés sans effets sur la concentration de l'azote dans l'effluent tant que les limites inférieures des TRH et des TRB, contrôlées par l'efficacité de la floculation et de l'enlèvement des solides en suspension, ne sont pas dépassées.

Examinons à présent l'effet de la matière organique de l'affluent sur la concentration d'azote résiduel dans l'effluent en étudiant la relation entre le rapport DCO/NTK de l'affluent et la teneur NTK de l'effluent. Hart et Sherrard (1983) ont explicité à partir d'un travail théorique qu'à des rapports DCO/NTK plus faibles que 20, dans l'eau brute, l'azote ne limitait pas la croissance biologique. Dans cette situation, les besoins en azote de la biomasse sont comblés et l'excédent apparaitrait dans l'effluent sous forme d'azote ammoniacal si le processus de nitrification n'a pas lieu, ou sous forme nitrifiée s'il a lieu. L'âge de boues intervient dans ce processus. Lorsque le taux de croissance de la biomasse est élevé à un âge de boues faible, la proportion d'azote dirigée vers la biosynthèse sera plus grande qu'à un taux de croissance faible de biomasse. Dans un cas comme dans l'autre, quand la nitrification a lieu, c'est la proportion d'azote nitrifié qui est affectée et la concentration d'azote résiduel dans l'effluent devrait être minimale. Si l'âge de boues diminue au point où la nitrification est effectivement arrêtée, l'azote résiduel NTK augmentera (voir figure 10.9).

Lorsque le rapport DCO/NTK est élevé et lorsque la concentration azotée de l'affluent atteint un seuil limitant, l'azote disponible sera dirigé vers la biosynthèse et, dans ce cas également, l'azote NTK dans l'effluent devrait être minimal.

Il ressort que lorsque les conditions d'opération sont favorables à la nitrication et lorsque l'affluent n'est pas limité en azote, le rapport DCO/NTK de l'eau brute n'aura aucune influence sur la concentration d'azote résiduel dans l'effluent. Nos résultats confirment ceci comme l'illustre la figure 10.14 pour les âges de boues de 10 jours à 50 jours.Seule la distribution de l'azote entre la biosynthèse et la nitrification sera influencée. La forte corrélation entre la DCO et le NTK de l'affluent (voir 10.3) soutient aussi que la variabilité de la DCO sera acompagnée par une variabilité du NTK dans le même sens. Par conséquent, comme pour le NTK de l'affluent, la variabilité de la DCO brute n'aura pas d'effet sur la concentration d'azote résiduel dans l'effluent.

Compte tenu de ce qui précède, l'âge de boues et le temps de séjour hydraulique sont les deux facteurs qui détermineront la concentration de l'azote résiduel dans l'effluent . On peut donc représenter l'évolution de la concentration d'azote résiduel par une surface de réponse en fonction de ces deux paramètres mesurables. Notons que le temps de rétention hydraulique inclut non-seulement un temps de contact ou de réaction entre microorganismes et substrat mais aussi un débit. L'absence d'effet de la DCO, tel que stipulé plus haut, permet de retenir comme coordonnées de cette surface de réponse l'âge de boues et la charge organique appliquée. Ainsi, nous pourrons différencier la concentration d'azote résiduel sur une même base que l'enlèvement du phosphore, (voir figure 10.6), la teneur des solides volatils en suspension (voir figure 8.5) et la DCO filtrée (voir figure 8.4) de l'effluent. La figure 10.15 présente la surface de réponse et la figure 10.16 présente les régions régions d'isoréponse pour la teneur d'azote résiduel dans l'effluent.

En examinant la figure 10.16 et la figure 10.11 avec celles des isoréponses des autres paramètres (voir figures 8.4 et 8.5), on constate qu'une opération à un âge de boues de 15 jours produira un effluent qui rencontrera les limites pour la DCO filtrée et la teneur des solides en suspension de l'effluent et optimisera aussi la nitrification. Cette opération à un âge de boues de 15 jours et plus avec une charge organique ne dépassant pas 80 g/j donnera un effluent où la charge d'azote NTK rejetée sera marginale (voir figure 10.11). De plus, l'enlèvement du phosphore sera maximisé pour un système opérant au même âge de boues et à la même charge organique appliquée (voir figure 10.6).

Deux régions d'isoréponse peuvent être définies sur la surface de réponse de l'azote rejeté dans l'effluent. La région I est celle où il y a

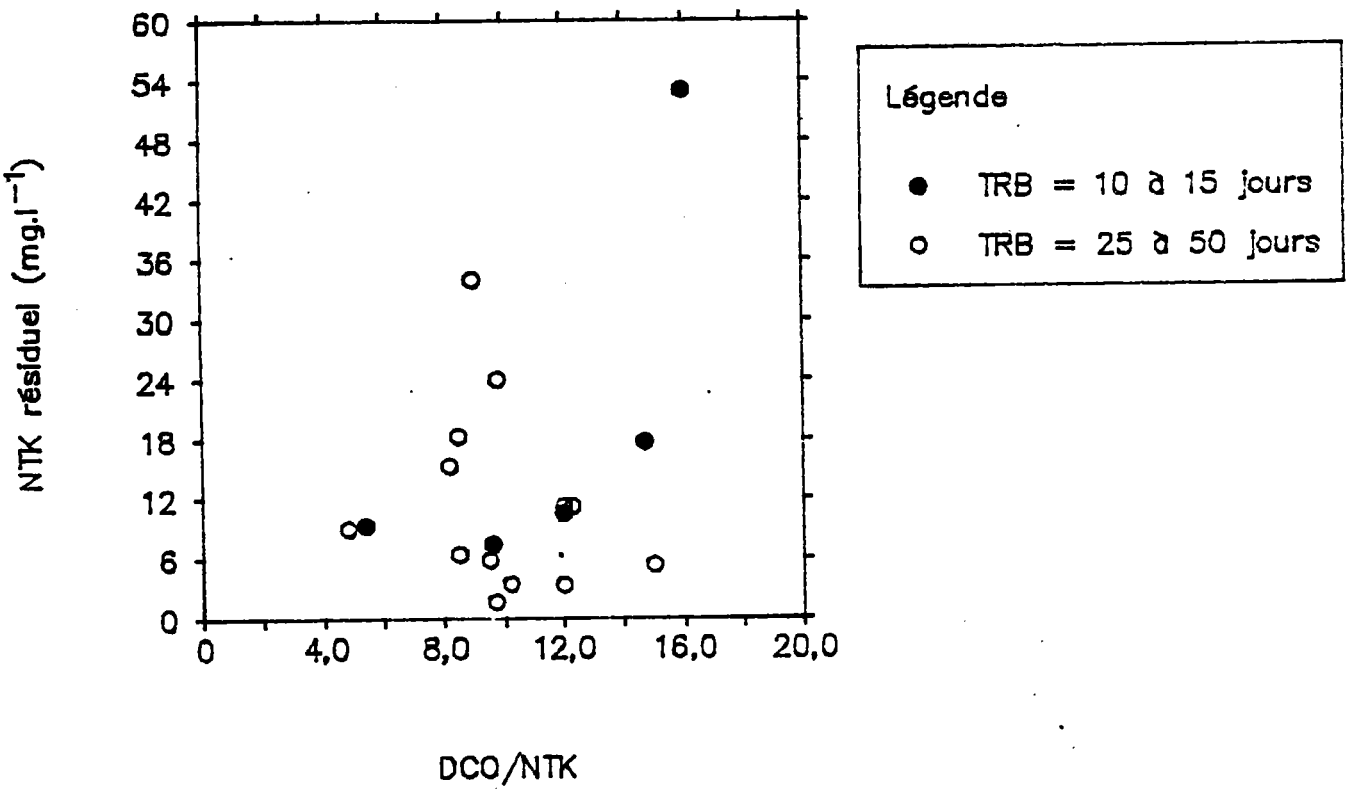


Figure 10.14 Relation entre le rapport DCO/N et la concentration du NTK de l'effluent

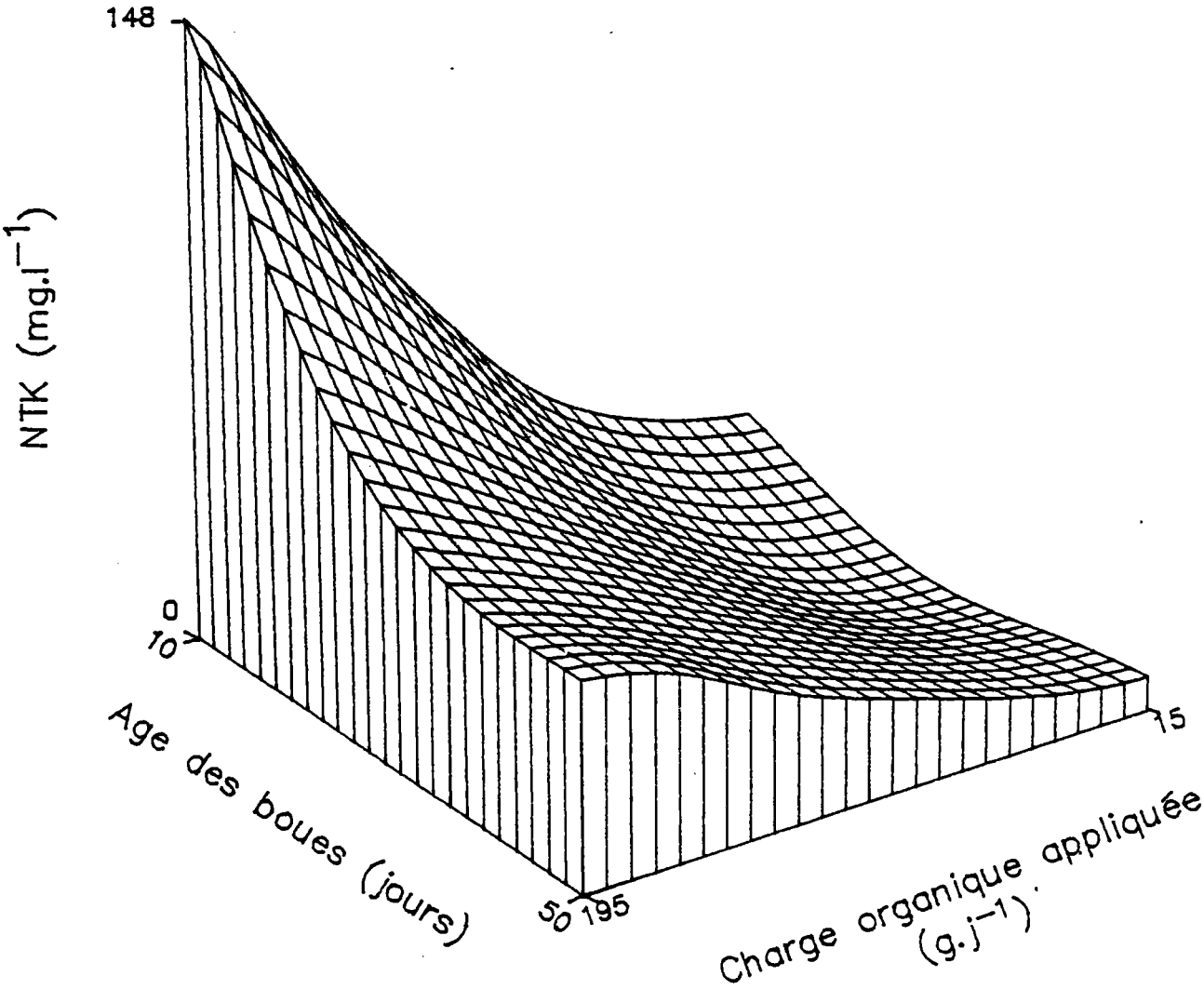


Figure 10.15 Vue tridimensionnelle du profil de surface de réponse pour le NTK de l'effluent

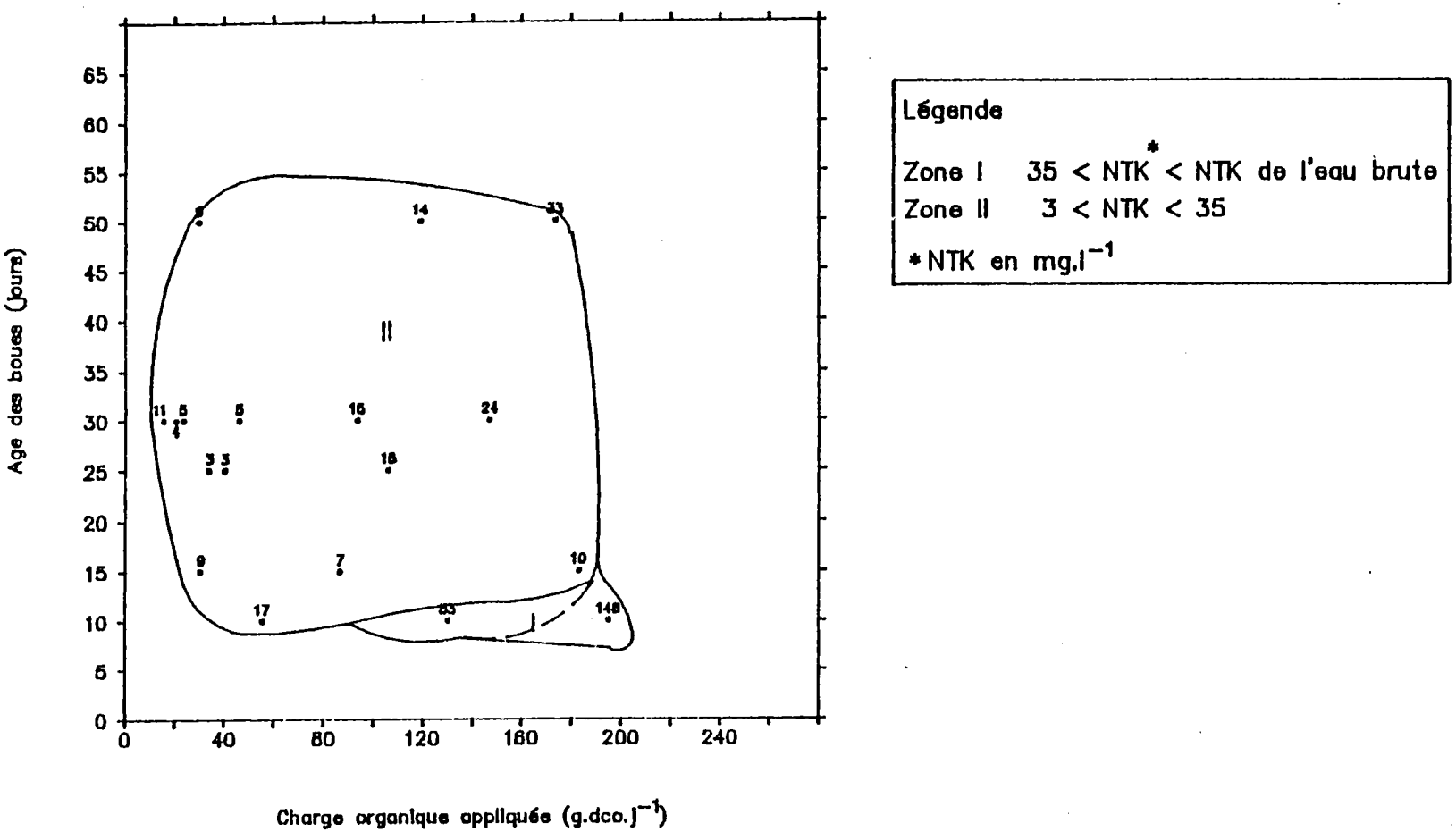


Figure 10.16 Régions d'isoréponse pour le NTK de l'effluent en fonction de la charge organique appliquée et de l'âge de boues

une variation du NTK résiduel en fonction du TRB et de la charge organique. La région II montre une quasi-indépendance du NTK résiduel par rapport aux paramètres de contrôle. Dans la région I, le NTK provenant de l'affluent augmente lorsque le TRB diminue et/ou lorsque la charge organique augmente. Dans cette région, l'azote résiduel est de provenance microbienne, soit des sous-produits de métabolisation, d'excrétion et/ou de résidus cellulaires, ou représente des fractions azotées des solides en suspension. Il serait logique alors d'associer dans cette région la concentration du NTK résiduel à la concentration de la biomasse comme on la fait pour la DCO filtrée (voir 8.3).

Cette association fait l'objet de la figure 10.17, laquelle indique qu'à l'âge de boues de 30 jours, il y a une tendance à l'accroissement du NTK résiduel en fonction de la concentration de la biomasse dans le réacteur. Les temps de séjour hydraulique pour cet ensemble d'expérience sont de 3 à 11 jours. Parkin et McCarty (1981) ont obtenu des résultats similaires pour une étude de traitabilité d'effluents synthétiques: ils ont observé une forte correlation entre la concentration de la biomasse et le relâchement d'azote organique filtrable dans le milieu.

Envisageons ici quelle serait la réponse en N résiduel si les concentrations du NTK et de la DCO de l'affluent variaient indépendamment l'une de l'autre. Certes, nous avons déjà fait état du lien entre la concentration de la DCO et celle du NTK dans l'affluent (voir 10.3) et les variation extrèmes et aléatoires de ces deux paramètres. Celles-ci sont assez rares durant une longue période pour modifier la performance. Mais, il y a néanmoins lieu d'envisager une telle possibilité. Si la concentration de la DCO devait augmenter de manière disproportionnée par rapport à la concentration d'azote dans l'affluent, ceci serait profitable à la biomasse hétérotrophe. La concentration de la biomasse augmenterait et selon la figure 10.17, le résiduel azoté augmenterait aussi. Il y a alors un risque que l'apport de NTK devienne limitant pour la croissance et l'efficacité du système dans son ensemble en souffrirait. D'autre part, si la teneur NTK de l'affluent variait sans que la DCO change, la biomasse autotrophe serait favorisée et produirait une plus grande quantité d'azote nitrifié. Le NTK résiduel ne devrait pas être modifié à moins que des conditions inhibitrices se développent.

En conditions normales, la teneur en NTK de l'effluent dépendra de l'interaction entre le TRB et le TRH sur la biomasse. La figure 10.17 suggère que pour minimiser la concentration de NTK dans l'effluent, il est nécessaire d'opérer dans des conditions qui donneront une concentration de biomasse dans le réacteur inférieure à 1500 mg/l. Les surfaces de réponse

des autres paramètres indiqueront le rendement probable pour cette éxigence et, rappelons-le, à ces valeurs de concentration de biomasse, la dénitrification n'aura probablement pas lieu (voir figure 10.7): il en résultera un effluent plus fortement chargé en nitrates.

Dans la région d'isoréponse I (voir figure 10.16), l'augmentation du résiduel d'azote dans l'effluent dépendra des conditions suivantes:

- âge de boues trop faible pour permettre l'établissement de populations d'espèces nitrifiantes;
- temps de séjour hydraulique trop court pour favoriser un contact suffisant avec le substrat azoté;
- localisation des paramètres de contrôle dans cette portion de sa surface, laquelle est caractérisée par des pentes fortes et variables indiquant que des changements rapides dans le rendement auront lieu selon les choix des paramètres de contrôle;
- variabilité de la DCO et du NTK de l'affluent: ces deux variables n'auront pas d'effet sur le résiduel d'azote NKT dans l'effluent mais influenceront la concentration de nitrates produits.

Par contre, dans la région d'isoréponse II, le résiduel azoté dépendra de l'interaction entre le TRB, le TRH et la DCO de l'affluent sur la concentration de la biomasse. Nos résultats montrent une plage de concentrations de NTK résiduel entre 2,5 mg/l et 15mg/l pour des TRH plus longs que 5 jours et des TRB entre 15 et 50 jours (voir tableau 19.1). L'azote résiduel augmentera si le temps de réaction nécessaire pour la nitrification est plus long que le cycle journalier d'opération; ce temps de réaction est fonction de la charge d'azote nitrifiable, de la concentration de bactéries autotrophes et de la vitesse maximale de nitrification. La vitesse spécifique apparente de nitrification variera en fonction du TRH, du TRB, de la DCO et du NTK de l'affluent. La performance du système sera aussi influencée par la présence de facteurs inhibiteurs, le pH et la concentration de l'oxygène dissous.

Deux expériences, soit B12 et C10, diffèrent de l'ensemble des expériences pour leur réponse en NTK résiduel dans la région d'isoréponse II. Elles sont caractérisées par une défloculation et une décroissance de la biomasse.

Malgré que ces conditions se situent dans les zones III et V des régions d'isoréponse aux figures 8.4 et 8.5, nous ne décelons pas d'augmentation du résiduel de NTK par rapport à l'ensemble des autres expériences.

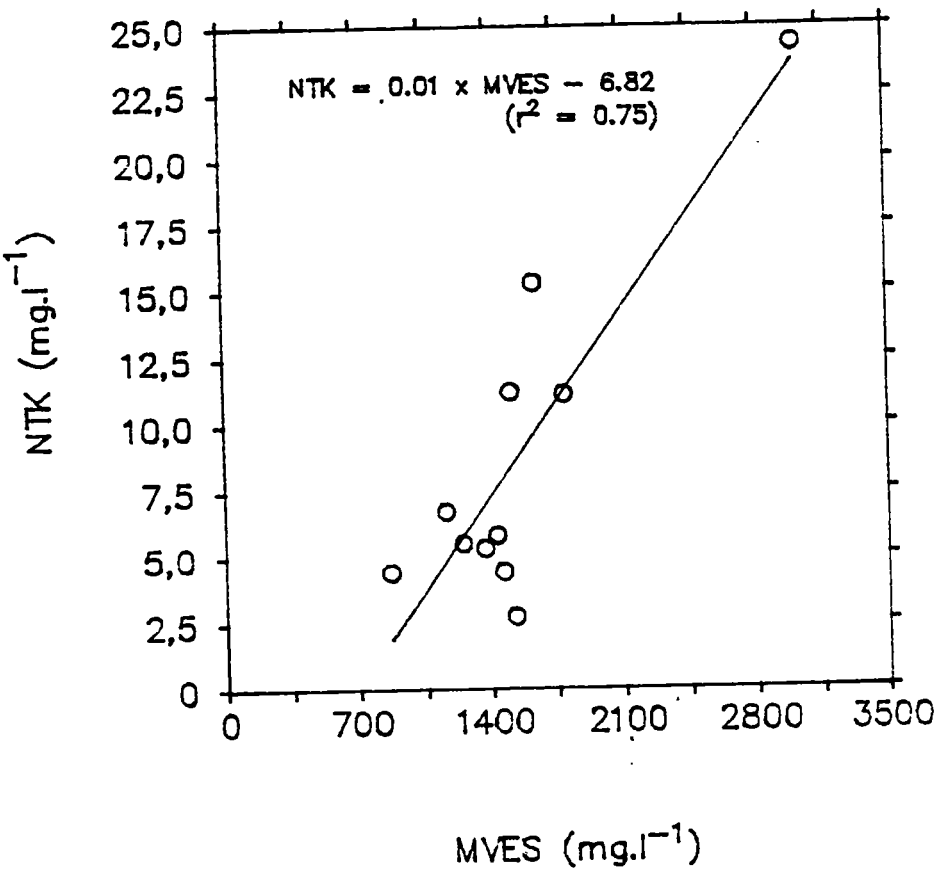


Figure 10.17 Relation entre la concentration du NTK de l'effluent et la concentration de la biomasse dans le réacteur

Pour tenter d'expliquer cette différence, nous avons considéré l'azote organique. Son origine et sa composition varient avec l'évolution du traitement tant durant un cycle donné que d'une expérience à l'autre comme l'indique l'étude de Parkin et McCarty (1981) faite en laboratoire avec un affluent synthétique à un âge de boues de 6 jours. Nonobstant la probabilité que la composition de l'azote organique puisse varier en fonction des conditions d'opérations, bien que cela n'ait pas été démontré dans la littérature consultée par une caractérisation chimique de la composition azotée résiduelle, nos résultats indiquent que la concentration de NTK résiduel reste sensiblement du même ordre de grandeur malgré le fonctionnement des réacteurs sur une grande gamme de conditions d'opération (TRB et charges organiques) de la région d'isoréponse II. Nous croyons que ceci est dû à la synergie des effets du TRB, du TRH et des concentrations organique et azotée de l'affluent sur la concentration de la biomasse. Nous croyons probable aussi, que l'azote organique relâché durant les diverses étapes de biodégradation ait été utilisé par la population nitrifiante et se retrouve dans le milieu sous forme de nitrates; l'azote résiduel restant en solution serait alors non utilisé. Ceci expliquerait l'apparente contradiction pour les deux expériences B12 et C10 en particulier, où la DCO filtrée et la teneur des solides volatils en suspension étaient très élevées (173 mg/l et 157 mg/l respectivement pour l'expérience B12, 145 mg/l et 186 mg/l pour l'expérience C10) tandis que la teneur de NTK dans l'effluent était faible (11mg/l). Ici pour l'expérience B12 la concentration de l'azote nitrifié (305 mg/l) dépassait considérablement celle du NTK dans l'affluent (236 mg/l). L'azote ammoniacal dans l'effluent était à une concentration faible (0,7 mg/l). Cette nitrification en phase endogène de l'azote excrété doit jouer un rôle de premier plan durant l'opération d'un système d'épuration car on ne retrouve pas dans la littérature d'études montrant un résiduel azoté significativement différent pour divers systèmes d'épuration, soient-ils de type conventionnel, aération prolongée ou étangs aérés. Huang et Drew (1985) et Tétrault et al (1986) montrent des données d'opération qui confirment cette observation tandis que le modèle proposé par Parkin et McCarty (1981) ne tient pas compte de cet aspect.

Le concept de surface de réponse appliqué à l'enlèvement des azotes dans un système de traitabilité peut rallier les observations d'auteurs qui ont étudié ou tenté de simuler le rendement de stations d'épuration. Ce concept permet d'optimiser les choix en établissant les limites pratiques atteignables en situation dynamique et explique la variabilité de la vitesse spécifique apparante de nitrification en fonction d'une notion de temps de réaction et des paramètres de contrôle.

11. CONCEPT DE SURFACE DE RÉPONSE ET CARACTÉRISTIQUES MICROBIOLOGIQUES ASSOCIÉES À LA TRAITABILITÉ

11.1 CONTEXTE DE LA DÉMARCHE

Les principaux groupes microbiologiques présents dans les réacteurs ainsi que leur ATP global ont été analysés lors de nos expériences en vue de déceler des tendances microbiologiques qui pourraient être associées au rendement et plus particulièrement aux surfaces de réponse.

À cause de contraintes financières, cette analyse fut sommaire. On ne put pousser l'identification microbiologique au-delà des classes taxonomiques, ni distinguer la teneur d'ATP par classe. De plus, il ne fut pas possible d'assumer un suivi journalier des caractéristiques microbiologiques. Par contre, la production d'ATP, a été examinée durant le cycle d'opération de 24 heures des réacteurs.

En comparant des conditions expérimentales réalisées à des charges organiques appliquées et des âges de boues divers, on s'attendrait à observer des grandes différences microbiologiques entre ces conditions. Pour obtenir une appréciation du changement qui pourrait se produire à l'intérieur d'une condition expérimentale, d'une semaine à l'autre, nous avons prélevé pour deux conditions différentes (TRH/TRB = 3/50 et 11/15) un échantillon par semaine. Le tableau 11.1 montre que pour ces deux conditions étudiées, la distribution des classes ne semble pas avoir changé, sauf pour le développement d'amibes nues au deuxième prélèvement de la condition 11/15. Ces résultats nous permettent de croire, avec une certaine prudence, que les groupes microbiologiques sont relativement bien établis. Ceci rejoint une constatation de Curds et Cockburn (1970), laquelle signale que les protozoaires ne réagissent pas rapidement aux variations hydrauliques et organiques, influençant peu leur distribution.

Nonobstant cette apparente stabilité, nous avons voulu vérifier s'il y avait une évolution des principaux groupes microbiologiques avec la traitabilité et, à cette fin, nous avons étudié ces groupes aux âges de boues de 10, 15, 30 et 50 jours et aux temps de séjour hydraulique de 3, 5, 7, 11, 14 et 20 jours. Le tableau 11.1 expose les résultats de cette étude.

11.2 ÉVOLUTION DES BACTÉRIES FILAMENTEUSES

Ces bactéries étaient présentes dans toutes les conditions étudiées (tableau 11.1), indépendamment des rapports F/M dont les valeurs se situaient entre 0,06 et 0,43 g/g.j et des concentrations d'oxygène dissous maintenues généralement au dessus de 2 mg/l. Le nombre de bactéries

Organisme ind./ml.	Condition expérimentale et charge organique enlevée									
	(186)* 3/15**	(188) 3/50	(147) 3/50	(114) 5/50	(64) 7/15	(57.5) 7/10	(36) 11/15	(30) 11/15	(24.5) 14/50	(20) 20/30
Filamenteuse	$1,82 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$1,5 \times 10^6$	$3,8 \times 10^5$	$8,9 \times 10^5$	$4,4 \times 10^5$	$5,1 \times 10^5$	$1,82 \times 10^5$	$3,4 \times 10^5$	$7,9 \times 10^4$
Flagellés	$2,1 \times 10^4$	$5,2 \times 10^5$	$1,4 \times 10^5$	$0,83 \times 10^4$	$1,8 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$3,7 \times 10^4$	$2,1 \times 10^4$	$7,5 \times 10^4$	$1,4 \times 10^3$
Amibes nues	$1,9 \times 10^4$	$3,3 \times 10^4$	$9,3 \times 10^4$	$1,25 \times 10^4$	0	$3,7 \times 10^4$	0	$1,9 \times 10^4$	$4,4 \times 10^4$	$5,7 \times 10^4$
Amibes Testacées	33	5×10^2	$6,4 \times 10^2$	$1,1 \times 10^4$	$6,9 \times 10^3$	11	0	0	$5,2 \times 10^2$	$5,6 \times 10^3$
Ciliés fixés	$2,5 \times 6^3$	$1,8 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$5,5 \times 10^3$	$1,7 \times 10^3$	$1,6 \times 10^2$	0	0	$1,7 \times 10^3$	$6,2 \times 10^2$
Ciliés libres	44	0	300	56	111	$1,3 \times 10^4$	0	778	$1,7 \times 10^4$	$6,9 \times 10^3$
Rotifères	$2,3 \times 10^2$	$2,5 \times 10^4$	$4,3 \times 10^3$	$2,4 \times 10^4$	$9,7 \times 10^3$	$5,9 \times 10^2$	0	89	$5,8 \times 10^4$	$4,99 \times 10^4$
Nématodes	89	67	22	0	33	11	0	0	0	0
Algues	$4,9 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$2,8 \times 10^4$	$3,7 \times 10^4$	$1,9 \times 10^4$	$5,5 \times 10^4$	$4,6 \times 10^4$	$8,9 \times 10^4$	2×10^5	$2,3 \times 10^4$
Hydracariens	0	0	22	0	78	0	0	11	0	0

* charge organique enlivée, g/j, pour la journée de l'identification ** TRH/TRB, jours.

Tableau 11.1: Sommaire de l'identification microfaunique.

filamenteuses était directement influencé par le TRH (figure 11.1) et par la DCO dans l'affluent (figure 11.2). Contrairement aux résultats de la figure 11.1 on observait à chacun des deux niveaux étudiés de DCO brute une importante variation dans le nombre de microorganismes (figure 11.2). En combinant le TRH et la DCO de l'affluent, on obtenait l'effet de la charge organique appliquée sur le nombre des bactéries filamenteuses (figure 11.3). Cet effet etait dominé par le temps de séjour hydraulique. Le résultat le plus surprenant fut l'absence d'effet évident de l'âge de boues sur le nombre de bactéries filamenteuses (figure 11.4). On constata ceci surtout pour deux ensembles de données entre les âges de boues de 15 et 50 jours.

Le contrôle du gonflement des boues "bulking" a fait l'objet d'études depuis longtemps (Smitt, 1934) et on attribue les causes du bulking à la présence, au nombre et à l'identité de bactéries filamenteuses (Farqhuar et Boyle, 1971). Sezgin et al.(1978) relient la cause du bulking au développement de filaments qui s'étendent en dehors du floc sur une distance plus grande que 10^7 microns/ml de biomasse. À une concentration de biomasse donnée, la décantation est contrôlée uniquement par la quantité de bactéries filamenteuses présentes dans le liquide mixte (Sezgin, 1980). Cette perception des causes du bulking est remise en question par d'autres chercheurs. Par exemple Forster et Dallas-Newton (1980) ne trouvent pas de correlation entre le nombre de filaments et l'indice du volume des boues. Ces auteurs pensent que, bien que des microorganismes filamenteux soient observés en conjonction avec la mauvaise décantation associée au bulking, on devrait plutôt interpréter leur rôle et leur présence dans un contexte microbiologique global et non fragmenté. Tomlinson et Chambers (1984) remettent en question l'examen microbiologique comme moyen d'identification des causes et des solutions au problème du bulking durant l'opération de stations d'épuration.

Cette polarisation d'idées et de méthodes montre le débat sur cette question et le besoin d'un concept unifiant les observations de divers auteurs. Nous n'avons pas trouvé dans la littérature consultée des travaux réalisés sur une grande plage de conditions d'opération pour préciser le rôle des bactéries filamenteuses dans la performance. Ceci nous a amené à analyser les résultats de 8 conditions d'opération (excluant les répétitions) en fonction des surfaces de réponses (figure 7.4 et 7.7) pour essayer de dégager l'influence des bactéries filamenteuses sur la performance. En se référant à la figure 8.4, nous ne pouvons faire aucun lien entre le nombre de bactéries filamenteuses et la DCO filtrée de l'effluent, les conditions expérimentales se trouvant toutes dans la même région II. En se référant aux figures (8.5 et 11.3), on constate qu'une diminution du nombre de bactéries filamenteuses coïncide avec un changement de région d'opération et avec un changement dans la qualité de l'effluent. Toutefois, à l'intérieur d'une

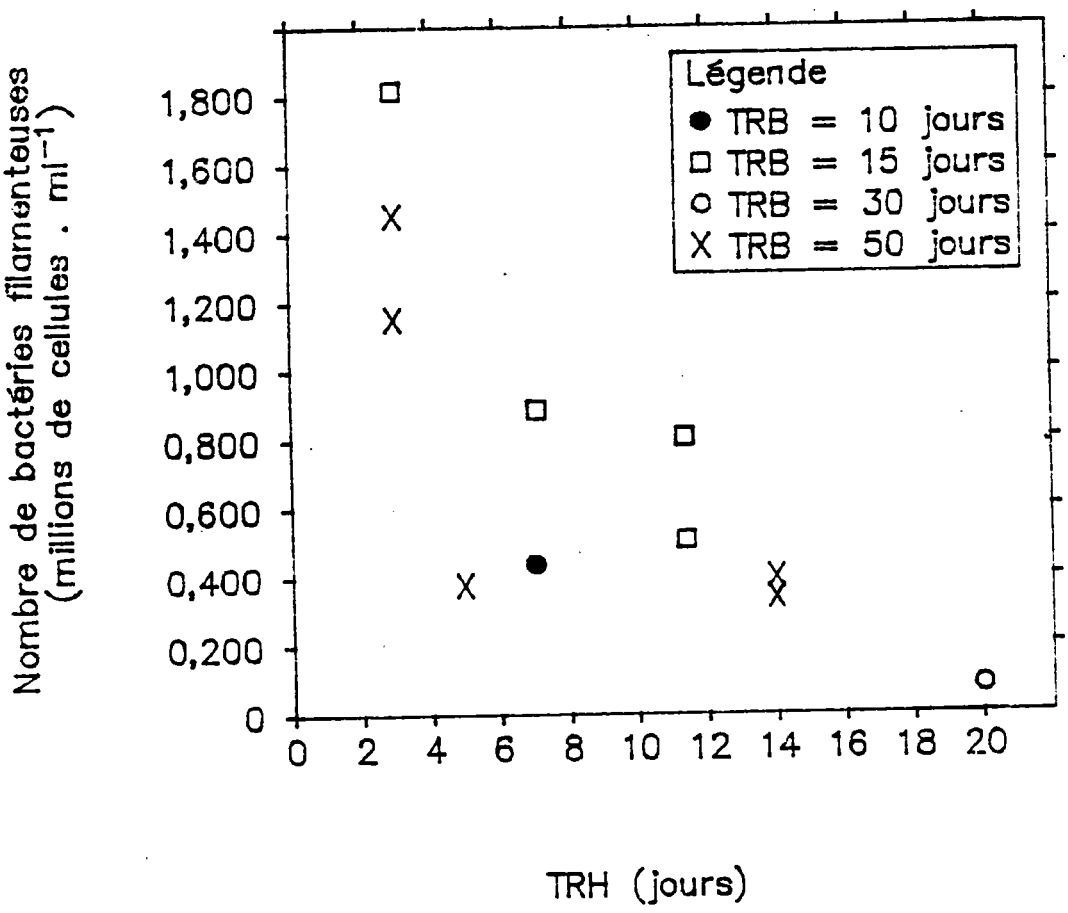


Figure 11.1 Influence du TRH sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse

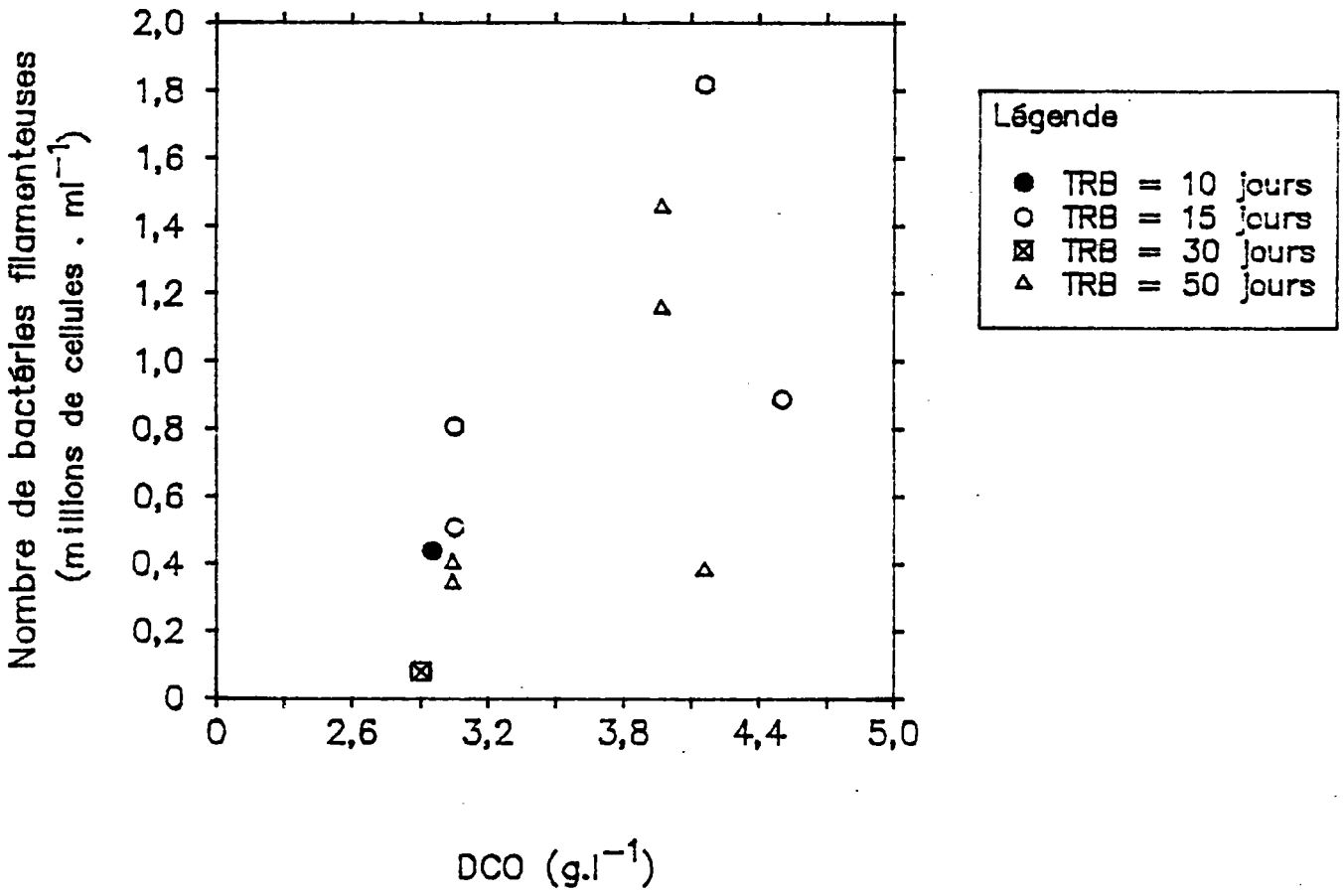


Figure 11.2 Influence de la DCO de l'eau brute sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse

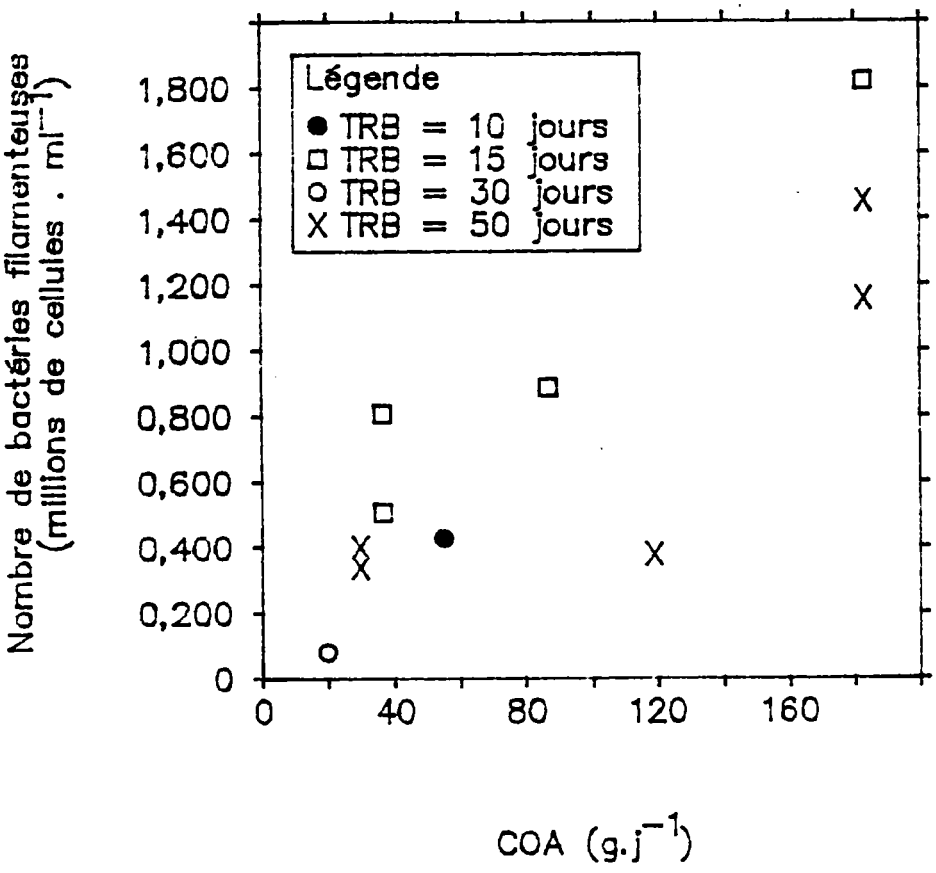


Figure 11.3 Influence de la charge organique appliquée sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse

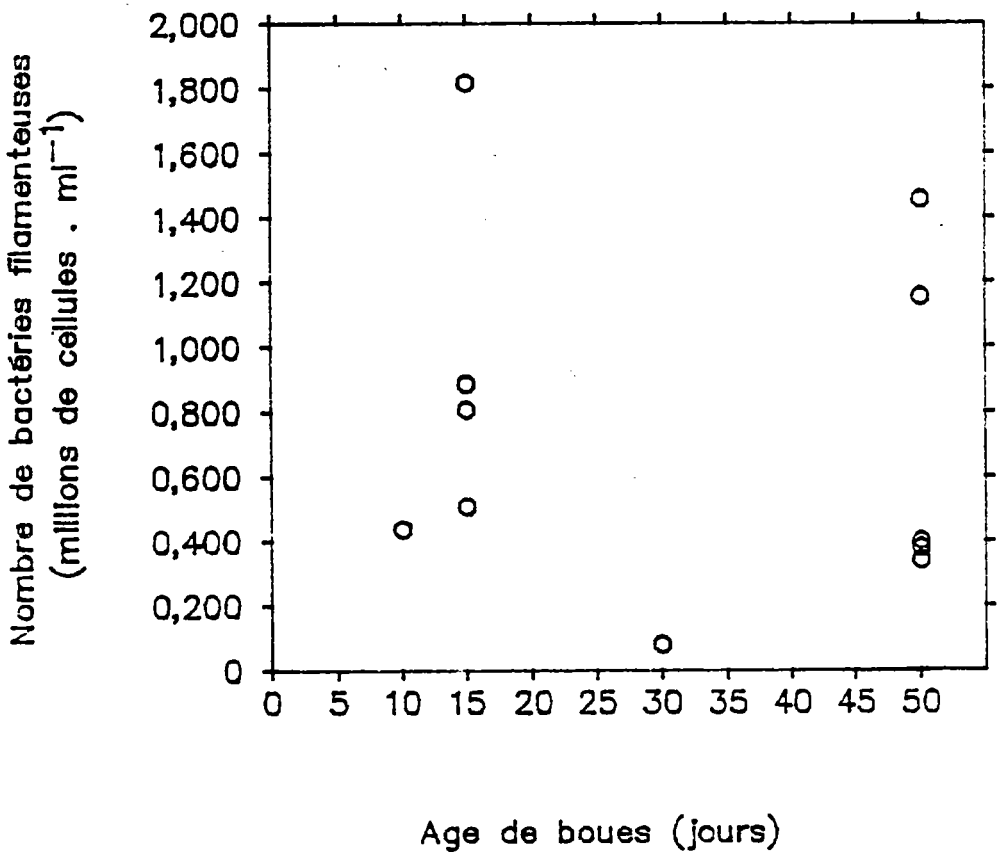


Figure 11.4 Influence de l'âge de boues sur le nombre d'organismes filamenteux présents dans la biomasse

même région d'isoréponse, par exemple aux âges de boues de 15 et 10 jours dans la région II où la qualité de l'effluent demeure sensiblement la même, le nombre d'organismes filamenteux diminue appréciablement (conditions TRH et TRB 3/15 et 7/10), (figure 8.3 et tableau 11.1). Il semblerait donc que le nombre de bactéries filamenteuses ne soit pas toujours un indicateur de performance. Leur présence doit cependant être prise en considérations en conjonction avec d'autres facteurs qui influencent la performance.

En exprimant le nombre de microorganismes filamenteux en fonction de la concentration de la biomasse, on observe à la figure 11.5 que le nombre de ces microorganismes par mg de biomasse dans le réacteur est relativement constant en fonction de la charge organique enlevée à un âge de boues donné. Par contre, on remarque aussi que cette concentration diminue avec l'âge de boues; l'association du nombre de microorganismes filamenteux et de la biomasse par un rapport met en évidence l'effet de l'âge de boues. Sezgin (1980) mentionne que c'est le nombre de microorganismes filamenteux qui détermine l'efficacité du processus de séparation solide/liquide. Nos résultats soutiennent au contraire que le nombre de bactéries filamenteuses est proportionnel à la concentration de la biomasse et qu'à un âge de boues donné leur concentration par mg de biomasse est constante. Cette proportionalité expliquerait pourquoi le nombre de bactéries filamenteuses augmente avec la concentration de la DCO dans l'affluent, avec la charge organique enlevée ou avec une baisse du TRH car la concentration de la biomasse réagit exactement de la même manière envers ces paramètres (voir 8.3). Puisque le nombre de microorganismes filamenteux par mg de biomasse demeure constant à un âge de boues donné, il s'ensuit qu'une hausse de la concentration de la biomasse résulte nécessairement en une augmentation du nombre de bactéries filamenteuses. Cette distinction modifie l'interprétation de Sézgin et al. (1978) sur le rôle des bactéries filamenteuses dans le gonflement des boues (voir plus haut). Par ailleurs, Lee et al.(1982) ont observé que le nombre de microorganismes filamenteux était plus élevé quand, à débit constant, ils augmentaient la DCO de l'eau à traiter. Ils notaient que le gonflement des boues devenait évident quand la concentration de la biomasse atteignait 3,5 g/l.

Le tableau 11.2 indique que le volume occuppé par la biomasse dans le réacteur augmente pour un âge de boues donné, avec la concentration de la biomasse. Sur le plan opérationel, plus le volume occupé par la biomasse augmente plus la séparation solide/liquide devient difficile. La manifestation du phénomène de bulking ne résulterait pas nécessairement d'une augmentation du nombre de microorganismes filamenteux, mais plutôt de l'enchevêtrement de ceux-ci dans le floc biologique, ce qui réduirait ainsi sa densité et son degré de compaction. L'efficacité de la séparation solide/liquide, caractérisée par les régions d'isoréponse pour la teneur des solides

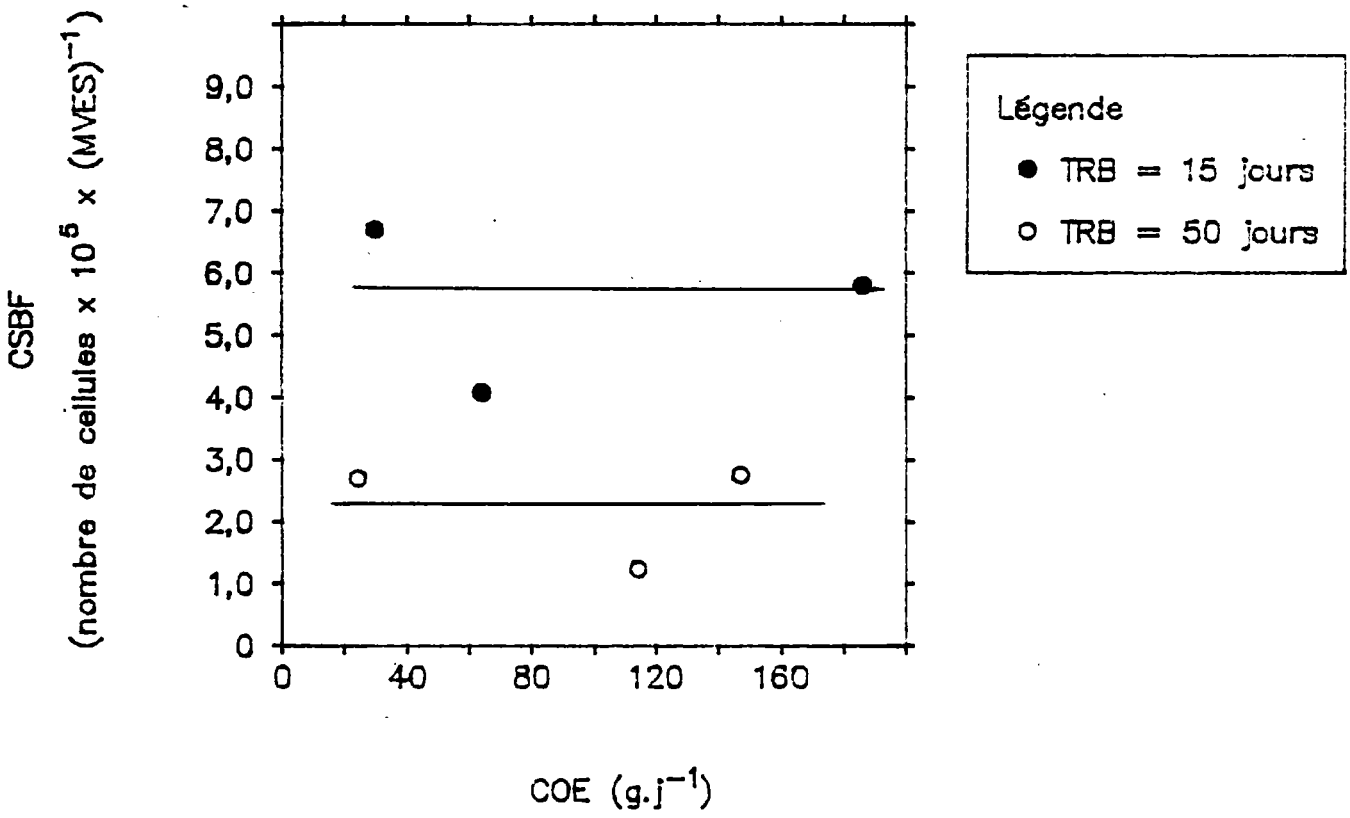


Figure 11.5 Relation entre la concentration spécifique des organismes filamenteux (CSBF) et la charge organique enlevée à différents âges de boues

Conditions expérimentales	Paramètres						
TRH/TRB	Charge organique appliquée	DBO_5 totale	DBO_5 filtrée	MVES effluent	Concentration de la biomasse	% du volume occupé par le lit de boues	Concentration des micro-organismes filamenteux
Jours	g/j	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	$\frac{\text{nombre}}{\text{mg biomasse}}$
3 / 15	186	14 (10)	-	40(38)	3 453	58	$5,8 \times 10^5$
3 / 50	147	17 (17)	8,5(8,4)	112(240)	6 190	53	$2,75 \times 10^5$
5 / 50	114	11 (9)	-	49(29)	3 655	27	$1,23 \times 10^5$
7 / 15	64	5 (2)	3 (1)	20(8)	2 175	58	$4,08 \times 10^5$
7 / 10	57,5	8 (3)	4 (1)	45(28)	980	19	$5,9 \times 10^5$
11 / 15	30	-	-	31(14)	930	31	$6,7 \times 10^5$
14 / 50	24,5	21 (6)	9 (2)	186(33)	1 440	19	$2,7 \times 10^5$
20 / 30	20	-	6 (1)	157(30)	1 675	19	$0,53 \times 10^5$

( ) = écart type

Tableau 11.2: Résultats d'opération des conditions analysées pour leur contenu microbiologique.

volatils en suspension (voir figures 8.3 et 8.5) semble effectivement indépendante aux TRB de 15 à 50 jours de la concentration de bactéries filamenteuses dans le liquide mixte. Nos résultats indiquent aussi que l'âge de boues et la charge organique enlevée influencent le volume occuppé par la biomasse durant le processus de décantation (tableau 11.2). Ces deux paramètres agirait sur l'équilibre écologique, lequel induirait alors une bioflo-culation et une production d'éxopolymères. Sezgin et al.(1978) et Sezgin (1980) qui présentaient un mécanisme d'enchevêtrement expliqué par la longueur des filaments n'ont pas relié leurs observations à la qualité de l'effluent mais à l'indice du volume des boues et à la vitesse de sédimentation.

Selon nos résultats, la qualité de l'effluent commencerait à être affectée lorsque le lit de boue atteint un niveau de débordement ou d'entraînement de biomasse dans l'effluent. Par ailleurs, on considère généralement qu'une biomasse ayant un indice de 100 à 150 ml/g (volume occuppé par un gramme de biomasse dans un cylindre de 1 l) possède des propriétés bioflocu-lantes permettant une bonne décantation. L'indice du volume des boues calculé pour nos expériences a varié d'un minimum de 77 à un maximum de 354 ml/g.

On montre à la figure 11.6 les valeurs de l'indice du volume des boues (IVB) superposées sur la figure 8.5 définissant les régions d'iso-réponse pour la teneur en matières volatiles en suspension de l'effluent. En comparant les valeurs respectives des deux figures dans les régions d'iso-réponse II et III et en examinant les valeurs d'IVB dans chaque région d'iso-réponse, on ne décèle pas de relation entre l'IVB et la teneur MVES de l'effluent. Cette observation peut avoir des répercussions importantes sur l'interprétation des processus de séparation solide/liquide et d'épaississement des boues dans les décanteurs secondaires quant aux mécanismes d'échec. En effet le fait que l'indice puisse varier sur une grande plage à l'intérieur d'une même région le rend d'une valeur douteuse comme outil de contrôle de la qualité de l'effluent car il ne reflète pas fidèlement les effets des paramètres d'opération (TRB et charge organique enlevée) sur la biomasse. Il est nécessaire d'indiquer avec la mesure de cet indice les conditions d'opération et la hauteur du lit de boues durant la phase de séparation afin d'établir la probabilité d'entraînement de biomasse dans l'effluent. Une autre faiblesse de cet indice est le fait qu'une boue déflo-culée (région V) peut avoir un IVB comparable à celui d'une boue sur le point de déborder du réacteur (région IV) ou à celui d'une boue d'une opération dans la région II et III. De même, sans points de repère tels que l'âge de boues et la charge organique, une biomasse dans la région I aurait un IVB comparable à celui d'une biomasse provenant d'une opération dans la région II ou III.

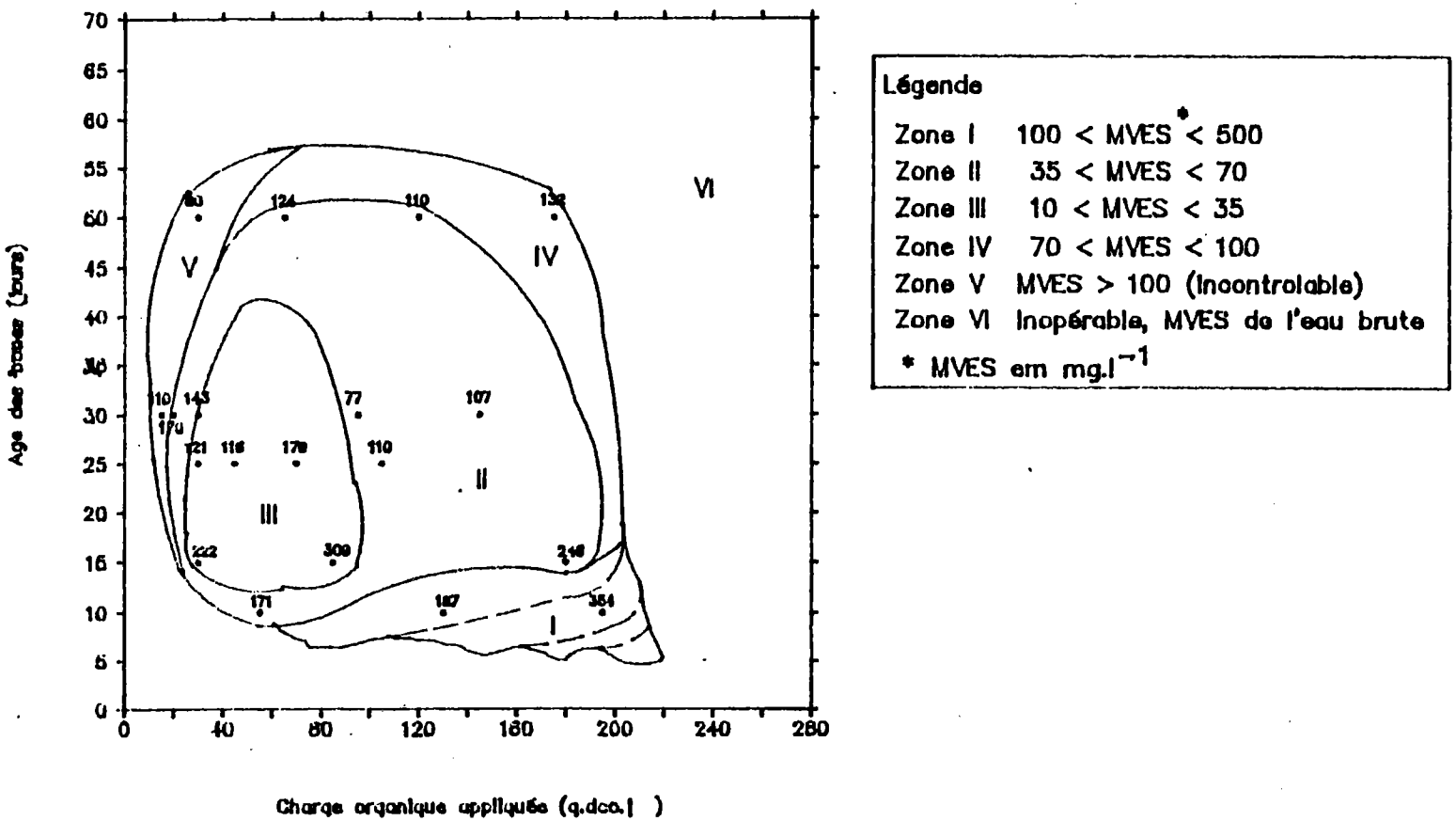


Figure 11.6 Relation entre l'indice du volume des boues (IVB) et la teneur en solides volatils en suspension de l'effluent

Il devient donc impossible en se basant sur cet indice de modifier l'opération dans le but de maintenir une concentration désirée de solides dans l'effluent.

L'indice du volume des boues donne quand même une mesure de la compaction de la biomasse. À ce sujet, il est intéressant de noter que l'IVB était plus élevé aux TRB de 10 et 15 jours qu'aux TRB de 30 et 50 jours. Ceci concorde avec l'observation que la concentration spécifique des bactéries filamenteuses se révèle plus faible à l'âge de boues de 50 jours qu'à celui de 15 jours (voir figure 11.5). L'exploitation de stations d'épuration à un âge de boues élevé aurait donc, sur le plan pratique, deux conséquences immédiates:

- on minimise la production de boues et par conséquent les coûts d'investissement relatifs à l'élimination des boues
- on améliore la compaction et le degré de siccité des boues éliminées.

A ce propos, Knocke (1986) présente des résultats d'essais confirmant l'influence de l'âge de boues sur l'épaississement de la biomasse. Egalement, Daigger et Roper (1985) proposent une méthode graphique, basée sur la théorie du flux minimum des solides, en fonction de l'IVB pour l'opération de décanteurs/épaississeurs afin d'élargir la marge de manoeuvre de l'opérateur. Ceci tend à confirmer l'indépendance relative de l'IVB et de la qualité de l'effluent.

L'ensemble des données précédentes nous amène à conclure que la présence des bactéries filamenteuses est en fait une réponse aux conditions d'opération tels que l'âge de boues et la charge organique enlevée. Ces microorganismes font partie d'un écosystème contrôlé par ces paramètres d'opération. Les mécanismes qui font qu'une biomasse ait plus ou moins des propriétés biofloculantes résultent de l'équilibre qui s'établit entre les différents groupes de la communauté microbiologique.

11.3 ÉVOLUTION DES PROTOZOAIRES

Les flagellés et les amibes nues apparaissaient abondants dans toutes les conditions (voir tableau 11.1). Nous n'avons trouvé aucune relation entre les divers paramètres de contrôle et leurs nombres. On ne peut donc formuler aucune indication sur leur rôle. Ceci correspond aux observations de Poole (1984) qui, examinant la microfaune de 13 stations d'épuration, a décelé la présence de flagellés et d'amibes nues sur une vaste gamme de régimes d'opération.

Les amibes testacées étaient présentes en faible nombre dans toutes les conditions (voir tableau 11.1). Malgré leur petit nombre relativement aux amibes nues, on note, que contrairement à ces dernières, le nombre d'amibes avec tests s'avère plus petit au TRB de 15 jours qu'au TRB de 50 jours. Selon Poole (1984), ceci est peut-être dû au temps de génération des amibes testacées qui dure plusieurs jours, d'après ce qu'il a observé à des stations opérées pour produire un effluent nitrifié. Rappelons à ce sujet que, dans notre cas, la nitrification était efficace à un âge de boues de 15 jours (voir figure 10.9). Le tableau 11.1 montre que le nombre d'amibes testacées est particulièrement faible à l'âge de boues de 10 jours, seuil en dessous duquel l'efficacité du rendement de la nitrification diminue considérablement (voir 10.3). Poole (1984) identifie les amibes testacées parmi les organismes indicateurs d'un système nitrifiant. Nos résultats corroborent cette constatation.

Les ciliés fixés étaient présents dans toutes les conditions presque au même nombre sauf à la condition TRH/TRB de 7/10 où ils étaient d'un ordre de grandeur plus petit. On associe généralement leur présence dans la biomasse à une bonne qualité d'effluent (curds et Cockburn, 1970) selon qui, leur distribution serait affectée par le rapport F/M. Nos résultats montrent que les ciliés libres sont en très faible nombre partout sauf à l'âge de boues de 10 jours. Leur présence peut être indicatrice d'une bonne ou d'une mauvaise performance selon qu'il y ait ou non abondance de ciliés fixés (McKinney et Gram, 1956). La qualité de l'effluent en MVES pour cette condition au TRB de 10 jours est comparable aux autres conditions situées dans la zone II de la figure 8.3 malgré une abondance de ciliés fixés. L'analyse des surfaces de réponse pour la DCO filtrée et la teneur des solides en suspension (figures 8.2 et 8.3) ne permet pas d'attribuer d'emblée une qualité d'effluent supérieure ou inférieure à l'une ou l'autre des conditions sur la seule considération de la présence des ciliés.

L'association de ces organismes à une haute qualité de traitement par rapport à la matière organique soluble ne peut donc assurer une teneur faible de solides en suspension dans l'effluent. Leur manifestation étant en réponse aux conditions imposées, leur nombre n'étant pas influencé au delà d'un âge de boues de 15 jours, il s'en suit que leur présence ne peut être identifiée qu'avec des conditions favorables à une bonne traitabilité. L'optimisation du rendement dépendra uniquement de la manipulation des conditions d'opération. Les surfaces de réponse montrent bien la direction du changement dans l'évolution de la traitabilité et de la composition microbiologique. On ne peut non plus affirmer que la distribution des ciliés (libres et fixés) soit modifiée par le rapport F/M. Rappelons que ce rapport a varié de 0,06 à 0,43 g/g.d pour ces expériences. Il est toutefois possible que la

distribution des organismes dans chaque groupe soit modifiée par le rapport F/M et qu'une identification plus poussée révèle des différences importantes ou l'émergence de certaines espèces identifiables à des manifestations spécifiques durant la traitabilité.

11.4 ÉVOLUTION DES MÉTAZOAIRES

Nous avons décelé une faible présence de nématodes et d'hydracariens dans 30% des conditions étudiées. Il ne semble pas y avoir de liens entre leur présence et les charges organiques ou les âges de boues (voir tableau 11.). Toutefois ces organismes ont des temps de génération de l'ordre de jours (Poole 1984) et nécessiteraient des âges de boues assez longs pour s'établir.

Quant aux rotifères on distingue nettement un effet de l'âge de boues sur leur présence. Ces organismes sont en faible nombre aux âges de boues de 15 et 10 jours. Leur nombre est pratiquement de 2 ordres de grandeur plus faible qu'à l'âge de boues de 50 jours. Ceci est en accord avec l'observation que leur implantation nécessite un temps relativement long, proportionnel à leur temps de génération. Depuis les travaux de McKinney et Gram (1956) on associe une haute qualité de traitement à la présence de rotifères. Nos résultats indiquent que le nombre, la présence ou l'absence de rotifères n'est pas nécessairement un indice d'amélioration ou de mauvaise qualité de traitement puisque leur présence a été décelé même à l'âge de boues de 10 jours. L'examen des régions d'isoréponse pour la DCO filtrée (figure 8.4) et pour la teneur des solides en suspension (figure 8.5) indique que le choix des critères d'opération influence plus la performance que la présence, l'absence ou le nombre des rotifières (voir tableau 11.1). Par ailleurs à des âges de boues plus faibles que 10 jours, les rotifères seraient absents et ceci coinciderait avec une traitabilité réduite et une opération dans la région I des figures 8.4 et 8.5. Ainsi, leur manifestation en est plus un indice que les conditions écologiques sont suffisamment favorables pour assurer une traitabilité ayant un bon rendement qu'une garantie de rendement. Également, leur présence n'est pas identifiable avec un mode d'opération optimal; leur évolution étant en réponse aux conditions imposées. De fait, nos résultats indiquent que les rotifères et les nématodes sont présents à haute et à faible charges et que leur manifestation dépend pnus de l'âge de boues que d'autres facteurs.

11.5 ÉVOLUTION DES ALGUES

Le nombre d'algues était constant pour toute les conditions car le milieu était favorable à leur croissance à cause de la disponibilité de

nutriments, de carbone inorganique, et de lumière. On ne peut donc les associer à la performance.

11.6 CONDITIONS EXTRÊMES

Les deux conditions au TRH de 14 jours et TRB de 50 jours et au TRH de 20 jours et TRB de 30 jours se situent aux extrêmes des surfaces de réponse dans les régions III et V des figures 8.2 et 8.3 respectivement. Ici l'opération était incontrôlable et la concentration de la biomasse diminuait durant toute la durée de ces expériences. Cependant l'examen microbiologique de ces deux conditions à révélé une abondance du nombre et des groupes. En effet, on constate la présence en nombre de ciliés (libres et fixés) et une abondance de rotifères équivalente aux autres conditions où la qualité de l'effluent était bonne.

Il semblerait que la décroissance de la biomasse durant ces 2 conditions ait favorisé le développement des prédateurs. Cette constatation soutient l'hypothèse du canibalisme à très faible charge organique. Néanmoins, un examen microbiologique réalisé sans considérer les autres phénomènes entourant l'évolution de la traitabilité, peut mener à des conclusion erronées. Par exemple on pourrait être porté à croire qu'une bonne qualité d'effluent devrait résulter à cause de la présence de ciliés et de rotifères alors que tel n'était pas le cas. Par ailleurs, le tableau 11.2 montre que les valeurs de DBO_5 filtrée sont très faibles pour toutes les conditions examinées. Ceci appuie l'hypothèse que la matière organique soluble et biodégradable est enlevée du système et que le résidu mesuré par la DCO filtrée proviendrait des excrétions microbiologiques.

11.7 RELATION ENTRE LA PRODUCTION D'ATP, LE PROFIL D'OXYGÈNE DISSOUS ET L'ÉVOLUTION DE LA TRAITABILITÉ.

Nous avons étudié l'ATP produit et le profil de l'oxygène dissous durant le cycle journalier de la traitabilité pour établir si ces mesures pouvaient servir d'outils pour le contrôle des stations d'épuration en les reliants par le concept d'isoréponse au rendement du système. À cet effet, nour présentons au tableau 11.3, trois cas représentatifs de l'ensemble des résultats obtenus durant le suivi d'un cycle journalier. Les résultats sont montrés aux figures 11.7, 11.8 et 11.9.

L'analyse des résultats nous permet de dégager les constatations suivantes:

1. Pour toutes les conditions étudiées, la matière organique était enlevée du milieu aussi vite qu'elle était approvisionnée (figure 8.9).

Condition expérimentale TRH	TRB	Charge * organique appliquée g/j	Concentration * de la biomasse mg/l
11	15	30	930
7	15	64	2 175
3	50	147	6 190

* Valeurs mesurées pour la journée du test. TRH et TRB en jours.

Tableau 11.3: Coordonnées des tests de 24 heures.

2. La demande en oxygène durant l'alimentation augmentait plus la charge organique appliquée était élevée. Le profil d'oxygène dissous pour la condition au TRH et TRB de 11 et 15 jours respectivement est demeuré inchangé à une valeur de 8,4 mg/l (figure 11.7). Par contre celui de la condition au TRH et TRB de 7 et 15 jours montre que la concentration de l'oxygène dissous baissait à 5,1 mg/l durant l'alimentation avant de remonter à une valeur de 8,5 mg/l (figure 11.8). Ce phénomène est plus évident au TRH et TRB de 3 et 50 jours (figure 11.9).

3. La comparaison des conditions au TRH et TRB de 11 et 15 jours et au TRH et TRB de 7 et 15 jours montrent que ces conditions avaient des profils similaires de production d'ATP. On observe durant la phase d'alimentation une augmentation de la production d'ATP en fonction du temps (figure 11.7 et 11.8).

4. La condition au TRH et au TRB de 3 et 50 jours se différencie des deux autres. Durant l'alimentation l'oxygène dissous chutait à un niveau proche du seuil de détection de l'appareil de mesure, et les microorganismes se retrouvèrent dans un milieu anoxique pendant quelques heures (figure 11.9). Le profil de production d'ATP, qui au début du cycle semblait s'amorcer comme les deux conditions précédentes, suivait de près le profil d'oxygène dissous. Ainsi dès que l'oxygène dissous y atteignait une valeur plus faible que 0,5 mg/l, la production d'ATP diminuait malgré que la matière organique était enlevée aussi vite qu'ajoutée. La production d'ATP augmentait de nouveau lorsque le milieu redevenait aerobie. La production d'ATP continuait d'augmenter par la suite en fonction du temps. La concentration de la DCO filtrée dans le réacteur durant et suivant l'alimentation n'était pas différenciable du bruit de fond. Comparativement aux deux autres conditions où la biodégradation de la matière organique était en milieu complètement aerobie, ici, les nitrates ont remplacé pendant un temps limité l'oxygène comme accepteur d'électrons. Ceci indique aussi qu'il y aurait eu durant cette période une dénitrification tel que stipulé en 10.3.

5. L'ATP produit provient en partie des groupes d'espèces nitrifiantes et dénitrifiantes et de l'activité des prédateurs.

6. La mesure d'ATP permet de suivre l'activité biologique mais il n'est pas possible d'établir des relations évidentes entre le rendement représenté par les surfaces de réponses et l'évolution de cette activité durant la traitabilité.

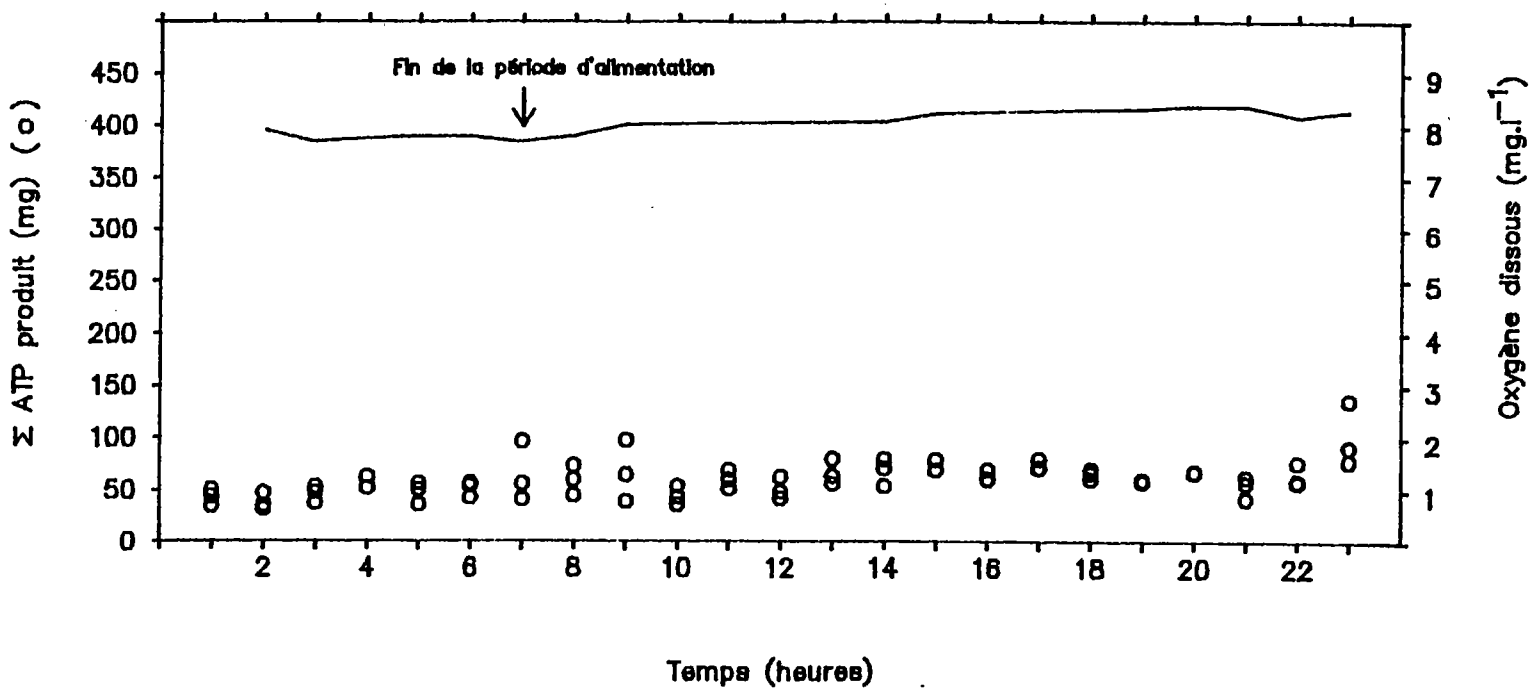


Figure 11.7 Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) faible
(TRH/TRB = 11/15 jours, COA = 30 $g.j^{-1}$, MVES = 930 $mg.l^{-1}$)

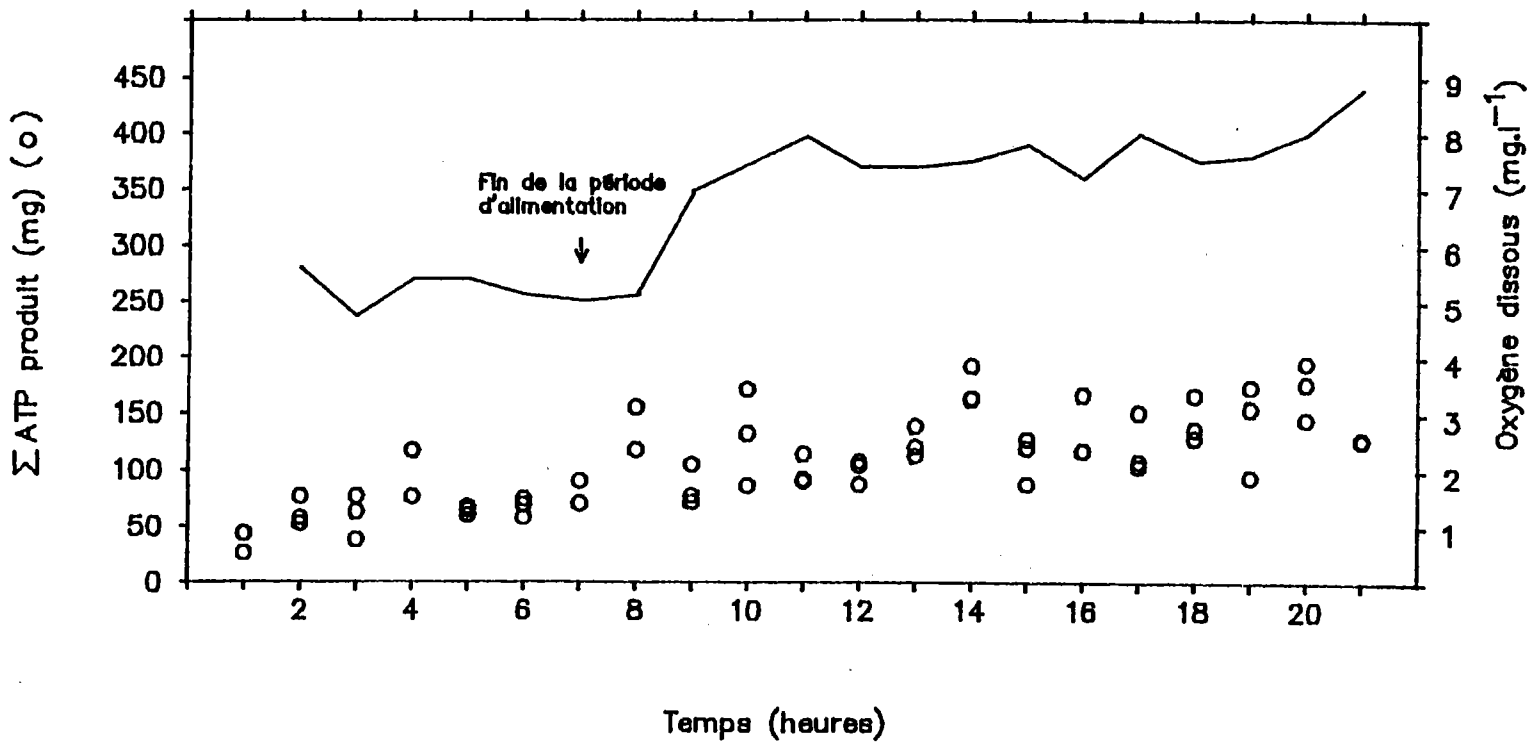


Figure 11.8 Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) moyenne
(TRH/TRB = 7/15 jours, COA = 64 $g.j^{-1}$, MVES = 2175 $mg.l^{-1}$)

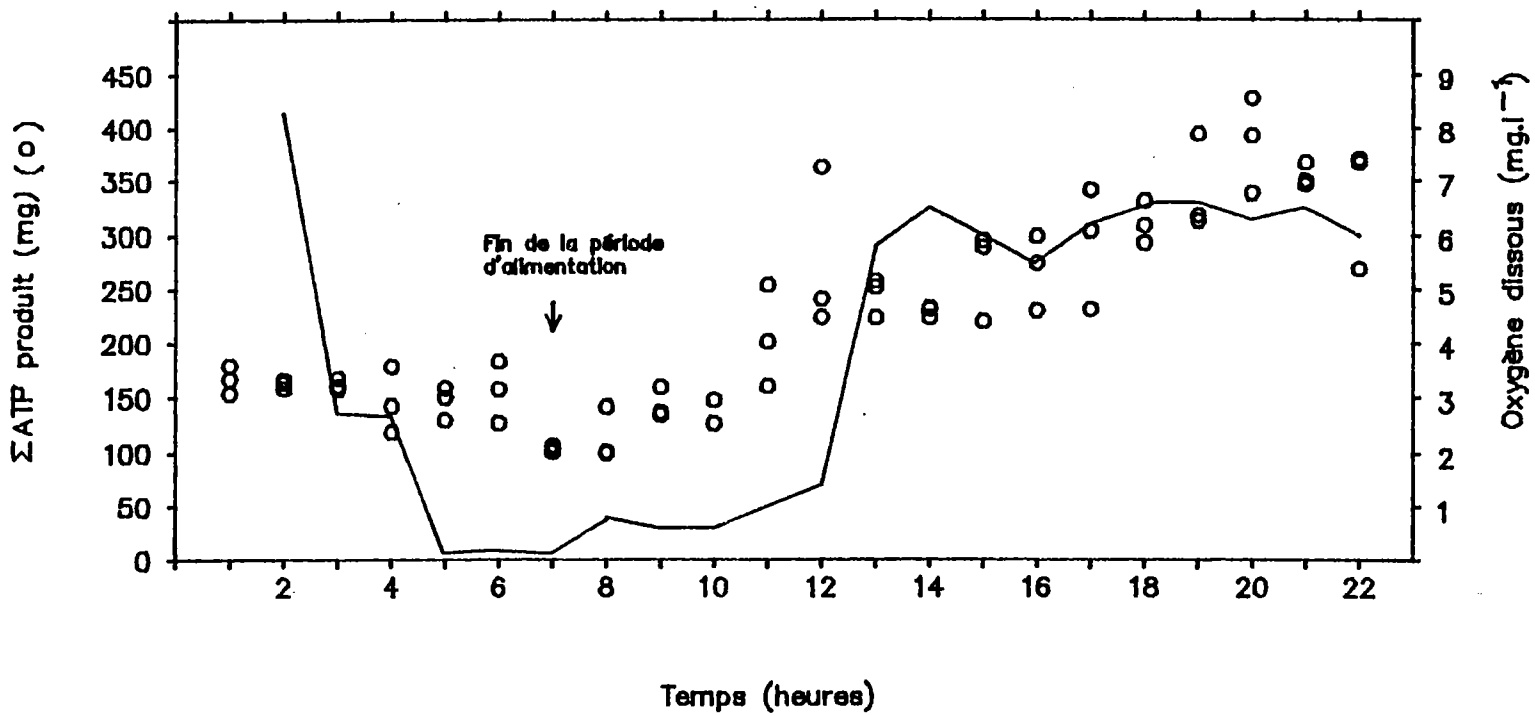


Figure 11.9 Production d'ATP et profil de consommation de l'oxygène dissous durant un cycle d'alimentation d'une charge organique appliquée (COA) élevée
(TRH/TRB = 3/50 jours, COA = 147 $g.j^{-1}$, MVES = 6190 $mg.l^{-1}$)

12. CONCLUSIONS

L'objectif de ce travail était de développer et vérifier l'application d'un concept de surface de réponse pour la conception et l'opération de systèmes d'épuration. L'étude fût réalisée en stations pilotes sur le site d'une station d'épuration traitant des effluents variables d'un abattoir: on se rapprochait ainsi des conditions d'opération réelles. Les stations pilotes opéraient en mode semi-discontinu pour minimiser les effets hydrauliques.

On a développé et vérifiée trois (3) critères pour l'atteinte d'un équilibre, afin d'assurer une transition adéquate d'une condition expérimentale à une autre. Ainsi:

- La période de transition doit durer un minimum égal à 2 fois la différence absolue du changement d'un niveau d'âge de boues à l'autre.

- La période de transition doit également durer un minimum de 2 fois la différence absolue du changement d'un niveau de TRH à l'autre. Ce changement devrait être égal ou plus faible que le changement d'âge de boues; on optimisera ainsi la durée de la période de transition lors de la traitabilité d'effluents nécessitant des temps de séjour hydrauliques longs.

- La période de transition doit se prolonger jusqu'à ce qu'un niveau relativement stable de la concentration de la biomasse soit atteint dans le réacteur.

Pour le développement et l'application du concept de surface de réponse, nous avons d'abord vérifié la reproductibilité des résultats lorsque les conditions expérimentales étaient répétées. Nous avons ensuite établi les seuils auxquels les réponses du système biologique différaient selon la façon dont la masse organique était appliquée pour maintenir une charge moyenne constante; ceci était fait en variant soit:

- le débit,
- la concentration de la DCO de l'influent, où
- les deux paramètres simultanément.

Nous avons trouvé qu'une augmentation jusqu'à 200% de la concentration moyenne de la DCO de l'influent d'une expérience à l'autre n'avait pas d'effet sur les teneurs de solides en suspension dans l'effluent mais qu'une

variation de 20% seulement exerçait un effet appréciable sur la DCO filtrée de l'effluent. Par contre, la variabilité journalière de la DCO de l'eau brute durant la durée de chaque expérience n'a pas eu d'effets notables sur la qualité de l'effluent pour ces deux paramètres. Également, le maintien d'une charge organique constante ou un rapport F/M constant ne produisaient pas une égalité dans les réponses pour un paramètre donné.

L'opération des stations en mode discontinu nous a permi de préciser le rôle du temps de séjour hydraulique sur la biomasse et sur son comportement durant la traitabilité. Lorsque l'âge de boues et la DCO de l'eau brute étaient maintenus constants, les réponses passaient par une valeur minimale à un temps de séjour optimal. L'effet du temps de séjour hydraulique sur la biomasse se différencie d'un effet hydraulique et son contrôle est essentiel pour la stabilité et la qualité de la performance.

Par ailleurs, l'étude de l'influence de l'âge de boues sur les réponses du système biologique a révélé des limites pour ce paramètre. En effet l'âge de boues perdait son influence à des valeurs de ce paramètre plus élevées que 15 jours.

L'analyse statistique et l'interprétation des résultats des expériences réalisées ont montré la représentabilité des réponses du système biologique par des surfaces de réponse. Les formes et les limites opérationnelles des surfaces de réponse pour la DCO filtrée, les solides en suspension et la DCO totale de l'effluent ont été définies. Des régions d'isoréponse ont été délimitées pour chacune de ces réponses.

La fraction résiduelle du substrat original variait par rapport aux résidus d'origine microbienne sur l'étendue de la surface de réponse en fonction du choix des conditions d'opération.

La concentration de la biomasse dans le réacteur était correlée avec la concentration de la DCO résiduelle filtrée et avec la concentration des solides en suspension dans l'effluent sur une base de moyenne lorsque l'âge de boues et le temps de séjour hydraulique étaient maintenus constants. Il n'y avait pas de correlation entre ces paramètres de réponse durant le déroulement de chaque expérience sur une base journalière lorsque les conditions précitées étaient employées. On a identifié dans les régions d'isoréponse des limites opérationnelles en fonction du rapport F/M. Ceci permet de faire lien entre un paramètre utilisé pour la conception, la charge organique appliquée, l'âge de boues et le paramètre d'intérêt pour l'effluent On a également démontré qu'à chaque âge de boues, le coefficient de production de boues variait inversément avec le rapport F/M et que ce coefficient

variait inversément avec l'âge de boues si on maintenait le rapport F/M constant. Contrairement au coefficient de production de boues qui est variable, nous avons trouvé que le coefficient de synthèse nette de la biomasse était constant dans les limites des erreurs expérimentales. Nous avons adopté comme coordonnées de ces surfaces de réponse des paramètres traditionnels soit, le temps de séjour hydraulique, la concentration de la matière organique dans l'eau brute (exprimée par la DCO totale) et, l'âge de boues. Les réponses étudiées durant le cours de la traitabilité étaient la concentration de la biomasse, sa croissance nette, l'évolution microbiologique et les paramètres caractéristiques du rendement (DCO filtrée, MVES de l'effluent, P, et N).

L'interprétation de la performance d'un système biologique par des surfaces de réponse fait ressortir le caractère de continuité temporelle et spatiale de la traitabilité. La représentation multi-dimensionnelle des réponses établit aussi que l'âge des boues ou la vitesse spécifique de croissance de la biomasse n'est pas l'unique facteur important du contrôle de l'opération. Le temps de séjour hydraulique y joue aussi un rôle fort important. Cette notion de continuité dans le concept de surface de réponse permet de soumettre les choix de critères de conception et d'opération aux contraintes imposées par la surface de réponse du paramètre le plus astreignant. Le développement du concept de régions d'isoréponse fournit un outil d'optimisation et un outil de gestion de l'opération d'une station d'épuration.

Les régions ou, selon le cas, les droites d'isoréponse que nous avons obtenues, donnent pour chaque paramètre des valeurs de pseudo-équilibre résultant d'une dynamique biologique particulière à chaque condition d'opération. Par exemple, des combinaisons spécifiques d'âge de boues et de charges organiques génèrent des droites parallèles d'isoconcentration de biomasse dans le réacteur et des droites d'utilisation de phosphore pour la biosynthèse. La superposition de ces droites sur les profils d'isoréponse de la DCO filtrée et des solides en suspension de l'effluent amène à caractériser le rendement et l'opération.

Cette étude a mis en évidence l'interelation entre la charge organique, l'âge de boues et le profil de performance exprimé par la DCO filtrée et la teneur en MVES de l'effluent. À cet égard, les modèles classiques montrent une faiblesse importante car il ne peuvent prédire adéquatement le comportement et la performance d'un système biologique. L'apparant succès de ces modèles semble fortement lié à l'étendue relativement grande des régions d'isoréponse. D'ailleurs il n'éxiste pas de modèles capable de prédire la concentration des solides en suspension dans l'effluent. De plus, les

modèles classiques ne tiennent pas compte de l'accumulation de biomasse dans le réacteur causée par la variation de la charge organique car ils sont basés sur l'hypothèse du régime permanent.

On a aussi constaté l'absence de liens entre le rapport F/M (vitesse spécifique d'utilisation du substrat) et les paramètres de réponse: ceci est particulièrement important car ce rapport apparaît dans les équations de dimensionnement des ouvrages d'épuration.

La relation qui existe entre le rapport F/M et l'âge de boues en régime permanent n'est pas rigoureuse lorsqu'on opère en régime transitoire. Par exemple à un âge de boues donné (10 jours), nous avons obtenu le même rapport F/M pour trois conditions expérimentales et des rendement très différents d'une condition à l'autre. La faiblesse des modèles classiques à ce sujet s'avère évidente car le contrôle par l'âge de boues uniquement ne garantirait pas un niveau de performance à l'épreuve de la variation de la charge organique.

Nos résultats indiquent également qu'à un âge de boues donné (30 jours) le temps de séjour hydraulique et la DCO dans l'affluent intéragissent sur la croissance nette de la biomasse. Les droites d'isocroissance nette qui résultent de cette interaction montrent qu'il existe un seuil de combinaisons de TRH et de concentration de DCO pour lesquelles la quantité de biomasse perdue dans l'effluent est égale à la quantité de biomasse générée par l'assimilation du substrat. Ce seuil établit une limite inférieure de traitabilité lorsque l'âge de boues est maintenu constant.

Il existe un réel danger de surdimensionner ou de sous-dimensionner à cause des lacunes prédécrites. L'absence de relations définies entre les paramètres de conception et les réponses mène non seulement à de graves erreurs de dimensionnement mais aussi à des modifications de la chaine de traitement parfois non essentielles pour rétablir la conformité de la qualité de l'effluent aux normes et directives imposées.

Le concept de surfaces de réponse comble ces lacunes en reliant les observations sur le rendement à l'âge de boues et à la charge organique. La superposition des régions et courbes d'isoréponse donne simultanément les valeurs d'équilibre pour les diverses réponses en fonction de la manipulation de l'âge de boues et de la charge organique admise au système de traitement. Lorsque les conditions d'opération sur le terrain ressemblent aux conditions sous lesquelles ces surfaces de réponses ont été développées, le concept développé dans notre étude permettra de prédire avec une bonne marge d'assurance l'efficacité du traitement et la qualité de l'effluent. Nous avons

validé ce concept sur l'opération d'un système de traitement réel qui opérait en paralèlle avec nos systèmes pilotes. L'utilité du concept a en outre été envisagée pour l'interprétation de la traitabilité concernant la production de boues et la variation du coefficient de production de boues. A cet égard le concept de surfaces de réponse semble apporter des explications aux observations faites par d'autres chercheurs et semble rallier les divergences d'opinions par la notion d'isoréponse. Les régions d'isoréponses fournissent des éléments de décision quant à la nécesité de modifier la capacité d'un ouvrage d'épuration ou son mode d'opération. Ceci rendrait possible l'économie de sommes considérables car il y aurait moyen d'examiner les stratégies d'opération tout en appréciant les changements qui auront lieu dans la qualité de l'effluent, la production et la degré de compaction des boues ainsi que l'évolution de la biomasse.

L'extension du concept de surfaces de réponse et d'isorépone à l'enlèvement des nutriments généralise son application à l'ensemble des paramètres d'intérêt en traitabilité. La surface de réponse pour le phosphore enlevé à la forme d'un plan incliné tandis que la surface de réponse pour le NTK résiduel est de forme curviligne caractérisée par 2 régions.

On a fait ressortir, par l'interprétation des résultats pour le concept de surface de réponse, l'interrelation entre les processus de nitrification et de dénitrification lorsque la traitabilité a lieu en un seul bassin. Par ailleurs, on a pu aussi constater la nitrification de l'azote organique relâché par la lyse bactérienne ou par l'excrétion de métabolites. De plus, il a été possible d'expliquer la variabilité de la vitesse spécifique apparante de nitrification en fonction d'une notion de temps de réaction et en fonction des paramètres de contrôle. Grâce au concept on a montré que le NTK résiduel dans l'effluent dans la région 2 de la surface de réponse de ce paramètre dépendait de l'interaction entre le TRB et le TRH sur la biomasse.

L'analyse du rôle des microorganismes filamenteux à l'aide du concept de surfaces de réponse révèle que la présence ou le nombre de ces microorganismes n'est pas en soi un indicateur de performance. Nous avons trouvé que la concentration de microorganismes filamenteux par mg de biomasse demeurait relativement constante à un âge de boues donné lorsque la charge organique variait. La compaction de la biomasse était directement reliée à cette concentration spécifique.

L'indice du volume des boues, qui peut représenter une compaction des boues, était quasi-indépendant, dans la majorité des cas, de la teneur en MVES de l'effluent.

Le dénombrement microbiologique réalisé dans cette étude n'a pas permis d'établir des relations de cause à effet pour le rendement. La concentration des organismes évoluait en fonction des conditions d'opération.

Finalement, la mesure d'ATP permet de suivre l'activité biologique globale dans le réacteur mais ne peut établir des relations entre le rendement et l'évolution de cette activité. Elle apparait donc d'une valeur limitée pour le suivi de la traitabilité.

ANNEXE

RÉSULTATS D'OPÉRATION

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADAMS, C.E., ECKENFELDER, W.W. and HOVIOUS, J.C., 1975.
"A kinetic model for design of completely mixed activated sludge treating variable-strength industrial wastewater".
Water Res. 9 : 37-42.

ALLEMAN, J.E., 1982.
"Yesteryear evolution of activated sludge treatment".
Civil Eng. Practic. Design Eng. 2 : 19-31.

ARGAMAN, Y. and BRENNER, A., 1986.
"Single-sludge nitrogen removal: modeling and experimental results".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 58 : 853-860.

ASCE (American Society of Civil Engineers) COMMITTEE ON WATER POLLUTION MANAGEMENT, 1980.
"Engineering design variables for the activated slduge process".
J. Environ. Engin. Div. 106 : 473-503.

AZIZ, J.A. and TEBBUTT, T.H.Y., 1982.
"Role of solid and aeration time in the activated sludge process".
Asian Environ. 4 : 23-27.

BARNARD, J.L., 1972.
"Design optimization for activated sludge and extended aeration plants".
Proc. 6th Intern. Conf. Water Pollut. Res., Jerusalem, Israël: 377-386.

BELAND, Y., 1984.
"Design d'un bioréacteur à boues activées basé sur les bilans de masse en matière volatile en suspension et en matière en suspension".
Sciences Tech. Eau. 17 : 341-351.

BÉLANGER, D., BERGEVIN, P., LAPERRIÈRE, J. et ZALOUM, R., 1986.
"Conception, contrôle et efficacité d'un réacteur biologique séquentiel pour l'épuration des eaux usées d'un abattoir".
Sciences Tech. Eau. 19 : 142-156.

BENEFIELD, L., LAWRENCE, D. and RANDALL, C., 1979.
"The effect of sludge viability on biokinetic coefficient evaluation".
J. Wat. Pollut. Control. Fed. 51 : 187-194.

BENEFIELD, L. and RANDALL, C.W., 1980.
"Biological process design for wastewater treatment".
Prentice Hall, Englewood Cliffs, U.S.A., 526 pp.

BISOGNI, J.J. and LAWRENCE, A.W., 1971.
"Relationship between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge".
Water Res. 5 : 753-763.

BLAISE, C., 1984.
"Développement de bioessais sublétaux pour les évaluations écotoxicologiques des effluents".
Thèse de doctorat, Université de Metz, France, 172 pp.

BLOODGOOD, D.E., 1944.
"The effect of temperature and organic loading upon activated sludge plant operation".
Sewage works J. 16 : 913-924.

BRIDDLE, T.R. and HOUGHTON, D.C., 1981.
"Caracterization of industrial wastewater treatment plant sludges using scanning electron microscopy".
Environ. Tech. Let. 2 : 49-56.

BRIDDLE, T.R., JANK, B.E. and BEDFORD, W.K., 1980.
"High SRT activated sludge treatment of complex industrial wastewaters".
New Jersey Institute of Technology, Hazardous Waste Conference: 1-2.

BURCHETT, M.E. and TCHOBANOGLOUS, G., 1974.
"Facilities for controlling the activated sludge process by mean cell residence time".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 46 : 973-979.

BURDICK, C.R., REFLING, D.R. and STENSEL, D.H., 1982.
"Advanced biological treatment to achieve nutrient removal".
J. Wat. Pollut. Control. Fed. 54 : 1078-1086.

BURKHEAD, C.E. and WADDLE, S.L., 1969.
"Composition studies of activated sludge".
Proc. 24th Ind. Waste Conf. Purdue University, U.S.A.: 576-594.

BUSBY, J.B. and ANDREWS, J.F., 1975.
"Dynamic modeling and control strategies for the activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 47 : 1055-1080.

CASHION, B.S., KEINETH, T.M. and SCHUK, W.W., 1979.
"Control strategies for the activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 51 : 815-833.

CHAPMAN, D.T., 1985.
"Final settler performance during transient loading".
J. Wat. Pollut. Cont. Fed. 57: 227-234.

CHARLEY, R.C., HASPER, D.G., and MCLEE, A.G., 1980.
"Nitrification kinetics in activated sludge at various temperature and dissolved oxygen concentrations".
Water Res. 14 : 1387-1896.

CHUDOBA, J., DOHANYOS, M. and GRAU, P., 1982.
"Control of activated sludge filamentous bulking: Effect of sludge regeneration".
Water Sci. Tech. 14 : 73-93.

CHUDOBA, J. and TUCEK, F., 1985.
"Production, degradation, and composition of activated sludge in aeration systems without primary sedimentation".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 201-206.

CURDS, C.R. and COCKBURN, A., 1970.
"Protozoa in biological sewage treatment processes - A survey of rate protozoan faune of British percolating filters and activated sludge plant".
Water Res. 4 : 225-236.

CURDS, C.B. and COCKBURN, A., 1970.
"Protozoa in biological sewage treatment processes: Protozoa as indicator in the activated sludge process".
Water Res. 4 : 237-249.

DAIGGER, G.T. and ROPER, R.E., 1985.
"The relationship between SVI and activated sludge settling characteristics".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 859-866.

DAIGGER, G.T. and GRADY, C.P.L., 1977.
"A model for the bio-oxidation process based on product formation concepts".
Water Res. 11 : 1049-1057.

DALLAS-NEWTON, J. and FOSTER, C.E., 1980.
"Filamentous microbes in activated sludge".
Environ. Tech. Let. 1 : 31-41.

DANCKWERTS, P.M., 1953.
"Continuous flow systems".
Distribution of Residence Times Chemical Engineering Science
2 : 1-13.

DEAKYNE, C.W., PATEL, M.A. and KRICHTEN, D.J., 1984.
"Pilot plant demonstration of biological phosphorus removal".
J. Water Pollut. Control Fed. 56 : 867-873.

DIAS, F.F. and BHAT, J.V., 1964.
"Microbial ecology of activated sludge: Dominant bacteria".
J. App. Microbiol. 12 : 412-417.

DOWNING, A.L. and KNOWLES, G., 1966.
"Population dynamics in biological treatment plants".
Proc. 3rd Intern. Conf. Water Pollut. Res. : 117-137.

DRAKIDES, C., 1980.
"La microfaune des boues activées: Étude d'une méthode d'observation et application au suivi d'un projet pilote en phase de démarrage".
Water Res. 14 : 1199-1207.

DROSTE, R.L. and SANCHEZ, W.A., 1983.
"Microbial activity in aerobic sludge digestion".
Water Res. 17 : 975-983.

DUGGAN, J.B. and CLEASBY, J.L., 1976.
"Effect of variable loading on oxygen uptake".
J. Wat. Pollut. Control. Fed. 48 : 540-550.

ECKENFELDER, W.W., 1966.
"Industrial water pollution control".
McGraw-Hill Book Company, New York, U.S.A., 275 pp.

ECKENFELDER, W.W. and WATKIN, A.T., 1984
"A new design procedure for activated sludge based on active mass".
7e Symp. Traitement Eaux Usées, Environnement Canada, Montréal: 287-296.

ECKHOFF, D.W. and JENKINS, D., 1966.
"Transient loading effects in the activated sludge process".
Proc. 3rd Intern. Conf. Water Pollut. Res., Munich: 309.

FARQUHAR, G.I. and BOYLE, W.C., 1971.
"Occurence of filamentous microorganisms in activated sludge".
J. Wat. Poll. Contr. Fed. 43 : 779-798.

FLORENTZ, M., GILLES, P. and HARTEMANN, P., 1983.
"Elimination biologique du phosphore".
Tech. & Sci. Municip. 1 : 25-32.

FRIDMAN, V.M., SHAPIRO, S.G. and LOPUKHIN, A.S., 1983.
"ATP concentration control of the biomass and state of activated sludge".
Khim. Tekhnol. Vody 5 : 468-469.

FUJIMOTO, E. and ARAI, Y., 1981.
"Preliminary studies on control parameters and biological community for the activated sludge process".
Water Sci. Tech. 3 : 189-192.

GANCZARCZYK, J.J., 1983.
"Activated sludge process - theory and practice".
Marcel Dekker Inc., New York, U.S.A., 270 pp.

GARRET, M.T., 1958.
"Hydraulic control of activated sludge growth rate". Sewage and Ind. Sewage Ind. Wastes 30 : 253-261.

GENETELLI, E.J. and HEUKELEKIAN, H., 1964.
"The influence of loading and chemical composition of substrate on the performance of activated sludge".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 5 : 643-649.

GRADY, C.P.L., HARLOW, L.I. and RIESING, R.R., 1972.
"Effect of growth rate and influent substrate concentration on effluent quality from chemostats containing bacteria in pure and mixed cultures".
Biotech. Bioeng. 14 : 391-410.

GRADY, C.P.L. and LIM, H.C., 1980.
"Biological wastewater treatment - theory and applications".
Marcel Dekker Inc., New York, U.S.A., 963 pp.

GRAY, A.C., PAUL, P.E. and ROBERTS, H.D., 1980.
"Operational factors affecting biological treatment plant performance".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 52 : 1880-1892.

HALL, E.R. and MURPHY, K.L., 1985.
"Sludge age and substrate effects on nitrification kinetics".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 413-418.

HALTRICH, W., 1969.
"Influence of nitrogen supply on biological treatment".
Proc. 24th Ind. Waste Conf. Purdue University, U.S.A.: 1185-1194.

HART, G. and SHERRARD, J.H., 1983.
"Characteristics of the activated sludge process under nitrogen limiting conditions".
Proc. 15th mid Atlantic Industrial Conf., Lewisburg, U.S.A.: 24-43.

HASELTINE, T.R., 1955.
"A rational approach to the design of activated sludge plants".
Water Sewage Works 102 : 487-495.

HAWKINS, J.M. and SHERRARD, I.H., 1982.
"Stoichiometry of phosphorus removal in the activated sludge process".
Eng. Practic. Design Eng. 2 : 91-106.

HELMERS, E.N., FRANCE, J.D., GREENBERG, A.E. and SAYER, C.N., 1952.
"Nutritional requirements in the biological stabilization of industrial wastes: Treatment with supplementary nutrients".
Sewage Ind. Wastes 24 : 496-507.

HEUKELEKIAN, H., OXFORD, H.E. and MANGANELLI, R., 1951.
"Factors affecting the quantity of sludge production in the activated sludge process".
Sewage Ind. Wastes 23 : 945-958.

HUANG, J.Y.C. and DREW, D.M., 1985.
"Investigation of the removal of organics and nitrogen in an oxidation ditch".
J. Water Pollut. Contr. Fed. 57 : 151-156.

JAMES, A., 1982.
"Some perspectives in the modeling of biological treatment of wastewater".
Water Sci. Tech. 14 : 227-240.

JENKINS, D. and GARRISON, W., 1968.
"Control of activated sludge by mean cell residence time".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 40 : 1905-1919.

KANG, S.J., PUGH, L.B. and BORCHART, J.A., 1983.
"ATP as a measure of active biomass concentration and inhibition in biological wastewater treatment processes".
Proc. 38th Ind. Waste Conf. Purdue University, U.S.A.: 751-759.

KEEFER, C.E., 1962.
Temperature and efficiency of the activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed., 34 : 1186-1196.

KHARARJIAN, H. and IQBAL, A., 1983.
"Nitrogen removal in activated sludge under varying".
Environ. Technol. Lett. 4 : 107-114.

KNOCKE, W.R., 1986.
"Effect of floc volume variations in activated sludge thickening caracteristics".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 784-791.

KRISHNAN, P. and GAUDY, A.F., 1976.
"Response of activated sludge to quantitative shock loading".
J. Wat. Pollut. Control. Fed. 48 : 906-918.

LAN, J.C., BENEFIELD, L. and RANDALL, C.W., 1983.
"Phosphorus removal in the activated sludge process".
Water Res., 7: 1193-1200.

LAWRENCE, A.W. and McCARTY, P.L., 1970.
"Unified basis for biological treatment design and operation".
J. San. Engin. Div. 96 : 757-778.

LEE, S.E., KOOPMAN, B.L., JENKINS, D. and LEWIS, R.F., 1982.
"The effect of aeration basin configuration on activated sludge bulking at low organic loading".
Water Sci. Technol. 14 : 407-427.

LESSARD, S., 1981.
"Évaluation de la traitabilité d'un mélange d'eaux usées comportant une forte proportion d'effluents de l'industrie textile".
Rapport pour Environnement Canada, Service de Protection, Montréal, 131 pp.

LESSARD, S., 1984.
"Études des performances du traitement des effluents de l'industrie agro-alimentaire par réacteurs séquentiels".
Rapport pour Environnement Canada, Service de Protection, Montréal, 85 pp.

LIGHTHART, B. and OGLESBY, R.T., 1969.
"Bacteriology of an activated sludge wastewater treatment plant - a guide to methodology".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 41 : 267-281.

LOGAN, R.P. and BUDD, W.E., 1956.
"Effect of BOD loading on activated sludge plant operation".
In: Biological treatment of sewage and industrial wastes, Reinhold, New York, U.S.A. 1 : 271-276.

LOVETT, D.A., TRAVERS, S.M. and DAVEY, E.R., 1984.
"Activated sludge treatment of abattoir wastewater: Influence of dissolved oxygen concentration".
Water Res. 19 : 435-439.

MALNOU, D., CHOPARD, P. and ANDREARCZYK, H., 1983.
"La déphosphation biologique: peut-on y croire".
Tech. Sci. Municip. 1 : 63-71.

MANICKAM, T.S. and GAUDY, A.F., 1985.
"Comparison of activated sludge response to quantitative, hydraulic and combined shock for the same increase in mass loading".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 241-252.

MANNING, I.F. and IRVINE, R.L., 1985.
"The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 87-94.

McKINNEY, R.E. and GRAM, A., 1956.
"Protozoa and activated sludge".
Sewage Ind. Wastes 28 : 1219-1231.

McLELLAN, J.C. and BUSCH, A.W., 1969.
"Hydraulic and process aspects of reactor design - response to variations".
Proc. 24th Ind. Waste Conf. Purdue University, U.S.A.: 493-506.

MENAR, A.B. and JENKINS, D., 1969.
"The fate of phosphorus in waste treatment processus: The enhanced removal of phosphate by activated sludge".
Proc. 24th Ind. Waste Conf. Purdue University, U.S.A.: 655-674.

METCALF & EDDY INC., 1979.
"Wastewater engineering, treatment, disposal, reuse".
McGraw-Hill Company, New York, U.S.A., 920 pp.

MILLER, J.E. and FREUND, I., 1965.
"Probability and statistics for engineers".
Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, U.S.A., 432 pp.

MONOD, J., 1949.
"The growth of bacterial cultures".
Ann. Rev. Microbiol. 3 : 371-394.

MOP (Manual of practice)-8, 1982.
"Wastewater treatment plant design, WPCF".
Lancaster Process Inc., Washington, U.S.A. 560 pp.

NEETHLING, J.B., JOHNSON, K.M. and JENKINS, D., 1985.
"Using ATP determine the chlorine resistance of filamentous bacteria associated with activated sludge bulking".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 890-894.

NIKUU, S. and SCHROEDER, E.D., 1981.
"Factors affecting effluent variability from activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 53 : 546-559

OLDHAM, W.K., 1985.
"Three years of operating data with the Kelowna Baidenpho plant".
8th Symp. Wastewater Treatment, Environment Canada, Montréal: 279-300.

PAEPKE, B.H., 1985.
"Introduction to biological phosphorus rtmoval".
Technology Transfer Seminar on Biological Phosphorus Removal in Municipal Wastewater Treatment, April 17-18, Penticton, B.C., Canada.

PALIS, J.C. and IRVINE, R.L., 1985.
"Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 57 : 82-86.

PALM, J.C., JENKINS, D. and PARKER, D.S., 1980.
"The relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge proces".
J. Water Poll. Contr. Fed. 52 : 2485-2506.

PERDRIEUX, S. and THÉRIEN, N., 1980.
"Modeling the dynamics of the activated sludge wastewater treatment process in terms of the carbon variable".
Water Res. 14 : 1333-1344.

PARKIN, G.F. and McCARTY, P.L., 1981.
"Production of soluble organic nitrogen during activated sludge treatment".
J. Wat. Contr. Fed. 53 : 99-112.

PIPES, O.W., 1969.
"Types of activated sludge which separate poorly".
J. Water Poll. Contr. Fed. 41 : 714-724.

POOLE, J.E.P., 1984.
"A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment works".
Water Res. 18 : 281-287.

RANDALL, C.W., MARSHALL, D.W. and KING, P.H., 1970.
"Phosphate release in activated sludge process".
J. San. Eng. Div. 96 : 395-407.

RITTMAN, B., BAE, W., NAMKUNG, E. and LU, C.J., 1987.
"A critical evaluation of microbial product formation in biological processes".
Wat. Sci. Tech. 19 : 517-528.

ROE, P.C. and BHAGAT, S.K., 1982.
"Adenosine triphosphate as a control parameter for activated sludge processes".
J. Wat. Poll. Cont. Fed. 54 : 244-254.

ROQUES, H., 1980.
"Où en est la modélisation des processus de dépollution biologique?"
Environ. Tech. Let. 1 : 151-156.

ROQUES, H., YUE, S., SAIPANICH, S. and CAPDEVILLE, B., 1982.
"Is Monod's approach adequate for the modelisation of purification processes using biological treatment".
Water Res. 16 : 839-847.

SALEH, M.M. and GAUDY, A.F., 1978.
"Shock load response of activated sludge with constant recycle sludge concentration".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 50 : 764-774.

SAUNDERS, F.M. and DICK, R.I., 1981.
"Effect of mean-cell residence time on organic composition of activated sludge effluents".
J.Wat. Pollut. Contr. Fed. 53 : 201-215.

SAWYER, C.N., 1956.
"Bacterial nutrition and synthesis in biological treatment of sewage and industrial wastes".
Reinhold, New York, U.S.A.

SCHAACK, F., BOSCHET, A.F., CHEVALIER, D., KEZLAN, F. et SENELIER, Y., 1985.
"Efficacité des stations d'épuration biologiques actuelles à l'égard de la pollution phosphorée".
Tech. & Sci. Mun. - l'Eau, 80e année pp. 173-181.

SCHERRER, B., 1984.
"Biostatistique"
Editions Gaetan Morin, Chicoutimi, Canada, 850 pp.

SCHUETZLE, D., KOSKINEN, J.R. and HORSFALL, F.L., 1982.
"Chemometric modeling of wastewater treatment processes".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 54 : 457-465.

SCHULTZ, J.R., HEGG, B.A. and RAKNESS, K.L., 1982.
"Realistic sludtge production for activated sludge plants without primary clarifiers".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 54 : 1355.

SEZGIN, M., 1980.
"Role of filamentous microorganisms in activated sludge settling".
Prog. Wat. Tech. 12 : 97-107.

SEZGIN, M., 1982.
"Variation of sludge volume index with activated sludge caracteristics".
Water Res. 16 : 83-88.

SEZGIN, M., JENKINS, D. and PALM, J.C., 1980.
"Floc size filament length and settling properties of prototype activated sludge plants".
Progr. Wat. Tech. 12 : 171-182.

SEZGIN, M., JENKINS, D. and PARKER, D.S., 1978.
"A unified theory of filamentous activated sludge bulking".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 50 : 362-381.

SELMA, M.W. and SCHROEDER, E.D., 1978.
"Response of activated sludge process to organic transients - kinetics".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 50 : 944-956.

SHERRARD, J.H. and SCHROEDER, E.D., 1972a.
"Relationship between the observed cell field coefficient and mean cell residence time in a completely mixed activated sludge process".
Water Res. 6 : 1039-1049.

SHERRARD, J.H. and SCHROEDER, E.D., 1972b.
"Importance of cell growth rate and stoichiometry to the removal of phosphorus in the activated sludge process".
Water Res. 6 : 1051-1057.

SMITT, J., 1934.
"Bulking of activated sludge: Causative organisms".
Sewage Works J. 6 : 1041-1053.

SOKAL, R.R. and ROHLF, F.J., 1981.
"Biometry. The principles and practice of statistics in biological research".
2nd Edition, W.H. Freeman and company, San Francisco, U.S.A., 859 pp.

SOLOMON, B.O., ERICKSON, L.E., HESS, J.E. and YANG, S.S., 1982.
"Maximum likelihood estimation of growth yields".
Biotech. Bioeng. 24 : 663-649.

SPEECE, R.E. and LAGRECA, M., 1976.
"Flow equalization by use of aeration tank volume".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 48 : 2599-2608.

STALL, T.R. and SHERRARD, J.H., 1976.
"Effect of wastewater composition and cell residence time on phosphorus removal in activated sludge".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 47 : 122-134.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER ANS WASTEWATER, 1975.
American Public Health Association, American Water and Wastes, Association and Water Pollution Control Federation, 14^{e} edition, Washington, U.S.A., 93 pp.

STANIER, R.Y., DOUDOROFF, M. and ADELBERG, E.A., 1970.
"The microbial world".
Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, U.S.A., 873 pp.

STENSTROM, M.K. and ANDREWS, J.F., 1978.
"Real-time control of activated sludge process".
J. Env. Eng. Div., 105 : 245-260.

STENSTROM, M.K. and PODUSKA, R.A., 1980.
"The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification".
Water Res. 14 : 643-649.

STERRITT, Q.M. and LESTER, J.N., 1981.
"Influence of sludge age on heavy metal removal in the activated sludge process".
Water Res. 15 : 59-65.

STROM, P.F. and JENKINS, D., 1984.
"Identification and significance of filamentous microorganisms in activated sludge".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 56 : 449-459.

SUTTON, P.M., JANK, B.E. and VACHON, D., 1980.
"Nutrient removal in suspended growth systems without chemical addition".
J. Wat. Pollut. Cont. Fed. 52 : 98-109.

SUTTON, P.M., JANK, B.E., MONAGHAN, B.A. and MURPHY, K.L., 1978.
"Single sludge nitrogen removal systems".
Environment Canada, Waste Technology Center, Burlington, Canada, 164 pp.

SUTTON, P.M., MURPHY, K.L. and DAWSON, R.N., 1975.
"Low temperature biological denitrification of wastewater".
J. Water Pollut. Contr. Fed. 47 : 122-134.

TANTHAPANICKALOON, W. and HIMMELBLAU, D.M., 1981.
"Simulation of a time dependent activated sludge wastewater treatment plant".
Water Res. 15 : 1185-1195.

TEBBUTT, T.H.Y. and AZIZ, J.A., 1980.
"An assessment of single mathematical models for the activated sludge processes".
Environ. Tech. Lett. 1 : 440-449.

TEBBUTT, T.H.Y. and PARASKEVOPOULOS, A., 1981.
"Viability parameters for activated sludge".
Environ. Tech. Lett. 2 : 293-302.

TETREAULT, M.J., BENEDICT, A.H., KAEMPFER, C. BARTH, E.F., 1986.
"Biological phosphorus removal. A technology evaluation".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 58 : 823-837.

TOMLINSON, E.J. and CHAMBERS, B., 1984.
"Control strategies for bulking sludge".
Water Sci. & Tech. 16 : 15-34.

UPADHYAYA, A.K. and ECKENFELDER, W.W., 1975.
"Biodegradable fractions as an activity parameter of activated sludge".
Water Res. 9 : 691-694.

VASICEK, P.R., 1982.
"Use of a kinetic study to optimize the activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 54 : 1176-1184.

WAGNER, F., 1984.
"Studies on the causes and prevention of bulking sludge in Germany".
Wat. Sci. & Tech. 16 : 1-14.

WALKER, F., 1971.
"Hydraulically controlling solids retention times in the activated sludge process".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 43 : 30-39.

WEDDLE, C.L. and JENKINS, D.L., 1971.
"The viability and activity of activated sludge".
Water Res. 5 : 621-640.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1985.
"Mandate for change; key issues, strategy and world plan".
United Nations Organization, Genève, Suisse, 47 pp.

WU, Y.C. and OKRUTNY, M.S., 1982.
"Role of phosphorus in activated sludge".
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 81 : 558-565.

ZALOUM, R., 1979.
"Coûts d'exploitation et d'entretien d'usines de traitement des eaux usées".
Association québécoise des techniques de l'eau, Montréal, Canada, pp. 269-302.

ZALOUM, R., 1983.
"Traitement biologique par aération prolongée des effluents d'une usine de finition de textile".
Environment Canada, Service de Protection, Montréal, Canada 46 pp.

ZALOUM, R., 1985.
"Rationalisation des facteurs influençant la conception des ouvrages d'épuration par voie biologique".
Sci. Tech. Eau. 18 : 53-59.

Condition A01 (Temps de retention: 8.60 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.37	11	4.19	4.56	0.131
	Volume de l'eau clarifiee soutirée	11.38	11	7.42	12.60	1.345
	Volume d'eau brute ajoute	15.75	11	11.98	17.03	1.287
	Temperature de la liqueur mixte	16.67	9	13.50	22.00	3.192
	pH de la liqueur mixte		2	6.00	6.00	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.25	3	11.00	11.50	0.250
	% du lit de boues - hauteur totale	34.88	8	28.00	50.00	6.937
	Cones Imhoff (1/2 heure)		0			
	Cones Imhoff (1 heure)	488.89	9	375.00	700.00	111.433
	Durée de la decantation	1.38	8	1.00	4.00	1.061
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	02 dissous de la liqueur mixte	10.27	9	2.60	16.50	4.965
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	3987.55	11	3000.00	7000.00	1491.724
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinite		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	10.29	7	7.00	13.00	1.976
	DBO5 Filtree		0			
	DCO	237.34	9	195.00	281.70	29.757
	DCO filtree	198.57	7	135.00	240.00	32.751
	Solides en suspension	57.45	10	22.00	122.00	32.207
	Solides en suspension volatils	46.35	10	21.50	95.00	21.890
	Solides dissous	1070.00	7	970.00	1210.00	75.000
	Solides dissous volatils	421.71	7	310.00	490.00	61.065
	Solides totaux	1130.00	7	1045.00	1240.00	68.191
	Solides totaux volatils	486.43	7	395.00	565.00	51.455
	NH3 (laboratoire de Québec)	5.83	7	1.20	12.20	3.599
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	2.18	2	0.10	4.26	2.942
	Nitrates - nitrites	90.43	7	78.00	100.00	8.344
	Azote total Kjeldahl	15.43	7	11.00	21.00	3.457
	Phosphore inorganique	9.34	7	6.60	12.00	2.226
	Phosphore inorganique filtre		0			
	Phosphore total	9.83	7	7.60	12.20	1.975
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinite	22.14	7	8.00	60.00	22.660
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3003.45	11	2500.00	4150.00	537.165
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2713.80	10	2188.00	3400.00	373.272

Condition A02 (Temps de rétention: 11.4 jours; age des boues: 15 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.54	15	4.52	4.56	0.011
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	7.44	15	7.42	7.47	0.015
	Volume d'eau brute ajouté	11.98	15	11.96	12.00	0.009
	Température de la liqueur mixte	15.38	13	15.00	16.00	0.463
	pH de la liqueur mixte		1	7.30	7.30	
	Niveau d'eau dans le bassin		0			
	% du lit de boues - hauteur totale	34.73	11	26.00	54.00	7.350
	Cones Imhoff (1/2 heure)	524.44	9	400.00	605.00	73.970
	Cones Imhoff (1 heure)	406.50	10	340.00	500.00	53.232
	Durée de la décantation	2.40	5	2.00	2.50	0.224
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.91	11	2.60	15.20	3.869
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	5595.07	15	4600.00	6600.00	836.287
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
	DBO5	6.71	7	3.00	11.00	3.402
EFFLUENT:	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	98.77	7	88.40	120.00	12.048
	DCO filtrée	80.00	6	55.00	100.00	15.166
	Solides en suspension	16.82	14	10.00	20.50	3.522
	Solides en suspension volatils	14.18	14	7.00	18.00	3.417
	Solides dissous	609.29	7	560.00	645.00	38.244
	Solides dissous volatils	198.14	7	134.00	270.00	42.164
	Solides totaux	623.71	7	560.00	666.00	46.907
	Solides totaux volatils	213.86	7	137.00	288.00	51.457
	NH3 (laboratoire de Québec)	2.30	7	0.43	6.00	2.413
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	5.12	3	0.09	14.50	8.130
	Nitrates - nitrites	20.36	7	13.00	33.00	8.270
	Azote total Kjeldahl	6.94	7	0.96	13.00	3.834
	Phosphore inorganique	0.77	6	0.20	2.40	0.829
	Phosphore inorganique filtré	2.00	1	2.00	2.00	
	Phosphore total	1.15	6	0.20	4.30	1.564
	Phosphore total filtré	215.00	1	215.00	215.00	
	Alkalinité	208.17	6	155.00	264.00	42.358
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3796.58	12	2814.00	4481.00	524.599
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	3389.00	10	2481.00	4130.00	587.655

Condition A03 (Temps de retention: 11.40 jours: age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.18	11	0.25	4.57	1.303
	Volume de l eau clarifiée soutirée	7.42	11	7.42	7.42	0.000
	Volume d'eau brute ajouté	11.60	11	7.67	11.99	1.303
	Température de la liqueur mixte	19.41	11	17.00	22.00	1.480
	pH de la liqueur mixte		11	5.15	7.50	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.93	11	11.75	12.00	0.087
	% du lit de boues - hauteur totale	21.09	11	19.00	24.00	1.514
	Cones Imhoff (1/2 heure)	249.09	11	235.00	270.00	8.608
	Cones Imhoff (1 heure)	209.55	11	195.00	230.00	12.136
	Durée de la décantation	2.66	5	1.50	3.20	0.727
	Débit de l'alimentation	1.59	9	1.50	1.62	0.044
	Durée de l'alimentation	7.72	9	7.50	8.00	0.264
	02 dissous de la liqueur mixte	8.29	10	5.70	9.70	1.083
INFLUENT:	DBO5	1075.00	6	330.00	1988.00	654.753
	DBO5 Filtrée	922.50	6	108.00	1500.00	507.333
	DCO	1829.17	6	633.50	3026.00	905.906
	DCO filtrée	1125.00	6	235.00	1880.00	692.373
	Solides en suspension.	269.33	6	100.00	398.00	112.921
	Solides en suspension volatils	267.50	6	100.00	392.00	110.495
	Solides dissous	913.50	6	512.00	1354.00	343.149
	Solides dissous volatils	465.50	6	170.00	739.00	250.804
	Solides totaux	1194.67	6	711.00	1740.00	408.785
	Solides totaux volatils	741.33	6	344.00	1160.00	321.153
	NH3 (laboratoire de Québec)	124.83	6	33.00	275.00	96.244
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	2.47	6	0.10	7.70	2.994
	Azote total Kjeldahl	227.67	6	73.00	490.00	154.399
	Phosphore inorganique	11.13	6	4.90	15.80	4.069
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.30	6	8.20	23.00	5.181
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	742.50	6	410.00	1250.00	326.523
	Huiles et graisses	137.25	4	82.00	210.00	60.999
	pH		10	7.20	7.90	
EFFLUENT:	DBO5	5.43	7	4.00	10.00	2.149
	DBO5 Filtree	3.17	6	2.00	4.00	0.753
	DCO	108.94	9	68.50	182.00	40.535
	DCO filtrée	72.14	7	50.00	95.00	16.293
	Solides en suspension	23.63	8	12.00	44.50	10.950
	Solides en suspension volatils	21.50	8	11.50	43.00	10.902
	Solides dissous	1398.57	7	1216.00	1632.00	167.396
	Solides dissous volatils	556.14	7	373.00	784.00	162.343
	Solides totaux	1433.29	7	1226.00	1699.00	180.722
	Solides totaux volatils	590.57	7	381.00	828.00	171.858
	NH3 (laboratoire de Québec)	2.49	7	0.60	5.40	1.484
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.77	11	0.10	3.92	1.320
	Nitrates - nitrites	178.29	7	130.00	240.00	45.686
	Azote total Kjeldahl	4.40	7	1.60	7.00	2.141
	Phosphore inorganique	5.57	7	3.50	9.60	2.332
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	5.84	7	3.50	9.60	2.360
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	40.14	7	10.00	64.00	19.239
	Huiles et graisses	4.25	4	1.00	11.00	4.573
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1540.00	8	1385.00	1625.00	75.024
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1465.63	8	1350.00	1600.00	77.848

Condition A04 (Temps de rétention: 11.4 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.95	12	0.25	13.71	5.090
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	9.04	12	3.10	22.26	5.970
	Volume d'eau brute ajouté	13.99	12	11.99	35.97	6.922
	Température de la liqueur mixte	18.25	12	10.50	22.50	3.888
	pH de la liqueur mixte		12	6.78	7.86	
	Niveau d'eau dans le bassin	12.07	11	11.50	13.75	0.582
	% du lit de boues - hauteur totale	22.25	12	18.00	29.00	4.048
	Cones Imhoff (1/2 heure)	239.55	11	205.00	260.00	17.242
	Cones Imhoff (1 heure)	203.75	12	175.00	225.00	16.254
	Durée de la décantation	2.80	8	2.40	3.70	0.428
	Débit de l'alimentation	1.54	7	1.33	1.62	0.099
	Durée de l'alimentation	8.00	7	7.50	9.00	0.500
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.97	11	5.00	10.20	1.435
INFLUENT:	DBO5	965.75	4	133.00	1410.00	568.477
	DBO5 Filtrée	638.00	4	27.00	1040.00	436.034
	DCO	1695.50	7	445.50	3247.50	886.909
	DCO filtrée	863.75	4	50.00	1490.00	620.207
	Solides en suspension.	318.50	4	190.00	434.00	100.298
	Solides en suspension volatils	328.00	4	180.00	420.00	104.461
	Solides dissous	701.75	4	245.00	970.00	316.068
	Solides dissous volatils	400.50	4	265.00	567.00	132.430
	Solides totaux	1252.75	4	1155.00	1374.00	107.416
	Solides totaux volatils	686.50	4	425.00	856.00	191.650
	NH3 (laboratoire de Québec)	74.13	4	8.00	123.00	48.004
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	7.98	4	0.40	26.00	12.183
	Azote total Kjeldahl	170.50	4	22.00	260.00	105.835
	Phosphore inorganique	7.23	4	1.00	12.00	4.609
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	15.75	4	2.00	27.00	10.340
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	695.75	4	445.00	870.00	181.178
	Huiles et graisses	27.00	1	27.00	27.00	
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	3.17	6	1.00	5.00	1.722
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	61.29	12	49.00	71.00	6.308
	DCO filtrée	48.33	6	40.00	55.00	5.164
	Solides en suspension	11.88	12	5.00	29.00	6.839
	Solides en suspension volatils	9.29	12	4.50	18.00	4.261
	Solides dissous	1033.33	6	925.00	1190.00	86.120
	Solides dissous volatils	441.50	6	385.00	574.00	74.387
	Solides totaux	1047.00	6	935.00	1210.00	91.115
	Solides totaux volatils	449.50	6	388.00	574.00	69.991
	NH3 (laboratoire de Québec)	4.31	6	0.70	21.50	8.426
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.32	12	0.05	2.30	0.630
	Nitrates - nitrites	96.42	6	77.00	138.00	21.546
	Azote total kjeldahl	5.45	6	0.60	22.00	8.388
	Phosphore inorganique	4.95	6	3.60	6.00	0.862
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	5.67	6	4.50	6.70	0.821
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	67.17	6	10.00	124.00	39.428
	Huiles et graisses	1.00	2	1.00	1.00	0.000
	pH		1	2.00	2.00	
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1320.83	12	1020.00	1500.00	133.254
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1249.75	12	1017.00	1427.00	116.010

Condition A05 (Temps de rétention: 11.4 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	5.04	20	0.25	30.24	9.455
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	9.14	20	-9.86	21.92	7.771
	Volume d'eau brute ajouté	14.17	20	7.67	28.24	5.560
	Température de la liqueur mixte	15.55	20	9.00	21.50	3.727
	pH de la liqueur mixte		18	6.66	7.67	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.90	19	11.50	12.25	0.180
	% du lit de boues - hauteur totale	19.47	19	16.00	24.00	2.568
	Cones Imhoff (1/2 heure)	220.75	20	175.00	250.00	23.072
	Cones Imhoff (1 heure)	177.00	20	115.00	200.00	21.788
	Durée de la décantation	2.56	9	1.70	3.00	0.371
	Débit de l'alimentation	1.59	16	1.30	2.05	0.188
	Durée de l'alimentation	8.22	16	6.00	16.00	2.213
	O2 dissous de la liqueur mixte	8.35	18	5.10	10.80	1.284
INFLUENT:	DBO5	1467.22	9	290.00	2820.00	709.062
	DBO5 Filtrée	1062.22	9	185.00	2410.00	595.935
	DCO	3226.85	13	869.50	9037.00	2101.165
	DCO filtrée	1444.38	8	490.00	3270.00	827.921
	Solides en suspension.	425.78	9	148.00	1078.00	269.454
	Solides en suspension volatils	364.22	9	148.00	692.00	163.629
	Solides dissous	769.67	9	500.00	1142.00	212.451
	Solides dissous volatils	471.44	9	268.00	684.00	135.291
	Solides totaux	1226.00	9	784.00	1600.00	275.728
	Solides totaux volatils	848.78	9	498.00	1124.00	207.045
	NH3 (laboratoire de Québec)	81.93	9	18.40	200.00	50.970
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.82	9	0.10	4.40	1.400
	Azote total Kjeldahl	207.44	9	62.00	390.00	89.945
	Phosphore inorganique	7.92	9	2.00	12.80	3.387
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	11.30	9	7.00	14.80	3.126
	Phosphore total filtre		0			
	Alkalinité	825.78	9	38.00	1620.00	413.469
	Huiles et graisses	209.25	8	30.00	380.00	128.119
	pH		17	7.10	8.30	
EFFLUENT:	DBO5	3.18	11	2.00	7.00	1.662
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	61.88	20	37.50	135.00	22.750
	DCO filtrée	39.43	14	25.00	55.00	9.095
	Solides en suspension	9.99	20	3.00	36.30	7.732
	Solides en suspension volatils	8.89	20	2.00	33.80	7.205
	Solides dissous	848.27	11	754.00	936.00	65.088
	Solides dissous volatils	353.27	11	311.00	400.00	32.259
	Solides totaux	864.36	11	770.00	957.00	69.012
	Solides totaux volatils	364.91	11	315.00	415.00	30.612
	NH3 (laboratoire de Québec)	2.18	11	0.32	15.20	4.351
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	1.64	19	0.05	16.20	3.997
	Nitrates - nitrites	72.77	11	60.00	85.00	7.954
	Azote total Kjeldahl	5.30	11	1.70	20.00	5.019
	Phosphore inorganique	3.62	11	1.50	7.00	1.780
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	4.02	11	1.60	7.40	1.823
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	72.64	11	36.00	96.00	20.245
	Huiles et graisses	1.40	10	1.00	4.00	0.966
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1464.80	20	1133.00	1764.00	167.277
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1368.40	20	1050.00	1745.00	157.709

Condition A06 (Temps de rétention: 4 jours; age des boues: 25 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	5.48	11	5.48	5.48	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	26.75	11	6.54	28.77	6.703
	Volume d'eau brute ajouté	32.23	11	12.02	34.25	6.703
	Température de la liqueur mixte	17.86	11	12.00	21.00	3.131
	pH de la liqueur mixte		11	4.82	7.96	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.74	9	11.25	12.00	0.261
	% du lit de boues - hauteur totale	26.91	11	20.00	35.00	4.657
	Cones Imhoff (1/2 heure)	285.91	11	210.00	345.00	34.338
	Cones Imhoff (1 heure)	238.18	11	190.00	275.00	21.363
	Durée de la décantation	1.95	4	1.20	2.50	0.557
	Débit de l'alimentation	3.12	10	3.10	3.30	0.063
	Durée de l'alimentation	10.95	10	10.50	11.00	0.158
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.98	11	1.20	10.20	2.766
INFLUENT:	DBO5	1892.14	7	925.00	3260.00	783.788
	DBO5 Filtrée	1468.43	7	635.00	2610.00	719.652
	DCO	3193.50	11	1457.00	5405.50	1421.573
	DCO filtrée	2520.00	7	730.00	4860.00	1647.736
	Solides en suspension.	462.57	7	292.00	846.00	208.352
	Solides en suspension volatils	399.00	7	232.00	778.00	193.887
	Solides dissous	1749.43	7	907.00	2795.00	727.607
	Solides dissous volatils	1246.29	7	546.00	2285.00	659.268
	Solides totaux	2169.86	7	1227.00	3200.00	801.109
	Solides totaux volatils	1628.00	7	836.00	2650.00	704.912
	NH3 (laboratoire de Québec)	196.14	7	48.00	410.00	140.714
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.67	7	0.10	2.70	0.912
	Azote total Kjeldahl	375.71	7	110.00	600.00	169.323
	Phosphore inorganique	13.11	7	5.20	21.00	6.604
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	17.06	7	7.40	33.00	9.457
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	813.14	7	81.00	1320.00	439.192
	Huiles et graisses	189.40	5	130.00	330.00	79.852
	pH		10	7.20	7.90	
EFFLUENT:	DBO5	21.00	6	7.00	50.00	15.862
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	279.06	11	97.20	539.00	154.285
	DCO filtrée	107.62	10	52.60	160.00	35.922
	Solides en suspension	90.73	11	33.00	242.00	75.741
	Solides en suspension volatils	79.18	11	27.50	221.50	66.094
	Solides dissous	1422.00	6	1220.00	1734.00	188.598
	Solides dissous volatils	698.17	6	544.00	949.00	154.030
	Solides totaux	1529.83	6	1245.00	1940.00	276.736
	Solides totaux volatils	794.00	6	555.00	1065.00	207.781
	NH3 (laboratoire de Québec)	6.79	6	1.05	17.00	7.242
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	12.83	8	0.10	62.00	21.044
	Nitrates - nitrites	157.17	6	109.00	193.00	31.758
	Azote total Kjeldahl	18.27	6	10.20	40.50	12.257
	Phosphore inorganique .	10.23	4	3.50	21.50	7.870
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	11.88	4	5.60	23.00	7.768
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	92.42	6	9.50	218.00	93.143
	Huiles et graisses	3.38	4	1.50	6.00	2.250
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2877.91	11	2475.00	3125.00	220.596
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2591.00	11	2152.00	2850.00	211.442

Condition A07 (Temps de rétention: 11.4 jours; age des boues: 25 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirees	5.48	6	5.48	5.48	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	5.96	6	3.08	6.54	1.413
	Volume d'eau brute ajouté	11.44	6	8.56	12.02	1.413
	Température de la liqueur mixte	19.17	6	17.00	21.50	1.807
	pH de la liqueur mixte		6	5.65	7.39	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.55	4	11.50	11.60	0.058
	% du lit de boues - hauteur totale	19.00	5	18.00	20.00	1.000
	Cones Imhoff (1/2 heure)	215.00	6	200.00	225.00	10.488
	Cones Imhoff (1 heure)	183.33	6	170.00	195.00	8.756
	Durée de la décantation	2.65	2	2.50	2.80	0.212
	Débit de l'alimentation	2.64	6	1.42	8.00	2.628
	Durée de l'alimentation	6.23	6	1.56	7.70	2.371
	02 dissous de la liqueur mixte	8.45	6	6.60	9.70	1.078
INFLUENT:	DBO5	2260.00	3	1600.00	3130.00	786.321
	DBO5 Filtrée	1613.33	3	1360.00	1930.00	290.239
	DCO	2827.70	5	2150.00	3710.00	636.785
	DCO filtrée	2206.67	3	1890.00	2740.00	464.579
	Solides en suspension.	434.67	3	334.00	518.00	93.217
	Solides en suspension volatils	396.67	3	298.00	482.00	92.722
	Solides dissous	1598.67	3	886.00	2190.00	660.413
	Solides dissous volatils	1214.67	3	564.00	1800.00	620.585
	Solides totaux	2030.00	3	1360.00	2690.00	665.056
	Solides totaux volatils	1608.67	3	976.00	2250.00	637.044
	NH3 (laboratoire de Québec)	53.83	3	36.00	70.00	17.061
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.30	3	0.10	0.60	0.265
	Azote total Kjeldahl	278.33	3	210.00	320.00	59.652
	Phosphore inorganique	8.27	3	6.00	10.60	2.301
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	11.23	3	8.90	13.80	2.458
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	790.00	3	370.00	1095.00	375.932
	Huiles et graisses	170.25	4	109.00	269.00	71.224
	pH		5	7.30	7.70	
EFFLUENT:	DBO5	7.67	3	6.00	10.00	2.082
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	115.07	6	86.90	170.00	36.027
	DCO filtrée	70.20	5	62.00	80.00	7.155
	Solides en suspension	35.58	6	21.50	76.50	21.292
	Solides en suspension volatils	30.75	6	15.00	67.00	19.318
	Solides dissous	1535.00	3	1495.00	1595.00	52.915
	Solides dissous volatils	720.33	3	529.00	862.00	171.966
	Solides totaux	1606.67	3	1550.00	1680.00	66.583
	Solides totaux volatils	770.67	3	595.00	885.00	154.423
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.68	3	0.07	1.60	0.809
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.42	4	0.18	0.80	0.269
	Nitrates - nitrites	187.67	3	180.00	200.00	10.786
	Azote total Kjeldahl	3.37	3	0.60	7.90	3.958
	Phosphore inorganique	6.77	3	4.50	9.60	2.597
	Phosphore inorganique filtre		0			
	Phosphore total	7.70	3	5.70	10.00	2.166
	Phosphore total filtré	4.33	3	1.00	11.00	5.774
	Alkalinité	27.50	3	9.50	43.00	16.889
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2016.50	6	1800.00	2133.00	121.024
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1783.33	6	1633.00	1900.00	99.006

Condition A08 (temps de rétention: 16 jours; age des boues: 25 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	5.89	9	5.48	9.13	1.217
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	6.80	9	3.08	36.54	11.153
	Volume d'eau brute ajouté	12.68	9	8.56	45.67	12.370
	Température de la liqueur mixte	17.43	7	16.00	19.00	0.976
	pH de la liqueur mixte		9	5.55	7.43	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.87	7	11.70	12.00	0.111
	% du lit de boues - hauteur totale	14.22	9	10.00	17.00	2.728
	Cones Imhoff (1/2 heure)	154.44	9	130.00	180.00	16.667
	Cones Imhoff (1 heure)	131.11	9	110.00	150.00	14.530
	Durée de la décantation	2.37	6	2.10	2.70	0.242
	Débit de l'alimentation	1.74	7	1.42	3.00	0.560
	Durée de l'alimentation	6.96	7	5.30	15.00	3.553
	O2 dissous de la liqueur mixte	8.89	8	8.20	9.60	0.463
INFLUENT:	DBO5	1891.67	3	1655.00	2080.00	216.583
	DBO5 Filtrée	1491.67	3	1170.00	1875.00	356.523
	DCO	3323.11	9	2029.00	5157.00	989.641
	DCO filtrée	2111.67	3	1800.00	2565.00	401.694
	Solides en suspension.	390.67	3	308.00	492.00	93.409
	Solides en suspension volatils	304.67	3	196.00	454.00	133.721
	Solides dissous	1150.00	3	1020.00	1240.00	115.326
	Solides dissous volatils	774.33	3	624.00	904.00	141.139
	Solides totaux	1500.00	3	1320.00	1670.00	175.214
	Solides totaux volatils	1048.00	3	914.00	1180.00	133.011
	NH3 (laboratoire de Québec)	17.17	3	11.50	21.00	5.008
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.90	3	0.30	2.00	0.954
	Azote total Kjeldahl	278.33	3	215.00	380.00	88.929
	Phosphore inorganique	6.67	3	5.00	8.50	1.756
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	10.97	3	9.80	11.60	1.012
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	888.33	3	800.00	995.00	98.784
	Huiles et graisses	166.33	3	96.00	232.00	68.120
	pH		9	7.00	7.70	
EFFLUENT:	DBO5	4.00	1	4.00	4.00	
	DBO5 Filtrée	3.00	5	2.00	5.00	1.414
	DCO	64.24	9	44.75	112.00	19.030
	DCO filtrée	36.97	7	23.90	45.00	6.868
	Solides en suspension	21.56	9	16.00	31.00	5.083
	Solides en suspension volatils	16.39	9	12.00	22.00	2.848
	Solides dissous	1584.00	5	1550.00	1620.00	27.019
	Solides dissous volatils	794.80	5	705.00	893.00	84.836
	Solides totaux	1606.00	5	1560.00	1630.00	27.928
	Solides totaux volatils	807.80	5	682.00	940.00	115.742
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.57	5	0.15	1.10	0.383
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.54	4	0.22	1.20	0.458
	Nitrates - nitrites	191.40	5	183.00	200.00	6.841
	Azote total Kjeldahl	3.30	5	0.50	6.80	2.314
	Phosphore inorganique	2.58	5	1.70	3.20	0.572
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	3.44	5	3.20	3.80	0.251
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	13.40	5	3.50	35.00	12.351
	Huiles et graisses	0.50	1	0.50	0.50	
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1468.22	9	1250.00	1650.00	122.468
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1325.00	9	1190.00	1420.00	66.144

Condition A09 (Temps de retention: 3.00 jours; age des boues: 15 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	8.30	11	7.76	9.13	0.520
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	34.97	11	10.17	37.91	8.237
	Volume d'eau brute ajouté	43.27	11	19.30	45.67	7.951
	Température de la liqueur mixte	21.14	11	17.00	24.50	2.001
	pH de la liqueur mixte		10	5.84	7.62	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.77	9	11.40	12.00	0.215
	% du lit de boues - hauteur totale	58.10	10	37.00	84.00	16.367
	Cones Imhoff (1/2 heure)	754.09	11	400.00	950.00	191.922
	Cones Imhoff (1 heure)	649.09	11	345.00	900.00	202.544
	Durée de la décantation	2.48	9	1.90	3.00	0.315
	Débit de l'alimentation	5.75	7	2.68	6.30	1.268
	Durée de l'alimentation	7.19	7	6.70	7.30	0.219
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.49	10	2.40	8.80	1.875
INFLUENT:	DBO5	2018.57	7	430.00	5460.00	1611.608
	DBO5 Filtrée	1477.14	7	290.00	4080.00	1231.783
	DCO	4157.50	11	1200.00	10900.00	2973.550
	DCO filtrée	2578.57	7	500.00	7550.00	2268.233
	Solides en suspension.	484.00	7	248.00	1130.00	324.014
	Solides en suspension volatils	417.86	7	220.00	1040.00	292.345
	Solides dissous	1212.57	7	888.00	1800.00	331.873
	Solides dissous volatils	708.57	7	500.00	1230.00	258.742
	Solides totaux	1772.86	7	1240.00	3300.00	702.394
	Solides totaux volatils	1178.57	7	760.00	2635.00	665.199
	NH3 (laboratoire de Québec)	21.43	7	14.00	36.00	6.837
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.56	7	0.10	1.00	0.336
	Azote total Kjeldahl	343.57	7	120.00	990.00	294.317
	Phosphore inorganique	12.89	7	8.80	24.00	5.655
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	16.36	7	10.00	28.50	6.625
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	931.43	7	130.00	2000.00	577.860
	Huiles et graisses	215.14	7	33.00	371.00	112.729
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	14.00	5	6.00	30.00	9.695
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	126.40	10	52.00	282.00	71.133
	DCO filtrée	74.00	5	30.00	100.00	29.665
	Solides en suspension	43.45	10	15.00	140.00	37.194
	Solides en suspension volatils	39.85	10	9.00	138.00	37.662
	Solides dissous	1050.00	5	980.00	1140.00	63.246
	Solides dissous volatils	438.00	5	180.00	580.00	158.239
	Solides totaux	1078.80	5	1000.00	1160.00	60.143
	Solides totaux volatils	462.00	5	200.00	600.00	158.177
	NH3 (laboratoire de Québec)	2.94	5	0.36	11.60	4.855
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	6.28	4	0.13	24.20	11.948
	Nitrates - nitrites	99.40	5	84.00	116.00	12.837
	Azote total Kjeldahl	10.48	5	5.80	19.00	5.186
	Phosphore inorganique	1.89	5	0.10	4.60	2.384
	Phosphore inorganique filtré	1.75	5	0.05	4.50	2.288
	Phosphore total	2.49	5	0.23	5.30	2.510
	Phosphore total filtré	2.12	5	0.20	4.90	2.495
	Alkalinité	25.10	5	4.50	57.00	24.108
	Huiles et graisses	2.80	5	0.50	8.00	3.154
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3424.90	10	2750.00	4425.00	441.837
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	3152.50	10	2725.00	3975.00	346.133

Condition A10 (Temps de rétention: 7.10 jours; age des boues: 15 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	9.13	12	9.13	9.13	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	10.17	12	10.17	10.17	0.000
	Volume d'eau brute ajouté	19.30	12	19.30	19.30	0.000
	Température de la liqueur mixte	21.21	12	19.00	23.00	1.287
	pH de la liqueur mixte		11	5.25	7.33	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.81	9	11.70	12.00	0.117
	% du lit de boues - hauteur totale	58.44	9	42.00	75.00	10.990
	Cones Imhoff (1/2 heure)	677.08	12	340.00	975.00	265.377
	Cones Imhoff (1 heure)	586.25	12	275.00	925.00	254.595
	Durée de la décantation	2.65	11	1.70	3.10	0.423
	Débit de l'alimentation	3.48	10	2.67	9.82	2.229
	Durée de l'alimentation	6.95	10	6.70	7.30	0.182
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.00	12	3.90	8.60	1.222
INFLUENT:	DBO5	2650.00	7	900.00	4600.00	1365.955
	DBO5 Filtrée	1522.86	7	420.00	2850.00	824.353
	DCO	4495.71	12	1300.00	8400.00	2016.406
	DCO filtrée	2652.86	7	650.00	6200.00	2314.345
	Solides en suspension.	533.71	7	100.00	788.00	266.684
	Solides en suspension volatils	498.00	7	100.00	728.00	245.284
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux	1782.86	7	1000.00	2500.00	534.843
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)	34.21	7	16.00	46.00	10.535
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	2.70	7	1.00	6.00	1.704
	Azote total Kjeldahl	469.29	7	50.00	1000.00	364.617
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.64	7	5.00	30.00	8.673
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	1196.57	7	340.00	2300.00	768.415
	Huiles et graisses	249.86	7	47.00	395.00	112.252
	pH		11	7.20	7.70	
EFFLUENT:	DBO5	5.00	6	2.00	7.00	1.789
	DBO5 Filtree	2.50	4	2.00	4.00	1.000
	DCO	119.42	12	91.00	145.00	16.487
	DCO filtrée	90.33	9	45.00	150.00	34.878
	Solides en suspension	22.17	12	13.00	43.00	8.587
	Solides en suspension volatils	19.54	12	11.00	38.00	8.094
	Solides dissous	1731.67	6	1530.00	2070.00	219.036
	Solides dissous volatils	689.50	6	187.00	1140.00	375.821
	Solides totaux	1797.50	6	1550.00	2100.00	243.593
	Solides totaux volatils	830.83	6	500.00	1160.00	290.799
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.54	6	0.20	4.30	1.814
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	234.33	6	146.00	290.00	60.734
	Azote total Kjeldahl	7.37	6	1.20	11.00	4.608
	Phosphore inorganique	6.87	6	4.60	11.00	2.307
	Phosphore inorganique filtre	6.35	6	4.60	10.00	1.901
	Phosphore total	7.93	6	6.00	11.00	2.317
	Phosphore total filtre	7.48	6	5.90	10.00	1.805
	Alkalinité	37.33	6	10.00	70.00	24.549
	Huiles et graisses	1.71	7	1.00	2.00	0.488
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2430.83	12	1734.00	2950.00	330.280
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2174.67	12	1667.00	2600.00	258.601

Condition A11 (Temps de rétention: 11.40 jours; age des boues: 15 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	9.40	12	8.99	13.52	1.297
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	3.25	12	2.94	6.05	0.883
	Volume d'eau brute ajouté	12.65	12	12.02	19.57	2.179
	Température de la liqueur mixte	23.06	9	19.00	26.00	2.068
	pH de la liqueur mixte		12	6.09	8.30	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.71	12	11.50	12.00	0.153
	% du lit de boues - hauteur totale	30.83	12	17.00	42.00	7.964
	Cones Imhoff (1/2 heure)	212.92	12	150.00	280.00	35.577
	Cones Imhoff (1 heure)	174.58	12	125.00	225.00	26.325
	Durée de la décantation	2.18	12	1.80	2.50	0.234
	Débit de l'alimentation	1.78	12	1.62	2.88	0.346
	Durée de l'alimentation	7.13	12	6.80	7.40	0.182
	02 dissous de la liqueur mixte	7.95	10	7.40	8.80	0.441
INFLUENT:	DBO5	1600.00	1	1600.00	1600.00	
	DBO5 Filtrée	650.00	1	650.00	650.00	
	DCO	3052.00	7	2467.00	4691.00	762.126
	DCO filtrée	1695.14	7	1273.00	2084.00	305.093
	Solides en suspension.	493.00	4	400.00	590.00	87.308
	Solides en suspension volatils	482.50	4	385.00	590.00	96.134
	Solides dissous	840.00	1	840.00	840.00	
	Solides dissous volatils	540.00	1	540.00	540.00	
	Solides totaux	1400.29	7	1005.00	2265.00	406.312
	Solides totaux volatils	986.14	7	694.00	1677.00	328.237
	NH3 (laboratoire de Québec)	10.71	9	6.89	24.00	5.802
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.68	7	0.35	0.83	0.164
	Azote total Kjeldahl	569.57	7	150.00	840.00	224.357
	Phosphore inorganique	6.10	1	6.10	6.10	
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.50	7	9.90	25.38	5.079
	Phosphore total filtré	12.51	6	8.86	21.70	4.788
	Alkalinité	493.67	6	327.00	678.00	130.468
	Huiles et graisses	468.00	1	468.00	468.00	
	pH		10	6.90	7.80	
EFFLUENT:	DBO5	4.00	1	4.00	4.00	
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	140.92	12	108.00	194.00	27.331
	DCO filtrée	83.18	11	62.00	110.00	13.812
	Solides en suspension	37.18	14	14.00	72.00	15.713
	Solides en suspension volatils	30.68	14	6.00	56.00	13.911
	Solides dissous	1510.00	1	1510.00	1510.00	
	Solides dissous volatils	760.00	1	760.00	760.00	
	Solides totaux	1481.76	7	1364.00	1600.00	71.655
	Solides totaux volatils	429.71	7	318.00	840.00	184.040
	NH3 (laboratoire de Québec)	4.56	7	0.60	20.00	7.232
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	3.53	6	0.10	9.39	3.923
	Nitrates - nitrites	148.57	7	115.00	180.00	23.458
	Azote total Kjeldahl	9.28	7	0.20	34.00	11.410
	Phosphore inorganique	5.46	7	3.00	11.00	2.644
	Phosphore inorganique filtré	4.95	2	4.60	5.30	0.495
	Phosphore total	6.31	7	3.70	13.00	3.141
	Phosphore total filtré	5.85	2	4.90	6.80	1.344
	Alkalinité	80.37	7	5.70	234.00	105.312
	Huiles et graisses	1.00	1	1.00	1.00	
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1083.64	14	895.00	1317.00	137.597
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	974.64	14	767.00	1187.00	139.915

Condition A12 (Temps de rétention: 7.00 jours; age des boues: 10 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	13.39	11	12.55	13.70	0.417
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	6.18	11	3.98	13.70	2.610
	Volume d'eau brute ajouté	19.57	11	16.57	27.40	2.846
	Température de la liqueur mixte	21.32	11	20.00	24.00	1.309
	pH de la liqueur mixte		11	5.74	8.80	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.72	11	11.25	12.00	0.211
	% du lit de boues - hauteur totale	18.78	9	15.00	25.00	2.774
	Cones Imhoff (1/2 heure)	129.09	11	95.00	150.00	15.136
	Cones Imhoff (1 heure)	104.55	11	80.00	110.00	9.342
	Durée de la décantation	2.35	11	2.00	2.70	0.192
	Débit de l'alimentation	2.77	11	2.70	2.82	0.048
	Durée de l'alimentation	7.04	11	6.90	7.20	0.136
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.66	11	6.90	8.40	0.590
INFLUENT:	DBO5	1364.14	7	419.00	1928.00	558.671
	DBO5 Filtrée	826.67	6	163.00	1748.00	611.107
	DCO	2947.56	8	1638.00	4971.00	1079.806
	DCO filtrée	2020.93	7	855.00	3869.00	1119.095
	Solides en suspension.	514.33	6	293.00	974.00	244.753
	Solides en suspension volatils	466.17	6	285.00	841.00	196.678
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux	2601.75	4	1982.00	3612.00	713.125
	Solides totaux volatils	2125.75	4	1572.00	3109.00	680.124
	NH3 (laboratoire de Québec)	11.98	4	5.80	16.00	4.361
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	24.03	4	15.90	32.60	7.366
	Nitrates - nitrites	20.82	6	0.80	116.00	46.646
	Azote total Kjeldahl	200.29	7	83.00	460.00	135.821
	Phosphore inorganique	10.45	6	6.90	13.40	2.116
	Phosphore inorganique filtré	7.80	2	3.49	12.10	6.088
	Phosphore total	12.90	6	11.60	17.10	2.074
	Phosphore total filtre	11.80	2	10.10	13.50	2.404
	Alkalinité	321.67	6	203.00	390.00	69.724
	Huiles et graisses		0			
	pH		10	7.30	7.80	
EFFLUENT:	DBO5	8.00	6	5.00	11.00	3.286
	DBO5 Filtrée	3.67	6	2.00	6.00	1.366
	DCO	82.94	9	47.00	120.00	23.891
	DCO filtrée	53.83	9	35.00	111.00	22.355
	Solides en suspension	44.00	11	15.00	106.00	26.335
	Solides en suspension volatils	44.76	11	9.00	104.00	27.360
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux	1413.67	3	1252.00	1664.00	219.846
	Solides totaux volatils	450.00	3	216.00	836.00	336.791
	NH3 (laboratoire de Québec)	13.05	4	1.11	20.40	9.103
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	20.25	6	4.60	32.80	10.783
	Nitrates - nitrites	75.12	6	5.80	147.00	60.252
	Azote total Kjeldahl	17.73	6	3.10	25.70	7.785
	Phosphore inorganique	1.70	6	0.43	3.20	1.075
	Phosphore inorganique filtré	1.39	6	0.32	2.90	0.993
	Phosphore total	2.08	6	0.60	4.20	1.321
	Phosphore total filtre	1.72	6	0.40	3.90	1.338
	Alkalinité	71.06	5	5.10	202.00	80.693
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	858.45	11	737.00	987.00	74.854
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	746.36	11	323.00	900.00	164.906

Condition A13 (Temps de retention: 5.00 jours; age des boues: 10 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	12.47	11	6.53	13.70	2.089
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	16.54	11	13.70	31.96	5.517
	Volume d'eau brute ajouté	29.01	11	26.89	45.66	5.525
	Température de la liqueur mixte	19.95	11	16.00	25.00	2.779
	pH de la liqueur mixte		11	5.53	8.51	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.64	11	11.25	11.80	0.180
	% du lit de boues - hauteur totale	28.27	11	22.00	36.00	4.496
	Cones Imhoff (1/2 heure)	300.91	11	250.00	350.00	36.798
	Cones Imhoff (1 heure)	257.73	11	225.00	300.00	25.334
	Durée de la décantation		0			
	Débit de l'alimentation	3.94	9	3.60	4.70	0.354
	Durée de l'alimentation	7.43	9	6.50	9.60	0.908
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.38	11	4.10	9.20	1.719
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	4500.27	11	2381.00	8620.00	2186.092
	DCO filtrée	2877.73	11	995.00	5215.00	1618.456
	Solides en suspension.	505.91	11	313.00	1060.00	205.273
	Solides en suspension volatils	462.27	11	263.00	910.00	177.367
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	26.21	10	14.20	46.50	10.254
	Nitrates - nitrites	0.14	10	0.01	0.29	0.101
	Azote total Kjeldahl	284.05	11	160.00	508.00	127.730
	Phosphore inorganique	11.10	11	4.10	21.00	5.545
	Phosphore inorganique filtré	9.24	11	3.50	15.75	4.290
	Phosphore total	19.25	11	8.85	37.50	10.135
	Phosphore total filtré	10.61	11	5.06	16.75	3.885
	Alkalinité	721.27	11	456.00	1220.00	292.848
	Huiles et graisses		0			
	pH		11	7.10	7.70	
EFFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	289.40	10	143.00	421.00	97.079
	DCO filtrée	137.33	9	76.00	268.00	63.583
	Solides en suspension	147.73	11	70.00	283.00	64.084
	Solides en suspension volatils	140.55	11	62.00	242.00	63.706
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	45.86	11	0.66	128.00	45.848
	Nitrates - nitrites	83.10	9	0.22	148.00	71.475
	Azote total Kjeldahl	53.22	10	3.10	119.30	38.460
	Phosphore inorganique	0.87	11	0.24	1.40	0.453
	Phosphore inorganique filtré	0.75	10	0.09	1.67	0.591
	Phosphore total	2.68	11	0.88	4.75	1.432
	Phosphore total filtré	1.08	10	0.28	2.13	0.642
	Alkalinité	316.67	9	10.00	950.00	377.554
	Huiles et graisses		0			
	pH		9	5.90	7.90	
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1818.18	11	1495.00	2070.00	174.130
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1630.91	11	1295.00	1910.00	186.773

Condition A14 (Temps de rétention: 3.00 jours; age des boues: 10 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirees	9.69	14	0.43	12.97	3.351
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	35.98	14	32.69	45.23	3.351
	Volume d'eau brute ajouté	45.66	14	45.66	45.67	0.004
	Température de la liqueur mixte	19.10	15	15.00	27.00	3.112
	pH de la liqueur mixte		15	7.25	8.36	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.71	15	11.25	12.00	0.159
	% du lit de boues - hauteur totale	64.80	15	31.00	100.00	19.436
	Cones Imhoff (1/2 heure)	914.33	15	700.00	980.00	66.945
	Cones Imhoff (1 heure)	840.00	15	600.00	950.00	91.574
	Durée de la décantation		0			
	Débit de l'alimentation	4.06	5	3.20	6.70	1.516
	Durée de l'alimentation	12.30	5	6.90	14.50	3.289
	O2 dissous de la liqueur mixte	2.94	15	0.15	6.90	2.561
INFLUENT:	DBO5	501.00	1	501.00	501.00	
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	4597.47	15	1423.00	8379.00	2116.952
	DCO filtrée	3159.73	15	632.00	7404.00	2087.596
	Solides en suspension.	755.40	15	223.00	1425.00	284.142
	Solides en suspension volatils	682.27	15	177.00	1330.00	266.819
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	23.21	15	9.80	40.00	10.493
	Nitrates - nitrites	0.15	13	0.01	0.85	0.241
	Azote total Kjeldahl	424.04	15	75.60	806.00	236.722
	Phosphore inorganique	16.96	15	9.10	55.30	11.445
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	26.54	15	16.00	70.50	14.082
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	1002.50	8	560.00	1520.00	315.945
	Huiles et graisses		0			
	pH		15	7.00	8.00	
EFFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	1227.50	12	229.00	2490.00	717.243
	DCO filtrée	608.17	12	126.00	1354.00	496.064
	Solides en suspension	343.92	12	72.00	625.00	160.270
	Solides en suspension volatils	327.17	12	60.00	575.00	157.752
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	148.23	13	53.00	264.00	72.846
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique	10.90	12	2.40	26.50	7.910
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	15.14	12	5.59	27.40	7.657
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2983.67	15	2275.00	3700.00	383.058
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2661.67	15	2000.00	3500.00	478.452

Condition B01 (Temps de rétention: 5.70 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	3.99	10	2.99	4.45	0.604
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	19.99	10	0.00	29.80	9.144
	Volume d'eau brute ajouté	23.98	10	4.43	32.93	8.915
	Température de la liqueur mixte	15.09	9	13.50	18.00	1.784
	pH de la liqueur mixte		2	6.90	6.50	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.17	3	11.00	11.50	0.289
	% du lit de boues - hauteur totale	87.50	8	50.00	100.00	15.657
	Cones Imhoff (1/2 heure)		0			
	Cones Imhoff (1 heure)	938.89	9	900.00	980.00	23.535
	Durée de la decantation	1.38	8	1.00	4.00	1.061
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	O2 dissous de la liqueur mixte	9.18	9	1.80	14.80	4.027
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	3987.55	11	3000.00	7000.00	1491.724
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	6.60	5	4.00	9.00	2.302
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	230.08	6	135.00	577.00	171.326
	DCO filtrée	128.00	5	100.00	170.00	27.749
	Solides en suspension	61.25	10	17.50	150.00	50.642
	Solides en suspension volatils	53.00	10	15.00	130.00	45.110
	Solides dissous	718.00	5	590.00	810.00	90.111
	Solides dissous volatils	185.80	5	144.00	235.00	35.542
	Solides totaux	751.00	5	645.00	840.00	82.568
	Solides totaux volatils	230.00	5	185.00	275.00	36.912
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.56	5	0.60	2.00	0.555
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.27	2	0.01	0.52	0.361
	Nitrates - nitrites	26.10	5	16.50	55.00	16.357
	Azote total Kjeldahl	10.92	5	8.30	14.00	2.447
	Phosphore inorganique	2.08	5	0.60	4.20	1.383
	Phosphore inorganique filtre		0			
	Phosphore total	2.48	5	0.90	4.40	1.388
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	177.00	5	105.00	275.00	71.816
	Huiles et graisses	1.00	5	1.00	1.00	0.000
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	4556.82	11	3125.00	5900.00	880.134
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	4163.64	11	2550.00	5500.00	988.709

Condition B02 (Temps de rétention: 7.10 jours; age des boues: 25 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	5.32	11	4.93	5.48	0.140
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	13.14	11	6.00	14.25	2.371
	Volume d'eau brute ajouté	18.46	11	11.33	19.18	2.364
	Température de la liqueur mixte	14.00	8	14.00	14.00	0.000
	pH de la liqueur mixte		0			
	Niveau d'eau dans le bassin		0			
	% du lit de boues - hauteur totale	77.88	8	54.00	86.00	10.736
	Cones Imhoff (1/2 heure)	962.50	4	950.00	975.00	14.434
	Cones Imhoff (1 heure)	908.33	6	870.00	940.00	24.833
	Durée de la décantation	3.17	3	2.50	4.50	1.155
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.41	9	1.50	11.60	4.265
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	5040.82	11	4480.00	6100.00	518.795
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	11.75	4	8.00	15.00	2.872
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	128.80	5	100.00	170.00	26.997
	DCO filtrée	101.67	3	70.00	145.00	38.837
	Solides en suspension	43.13	8	25.00	58.00	11.895
	Solides en suspension volatils	39.50	8	23.00	53.00	10.971
	Solides dissous	612.25	4	560.00	700.00	63.437
	Solides dissous volatils	191.00	4	73.00	294.00	91.888
	Solides totaux	661.75	4	602.00	772.00	76.474
	Solides totaux volatils	263.00	4	180.00	382.00	85.143
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.85	4	0.70	0.98	0.119
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.23	1	0.23	0.23	
	Nitrates - nitrites	24.88	4	11.00	38.50	12.599
	Azote total Kjeldahl	9.15	4	6.40	10.90	2.021
	Phosphore inorganique	0.52	4	0.34	0.65	0.133
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	1.02	4	0.80	1.50	0.330
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	187.00	4	97.00	280.00	86.975
	Huiles et graisses	1.00	4	1.00	1.00	0.000
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	5445.44	9	3722.00	6111.00	711.568
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	5131.75	8	3389.00	5796.00	756.827

Condition B03 (Temps de rétention: 7.10 jours; age des boues: 25 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	5.22	15	4.57	5.37	0.209
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	14.05	15	13.81	15.98	0.544
	Volume d'eau brute ajouté	19.27	15	19.18	20.55	0.354
	Température de la liqueur mixte	16.13	15	11.00	21.00	3.096
	pH de la liqueur mixte		10	5.28	7.90	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.98	13	10.75	12.50	0.494
	% du lit de boues - hauteur totale	39.09	11	26.00	55.00	9.170
	Cones Imhoff (1/2 heure)	422.67	15	240.00	550.00	92.637
	Cones Imhoff (1 heure)	348.00	15	200.00	440.00	75.612
	Durée de la décantation	2.50	2	2.50	2.50	0.000
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation	9.30	1	9.30	9.30	
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.57	14	0.50	14.00	5.199
INFLUENT:	DBO5	1883.33	9	360.00	6000.00	1661.332
	DBO5 Filtrée	1248.89	9	192.00	4500.00	1290.528
	DCO	3574.78	9	1360.00	9620.00	2437.042
	DCO filtrée	2528.33	9	260.00	7850.00	2210.187
	Solides en suspension.	442.00	9	235.00	900.00	223.613
	Solides en suspension volatils	379.44	9	235.00	668.00	142.168
	Solides dissous	846.11	9	552.00	1344.00	226.080
	Solides dissous volatils	427.33	9	260.00	914.00	202.469
	Solides totaux	1336.56	9	945.00	2358.00	445.985
	Solides totaux volatils	817.78	9	510.00	1632.00	344.466
	NH3 (laboratoire de Québec)	181.89	9	32.00	585.00	162.185
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.43	9	0.10	0.50	0.141
	Azote total Kjeldahl	435.33	9	110.00	1375.00	372.788
	Phosphore inorganique	14.81	9	8.60	28.00	6.139
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	16.20	9	10.00	33.50	7.254
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	603.78	9	240.00	1040.00	243.646
	Huiles et graisses	243.78	9	84.00	400.00	118.578
	pH		9	6.90	7.60	
EFFLUENT:	DBO5	16.14	7	10.00	27.00	5.551
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	179.50	7	160.00	201.50	14.637
	DCO filtrée	112.14	7	90.00	150.00	20.587
	Solides en suspension	34.43	13	17.00	73.00	16.785
	Solides en suspension volatils	31.92	13	14.40	70.00	16.689
	Solides dissous	874.71	7	704.00	1127.00	164.919
	Solides dissous volatils	523.86	7	235.00	1489.00	438.194
	Solides totaux	952.14	7	756.00	1247.00	173.529
	Solides totaux volatils	427.00	7	250.00	550.00	119.701
	NH3 (laboratoire de Québec)	20.27	3	14.00	28.00	7.114
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	24.70	1	24.70	24.70	
	Nitrates - nitrites	110.33	3	83.00	145.00	31.644
	Azote total Kjeldahl	55.83	3	31.50	97.00	35.848
	Phosphore inorganique	3.87	3	2.90	5.60	1.504
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	5.73	3	2.90	10.00	3.761
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	170.07	7	9.50	390.00	160.647
	Huiles et graisses	3.43	7	2.00	6.00	1.512
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2741.17	12	2025.00	3700.00	448.593
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2513.27	11	1775.00	3400.00	462.650

Condition B04 (Temps de rétention: 6.70 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.57	5	4.57	4.57	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	15.98	5	15.98	15.98	0.000
	Volume d'eau brute ajouté	20.55	5	20.55	20.55	0.000
	Température de la liqueur mixte	22.25	4	21.00	24.00	1.500
	pH de la liqueur mixte		5	4.72	7.04	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.75	5	11.50	12.00	0.177
	% du lit de boues - hauteur totale	47.80	5	44.00	51.00	3.114
	Cones Imhoff (1/2 heure)	810.00	5	790.00	835.00	16.202
	Cones Imhoff (1 heure)	685.00	5	630.00	725.00	35.000
	Durée de la décantation	2.52	5	2.00	2.90	0.335
	Débit de l'alimentation	2.62	3	2.55	2.70	0.075
	Durée de l'alimentation	8.00	5	6.00	9.00	1.225
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.33	4	6.20	8.00	0.830
INFLUENT:	DBO5	1044.00	3	522.00	1440.00	471.792
	DBO5 Filtrée	810.00	3	285.00	1350.00	532.658
	DCO	2236.67	3	1280.00	3220.00	970.275
	DCO filtrée	1276.67	3	980.00	1690.00	369.098
	Solides en suspension.	345.00	3	204.00	492.00	144.094
	Solides en suspension volatils	341.00	3	204.00	492.00	144.510
	Solides dissous	782.00	3	494.00	1216.00	382.502
	Solides dissous volatils	398.67	3	160.00	690.00	268.897
	Solides totaux	1156.67	3	682.00	1788.00	569.401
	Solides totaux volatils	681.00	3	336.00	1105.00	390.539
	NH3 (laboratoire de Québec)	144.33	3	50.00	260.00	106.613
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.37	3	0.10	0.50	0.231
	Azote total Kjeldahl	231.67	3	95.00	370.00	137.508
	Phosphore inorganique	12.40	3	8.10	19.30	6.036
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.50	3	9.70	24.00	8.227
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	695.00	3	450.00	1165.00	407.155
	Huiles et graisses	281.50	2	270.00	293.00	16.263
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	2.00	3	2.00	2.00	0.000
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	72.60	3	65.00	80.00	7.502
	DCO filtrée	55.00	3	50.00	65.00	8.660
	Solides en suspension	8.83	3	8.00	10.00	1.041
	Solides en suspension volatils	8.00	3	7.00	9.00	1.000
	Solides dissous	1266.00	3	1243.00	1306.00	34.771
	Solides dissous volatils	549.00	3	509.00	628.00	68.418
	Solides totaux	1316.67	3	1309.00	1327.00	9.292
	Solides totaux volatils	589.00	3	512.00	741.00	131.640
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.86	3	0.20	1.28	0.579
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.51	5	0.17	1.04	0.321
	Nitrates - nitrites	125.33	3	118.00	135.00	8.737
	Azote total Kjeldahl	1.40	3	0.10	2.70	1.309
	Phosphore inorganique	8.83	3	5.80	12.80	3.592
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	9.27	3	6.80	13.00	3.288
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	9.50	3	9.50	9.50	0.000
	Huiles et graisses	2.67	3	0.50	7.00	3.753
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3265.00	3	2877.00	3700.00	413.508
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	2909.00	3	2609.00	3200.00	295.603

Condition 805 (Temps de retention: 6.70 jours; age des boues: 30 jours)

Parametre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
Volume des boues soutirées	4.57	11	4.57	4.57	0.000
Volume de l'eau clarifiée soutiree	15.98	11	15.98	15.98	0.000
Volume d'eau brute ajouté	20.55	11	20.55	20.55	0.000
Temperature de la liqueur mixte	19.95	11	18.00	23.00	1.710
pH de la liqueur mixte		11	5.53	7.58	
Niveau d'eau dans le bassin	11.87	11	11.50	12.00	0.166
% du lit de boues - hauteur totale	28.00	11	24.00	36.00	3.715
Cones Imhoff (1/2 heure)	420.45	11	360.00	550.00	56.941
Cones Imhoff (1 heure)	359.55	11	305.00	460.00	43.270
Durée de la décantation	2.73	6	2.40	3.20	0.333
Débit de l'alimentation	3.10	8	1.80	3.90	0.677
Durée de l'alimentation	6.75	6	5.50	8.00	0.880
O2 dissous de la liqueur mixte	7.61	9	3.40	8.90	1.666
DBO5	861.29	7	165.00	2700.00	873.132
DBO5 Filtrée	643.93	7	54.00	2040.00	665.299
DCO	1521.43	7	387.50	4450.00	1369.761
DCO filtrée	871.79	7	117.50	2745.00	873.357
Solides en suspension.	200.07	7	50.00	498.00	145.801
Solides en suspension volatils	196.15	7	50.00	487.00	142.107
Solides dissous	459.65	7	247.00	789.00	215.070
Solides dissous volatils	281.29	7	65.00	448.00	151.475
Solides totaux	677.15	7	355.50	1258.00	311.233
Solides totaux volatils	438.79	7	172.00	887.00	244.234
NH3 (laboratoire de Québec)	86.22	7	16.50	245.00	81.495
NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
Nitrates - nitrites	0.42	7	0.05	1.80	0.627
Azote total Kjeldahl	178.29	7	36.50	525.00	169.937
Phosphore inorganique	7.37	7	4.50	14.50	3.358
Phosphore inorganique filtre		0			
Phosphore total	8.55	7	5.45	15.00	3.503
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	242.50	7	112.50	500.00	126.935
Huiles et graisses	103.50	7	41.00	230.00	65.247
pH		11	7.10	7.80	
DBO5	2.17	6	2.00	3.00	0.408
DBO5 Filtree		0			
DCO	37.00	6	29.50	82.00	24.619
DCO filtree	29.17	6	20.00	40.00	9.174
Solides en suspension	15.33	6	7.00	25.50	6.846
Solides en suspension volatils	14.33	6	6.00	24.50	7.305
Solides dissous	990.83	6	920.00	1135.00	77.251
Solides dissous volatils	449.83	6	285.00	540.00	93.425
Solides totaux	1049.83	6	920.00	1170.00	106.858
Solides totaux volatils	489.33	6	293.00	590.00	115.207
NH3 (laboratoire de Quebec)	0.72	6	0.45	1.06	0.217
NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.32	10	0.05	0.96	0.297
Nitrates - nitrites	130.33	6	115.00	140.00	10.132
Azote total Kjeldahl	1.55	6	0.50	3.70	1.352
Phosphore inorganique	4.52	6	2.50	6.20	1.372
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	4.75	6	2.60	7.50	1.718
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	30.33	6	10.00	54.00	18.737
Huiles et graisses	2.50	6	1.00	8.00	2.739
pH		0			
Biomasse de la liqueur mixte	2060.33	6	1896.00	2467.00	209.682
Biomasse volatile de la liqueur mixte	1877.50	6	1761.00	2133.00	136.919

Condition B06 (Temps de rétention: 5.50 jours; age des boues: 30 jours)

Parametre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
Volume des boues soutirées	4.57	9	4.57	4.57	0.000
Volume de l'eau clarifiée soutirée	20.34	9	20.34	20.34	0.000
Volume d'eau brute ajoute	24.91	9	24.91	24.91	0.000
Temperature de la liqueur mixte	20.44	9	18.00	23.00	1.810
pH de la liqueur mixte		9	5.48	7.60	
Niveau d'eau dans le bassin	11.94	8	11.75	12.00	0.116
% du lit de boues - hauteur totale	24.33	9	20.00	30.00	3.873
Cones Imhoff (1/2 heure)	343.75	8	305.00	380.00	30.560
Cones Imhoff (1 heure)	283.33	9	250.00	310.00	23.049
Durée de la décantation	2.92	5	2.50	3.40	0.409
Débit de l'alimentation	3.12	4	2.94	3.50	0.264
Durée de l'alimentation	8.38	4	8.00	8.50	0.250
O2 dissous de la liqueur mixte	7.42	8	6.45	8.15	0.489
DBO5	602.70	5	360.00	783.50	161.157
DBO5 Filtrée	425.50	5	160.00	705.00	204.224
DCO	923.25	5	616.25	1149.00	222.327
DCO filtrée	556.00	5	172.50	905.00	290.273
Solides en suspension.	165.10	5	137.50	217.00	31.202
Solides en suspension volatils	167.90	5	136.00	210.00	32.087
Solides dissous	452.00	5	379.00	600.00	92.860
Solides dissous volatils	235.90	5	165.00	340.00	75.157
Solides totaux	610.20	5	379.00	744.00	141.410
Solides totaux volatils	356.90	5	171.00	453.00	113.176
NH3 (laboratoire de Quebec)	55.20	5	31.75	100.00	27.293
NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
Nitrates - nitrites	1.43	5	0.20	2.70	1.145
Azote total Kjeldahl	97.30	5	49.00	137.50	33.245
Phosphore inorganique	3.88	5	2.45	6.00	1.380
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	7.79	5	4.10	13.50	3.859
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	449.75	4	350.00	625.00	121.889
Huiles et graisses	53.00	1	53.00	53.00	
pH		9	7.30	7.70	
DBO5	3.80	5	2.00	8.00	2.683
DBO5 Filtrée		0			
DCO	42.50	9	21.50	66.00	14.763
DCO filtrée	27.00	5	20.00	40.00	9.747
Solides en suspension	12.00	9	4.00	23.00	7.146
Solides en suspension volatils	10.83	9	3.50	21.50	6.666
Solides dissous	791.40	5	720.00	869.00	70.614
Solides dissous volatils	362.80	5	340.00	380.00	15.897
Solides totaux	806.60	5	740.00	890.00	76.156
Solides totaux volatils	370.80	5	339.00	420.00	32.980
NH3 (laboratoire de Quebec)	0.61	5	0.20	1.02	0.358
NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.41	9	0.04	2.96	0.958
Nitrates - nitrites	84.90	5	78.00	95.00	7.487
Azote total Kjeldahl	2.74	5	1.20	5.20	1.644
Phosphore inorganique	3.70	5	2.40	5.00	1.229
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	4.38	5	2.50	6.40	1.659
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	24.40	5	10.00	60.00	21.606
Huiles et graisses	1.00	1	1.00	1.00	
pH		0			
Biomasse de la liqueur mixte	1625.67	9	1400.00	1740.00	114.604
Biomasse volatile de la liqueur mixte	1524.44	9	1390.00	1650.00	89.931

Condition B07 (Temps de rétention: 8.60 jours; age des boues: 30 jours)

Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
Volume des boues soutirées	4.57	11	4.57	4.57	0.000
Volume de l'eau clarifiée soutirée	11.00	11	7.42	11.36	1.188
Volume d'eau brute ajouté	15.57	11	11.99	15.93	1.188
Température de la liqueur mixte	15.14	11	11.00	21.50	3.550
pH de la liqueur mixte		10	5.28	7.49	
Niveau d'eau dans le bassin	11.82	11	11.50	12.00	0.188
% du lit de boues - hauteur totale	15.00	10	12.00	17.00	1.826
Cones Imhoff (1/2 heure)	150.45	11	140.00	170.00	8.501
Cones Imhoff (1 heure)	126.36	11	110.00	145.00	9.511
Durée de la décantation	2.40	4	1.70	2.80	0.483
Débit de l'alimentation	1.77	6	1.08	2.50	0.475
Durée de l'alimentation	8.83	6	6.00	15.00	3.312
O2 dissous de la liqueur mixte	8.52	10	7.10	10.40	1.087
DBO5	1047.09	6	690.00	1565.00	356.947
DBO5 Filtrée	816.67	6	540.00	1470.00	412.161
DCO	1666.07	7	1108.25	2644.00	590.126
DCO filtrée	1126.67	6	575.00	2065.00	593.142
Solides en suspension.	274.00	6	197.00	539.00	131.484
Solides en suspension volatils	232.67	6	183.00	346.00	59.102
Solides dissous	435.84	6	250.00	747.00	170.036
Solides dissous volatils	267.50	6	197.00	442.00	90.182
Solides totaux	730.00	6	601.00	1035.00	165.440
Solides totaux volatils	508.67	6	411.00	706.00	109.629
NH3 (laboratoire de Québec)	58.59	6	27.50	100.00	32.686
NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
Nitrates - nitrites	0.14	6	0.05	0.45	0.157
Azote total Kjeldahl	138.75	6	80.00	225.00	57.701
Phosphore inorganique	5.27	6	3.60	6.40	0.969
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	6.94	6	5.10	8.00	1.035
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	566.59	6	319.50	905.00	234.443
Huiles et graisses	147.40	5	109.50	190.00	30.874
pH		9	7.40	7.80	
DBO5	2.83	6	2.00	6.00	1.602
DBO5 Filtree		0			
DCO	86.68	11	53.00	164.00	33.428
DCO filtree	37.50	6	30.00	45.00	6.892
Solides en suspension	23.41	11	11.00	60.50	16.556
Solides en suspension volatils	22.09	11	9.00	59.00	16.185
Solides dissous	796.33	6	748.00	865.00	42.599
Solides dissous volatils	396.83	6	372.00	474.00	38.535
Solides totaux	816.67	6	765.00	895.00	50.465
Solides totaux volatils	419.33	6	375.00	494.00	42.302
NH3 (laboratoire de Québec)	2.53	6	0.44	7.20	2.597
NH3 (laboratoire de Longueuil)	2.60	10	0.11	10.00	3.389
Nitrates - nitrites	84.83	6	76.00	91.00	5.913
Azote total Kjeldahl	6.68	6	2.90	11.00	3.051
Phosphore inorganique	3.05	6	1.50	5.30	1.642
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	3.95	6	2.20	6.70	1.993
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	16.17	6	10.00	30.00	9.600
Huiles et graisses	1.50	4	1.00	3.00	1.000
pH		0			
Biomasse de la liqueur mixte	1230.27	11	1050.00	1338.00	84.607
Biomasse volatile de la liqueur mixte	1159.73	11	1038.00	1214.00	53.245

Condition B08 (Temps de rétention: 11.40 jours; age des boues: 30 jours)

Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
Volume des boues soutirees	4.57	16	4.57	4.57	0.000
Volume de l'eau clarifiée soutirée	9.73	16	7.42	44.36	9.235
Volume d'eau brute ajouté	14.30	16	11.99	48.93	9.235
Température de la liqueur mixte	19.00	16	12.00	23.00	3.061
pH de la liqueur mixte		14	5.60	7.48	
Niveau d'eau dans le bassin	11.77	16	11.20	12.00	0.287
% du lit de boues - hauteur totale	11.88	16	9.00	15.00	1.746
Cones Imhoff (1/2 heure)	111.88	16	90.00	190.00	22.721
Cones Imhoff (1 heure)	95.81	16	80.00	170.00	20.475
Durée de la décantation	2.55	4	1.80	3.10	0.557
Debit de l'alimentation	1.71	14	0.90	4.10	0.777
Durée de l'alimentation	8.89	14	6.00	13.00	2.289
O2 dissous de la liqueur mixte	8.32	16	5.50	11.40	1.252
DBO5	798.25	10	362.50	1455.00	316.761
DBO5 Filtrée	547.80	10	132.50	1093.00	259.190
DCO	1359.16	11	731.25	2335.00	466.599
DCO filtrée	828.50	10	360.00	1510.00	331.470
Solides en suspension.	245.50	10	128.00	424.50	86.386
Solides en suspension volatils	200.10	10	123.50	256.00	51.372
Solides dissous	595.65	10	361.00	1500.00	343.760
Solides dissous volatils	319.50	10	179.50	483.00	112.981
Solides totaux	841.65	10	563.00	1900.00	393.601
Solides totaux volatils	522.00	10	378.00	705.00	112.654
NH3 (laboratoire de Québec)	52.15	10	29.50	92.00	22.913
NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
Nitrates - nitrites	0.30	10	0.02	2.20	0.672
Azote total Kjeldahl	130.30	10	48.00	250.00	56.061
Phosphore inorganique	6.26	9	1.00	11.50	3.255
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	7.41	9	3.50	13.50	3.473
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	360.35	10	40.50	740.00	242.826
Huiles et graisses	104.22	9	5.50	214.50	66.138
pH		10	7.30	8.00	
DBO5	2.60	10	2.00	7.00	1.578
DBO5 Filtrée		0			
DCO	41.06	16	31.00	64.00	8.544
DCO filtrée	24.71	14	20.00	35.00	5.441
Solides en suspension	12.16	16	7.00	25.00	4.373
Solides en suspension volatils	9.84	16	5.50	17.00	3.492
Solides dissous	777.80	10	702.00	890.00	61.691
Solides dissous volatils	378.80	10	247.00	450.00	55.097
Solides totaux	782.80	10	723.00	878.00	52.366
Solides totaux volatils	390.00	10	262.00	460.00	53.366
NH3 (laboratoire de Québec)	0.53	9	0.39	0.92	0.192
NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.40	16	0.13	1.06	0.260
Nitrates - nitrites	82.20	10	74.00	100.00	8.728
Azote total Kjeldahl	4.36	10	2.10	5.70	1.110
Phosphore inorganique	3.17	6	2.40	4.30	0.653
Phosphore inorganique filtré		0			
Phosphore total	3.35	6	2.50	4.30	0.632
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	45.00	10	10.00	113.00	38.684
Huiles et graisses	1.22	9	1.00	2.00	0.441
pH		0			
Biomasse de la liqueur mixte	933.56	16	818.00	1138.00	79.379
Biomasse volatile de la liqueur mixte	865.94	16	764.00	1025.00	66.927

Condition B09 (Temps de retention: 2.80 jours; age des boues: 30 jours)

Parametre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
Volume des boues soutirées	4.57	6	4.57	4.57	0.000
Volume de l'eau clarifiée soutirée	40.36	6	20.34	44.36	9.806
Volume d'eau brute ajouté	44.93	6	24.91	48.93	9.806
Température de la liqueur mixte	17.75	6	13.50	24.00	4.071
pH de la liqueur mixte		6	5.40	7.28	
Niveau d'eau dans le bassin	11.92	6	11.50	12.25	0.258
% du lit de boues - hauteur totale	15.00	6	11.50	17.00	2.168
Cones Imnoff (1/2 heure)	167.50	6	105.00	200.00	33.129
Cones Imhoff (1 heure)	142.50	6	100.00	165.00	22.305
Durée de la décantation	1.65	2	1.30	2.00	0.495
Débit de l'alimentation	3.80	2	1.60	6.00	3.111
Durée de l'alimentation	12.10	2	8.20	16.00	5.515
O2 dissous de la liqueur mixte	6.75	6	4.50	10.40	1.954
DBO5	1556.25	4	540.00	2790.00	989.203
DBO5 Filtree	1312.38	4	344.50	2280.00	875.765
DCO	1903.21	6	845.00	3725.00	1244.550
DCO filtrée	1658.75	4	365.00	2850.00	1111.024
Solides en suspension.	244.25	4	148.00	317.00	82.565
Solides en suspension volatils	226.25	4	116.00	298.00	84.964
Solides dissous	1378.38	4	495.00	2437.50	1004.341
Solides dissous volatils	1125.50	4	273.00	2205.00	981.878
Solides totaux	1637.25	4	655.00	2810.00	1114.970
Solides totaux volatils	1366.38	4	418.00	2517.50	1064.622
NH3 (laboratoire de Québec)	55.75	4	24.00	105.00	34.664
NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
Nitrates - nitrites	0.22	4	0.05	0.45	0.198
Azote total Kjeldahl	272.50	4	105.00	470.00	173.806
Phosphore inorganique	5.42	4	2.60	7.90	2.445
Phosphore inorganique filtre		0			
Phosphore total	6.69	4	5.00	9.00	1.749
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	561.88	4	405.00	710.00	125.123
Huiles et graisses	107.50	4	72.00	148.00	39.385
pH		5	7.30	8.00	
DBO5	15.00	3	6.00	28.00	11.533
DBO5 Filtree		0			
DCO	150.08	6	83.00	258.00	59.185
DCO filtree	40.20	5	28.00	70.00	17.413
Solides en suspension	44.83	6	17.50	92.00	26.099
Solides en suspension volatils	41.42	6	16.00	88.00	24.957
Solides dissous	661.00	3	616.00	706.00	45.000
Solides dissous volatils	354.00	3	344.00	359.00	8.660
Solides totaux	687.67	3	646.00	722.00	38.527
Solides totaux volatils	366.67	3	338.00	391.00	26.764
NH3 (laboratoire de Québec)	4.25	3	1.15	7.20	3.028
NH3 (laboratoire de Longueuil)	6.10	1	6.10	6.10	
Nitrates - nitrites	68.67	3	65.00	72.00	3.512
Azote total Kjeldahl	11.13	3	9.10	12.50	1.795
Phosphore inorganique	1.93	3	0.30	2.80	1.415
Phosphore inorganique filtre		0			
Phosphore total	2.63	3	0.40	4.00	1.950
Phosphore total filtré		0			
Alkalinité	10.00	3	10.00	10.00	0.000
Huiles et graisses		0			
pH		0			
Biomasse de la liqueur mixte	1863.20	5	1700.00	2033.00	138.028
Biomasse volatile de la liqueur mixte	1795.80	5	1663.00	1933.00	111.757

Condition B10 (Temps de rétention: 5.50 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.57	11	4.57	4.57	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	22.52	11	20.34	44.36	7.242
	Volume d'eau brute ajouté	27.09	11	24.91	48.93	7.242
	Température de la liqueur mixte	19.43	7	18.00	21.00	0.976
	pH de la liqueur mixte		11	5.12	7.63	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.79	8	11.50	11.90	0.133
	% du lit de boues - hauteur totale	14.89	9	12.00	21.00	3.257
	Cones Imhoff (1/2 heure)	126.36	11	85.00	175.00	25.504
	Cones Imhoff (1 heure)	111.82	11	80.00	145.00	19.400
	Durée de la décantation		0			
	Débit de l'alimentation	3.20	7	2.20	8.00	2.120
	Durée de l'alimentation	9.84	9	6.10	11.40	1.494
	O2 dissous de la liqueur mixte	5.73	11	2.50	8.50	1.749
INFLUENT:	DBO5	2660.00	6	1550.00	4150.00	908.317
	DBO5 Filtrée	2020.83	6	1125.00	3350.00	817.187
	DCO	3444.82	11	2029.00	5900.00	1225.661
	DCO filtrée	2976.67	6	1850.00	4240.00	796.076
	Solides en suspension.	472.67	6	310.00	850.00	206.915
	Solides en suspension volatils	400.00	6	196.00	850.00	245.666
	Solides dissous	1201.00	6	916.00	1800.00	307.685
	Solides dissous volatils	786.33	6	540.00	1230.00	248.954
	Solides totaux	1630.00	6	1260.00	2590.00	496.145
	Solides totaux volatils	1151.83	6	880.00	1970.00	411.573
	NH3 (laboratoire de Québec)	60.75	6	11.50	92.00	30.060
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.62	6	0.10	2.00	0.703
	Azote total Kjeldahl	420.83	6	245.00	550.00	102.587
	Phosphore inorganique	8.10	6	4.60	15.00	4.468
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.03	6	9.60	20.00	4.418
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	1102.33	6	816.00	1370.00	195.099
	Huiles et graisses	162.67	6	96.00	318.00	97.126
	pH		9	7.40	7.70	
EFFLUENT:	DBO5	20.80	5	11.00	38.00	10.663
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	233.82	11	132.00	349.00	69.308
	DCO filtrée	142.07	7	115.00	170.00	22.979
	Solides en suspension	64.64	11	26.00	168.00	48.849
	Solides en suspension volatils	52.05	11	21.00	115.00	36.593
	Solides dissous	1380.00	5	1225.00	1565.00	142.083
	Solides dissous volatils	707.60	5	529.00	865.00	134.301
	Solides totaux	1426.00	5	1260.00	1610.00	139.032
	Solides totaux volatils	745.60	5	550.00	939.00	155.159
	NH3 (laboratoire de Québec)	9.96	5	1.18	18.00	6.543
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	13.51	4	4.53	30.10	11.327
	Nitrates - nitrites	160.20	5	149.00	170.00	9.391
	Azote total Kjeldahl	15.28	5	5.80	22.50	6.485
	Phosphore inorganique	3.70	5	2.30	6.70	1.736
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	5.28	5	3.50	10.00	2.662
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	16.40	5	9.50	32.00	9.756
	Huiles et graisses	2.20	5	1.00	4.00	1.643
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1776.27	11	1467.00	2100.00	231.021
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1641.55	11	1266.00	1917.00	213.808

Condition B11 (Temps de rétention: 2.80 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	2.95	11	1.40	4.57	1.505
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	41.85	11	2.28	47.53	13.243
	Volume d'eau brute ajouté	44.80	11	6.85	48.93	12.604
	Température de la liqueur mixte	20.85	10	17.00	27.00	2.749
	pH de la liqueur mixte		11	4.72	7.97	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.90	10	11.50	12.00	0.161
	% du lit de boues - hauteur totale	25.33	9	19.00	42.00	7.314
	Cones Imhoff (1/2 heure)	329.09	11	200.00	550.00	113.552
	Cones Imhoff (1 heure)	280.91	11	175.00	480.00	93.135
	Durée de la décantation	1.54	8	1.00	2.20	0.354
	Débit de l'alimentation	6.03	5	5.50	6.96	0.560
	Durée de l'alimentation	7.63	6	5.10	8.90	1.401
	O2 dissous de la liqueur mixte	3.93	11	0.70	7.20	2.090
INFLUENT:	DBO5	2653.29	7	1233.00	6100.00	1630.328
	DBO5 Filtrée	2182.00	7	984.00	5550.00	1567.816
	DCO	3744.68	11	2220.00	9250.00	1964.333
	DCO filtrée	3002.86	7	1560.00	7020.00	1916.600
	Solides en suspension.	574.29	7	374.00	1010.00	208.395
	Solides en suspension volatils	510.86	7	278.00	944.00	210.326
	Solides dissous	1423.71	7	832.00	2360.00	653.698
	Solides dissous volatils	1002.14	7	432.00	1934.00	606.032
	Solides totaux	1965.71	7	1300.00	3090.00	790.861
	Solides totaux volatils	1541.43	7	926.00	2800.00	803.980
	NH3 (laboratoire de Québec)	20.66	7	10.60	31.00	6.645
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.40	6	0.10	0.50	0.167
	Azote total Kjeldahl	383.57	7	175.00	930.00	255.599
	Phosphore inorganique	10.44	7	6.50	16.00	3.643
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	13.51	7	9.30	21.00	4.607
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	1092.86	7	760.00	1740.00	328.518
	Huiles et graisses	260.71	7	145.00	408.00	97.003
	pH		11	7.20	7.80	
EFFLUENT:	DBO5	17.17	6	6.00	30.00	9.174
	DBO5 Filtree		0			
	DCO	215.86	11	128.00	385.00	74.473
	DCO filtrée	137.95	10	95.00	247.00	50.404
	Solides en suspension	56.45	11	28.00	108.50	28.799
	Solides en suspension volatils	49.27	11	18.00	95.00	28.060
	Solides dissous	1026.17	6	725.00	1320.00	222.036
	Solides dissous volatils	499.00	6	245.00	680.00	180.648
	Solides totaux	1074.83	6	759.00	1390.00	238.639
	Solides totaux volatils	547.00	6	258.00	772.00	203.855
	NH3 (laboratoire de Québec)	18.05	6	0.30	54.00	22.189
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	103.75	6	44.50	159.00	42.624
	Azote total Kjeldahl	24.28	6	3.10	58.00	22.281
	Phosphore inorganique	2.87	6	0.60	10.20	3.644
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	3.98	6	1.80	12.00	3.946
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	83.42	6	9.50	280.00	106.910
	Huiles et graisses	5.50	6	2.00	8.00	2.588
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3262.91	11	2442.00	4400.00	588.363
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	3019.55	11	2342.00	4050.00	506.002

Condition B12 (Temps de rétention: 20.00 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.25	9	4.24	4.28	0.018
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	2.60	9	2.57	2.61	0.018
	Volume d'eau brute ajouté	6.85	9	6.85	6.85	0.000
	Température de la liqueur mixte	21.50	10	17.00	24.00	2.055
	pH de la liqueur mixte		8	5.79	7.37	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.84	8	11.50	12.00	0.186
	% du lit de boues - hauteur totale	18.67	9	13.00	22.00	3.000
	Cones Imhoff (1/2 heure)	180.00	10	95.00	250.00	48.247
	Cones Imhoff (1 heure)	162.20	10	92.00	220.00	39.052
	Durée de la décantation	2.30	8	1.80	2.80	0.302
	Débit de l'alimentation	1.21	7	0.96	1.44	0.140
	Durée de l'alimentation	6.23	7	5.40	8.30	1.069
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.61	9	6.59	9.20	0.852
INFLUENT:	DBO5	1445.00	6	430.00	2200.00	594.365
	DBO5 Filtrée	1043.33	6	290.00	1800.00	489.844
	DCO	2900.00	6	1200.00	4200.00	1000.000
	DCO filtrée	1750.00	6	500.00	2200.00	637.966
	Solides en suspension.	376.33	6	248.00	660.00	169.141
	Solides en suspension volatils	314.17	6	220.00	480.00	110.653
	Solides dissous	1114.67	6	888.00	1490.00	227.268
	Solides dissous volatils	621.67	6	500.00	810.00	129.987
	Solides totaux	1518.33	6	1240.00	1830.00	218.762
	Solides totaux volatils	935.83	6	760.00	1200.00	189.853
	NH3 (laboratoire de Québec)	19.00	6	14.00	21.00	2.558
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.48	6	0.10	1.00	0.299
	Azote total Kjeldahl	235.83	6	120.00	350.00	80.276
	Phosphore inorganique	11.95	6	7.30	24.00	6.195
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	15.33	6	10.00	28.00	6.532
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	753.33	6	130.00	1200.00	366.438
	Huiles et graisses	189.17	6	33.00	318.00	97.884
	pH		9	5.50	7.50	
EFFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée	5.75	4	4.00	7.00	1.258
	DCO	365.70	10	317.00	443.00	44.947
	DCO filtrée	173.43	7	120.00	205.00	33.580
	Solides en suspension	185.60	10	130.00	233.00	34.507
	Solides en suspension volatils	157.15	10	120.00	207.50	29.548
	Solides dissous	2254.00	5	2100.00	2320.00	88.769
	Solides dissous volatils	666.00	5	210.00	1440.00	461.118
	Solides totaux	2486.00	5	2390.00	2700.00	124.218
	Solides totaux volatils	987.80	5	664.00	1790.00	455.049
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.66	5	0.34	1.26	0.352
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.64	4	0.43	0.93	0.244
	Nitrates - nitrites	305.00	5	290.00	325.00	13.229
	Azote total Kjeldahl	11.24	5	9.20	14.00	1.868
	Phosphore inorganique	19.60	5	15.00	28.00	6.025
	Phosphore inorganique filtré	18.76	5	14.80	27.00	5.531
	Phosphore total	22.80	5	16.00	32.00	6.870
	Phosphore total filtré	20.00	5	15.00	29.00	6.557
	Alkalinité	36.70	5	9.50	92.00	32.916
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1717.00	8	1316.00	2125.00	263.234
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1512.63	8	1180.00	1837.00	216.061

Condition C01 (Temps de rétention: 6.40 jours; age des boues: 40 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	2.72	10	1.04	3.31	0.771
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	18.68	10	7.00	32.00	8.631
	Volume d'eau brute ajouté	21.40	10	9.83	33.72	8.406
	Température de la liqueur mixte	17.69	8	15.00	20.00	1.831
	pH de la liqueur mixte		0			
	Niveau d'eau dans le bassin	11.44	4	10.50	12.00	0.657
	% du lit de boues - hauteur totale	84.14	7	77.00	90.00	5.047
	Cones Imhoff (1/2 heure)		0			
	Cones Imhoff (1 heure)	902.50	8	875.00	940.00	21.381
	Durée de la décantation	2.50	2	1.00	4.00	2.121
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.70	8	0.50	12.00	4.362
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	3693.60	10	3000.00	7000.00	1190.863
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	20.43	7	1.00	85.00	31.984
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	202.31	8	114.50	412.00	108.311
	DCO filtrée	126.43	7	100.00	180.00	26.570
	Solides en suspension	118.70	10	17.00	429.00	130.116
	Solides en suspension volatils	105.00	10	9.50	360.50	111.627
	Solides dissous	732.14	7	570.00	890.00	114.886
	Solides dissous volatils	239.29	7	145.00	350.00	76.072
	Solides totaux	820.00	7	600.00	1100.00	178.255
	Solides totaux volatils	343.57	7	200.00	565.00	140.674
	NH3 (laboratoire de Québec)	17.26	7	0.80	55.00	22.465
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	14.10	2	0.10	28.10	19.799
	Nitrates - nitrites	36.57	7	0.50	85.00	30.638
	Azote total Kjeldahl	31.93	7	6.50	80.00	30.652
	Phosphore inorganique	2.91	7	1.00	4.80	1.341
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	5.34	7	2.10	17.00	5.336
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	203.29	7	36.00	380.00	135.282
	Huiles et graisses	3.00	7	1.00	12.00	4.123
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3807.50	10	2750.00	5050.00	655.113
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	3637.50	10	2600.00	4950.00	693.547

Condition C02 (Temps de rétention: 11.40 jours; age des boues: 40 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	3.40	10	3.39	3.41	0.006
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	8.58	10	8.56	8.60	0.012
	Volume d'eau brute ajouté	11.98	10	11.97	12.00	0.008
	Température de la liqueur mixte	14.31	8	14.00	15.50	0.530
	pH de la liqueur mixte		0			
	Niveau d'eau dans le bassin		0			
	% du lit de boues - hauteur totale	79.71	7	73.00	82.00	3.402
	Cones Imhoff (1/2 heure)	957.50	4	950.00	980.00	15.000
	Cones Imhoff (1 heure)	910.00	6	850.00	950.00	37.417
	Durée de la décantation	2.50	2	2.50	2.50	0.000
	Débit de l'alimentation		0			
	Durée de l'alimentation		0			
	O2 dissous de la liqueur mixte	5.81	8	0.70	14.80	5.772
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	5096.90	10	4600.00	6100.00	510.503
	DCO filtrée		0			
	Solides en suspension.		0			
	Solides en suspension volatils		0			
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	3.60	5	2.00	6.00	1.673
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	62.04	7	51.10	75.00	7.906
	DCO filtrée	53.75	4	45.00	65.00	8.539
	Solides en suspension	15.06	8	8.00	21.00	4.602
	Solides en suspension volatils	12.31	8	7.00	17.00	3.760
	Solides dissous	570.20	5	538.00	591.00	21.742
	Solides dissous volatils	135.60	5	113.00	183.00	28.597
	Solides totaux	578.60	5	542.00	613.00	29.484
	Solides totaux volatils	157.20	5	121.00	203.00	38.291
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.91	5	0.70	1.30	0.230
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.25	1	0.25	0.25	
	Nitrates - nitrites	12.94	5	5.70	22.20	7.993
	Azote total Kjeldahl	6.10	5	4.50	10.20	2.360
	Phosphore inorganique	0.39	4	0.18	0.80	0.288
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	0.40	4	0.20	0.80	0.283
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	228.00	5	183.00	288.00	43.480
	Huiles et graisses	1.00	4	1.00	1.00	0.000
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	5065.63	8	4661.00	5444.00	300.184
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	4787.71	7	4444.00	5052.00	214.921

Condition C03 (Temps de retention: 16.00 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	3.99	14	3.99	3.99	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	4.57	14	4.57	4.57	0.000
	Volume d'eau brute ajouté	8.56	14	8.56	8.56	0.000
	Température de la liqueur mixte	21.73	13	18.50	24.00	1.641
	pH de la liqueur mixte		14	5.99	7.50	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.85	14	11.50	12.20	0.172
	% du lit de boues - hauteur totale	15.18	14	10.00	22.00	3.291
	Cones Imhoff (1/2 heure)	178.18	11	100.00	270.00	48.799
	Cones Imhoff (1 heure)	154.09	11	85.00	240.00	43.464
	Durée de la décantation	2.65	11	2.00	3.10	0.367
	Débit de l'alimentation	1.33	12	0.95	1.62	0.197
	Durée de l'alimentation	7.02	12	5.50	11.00	1.655
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.82	12	2.20	8.70	1.855
INFLUENT:	DBO5	1274.40	10	522.00	2160.00	422.529
	DBO5 Filtrée	905.70	10	285.00	1350.00	353.843
	DCO	2723.00	10	1280.00	5260.00	1071.821
	DCO filtrée	1729.00	10	980.00	3930.00	910.390
	Solides en suspension.	461.00	10	204.00	1220.00	279.188
	Solides en suspension volatils	452.50	10	204.00	1170.00	265.487
	Solides dissous	778.30	10	434.00	1216.00	220.448
	Solides dissous volatils	414.90	10	160.00	690.00	150.897
	Solides totaux	1255.90	10	682.00	2051.00	399.833
	Solides totaux volatils	800.90	10	336.00	1509.00	318.722
	NH3 (laboratoire de Québec)	149.90	10	50.00	260.00	67.352
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.51	9	0.10	1.00	0.226
	Azote total Kjeldahl	288.00	10	95.00	600.00	154.726
	Phosphore inorganique	12.48	10	8.10	19.30	3.598
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.83	10	9.70	24.00	5.344
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	681.00	10	415.00	1310.00	317.340
	Huiles et graisses	281.67	9	124.00	610.00	141.286
	pH		0			
EFFLUENT:	DBO5	5.44	9	2.00	11.00	3.127
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	137.72	9	60.00	215.00	50.369
	DCO filtrée	88.33	9	50.00	175.00	45.621
	Solides en suspension	39.89	9	26.50	63.00	10.606
	Solides en suspension volatils	38.06	9	25.50	58.00	9.635
	Solides dissous	1465.11	9	1343.00	1628.00	77.499
	Solides dissous volatils	611.33	9	315.00	828.00	179.391
	Solides totaux	1557.22	9	1446.00	1746.00	101.566
	Solides totaux volatils	656.11	9	288.00	894.00	205.767
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.12	9	0.48	2.40	0.528
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.20	13	0.07	0.32	0.076
	Nitrates - nitrites	158.89	9	133.00	188.00	17.744
	Azote total Kjeldahl	5.81	9	0.61	13.50	3.786
	Phosphore inorganique	10.68	9	9.40	14.20	1.507
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	12.06	9	9.40	15.50	2.003
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	23.28	9	9.00	90.00	26.218
	Huiles et graisses	2.00	9	1.00	3.00	0.707
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1543.90	10	1040.00	2048.00	348.590
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1431.70	10	980.00	1905.00	335.761

Condition C04 (Temps de rétention: 16.00 jours; age des boues: 30 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	4.01	14	3.99	4.28	0.078
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	4.55	14	4.28	4.57	0.078
	Volume d'eau brute ajouté	8.56	14	8.56	8.56	0.000
	Température de la liqueur mixte	7.50	14	6.00	9.50	0.877
	pH de la liqueur mixte		14	5.60	7.60	
	Niveau d'eau dans le bassin	12.02	14	11.80	12.50	0.148
	% du lit de boues - hauteur totale	21.64	14	17.00	30.00	4.971
	Cones Imhoff (1/2 heure)	230.77	13	200.00	270.00	24.139
	Cones Imhoff (1 heure)	191.07	14	175.00	225.00	19.921
	Durée de la décantation	3.04	8	2.60	3.50	0.325
	Débit de l'alimentation	1.27	8	0.96	2.05	0.345
	Durée de l'alimentation	7.13	8	4.00	9.00	1.529
	O2 dissous de la liqueur mixte	10.71	13	9.60	11.80	0.709
INFLUENT:	DBO5	1258.14	7	330.00	1970.00	501.901
	DBO5 Filtrée	803.67	6	197.00	1410.00	408.302
	DCO	1711.44	9	517.00	3247.50	853.490
	DCO filtrée	1254.71	7	235.00	2620.00	793.199
	Solides en suspension.	331.29	7	100.00	470.00	122.625
	Solides en suspension volatils	332.29	7	100.00	420.00	114.354
	Solides dissous	843.43	7	476.00	1275.00	297.337
	Solides dissous volatils	480.29	7	172.00	744.00	199.512
	Solides totaux	1316.57	7	711.00	1900.00	356.928
	Solides totaux volatils	799.43	7	344.00	1244.00	269.855
	NH3 (laboratoire de Québec)	106.57	7	33.00	200.00	52.012
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	3.24	7	0.40	7.70	2.503
	Azote total Kjeldahl	218.29	7	78.00	380.00	93.446
	Phosphore inorganique	7.94	7	3.90	12.00	2.832
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	14.97	7	7.70	29.00	7.330
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	885.43	7	480.00	1375.00	316.977
	Huiles et graisses	106.00	2	92.00	120.00	19.799
	pH		1	7.70	7.70	
INFLUENT:	DBO5	8.14	7	3.00	16.00	4.562
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	80.96	14	54.00	128.50	23.141
	DCO filtrée	47.14	7	35.00	80.00	16.036
	Solides en suspension	24.12	13	10.00	51.00	12.142
	Solides en suspension volatils	21.62	13	9.00	38.50	9.581
	Solides dissous	1247.14	7	1185.00	1292.00	41.675
	Solides dissous volatils	578.43	7	446.00	676.00	71.063
	Solides totaux	1273.14	7	1200.00	1347.00	45.827
	Solides totaux volatils	610.71	7	504.00	676.00	55.102
	NH3 (laboratoire de Québec)	2.27	7	0.96	6.10	1.947
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.62	14	0.03	3.34	1.094
	Nitrates - nitrites	135.00	7	108.00	150.00	15.631
	Azote total Kjeldahl	3.09	7	1.00	6.80	2.298
	Phosphore inorganique	2.73	7	2.40	3.30	0.345
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	3.67	7	2.60	7.50	1.721
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	38.43	7	10.00	66.00	25.337
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1727.92	13	1400.00	2025.00	191.774
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1613.38	13	1200.00	1933.00	204.455

Condition C06 (Temps de rétention: 20.00 jours; age des boues: 40 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	3.43	11	3.43	3.43	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	3.28	11	1.84	3.42	0.476
	Volume d'eau brute ajouté	6.71	11	5.27	6.85	0.476
	Température de la liqueur mixte	19.50	11	12.50	23.00	3.122
	pH de la liqueur mixte		11	6.25	7.64	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.78	9	11.50	12.00	0.173
	% du lit de boues - hauteur totale	19.09	11	17.00	23.00	1.973
	Cones Imhoff (1/2 heure)	195.00	11	175.00	240.00	17.029
	Cones Imhoff (1 heure)	163.18	11	150.00	200.00	13.467
	Durée de la décantation	2.28	4	1.80	2.60	0.359
	Débit de l'alimentation	1.35	9	0.86	4.30	1.110
	Durée de l'alimentation	6.43	9	1.60	8.00	1.897
	O2 dissous de la liqueur mixte	7.54	11	4.00	9.90	1.586
INFLUENT:	DBO5	1891.43	7	925.00	3260.00	783.596
	DBO5 Filtrée	1401.50	6	635.00	2610.00	764.102
	DCO	3193.32	11	1457.00	5405.50	1421.652
	DCO filtrée	2520.00	7	730.00	4860.00	1647.736
	Solides en suspension.	462.57	7	292.00	846.00	208.352
	Solides en suspension volatils	399.00	7	232.00	778.00	193.887
	Solides dissous	1749.43	7	907.00	2795.00	727.607
	Solides dissous volatils	1242.00	7	546.00	2285.00	661.261
	Solides totaux	2170.43	7	1227.00	3200.00	800.779
	Solides totaux volatils	1622.29	7	836.00	2610.00	695.344
	NH3 (laboratoire de Québec)	196.29	7	48.00	410.00	140.699
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.67	7	0.10	2.70	0.912
	Azote total Kjeldahl	375.71	7	110.00	600.00	169.323
	Phosphore inorganique	13.11	7	5.20	21.00	6.604
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	17.06	7	7.40	33.00	9.457
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	813.14	7	81.00	1320.00	439.192
	Huiles et graisses	167.71	7	83.00	330.00	77.023
	pH		10	7.20	7.90	
EFFLUENT:	DBO5	3.40	5	2.00	5.00	1.517
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	49.73	11	24.00	69.00	13.613
	DCO filtrée	37.44	9	16.00	50.00	14.698
	Solides en suspension	15.14	11	9.00	24.00	4.284
	Solides en suspension volatils	12.82	11	8.00	22.00	4.020
	Solides dissous	1462.17	6	1393.00	1507.00	45.031
	Solides dissous volatils	652.00	6	564.00	750.00	66.489
	Solides totaux	1473.50	6	1399.00	1525.00	46.565
	Solides totaux volatils	675.00	6	580.00	751.00	68.522
	NH3 (laboratoire de Québec)	0.82	6	0.42	1.30	0.352
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.66	9	0.13	1.41	0.425
	Nitrates - nitrites	166.00	6	135.00	180.00	17.378
	Azote total Kjeldahl	6.38	6	5.00	8.50	1.238
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtre		0			
	Alkalinité	40.00	5	14.00	54.00	15.937
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1376.82	11	1167.00	1600.00	124.438
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1292.00	11	1117.00	1514.00	103.302

Condition C07 (Temps de rétention: 26.00 jours; age des boues: 40 jours)

	Parametre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirees	3.43	11	3.43	3.43	0.000
	Volume de l'eau clarifiee soutirée	3.22	11	1.84	17.02	4.577
	Volume d'eau brute ajouté	6.65	11	5.27	20.45	4.577
	Température de la liqueur mixte	21.15	10	18.00	24.00	1.930
	pH de la liqueur mixte		11	5.02	7.57	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.89	9	11.75	12.00	0.081
	% du lit de boues - hauteur totale	17.56	9	14.00	24.00	3.206
	Cones Imhoff (1/2 heure)	175.45	11	150.00	200.00	14.045
	Cones Imhoff (1 heure)	149.55	11	130.00	175.00	11.282
	Durée de la décantation	2.72	4	2.50	2.90	0.171
	Débit de l'alimentation	1.66	10	0.72	7.80	2.162
	Durée de l'alimentation	5.52	10	4.50	7.50	0.963
	O2 dissous de la liqueur mixte	8.03	11	7.30	8.90	0.461
INFLUENT:	DBO5	2730.00	7	1550.00	5580.00	1422.685
	DBO5 Filtrée	2147.14	7	1240.00	4560.00	1194.232
	DCO	3411.45	10	1310.00	7450.00	1749.092
	DCO filtrée	2887.14	7	1850.00	5700.00	1441.292
	Solides en suspension.	446.86	7	310.00	618.00	112.705
	Solides en suspension volatils	401.43	7	262.00	576.00	116.794
	Solides dissous	2241.57	7	886.00	4875.00	1370.950
	Solides dissous volatils	1824.29	7	564.00	4410.00	1316.154
	Solides totaux	2731.43	7	1260.00	5620.00	1532.954
	Solides totaux volatils	2267.29	7	910.00	5035.00	1445.920
	NH3 (laboratoire de Québec)	76.36	7	36.00	210.00	60.927
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.31	7	0.10	0.90	0.313
	Azote total Kjeldahl	352.14	7	210.00	730.00	185.537
	Phosphore inorganique	8.83	7	4.00	13.90	3.629
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	11.40	7	8.90	14.00	2.262
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	982.29	7	370.00	1420.00	347.433
	Huiles et graisses	200.71	7	109.00	275.00	70.168
	pH		10	7.30	7.70	
EFFLUENT:	DBO5	3.67	3	2.00	6.00	2.082
	DBO5 Filtree		0			
	DCO	66.77	11	30.00	105.00	20.679
	DCO filtrée	29.89	9	15.00	40.00	7.491
	Solides en suspension	24.82	11	12.50	46.50	8.687
	Solides en suspension volatils	21.18	11	9.50	41.50	7.960
	Solides dissous	1561.67	6	1510.00	1610.00	36.009
	Solides dissous volatils	592.17	6	386.00	830.00	208.243
	Solides totaux	1591.67	6	1550.00	1640.00	33.116
	Solides totaux volatils	622.17	6	392.00	840.00	217.494
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.09	6	0.10	4.20	1.546
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.30	6	0.18	0.50	0.114
	Nitrates - nitrites	188.83	6	177.00	197.00	6.853
	Azote total Kjeldahl	1.62	6	0.10	4.50	1.767
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	27.17	6	10.00	42.00	13.571
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1288.27	11	1038.00	1425.00	105.489
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1177.45	11	963.00	1314.00	97.211

Condition C08 (Temps de retention: 5.00 jours; age des boues: 50 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	1.95	11	1.57	2.74	0.418
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	27.11	11	24.66	42.93	5.257
	Volume d'eau brute ajouté	29.06	11	27.37	45.67	5.510
	Température de la liqueur mixte	21.77	11	17.50	24.00	1.889
	pH de la liqueur mixte		10	4.91	7.26	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.83	9	11.60	12.00	0.144
	% du lit de boues - hauteur totale	26.73	11	15.00	42.00	7.129
	Cones Imhoff (1/2 heure)	324.55	11	210.00	500.00	75.679
	Cones Imhoff (1 heure)	275.45	11	185.00	420.00	63.500
	Durée de la décantation	2.12	9	1.70	2.50	0.233
	Débit de l'alimentation	4.61	7	3.80	7.92	1.467
	Durée de l'alimentation	6.60	7	5.80	7.10	0.396
	O2 dissous de la liqueur mixte	5.80	10	3.00	7.60	1.367
INFLUENT:	DBO5	2018.57	7	430.00	5460.00	1611.608
	DBO5 Filtrée	1477.14	7	290.00	4080.00	1231.783
	DCO	4157.50	11	1200.00	10900.00	2973.550
	DCO filtrée	2578.57	7	500.00	7550.00	2268.233
	Solides en suspension.	484.86	7	248.00	1130.00	323.330
	Solides en suspension volatils	419.00	7	225.00	1040.00	291.457
	Solides dissous	1212.57	7	888.00	1800.00	331.873
	Solides dissous volatils	708.57	7	500.00	1230.00	258.742
	Solides totaux	1772.86	7	1240.00	3300.00	702.394
	Solides totaux volatils	1178.57	7	760.00	2635.00	665.199
	NH3 (laboratoire de Québec)	20.71	7	14.00	36.00	7.327
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	0.63	7	0.10	1.00	0.373
	Azote total Kjeldahl	343.57	7	120.00	990.00	294.317
	Phosphore inorganique	12.89	7	8.80	24.00	5.655
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	16.35	7	10.00	28.50	
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	931.43	7	130.00	2000.00	577.860
	Huiles et graisses	214.86	7	33.00	371.00	112.679
	pH		10	5.50	7.50	
EFFLUENT:	DBO5	10.67	6	2.00	23.00	8.733
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	164.55	10	100.00	248.00	50.077
	DCO filtrée	92.33	9	60.00	155.00	30.303
	Solides en suspension	58.96	10	24.00	131.00	35.286
	Solides en suspension volatils	49.30	10	23.00	114.00	29.204
	Solides dissous	1288.33	6	1100.00	1430.00	109.438
	Solides dissous volatils	531.00	6	372.00	716.00	140.370
	Solides totaux	1358.33	6	1160.00	1500.00	115.311
	Solides totaux volatils	599.83	6	410.00	870.00	167.201
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.38	5	0.40	4.60	1.811
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	0.38	3	0.22	0.48	0.138
	Nitrates - nitrites	144.17	6	123.00	160.00	12.156
	Azote total Kjeldahl	11.18	6	4.60	23.00	6.477
	Phosphore inorganique	2.99	6	1.10	4.85	1.623
	Phosphore inorganique filtré	2.55	5	1.04	4.10	1.356
	Phosphore total	3.90	6	1.40	7.00	2.258
	Phosphore total filtré	3.10	5	1.10	4.60	1.723
	Alkalinité	22.83	6	10.00	52.00	17.034
	Huiles et graisses	3.67	3	2.00	5.00	1.528
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	3501.00	9	2630.00	4700.00	622.958
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	3081.11	9	2037.00	4150.00	584.348

Condition C09 (Temps de rétention: 3.00 jours; age des boues: 50 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirees	2.74	18	2.74	2.74	0.000
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	42.93	18	42.93	42.93	0.000
	Volume d'eau brute ajouté	45.67	18	45.67	45.67	0.000
	Temperature de la liqueur mixte	20.81	18	18.50	23.00	1.177
	pH de la liqueur mixte		14	4.85	7.84	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.55	15	10.50	12.00	0.403
	% du lit de boues - hauteur totale	53.29	14	31.00	84.00	17.765
	Cones Imhoff (1/2 heure)	675.28	18	275.00	950.00	225.750
	Cones Imhoff (1 heure)	579.44	18	250.00	900.00	212.256
	Durée de la décantation	2.38	17	1.30	3.00	0.419
	Débit de l'alimentation	6.56	16	6.40	6.74	0.101
	Durée de l'alimentation	6.94	16	6.50	7.20	0.163
	D2 dissous de la liqueur mixte	5.95	17	0.40	8.20	2.264
INFLUENT:	DB05	2590.83	12	900.00	4600.00	1049.003
	DB05 Filtrée	1569.67	12	426.00	2850.00	718.631
	DCO	3972.39	19	1300.00	6900.00	1326.306
	DCO filtrée	2572.50	12	650.00	6200.00	1812.899
	Solides en suspension.	498.00	12	100.00	788.00	238.515
	Solides en suspension volatils	464.00	12	100.00	728.00	220.031
	Solides dissous	1154.50	6	770.00	1700.00	354.352
	Solides dissous volatils	668.33	6	240.00	1060.00	291.713
	Solides totaux	1625.00	12	1000.00	2500.00	467.829
	Solides totaux volatils	1015.00	6	380.00	1560.00	402.728
	NH3 (laboratoire de Québec)	33.54	12	12.00	60.00	15.162
	NH3 (laboratoire de Longueuil)		0			
	Nitrates - nitrites	2.73	12	0.40	6.00	1.643
	Azote total Kjeldahl	432.08	12	50.00	1000.00	280.109
	Phosphore inorganique	9.60	6	4.60	15.00	4.283
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	15.79	12	5.00	30.00	6.638
	Phosphore total filtre		0			
	Alkalinité	1205.09	11	340.00	2300.00	596.387
	Huiles et graisses	241.09	11	29.00	456.00	134.507
	pH		17	6.40	7.70	
EFFLUENT:	DB05	16.30	10	4.00	56.00	16.793
	DB05 Filtrée	8.60	5	2.00	23.00	8.444
	DCO	277.97	19	75.50	1620.00	391.531
	DCO filtree	94.24	17	29.00	192.00	41.837
	Solides en suspension	121.08	19	13.00	938.00	251.868
	Solides en suspension volatils	112.26	19	9.00	900.00	239.839
	Solides dissous	1194.70	10	775.00	1540.00	251.143
	Solides dissous volatils	631.10	10	200.00	1050.00	248.842
	Solides totaux	1256.00	10	800.00	1550.00	262.898
	Solides totaux volatils	696.30	10	225.00	1300.00	302.279
	NH3 (laboratoire de Québec)	14.95	10	0.12	110.00	33.875
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	17.85	3	0.89	28.50	14.847
	Nitrates - nitrites	125.90	10	12.00	186.00	59.383
	Azote total Kjeldahl	34.05	10	0.40	130.00	46.363
	Phosphore inorganique	2.89	9	0.20	8.90	3.010
	Phosphore inorganique filtré	2.62	9	0.20	7.10	2.627
	Phosphore total	5.57	9	1.30	18.00	5.387
	Phosphore total filtre	3.48	9	0.40	8.20	2.727
	Alkalinité	79.45	10	5.00	380.00	113.445
	Huiles et graisses	2.56	9	1.00	4.00	1.424
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	5564.11	19	3625.00	6900.00	911.755
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	5089.42	19	3258.00	6175.00	857.139

Condition C10 (Temps de rétention: 14.00 jours; age des boues: 50 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	1.77	10	1.22	2.27	0.408
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	8.02	10	7.52	8.57	0.408
	Volume d'eau brute ajouté	9.79	10	9.79	9.79	0.000
	Température de la liqueur mixte	24.19	8	22.00	26.00	1.193
	pH de la liqueur mixte		11	5.51	9.87	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.56	11	10.25	11.87	0.499
	% du lit de boues - hauteur totale	18.90	10	13.00	24.00	4.433
	Cones Imhoff (1/2 heure)	103.18	11	40.00	150.00	36.897
	Cones Imhoff (1 heure)	97.27	11	45.00	140.00	30.689
	Durée de la décantation	2.13	10	1.80	2.50	0.226
	Débit de l'alimentation	1.52	10	1.40	1.92	0.145
	Durée de l'alimentation	6.45	10	5.10	6.80	0.495
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.24	10	1.00	8.25	1.969
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	3044.00	6	2467.00	4691.00	834.546
	DCO filtrée	1694.33	6	1273.00	2084.00	334.204
	Solides en suspension.	462.00	6	380.00	550.00	70.427
	Solides en suspension volatils	432.50	6	335.00	535.00	76.076
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils	2265.00	1	2265.00	2265.00	
	Solides totaux	1302.33	6	1005.00	1677.00	228.826
	Solides totaux volatils	835.20	5	694.00	1004.00	113.092
	NH3 (laboratoire de Québec)	9.32	7	6.89	15.80	3.333
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	3.98	2	0.79	7.17	4.511
	Nitrates - nitrites	11.82	6	0.60	67.30	27.181
	Azote total Kjeldahl	632.80	5	473.00	840.00	154.344
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré	25.38	1	25.38	25.38	
	Phosphore total	12.42	5	9.90	15.08	1.901
	Phosphore total filtré	12.51	6	8.86	21.70	4.788
	Alkalinité	472.40	5	327.00	678.00	133.736
	Huiles et graisses		0			
	pH		6	7.20	7.80	
EFFLUENT:	DBO5	20.75	6	9.30	28.00	6.439
	DBO5 Filtrée	8.87	6	5.90	10.20	1.672
	DCO	425.50	12	345.00	503.00	54.970
	DCO filtrée	144.92	12	82.00	238.00	48.978
	Solides en suspension	216.45	11	125.00	260.00	39.815
	Solides en suspension volatils	186.18	11	117.00	230.00	32.741
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux	1827.67	6	1662.00	1883.00	83.313
	Solides totaux volatils	713.33	6	657.00	797.00	46.107
	NH3 (laboratoire de Québec)	1.04	6	0.59	2.84	0.885
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	1.11	5	0.14	4.07	1.702
	Nitrates - nitrites	147.04	7	1.31	191.00	66.186
	Azote total Kjeldahl	9.01	6	6.50	12.90	2.432
	Phosphore inorganique	6.32	6	2.60	10.30	3.208
	Phosphore inorganique filtré	5.05	6	2.10	8.50	2.412
	Phosphore total	7.11	6	3.96	11.80	3.320
	Phosphore total filtré	5.07	5	2.28	9.40	2.668
	Alkalinité	41.79	6	7.74	116.00	40.759
	Huiles et graisses	0.80	1	0.80	0.80	
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	1397.92	12	1050.00	2334.00	339.581
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1257.92	12	925.00	2084.00	317.427

Condition C11 (temps de rétention: 7 jours; age des boues: 50 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	1.94	12	0.50	2.74	0.693
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	15.80	12	2.00	19.03	4.458
	Volume d'eau brute ajouté	17.74	12	2.50	19.78	4.899
	Température de la liqueur mixte	19.59	11	17.00	25.00	2.518
	pH de la liqueur mixte		11	5.72	7.77	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.79	11	11.25	12.00	0.207
	% du lit de boues - hauteur totale	20.00	11	15.00	26.00	4.147
	Cones Imhoff (1/2 heure)	222.73	11	160.00	300.00	48.237
	Cones Imhoff (1 heure)	186.82	11	145.00	250.00	31.723
	Durée de la décantation		0			
	Débit de l'alimentation	2.74	8	2.30	3.30	0.338
	Durée de l'alimentation	7.24	8	6.00	8.40	0.835
	O2 dissous de la liqueur mixte	6.21	11	1.80	9.10	2.561
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	3976.36	11	2381.00	7460.00	1746.393
	DCO filtrée	2530.09	11	995.00	5465.00	1576.032
	Solides en suspension.	453.64	11	313.00	625.00	92.050
	Solides en suspension volatils	419.09	11	263.00	625.00	97.142
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)	14.20	1	14.20	14.20	
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	23.73	10	0.17	46.50	13.171
	Nitrates - nitrites	0.14	10	0.01	0.29	0.101
	Azote total Kjeldahl	252.91	11	160.00	452.00	108.050
	Phosphore inorganique	10.18	11	4.75	21.00	4.960
	Phosphore inorganique filtré	8.08	11	3.50	15.75	3.889
	Phosphore total	14.85	11	8.85	25.00	4.823
	Phosphore total filtré	15.75	11	5.06	70.00	18.328
	Alkalinité	696.73	11	456.00	1220.00	273.196
	Huiles et graisses		0			
	pH		11	7.10	7.70	
EFFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	157.72	12	55.60	202.00	35.830
	DCO filtrée	89.00	11	56.00	119.00	20.070
	Solides en suspension	61.69	13	31.00	75.00	12.691
	Solides en suspension volatils	55.54	13	31.00	72.00	11.479
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)	14.66	7	0.35	35.00	12.557
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	11.73	4	1.42	30.70	13.740
	Nitrates - nitrites		0			
	Azote total Kjeldahl		0			
	Phosphore inorganique		0			
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total		0			
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	2251.92	12	1885.00	2580.00	234.497
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	1810.00	12	1360.00	2260.00	256.373

Condition: C12 (temps de rétention: 5 jours, age des boues: 50 jours)

	Paramètre	Moyenne	N	Minimum	Maximum	Ecart type
	Volume des boues soutirées	2.00	19	0.60	2.66	0.514
	Volume de l'eau clarifiée soutirée	25.40	19	24.73	26.79	0.514
	Volume d'eau brute ajouté	27.40	19	27.39	27.40	0.005
	Température de la liqueur mixte	19.63	20	16.00	23.00	1.613
	pH de la liqueur mixte		20	5.00	8.30	
	Niveau d'eau dans le bassin	11.75	20	10.75	12.00	0.270
	% du lit de boues - hauteur totale	57.63	19	36.00	85.00	13.001
	Cones Imhoff (1/2 heure)	676.50	20	390.00	980.00	193.391
	Cones Imhoff (1 heure)	582.75	20	310.00	950.00	197.853
	Durée de la décantation		0			
	Débit de l'alimentation	3.65	6	3.00	4.10	0.451
	Durée de l'alimentation	7.57	6	6.70	9.00	1.011
	O2 dissous de la liqueur mixte	4.02	20	0.20	6.80	2.062
INFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	4813.85	20	1423.00	8379.00	2118.615
	DCO filtrée	3311.90	20	632.00	7464.00	2091.424
	Solides en suspension.	734.00	20	223.00	1425.00	277.759
	Solides en suspension volatils	669.40	20	177.00	1330.00	256.550
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	24.71	20	9.80	46.00	11.375
	Nitrates - nitrites	4.38	19	0.01	80.60	18.460
	Azote total Kjeldahl	408.08	20	75.60	806.00	217.058
	Phosphore inorganique	15.38	20	4.80	55.30	10.593
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	24.59	20	10.25	70.50	13.233
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité	868.92	13	382.00	1520.00	400.779
	Huiles et graisses		0			
	pH		20	7.00	7.70	
EFFLUENT:	DBO5		0			
	DBO5 Filtrée		0			
	DCO	459.16	19	157.00	1181.00	316.161
	DCO filtrée	169.95	19	59.00	551.00	128.225
	Solides en suspension	104.06	17	13.00	192.00	57.183
	Solides en suspension volatils	92.71	17	10.00	177.00	51.365
	Solides dissous		0			
	Solides dissous volatils		0			
	Solides totaux		0			
	Solides totaux volatils		0			
	NH3 (laboratoire de Québec)		0			
	NH3 (laboratoire de Longueuil)	86.39	19	1.10	182.00	51.151
	Nitrates - nitrites	20.77	18	0.02	129.00	35.646
	Azote total Kjeldahl	108.67	19	8.40	237.00	56.157
	Phosphore inorganique	5.48	19	0.61	16.10	4.839
	Phosphore inorganique filtré		0			
	Phosphore total	7.11	19	1.30	18.40	5.235
	Phosphore total filtré		0			
	Alkalinité		0			
	Huiles et graisses		0			
	pH		0			
BIOMASSE:	Biomasse de la liqueur mixte	4782.63	19	3475.00	6525.00	930.228
	Biomasse volatile de la liqueur mixte	4347.53	19	2975.00	5975.00	873.640