

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE

Présenté

à

l'Institut National de la Recherche Scientifique (Eau)

comme exigence partielle

de la

Maîtrise ès sciences (Eau)

par

Nicole Brouard

B.Sc. Appliquées
(Génie civil)

Enlèvement des matières en suspension et évolution des pertes de charge en
biofiltration des eaux usées domestiques: application sur lit ruissellant

Mars 1992

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes m'ont aidée, de près ou de loin, et de diverses manières, à mener à bien ce projet. Je tiens à les remercier.

Je remercie d'abord monsieur Jean-Pierre Villeneuve, qui a agi à titre de directeur de recherche. L'encadrement souple qu'il m'a fourni, encourageant l'initiative, fut une très bonne école d'apprentissage.

Je remercie aussi madame Carole Parent, qui, agissant à titre de co-directrice, a suivi avec intérêt le déroulement de mes travaux.

Les correcteurs de ce mémoire, soit monsieur Pierre Lafrance de l'INRS-Eau, et monsieur Paul Lessard de l'Université Laval, méritent mes plus vifs remerciements.

Ma reconnaissance va également aux autorités de la Communauté Urbaine de Québec, qui m'ont permis l'accès à leurs installations pilotes. En outre, je tiens à mentionner l'aide financière très appréciée provenant du CRSNG et de l'INRS-Eau.

J'exprime enfin ma gratitude envers le personnel oeuvrant à l'INRS-Eau, particulièrement envers Lucie Mercier, ainsi qu'envers mes collègues d'étude.

En terminant, je ne pourrais passer sous silence le soutien de tous les instants que m'a prodigué mon compagnon de vie, Jean-François Roy, et c'est avec émotion que je le remercie.

RÉSUMÉ

Parmi les procédés d'épuration des eaux usées domestiques, la biofiltration aérobie sur médium granulaire fin est nouvellement utilisée au Québec et ailleurs. En traitement secondaire, ce procédé permet l'enlèvement de la pollution soluble biodégradable et l'enlèvement des matières en suspension (MES). Afin d'optimiser l'opération et le contrôle des ouvrages d'assainissement, il devient primordial de connaître les facteurs qui influenceront la performance des unités de traitement.

Dans le présent travail, nous nous intéressons au volet mécanique de la biofiltration. L'objectif consiste à étudier l'aspect filtration granulaire du procédé de biofiltration à travers ses deux mécanismes principaux, soit: l'enlèvement des MES et l'évolution temporelle des pertes de charge à travers le médium filtrant. Pour ce faire, des essais ont été effectués (en conditions de fonctionnement particulièrement critiques) dans le but de cerner l'influence de certains facteurs, dont le débit au biofiltre, le débit au décanteur et la concentration en MES à l'affluent du biofiltre, sur ces deux mécanismes. Ces essais ont été réalisés sur une unité pilote (décanteur lamellaire et biofiltre ruisselant) alimentée en continu par des eaux usées domestiques (réseau unitaire). La particularité de ces essais repose sur la mesure en continu des données suivantes: concentration en MES à l'entrée et à la sortie du biofiltre (par des turbidimètres), débits acheminés sur les procédés de décantation et de biofiltration, et la perte de charge à travers le lit filtrant.

A l'aide des relations concentration en MES-turbidité, obtenues lors des essais, les données d'une quinzaine de cycles de biofiltration (de durée allant de 3.5 à 44 heures) ont été analysées en regard de l'enlèvement des MES et de l'évolution des pertes de charge. L'interprétation des résultats a permis d'une part de vérifier certains faits concernant l'influence du débit au décanteur, du débit au biofiltre et de la concentration en MES à l'affluent du biofiltre, et d'autre part d'émettre certaines hypothèses quant au rôle de l'âge du cycle et de la nature des particules présentes dans les eaux usées, sur la performance du procédé de biofiltration.

TABLE DES MATIERES

	Page
Remerciements.....	i
Résumé	iii
Table des matières.....	v
Liste des tableaux	ix
Liste des figures.....	xi
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1: CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROCÉDÉ DE FILTRATION BIOLOGIQUE.....	5
1.1 ASPECT ÉPURATION BIOLOGIQUE	5
1.1.1 Biofilms et procédés à cultures fixées.....	5
1.1.2 Biofiltration aérobie.....	8
1.2 ASPECT FILTRATION GRANULAIRE	10
1.2.1 Écoulement en milieu granulaire.....	11
1.2.2 Enlèvement des matières particulaires	11
1.2.3 Évolution temporelle des pertes de charge	15
1.2.4 Nettoyage du médium filtrant.....	18
1.3 INFLUENCE RÉCIPROQUE DES ASPECTS ÉPURATION BIOLOGIQUE ET FILTRATION GRANULAIRE.....	18
1.4 ÉTAT DES CONNAISSANCES EN BIOFILTRATION.....	19
1.4.1 Définitions et éléments d'information.....	19
1.4.2 Enlèvement des matières en suspension (MES).....	26
1.4.3 Évolution des pertes de charge.....	29
1.5 HYPOTHESES ET OBJECTIFS	33

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
CHAPITRE 2: MATÉRIEL ET MÉTHODES	35
2.1 OBJECTIFS.....	35
2.2 INSTALLATIONS PILOTES.....	35
2.3 EXPÉRIMENTATION	38
2.3.1 Contrôle des variables.....	38
2.3.2 Type d'essais	40
2.4 MODE D'OPÉRATION.....	42
2.5 SAISIE DE DONNÉES	44
2.5.1 Saisie.....	44
2.5.2 Échantillonnage d'eau pour la relation concentration en matières en suspension (MES)-turbidité.....	45
CHAPITRE 3: RÉSULTATS	47
3.1 DONNÉES BRUTES.....	47
3.2 TRAITEMENTS PRÉLIMINAIRES DES RÉSULTATS.....	49
3.2.1 Regroupements aux 15 minutes.....	49
3.2.2 Temps de rétention dans le biofiltre.....	49
3.2.3 Signaux de turbidité et leur équivalent en matières en suspension (MES).....	50
3.3 RÉSULTATS DES ESSAIS.....	54
3.3.1 Essais à contexte hydraulique fixe.....	55
3.3.2 Essai à débit variable au biofiltre.....	67
3.3.3 Essai avec changement de débit au décanteur	68
3.3.4 Conclusion	69

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
CHAPITRE 4: ANALYSE ET DISCUSSION.....	71
4.1 ENLEVEMENT DES MATIERES EN SUSPENSION (MES).....	71
4.1.1 Généralités	71
4.1.2 Effet de l'état du biofiltre et des caractéristiques de l'affluent.....	75
4.1.3 Effet du débit au décanteur et au biofiltre	83
4.1.4 Effet de la nature des particules.....	87
4.2 ÉVOLUTION DES PERTES DE CHARGE	88
4.2.1 Généralités	88
4.2.2 Effet de l'état du biofiltre	91
4.2.3 Effet du taux d'application	96
4.2.4 Effet du débit au décanteur (Charge superficielle).....	100
4.2.5 Effet du débit au biofiltre (Vitesse de filtration)	103
4.2.6 Relation entre la charge captée en matières en suspension et la perte de charge résiduelle.	104
CHAPITRE 5: CONCLUSION.....	111
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	117
ANNEXE A: APPAREILS DE MESURE.....	A-1
ANNEXE B: ÉTABLISSEMENT DE LA CORRÉLATION: CONCENTRATION EN MATIERES EN SUSPENSION (MES) - TURBIDITÉ	B-1
ANNEXE C: RÉSULTATS: PERTES DE CHARGE, TAUX D'APPLICATION ET CHARGE CAPTÉE.....	C-1

LISTE DES TABLEAUX

	Page
TABLEAU 1: Traitement des eaux usées par biofiltration au Québec.....	2
TABLEAU 2: Débits prévus aux stations de la CUQ et débits correspondant aux unités pilotes	39
TABLEAU 3: Types d'essais réalisés	41
TABLEAU 4: Exemple de données brutes enregistrées par l'ordinateur	48
TABLEAU 5: Conditions d'opération des essais effectués à l'automne 1990	54
TABLEAU 6: Moyennes des taux d'enlèvement des MES pour différents contextes hydrauliques	83
TABLEAU 7: Pentés moyennes de la perte de charge selon les contextes hydrauliques.....	90
TABLEAU 8: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 30/10	92
TABLEAU 9: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 25/20	93
TABLEAU 10: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 20/10	94
TABLEAU 11: Points retenus pour la corrélation à l'affluent du biofiltre.....	B-4
TABLEAU 12: Points retenus pour la corrélation à l'effluent du biofiltre.....	B-6
TABLEAU 13: Points non-retenus pour la corrélation à l'affluent du biofiltre	B-8
TABLEAU 14: Points non-retenus pour la corrélation à l'effluent du biofiltre	B-8
TABLEAU 15: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 20/15	C-1
TABLEAU 16: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 25/10	C-2

LISTE DES FIGURES

	Page
FIGURE 1: La biofiltration dans un réseau d'assainissement	3
FIGURE 2: Principaux processus intervenant dans un biofilm	6
FIGURE 3: Schéma de principe du procédé Biofor	9
FIGURE 4: Schéma de principe du procédé Biodrof	9
FIGURE 5: Schéma de principe du procédé Biocarbone	10
FIGURE 6: Les trois mécanismes de filtration.....	12
FIGURE 7: Illustration de la perte de charge en milieu submergé.....	21
FIGURE 8: Illustration de la perte de charge en milieu dit sec	21
FIGURE 9: Variables potentiellement influentes sur les biofiltres	23
FIGURE 10: Schéma d'écoulement de la station pilote	36
FIGURE 11: Schéma du biofiltre pilote, type Biodrof	37
FIGURE 12: Mode d'opération du biofiltre.....	42
FIGURE 13: Relation Concentration en MES-Turbidité pour l'affluent du biofiltre. Échantillonnages effectués en octobre, novembre et décembre 1990	50
FIGURE 14: Relation Concentration en MES-Turbidité pour l'effluent du biofiltre. Échantillonnages effectués en octobre, novembre et décembre 1990	51
FIGURE 15: Cycle AR.....	56
FIGURE 16: Cycle AS.....	56
FIGURE 17: Cycle AT	57
FIGURE 18: Cycle BJ	57
FIGURE 19: Cycle BK.....	58
FIGURE 20: Cycle CA	59
FIGURE 21: Cycle CD	59
FIGURE 22: Cycle CE	60
FIGURE 23: Cycle CF.....	60
FIGURE 24: Cycle CH	61
FIGURE 25: Cycle CB	62
FIGURE 26: Cycle CC.....	62
FIGURE 27: Cycle CK	63
FIGURE 28: Cycle CG.....	64
FIGURE 29: Cycle CJ.....	64
FIGURE 30: Cycle CM.....	65

LISTE DES FIGURES (suite)

	Page
FIGURE 31: Cycle CN	66
FIGURE 32: Essai à débit variable au biofiltre.....	67
FIGURE 33: Cycle BN	68
FIGURE 34: Variation du taux d'enlèvement des MES, en début de cycle et aux interventions de décolmatage, pour le cycle CM.....	72
FIGURE 35: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, au même temps, pour le cycle CE.....	73
FIGURE 36: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, au même temps, pour le cycle AR	74
FIGURE 37: Taux d'enlèvement des MES en fonction de l'âge du cycle, pour les cycles de la série 20/10.....	75
FIGURE 38: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la perte de charge, pour le cycle CA	76
FIGURE 39: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la charge captée cumulée, pour le cycle CA	77
FIGURE 40: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la concentration à l'affluent, pour le cycle CH.....	78
FIGURE 41: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la concentration à l'affluent, pour le cycle BJ.....	79
FIGURE 42: Taux d'enlèvement des MES en fonction de l'heure du jour, pour le cycle CA	80
FIGURE 43: Taux d'enlèvement des MES pour différentes concentrations en MES à l'affluent, selon deux groupes d'heures, pour le cycle CA	82
FIGURE 44: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, pour le cycle CN.....	84
FIGURE 45: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, pour un même débit de 10 m ³ /h (4 m/h) au biofiltre, selon des débits de 20 m ³ /h ou 30 m ³ /h (1.33 ou 2 m/h) au décanteur	85
FIGURE 46: Progression de la perte de charge et présence d'une cassure après environ 2.5 heures de biofiltration (cycle CF).....	89
FIGURE 47: Pentes de la perte de charge et taux d'application moyens en MES (cycle CA).....	95

LISTE DES FIGURES (suite)

	Page
FIGURE 48: Durée totale des cycles selon le taux d'application moyen	97
FIGURE 49: Pentes moyennes des pertes de charge en fonction des taux d'application moyens sur les intervalles (tous contextes hydrauliques) ..	100
FIGURE 50: Évolution des pertes de charge pour le cycle BN	101
FIGURE 51: Perte de charge résiduelle en fonction de la charge captée cumulée en MES (contexte hydraulique 30/10)	106
FIGURE 52: Perte de charge résiduelle en fonction de la charge captée cumulée en MES (tous contextes hydrauliques)	107
FIGURE 53: Distribution des différences entre les valeurs obtenues par l'équation et par l'analyse de laboratoire (affluent)	B-9
FIGURE 54: Distribution des différences entre les valeurs obtenues par l'équation et par l'analyse de laboratoire (effluent)	B-9
FIGURE 55: Résidus de la régression sur papier de probabilité normale (affluent) ...	B-10
FIGURE 56: Résidus de la régression sur papier de probabilité normale (effluent) ...	B-10

INTRODUCTION

Le Québec s'est récemment mis en devoir de traiter ses eaux usées domestiques avant leurs rejets aux cours d'eau récepteurs. Les procédés d'épuration choisis doivent être en mesure de maintenir leur action d'assainissement malgré de fortes variations en termes de concentrations en matières polluantes et de débits des eaux à traiter. En effet, les périodes de pluie et de fonte des neiges qui occasionnent des débits extrêmement élevés, les chocs massiques ou au contraire les eaux faiblement chargées, le mauvais fonctionnement des équipements en amont, etc., représentent souvent des conditions critiques pour l'efficacité des différents procédés. Bien qu'une saine gestion de l'ensemble des unités de traitement soit requise en tout temps, une gestion serrée de ces dernières est spécialement nécessaire en période critique afin de minimiser les rejets au milieu récepteur, tout en conservant la performance de l'ensemble de la station d'épuration.

Il devient alors primordial, pour optimiser l'opération et exercer un contrôle efficace, de connaître la réponse des procédés aux variations quantitatives et qualitatives des eaux, de même qu'aux actions de contrôle potentielles. Dans cette optique, il importe d'une part de connaître les facteurs contraignants sur les procédés, et d'autre part de quantifier leurs effets sur l'efficacité de ceux-ci.

Parmi les procédés susceptibles d'être adaptés à la fois aux caractéristiques des eaux usées domestiques du Québec et à son climat (Meunier et Grenier, 1986; Prévost, 1986; Payraudeau et al., 1989), et d'être également en mesure de produire un effluent conforme aux normes de rejets visés suite à un traitement secondaire, les procédés de BIOFILTRATION se sont vu accorder une place enviable dans plusieurs municipalités québécoises (tableau 1).

La biofiltration, qui allie dans un même réacteur l'enlèvement de la pollution soluble et particulaire, est un procédé relativement récent (Léglise et al., 1980; Gaid et al., 1982; Divet, 1984). Bien que ce procédé soit maintenant largement utilisé en Europe, notamment en France (Gilles, 1989), et qu'il soit considéré comme un traitement secondaire innovateur et alternatif aux États-Unis (Stensel et al., 1988), son application au Québec est particulièrement récente (Kantardjeff, 1989).

TABLEAU 1: Traitement des eaux usées par biofiltration au Québec

ETAT DU PROJET	MUNICIPALITES	Population desservie *	Debit moyen * (m3/j)	Charge moyenne * (kg DBO5/j)	Mise en operation (annee.mois)
EN OPERATION	Boisbriand	14400	12400	879	91.01
	Canton D'Orford	2638	790	158	84.12
EN CONSTRUCTION	Regie intermunicipale du Sherbrooke Metropolitain	85000	81874	7810	91.11
	Chateauguay	38000	23455	1720	91.08
	St-Eustache	32000	28000	1440	93.05
	Laval (Ste-Rose Auteuil)	26466	20276	1431	92.09
	Communaute Urbaine de Quebec	476428	388000	43470	91.12
A L'ETUDE	Joliette	17976	27950	2539	92.12
	Gaspe	9400	11092	467	92.06
	L'Ile-Perrot	7700	5675	350	91.09
	Lorraine et Bois-des-Fillions	12500	9400	675	92.12
	Ste-Therese , Blainville	39000	31000	2860	92.12
	Rosemere	8700	7400	470	92.12
	Sainte-Anne de Beaupre				-
	Boischatel				-

Source : Ministère de l'environnement du Québec, service du suivi de l'exploitation, mai 1991

* : population desservie, debits et charges sont approximatifs

D'après Pujol (1989) les données actuelles concernant ces procédés sont encore fragmentaires et, selon Stensel *et al.* (1988), l'information disponible décrivant les critères de conception et de performance du traitement reste limitée. Plusieurs des mécanismes qui y prévalent sont encore peu connus et quantifiés, et les modèles décrivant le comportement du procédé sont pour ainsi dire inexistantes (Ouellet, 1991). Les quelques études portant sur ces procédés indiquent toutefois que certains aspects du fonctionnement des biofiltres sont particulièrement sensibles aux conditions d'opération et aux caractéristiques de l'affluent (PCRB, 1986; Gendron Lefebvre, 1986; Stensel *et al.*, 1988). La biofiltration est une unité dans une filière de traitement des eaux usées et elle peut se situer en traitement tertiaire ou secondaire. Dans ce dernier cas, de nombreuses interactions avec les autres procédés et équipements du réseau d'assainissement vont prendre place et régir à la fois les conditions d'opération et les caractéristiques de l'affluent sur les unités de biofiltration.

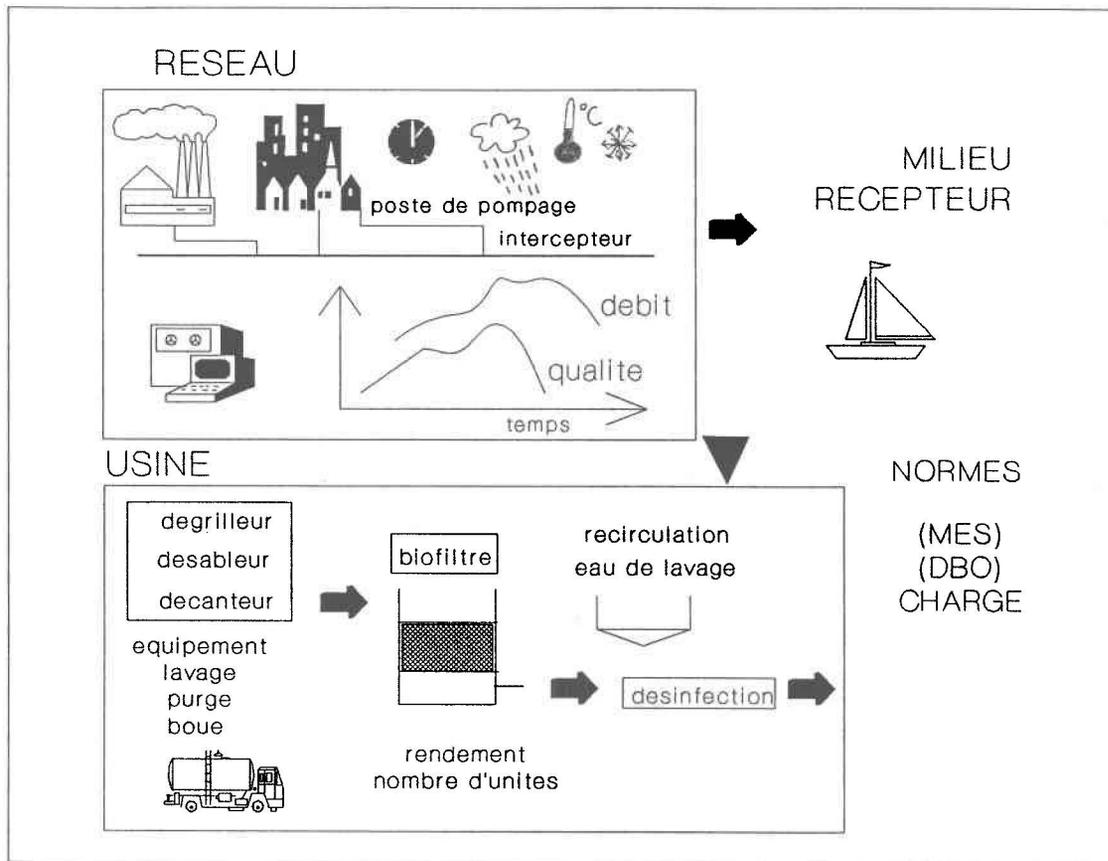


FIGURE 1: La biofiltration dans un réseau d'assainissement

Le schéma de principe présenté à la figure 1 illustre quelques-unes de ces interrelations. Ainsi, l'eau circulant dans le réseau présente des débits et des caractéristiques qualitatives variables. Des variations journalières, saisonnières ou provenant d'évènements particuliers, viennent moduler les débits, les concentrations et la nature de la pollution. La gestion du réseau, qui peut prendre place selon certains critères et possibilités de contrôle, influence alors ces caractéristiques et, par conséquent, produit des hydrogrammes et des pollutogrammes particuliers. Arrivée à l'usine, l'eau usée est acheminée aux différents procédés où elle subit un traitement plus ou moins efficace selon les débits, les concentrations, les modes d'opération et les rendements respectifs des différents ouvrages. Après la décantation primaire, l'eau est traitée en biofiltration et les concentrations en polluants à la sortie des biofiltres doivent alors rencontrer les normes de rejet. La biofiltration des eaux usées induit un colmatage plus ou moins rapide et occasionne des pertes de charge à travers les biofiltres. Au bout d'un certain temps, ces biofiltres nécessitent un nettoyage et ils sont alors lavés.

L'opération, et par le fait même, le comportement des procédés de biofiltration, lequel inclut l'enlèvement de la pollution soluble et particulaire, la production d'eau biofiltrée et la production de boue, l'évolution des pertes de charge et les besoins en nettoyage du médium filtrant, est essentiellement soumis à des contraintes d'équipements et à des critères de performance. Ces contraintes vont ainsi influencer les règles de gestion et de contrôle des stations d'épuration.

L'enlèvement des matières particulaires, de même que l'évolution temporelle des pertes de charge, sont des résultats de la biofiltration étroitement reliés à l'opération et à la performance des unités de traitement. Une meilleure compréhension de ces deux mécanismes et des facteurs qui risquent de les influencer aidera à l'élaboration éventuelle d'un outil de prédiction du comportement d'un biofiltre pour des fins d'opération et de contrôle. Le présent travail s'inscrit dans cette perspective.

L'objectif général de ce travail consiste à étudier, dans un contexte d'opération critique, c'est-à-dire pour des débits élevés et soutenus, l'aspect filtration granulaire du procédé de BIOFILTRATION des eaux usées domestiques à travers ses deux mécanismes principaux, soit: l'enlèvement des matières en suspension (MES) et l'évolution temporelle des pertes de charge à travers le médium filtrant.

Le premier objectif spécifique vise à étudier l'influence de certains paramètres, dont le débit au biofiltre, le débit au décanteur primaire et la concentration en MES à l'affluent du biofiltre, sur le taux d'enlèvement des MES et l'évolution des pertes de charge. Le second objectif consiste à vérifier une relation proposée par Ouellet (1991), entre la masse captée en MES et la perte de charge.

CHAPITRE 1

CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROCÉDÉ DE FILTRATION BIOLOGIQUE

Un filtre biologique réalise, dans un même réacteur, l'élimination par voie biologique de la pollution soluble biodégradable ainsi que la rétention par filtration des matières particulaires (Gendron Lefebvre, 1986; Bacquet et al., 1989; Payraudeau et al., 1989). Pour ce faire, deux procédés sont combinés en un seul: un procédé d'épuration à l'aide de culture fixée et un procédé de filtration granulaire. Ce chapitre expose les bases théoriques nécessaires à la compréhension des procédés de biofiltration. Dans un premier temps, on présente le processus d'épuration biologique, de même que des notions de biofilms et de procédés à cultures fixées. En second lieu, la filtration granulaire et les différentes étapes qui la caractérisent sont vues dans une perspective appliquée à la biofiltration. Une revue de littérature sur l'état des connaissances concernant les variables potentiellement influentes sur les mécanismes régissant l'enlèvement de la matière particulaire et l'évolution des pertes de charge est ensuite présentée.

1.1 ASPECT ÉPURATION BIOLOGIQUE

En biofiltration, l'enlèvement de la pollution soluble biodégradable s'effectue par l'intermédiaire d'une biomasse aérobie fixée (biofilm) sur un support granulaire fin: c'est la fonction d'épuration biologique.

1.1.1 Biofilms et procédés à cultures fixées

Les biofilms sont définis comme une matrice plus ou moins homogène, de plusieurs dizaines de micromètres d'épaisseur, constituée de micro-organismes et de polymères. Ces micro-organismes, fixés sur un support, se nourrissent de la matière organique présente dans les eaux usées. Pour ce faire, l'eau usée et l'oxygène nécessaire à l'épuration doivent entrer en contact avec le biofilm. L'eau usée mobile s'écoule à la surface du film biologique où des échanges s'effectuent avec l'eau de la couche limite de la surface microbiologique. L'absorption de l'oxygène à l'intérieur du biofilm s'effectue par diffusion. De même, le transport de la matière organique de l'eau usée

vers le biofilm dépend des gradients de concentration et s'effectue par diffusion à travers une couche d'eau immobile située à la surface du biofilm.

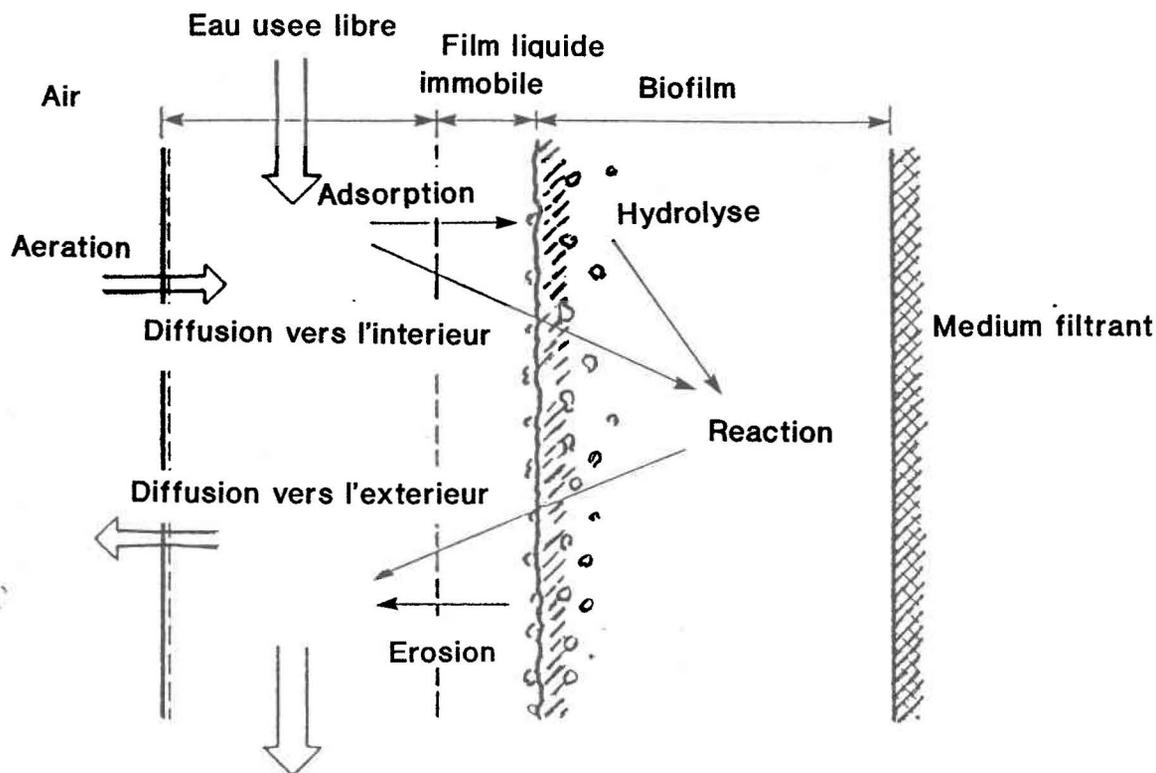


FIGURE 2: Principaux processus intervenant dans un biofilm (d'après Arvin et Harremoës, 1989)

Ces principaux processus sont illustrés à la figure 2. Des notions de bases concernant l'épuration biologique et les biofilms sont brièvement décrites ci-après.

- Enlèvement de la matière organique: les populations bactériennes aérobies sont responsables de la décomposition et leurs activités cataboliques transforment les éléments organiques à structures complexes en éléments à structures de plus en plus simples. Une fraction de la matière organique est convertie en nouvelle biomasse et une autre fraction est oxydée pour fournir l'énergie indispensable à cette synthèse. De façon à obtenir un maximum d'énergie, ce processus nécessite un apport en oxygène dissous pour procéder à l'oxydation de la matière organique.
- Métabolisme bactérien: la vitesse d'épuisement des substrats organiques et la croissance du film bactérien sont limitées à la fois par la diffusion moléculaire vers et à l'intérieur du biofilm, et par les cinétiques enzymatiques d'utilisation des substrats.

Le métabolisme peut également être limité soit par la concentration en matière organique disponible, soit par celle de l'oxygène disponible. Lee et Stensel (1986) de même que Cazelles et Bacquet (1989), présentent des modèles de comportement de biofilm pour des applications en biofiltration. Bacquet et al. (1989) et Pujol (1989) ont procédé à des caractérisations microbiologiques du biofilm lors de l'application de la biofiltration en épuration des eaux usées domestiques.

- Masse bactérienne: la croissance du biofilm s'effectue nécessairement dans la direction opposée au support. Des couches de cellules se construisent les unes par dessus les autres, si bien que les cellules se retrouvant sous les autres n'entrent que très difficilement en contact avec la matière organique de l'eau usée et l'oxygène. De ce fait, un métabolisme endogène et/ou des conditions anaérobies s'installent et ces cellules sont appelées à mourir: une partie du biofilm se détache alors du support sur lequel il était fixé.

Dû à ce décrochage du biofilm, les procédés à cultures fixées requièrent généralement une décantation de l'effluent. Ces procédés d'épuration secondaire étant continuellement alimentés par les seules eaux usées "fraîches", ils ne sont pas liés à un bilan de boue (tel que le procédé des boues activées) et peuvent traiter des eaux très diluées. Les différents procédés de traitement à cultures fixées utilisent tous le processus d'épuration biologique de la pollution carbonée à l'aide de bactéries fixées aérobies, mais leurs conceptions, leurs cadres d'utilisation, leurs rendements et leurs modes de fonctionnement diffèrent (Meunier et Grenier, 1986).

Une brève description d'un type de procédé à cultures fixées (et dont l'appellation peut porter à confusion) est présentée ci-dessous afin d'illustrer la spécificité de la biofiltration. Les lits bactériens (également appelés lits percolateurs, filtres bactériens et parfois biofiltres) sont des procédés essentiellement conçus pour l'enlèvement de la pollution soluble. Ils peuvent s'inscrire dans différentes combinaisons de chaîne de traitement (Johnson et Van Durme, 1987). La dimension du matériau support sur lequel sont fixées les bactéries est de l'ordre de 3 à 15 cm environ. Cette dimension est un compromis entre un matériau petit, permettant une grande surface spécifique (de l'ordre de 50 à 200 m²/m³) pour le support de la biomasse, et un matériau suffisamment gros pour permettre à l'eau usée de percoler librement et à l'air de circuler par ventilation naturelle. Lorsque le biofilm devient trop épais, il se détache par lui-même et s'écoule avec l'effluent.

1.1.2 Biofiltration aérobie

Faisant partie des procédés à cultures fixées, la biofiltration aérobie se distingue essentiellement par les éléments suivants: la biomasse est fixée sur un support granulaire fin. Le diamètre du médium granulaire, qui sert à la fois de support et de lit filtrant, se situe aux environs de 2 à 6 mm, et la surface spécifique, très élevée, peut atteindre $1700 \text{ m}^2/\text{m}^3$. L'eau est littéralement filtrée à travers le lit et entre en contact avec la biomasse fixée. Le biofilm ne se détache pas par lui-même: ce type de procédé nécessite un arrêt de la biofiltration pour effectuer un lavage hydropneumatique du médium filtrant.

Dans leur historique de la biofiltration aérobie pour le traitement d'effluents urbains, Meunier et Grenier (1986) distinguent la biofiltration de 1^{ère} et de 2^e génération. Cette distinction se fait au niveau du mode d'oxygénation, indispensable au développement de la biomasse aérobie; ce mode d'oxygénation a des conséquences sur le degré de pollution admis dans les unités de traitement. La biofiltration de 1^{ère} génération est une biofiltration à oxygénation séparée, c'est-à-dire que l'oxygénation de l'eau à traiter se fait en amont du filtre: la capacité d'élimination de la pollution carbonée est alors limitée par le taux d'oxygène injecté dans l'eau brute. La biofiltration de 2^e génération est une biofiltration à oxygénation interne, c'est-à-dire que l'oxygénation s'effectue par une aération directement dans le filtre. Cette innovation permet alors de traiter des effluents plus concentrés en pollution carbonée ou de nitrifier l'azote ammoniacal. La biofiltration est donc un procédé d'épuration qui peut être utilisé pour diverses applications tels le traitement secondaire et le traitement tertiaire des eaux usées domestiques. Cette dernière application vise l'affinage de la pollution carbonée et la nitrification (Payraudeau *et al.*, 1989; Dillon et Thomas, 1989). Le cadre d'utilisation étudié ici est celui d'un traitement secondaire, où l'eau brute a subi un traitement de décantation primaire avant de passer en biofiltration aérobie.

Au Québec, les trois principaux procédés de biofiltration sont les procédés suivants: Biofor, Biodrof et Biocarbonate. Les différences entre ces procédés se situent principalement au niveau des sens d'écoulement de l'air et de l'eau, ainsi qu'au niveau des dispositifs d'injection ou de soutirage d'air. Les figures 3,4 et 5 illustrent les schémas de principe de ces trois types de biofiltres.

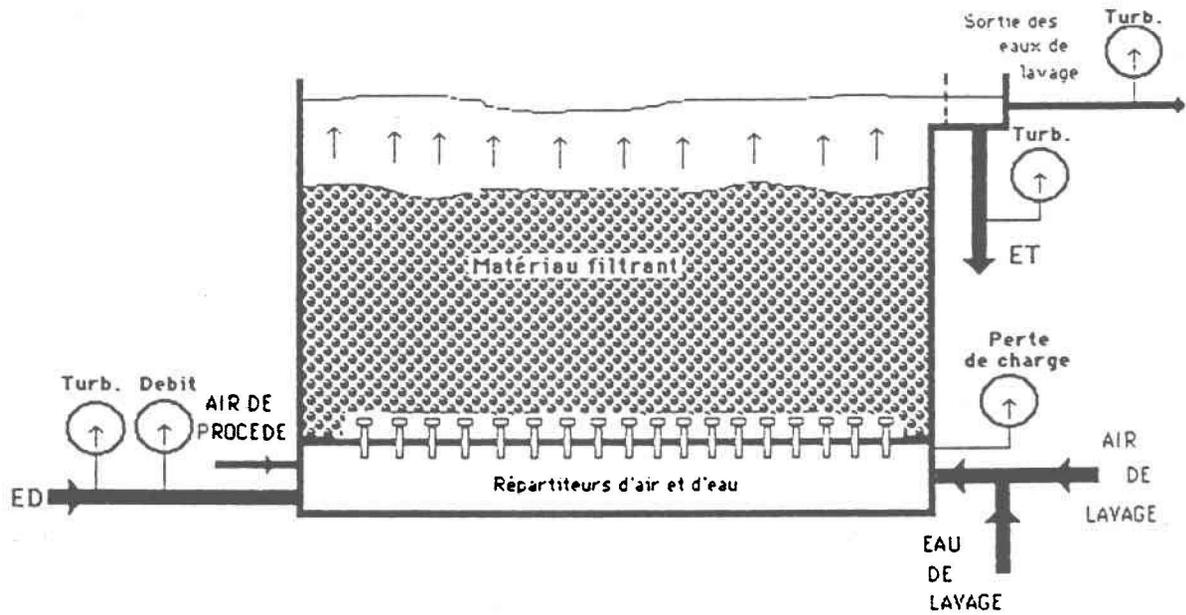


FIGURE 3: Schéma de principe du procédé Biofor (d'après Mécirin et al., 1989)

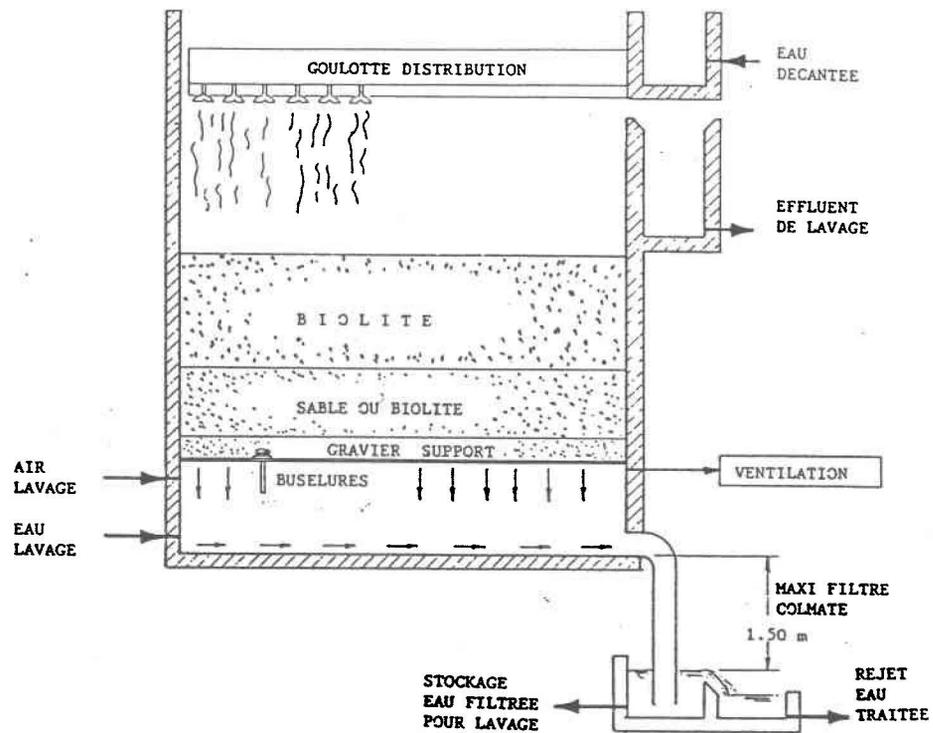


FIGURE 4: Schéma de principe du procédé Biodrof (d'après Meunier et Grenier, 1986)

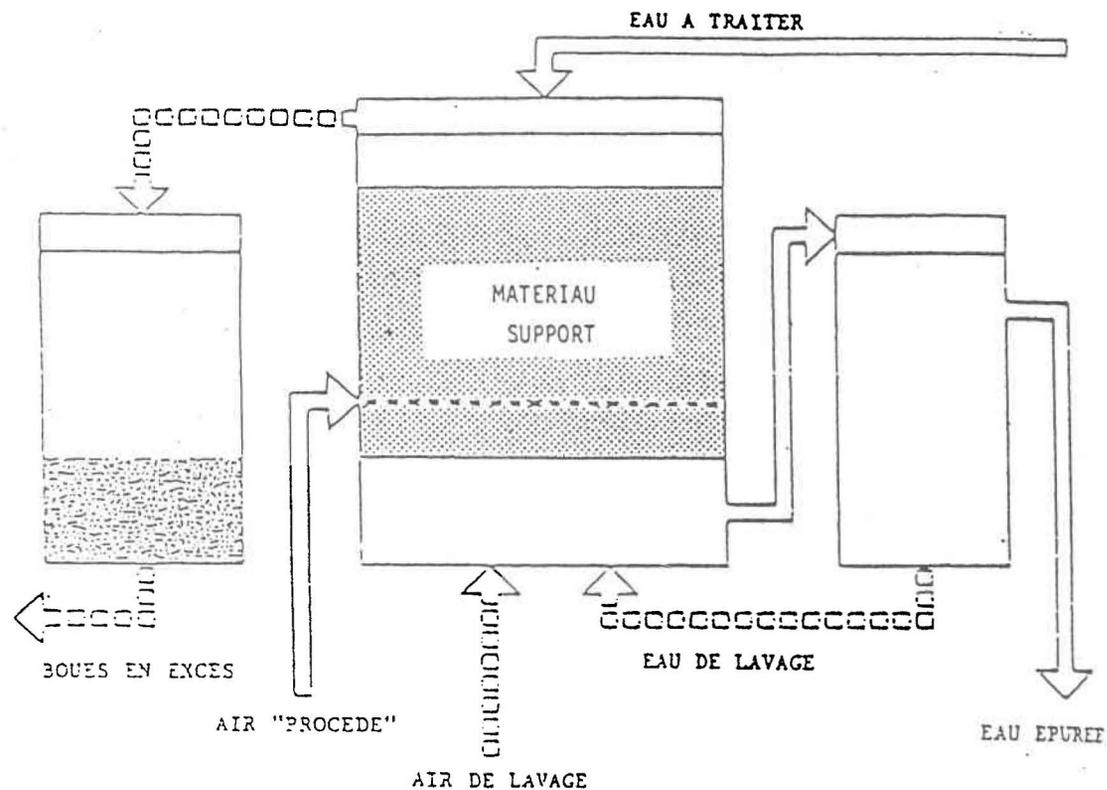


FIGURE 5: Schéma de principe du procédé Biocarbone (d'après Divet, 1984)

1.2 ASPECT FILTRATION GRANULAIRE

L'enlèvement de la pollution particulaire dans un biofiltre s'effectue par l'intermédiaire d'un matériau granulaire spécifique permettant la rétention des matières en suspension par un effet de filtration. C'est la fonction d'épuration "mécanique". La filtration granulaire a pour but premier d'enlever une partie des particules qui sont présentes dans l'eau: cette méthode est particulièrement répandue en traitement de l'eau potable (Hudson, 1981). Son utilisation pour le traitement des eaux usées s'est vue popularisée par différentes adaptations favorisant des applications diverses, la biofiltration étant parmi les plus récentes.

Le principe de base est simple: l'eau chargée en particules doit, par écoulement, traverser un médium filtrant qui se présente sous forme granulaire. Celui-ci, par différents mécanismes, retient une partie des particules dans ses pores pendant que l'eau le traverse (Degrémont, 1978). Au fur et à mesure que la matière particulaire est captée, le filtre se colmate. Au bout d'un certain temps, la matrice poreuse nécessite un

nettoyage: il y a arrêt de la filtration et lavage du médium filtrant par injection d'air et d'eau. Ce médium granulaire peut être de taille variée et un même filtre peut être composé de plusieurs couches de granulométries différentes (Kraft et Seyfried, 1989). En biofiltration, la granulométrie demeure spécifique aux différents biofiltres sur le marché et le diamètre des grains se situe entre 2 et 6 mm. Le type de matériau retenu est généralement un schiste expansé, parfois appelé biolite.

1.2.1 Écoulement en milieu granulaire

L'écoulement de l'eau en biofiltration est en mode gravitaire. Il peut être ascendant (procédé Biofor) ou descendant (procédé Biocarbone et Biodrof). Les biofiltres fonctionnent soit en milieu submergé avec une colonne d'eau (Biocarbone et Biofor), soit en milieu dit sec ou ruisselant (Biodrof). En biofiltration, l'écoulement de l'eau est accompagné d'une aération à l'intérieur du lit filtrant: l'écoulement de l'air est alors ou bien à contre-courant (Biocarbone), ou bien à co-courant (Biofor, Biodrof) de l'écoulement de l'eau. Les débits d'eau applicables par surfaces ou vitesses de biofiltration sont élevés, pouvant aller jusqu'à $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ de surface de l'unité de traitement, avec une vitesse moyenne d'environ $4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$. Selon les procédés, la hauteur du lit filtrant va de 1.5 m à environ 3 m. Conséquemment, les temps de rétention de l'eau dans les biofiltres sont particulièrement courts: en traitement secondaire, ils sont généralement plus faibles que 30 minutes (Ruffer et Rosenwinkel, 1984; Degrémont Infilco, 1984) alors qu'ils sont plus élevés en traitement tertiaire (Dillon et Thomas, 1989). Le temps de rétention est fonction du débit au biofiltre, mais varierait également au fur et à mesure que s'effectue la filtration: ce temps augmenterait avec le colmatage (Degrémont Infilco, 1984).

1.2.2 Enlèvement des matières particulaires

Les études consultées concernant la biofiltration ne mentionnent pas de façon explicite les mécanismes d'enlèvement des matières particulaires qui sont dominants en biofiltration. Différents mécanismes d'enlèvement des matières particulaires prennent place en filtration granulaire et la plupart de ces mécanismes sont mieux décrits pour le milieu submergé, et davantage documentés pour les applications en eau potable (Degrémont, 1978; O'Melia, 1985; Letterman, 1987).

Trois mécanismes limiteraient la migration des particules dans un milieu poreux (McDowell-Boyer *et al.*, 1986). Leur appellation est basée sur la morphologie du dépôt des particules enlevées par filtration; alors que les mécanismes de filtration en surface sont divisés selon la terminologie suivante: "en gâteau" et "par coincement", les mécanismes de filtration en profondeur conservent la terminologie "en profondeur" (figure 6).

Ces mécanismes sont gouvernés principalement par la taille des particules contenues dans l'eau et par la taille du médium filtrant et des pores. Ces mécanismes entraînent une morphologie différente quant au dépôt, et de ce fait, ont des effets variables sur la quantité de particules potentiellement captées, sur la perméabilité du milieu, et conséquemment, sur les pertes de charge induites.

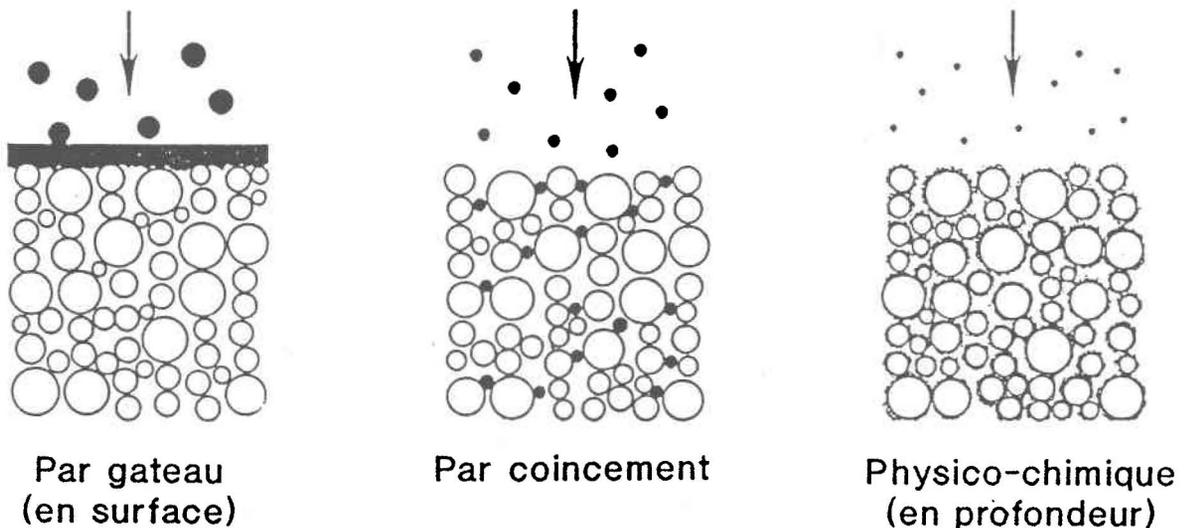


FIGURE 6: Les trois mécanismes de filtration (d'après McDowell-Boyer *et al.*, 1986)

Afin de les différencier, ces trois mécanismes sont brièvement discutés ci-après.

- Par gâteau:

Un gâteau ou une croûte ("filter cake" ou "surface mat") se forme à la surface du lit, et la pénétration des particules dans le lit n'a pas lieu. Ce mécanisme prévaut pour les particules ou agrégats de tailles comparables ou supérieures à la taille des grains du médium filtrant. Par contre, des particules plus petites que la taille des pores peuvent aussi être enlevées par ce mécanisme. Ce dernier cas survient: 1) soit en présence d'un flux de particules élevé: à des concentrations élevées, il est possible pour plusieurs petites particules d'arriver simultanément à une ouverture et ainsi la

bloquer par colmatage; 2) soit par un effet d'obstruction: les particules antérieurement déposées à la surface du médium peuvent obstruer les pores existantes (Montgomery, 1985).

- Par coincement ("straining"):

Les particules restent mécaniquement coincées dans les espaces poreux de faibles dimensions. Cet effet de "coincement" s'effectue souvent à proximité de la surface du médium filtrant et restreint les ouvertures, obligeant des particules (ou des agrégats) de faibles dimensions à rester retenues et à former une croûte. Ce mécanisme prévaut pour les particules suffisamment petites pour entrer dans le médium filtrant.

- Par enlèvement en profondeur:

Les particules très petites par rapport aux dimensions des grains du filtre circulent dans celui-ci et sont enlevées de la solution par des forces physiques et chimiques à la surface des grains, ceci sur une grande profondeur dans le filtre. Le dépôt est contrôlé par la force hydrodynamique du fluide et par la force de cohésion du "floc" présent dans le dépôt. Il semble que ce mécanisme de filtration en profondeur soit celui qui ait été le plus étudié et le plus modélisé. Ceci provient du fait qu'il s'agit du mécanisme préconisé en filtration de l'eau potable. Les processus par lesquels les particules en suspension sont "captées" à l'intérieur du filtre sont complexes: ils sont influencés par les caractéristiques physiques et chimiques des particules et du médium filtrant, par le taux de filtration, par les caractéristiques chimiques de l'eau et par les modes d'opération du filtre (Amirtharajah, 1988).

Amirtharajah (1988) cite deux approches de modélisation différentes pour aborder ces processus d'enlèvement. La première est l'approche **trajectoire**, qui prend en compte le trajet de la particule, le transport, la fixation, le décrochage. La seconde est l'approche **phénoménologique**, qui est une approche macroscopique de bilan de masse, de cinétique d'enlèvement et de relation entre, d'une part le dépôt et la perméabilité, et d'autre part entre la perméabilité et la perte de charge. Les considérations qui suivent ont pour but d'apporter quelques détails sur chacune de ces deux approches, précisant ainsi certains concepts théoriques.

- Approche trajectoire:

Le principe de cette approche est de considérer le milieu granulaire comme un ensemble de "collecteurs" et de déterminer l'étendue du dépôt de particules sur ces collecteurs, au fur et à mesure que l'écoulement s'effectue (Yao *et al.*, 1971). Généralement, les particules doivent dévier des lignes de courant et se diriger vers les surfaces de "collecte" pour être captées. Cette déviation est effectuée grâce à des mécanismes de transport, lesquels sont induits soit par des forces gravitationnelles, des gradients de concentration ou des effets d'inertie. Lorsque la particule s'est approchée suffisamment de la surface "d'adsorption", les forces de surface entrent en jeu et des mécanismes de fixation de la particule peuvent avoir lieu si les interactions physico-chimiques sont favorables. Des forces chimiques (ex.: électrostatiques) ou hydrodynamiques prenant place entre la particule et le médium peuvent favoriser ou empêcher la fixation. La particule, une fois fixée, peut également subir un phénomène de décrochage: les mécanismes de décrochage peuvent impliquer différentes causes dont l'augmentation des forces de cisaillement hydrodynamique ou des changements de composition chimique de la solution. Au fur et à mesure que les particules sont captées par les grains, elles s'accumulent selon différentes configurations géométriques. Si le taux de filtration demeure constant, la vitesse à l'intérieur de l'espace poreux va augmenter avec le colmatage et ceci aura pour effet d'augmenter les forces de cisaillement hydrodynamique qui agissent sur le matériel déposé. Lorsque ces forces atteindront la grandeur des forces d'adhésion qui maintiennent les particules fixées, celles-ci se détacheront et la matière particulaire captée dans le filtre pourra être réentraînée par le fluide (Amirtharajah, 1988; Montgomery, 1985). Ce phénomène est également responsable de la crevaison du filtre ("breakthrough") cité en filtration d'eau potable lorsque la perte de charge a atteint son niveau maximum. Il ne semble pas y avoir de modèle détaillé de "décrochage", bien que certains auteurs (voir Adin et Rebhun, 1977) aient incorporé un terme de détachement dans leur description cinétique de la capture de particules (Montgomery, 1985). Une des faiblesses de l'analyse de type trajectoire réside dans le fait qu'elle ne décrit pas l'évolution de l'efficacité de rétention des particules dans un milieu lorsque celui-ci se colmate progressivement (Amirtharajah, 1988).

- Approche phénoménologique:

Cette approche de la filtration résulte des tentatives effectuées pour décrire les changements de concentration ou de masse de particules dans l'effluent filtré, au fur et à mesure que s'effectue l'enlèvement des particules dans le filtre. Cette approche

conjugue une équation de bilan de masse, une équation de cinétique d'enlèvement, et une relation générale qui lie la perméabilité (porosité) à l'accumulation de solides (Ives, 1982; Adin et Rebhun, 1977; Horner et al., 1986). C'est une approche macroscopique et les différents paramètres nécessaires à la modélisation doivent être déterminés par l'utilisation de montages pilotes pour une eau et un système de filtration spécifiques. La grande faiblesse de cette approche réside dans son manque de généralité pour des besoins de prédiction applicables à différentes combinaisons eau-procédé de filtration. Elle ne fournit pas non plus une compréhension fondamentale des mécanismes de dépôt (Amirtharajah, 1988).

1.2.3 Évolution temporelle des pertes de charge

Dû à l'écoulement en milieu granulaire et à l'accumulation de matière à l'intérieur du lit filtrant, une perte d'énergie se manifeste, c'est-à-dire une difficulté de plus en plus grande pour le ou les fluides à traverser le milieu filtrant (Montgomery, 1985). Cette résistance du milieu granulaire à l'écoulement est généralement traduite par le paramètre de perte de charge (une perte de pression), laquelle est exprimée en hauteur de colonne d'eau équivalente (cm C.E.). Pour les biofiltres submergés, Biofor ou Biocarbone, cette perte de charge à travers le lit filtrant est une mesure hydrostatique, alors que pour les biofiltres ruisselants, Biodrof, cette perte de charge représente une dépression sous le filtre, c'est-à-dire une résistance à l'aspiration d'air à travers l'épaisseur du médium filtrant.

En milieu poreux submergé et propre, les pertes de charge vont dépendre de nombreux paramètres du système incluant la fraction de volume des vides, la forme et la rugosité des grains, la taille et la distribution granulométrique du médium, la configuration du filtre et le type d'écoulement (Montgomery, 1985). Ainsi, une variété de modèles ont été développés pour la prédiction de la perte de charge à travers un médium poreux propre comme étant fonction de ces paramètres physiques. Toutes ces équations démontrent que la perte de charge est extrêmement sensible à la fraction du volume des vides ou porosité. Ces modèles, sujets à des simplifications et généralement basés sur des observations empiriques, fournissent une estimation raisonnablement juste de la perte de charge à travers un filtre aux étapes initiales de la filtration (Montgomery, 1985; Metcalf et Eddy, 1979).

Par contre, selon McDowell-Boyer et al. (1986), au fur et à mesure que les particules s'accumulent dans le médium, les modèles disponibles deviennent moins prédictifs à

cause de la relation entre la rétention des particules et la diminution de la perméabilité. La plupart des expressions mathématiques qui ont été dérivées pour prédire la perte de charge dans un filtre au fur et à mesure que celui-ci se colmate, sont effectives pour un écoulement à travers un milieu poreux propre. Ces équations diffèrent pourtant entre elles, suite aux nombreuses hypothèses simplificatrices émises en regard du phénomène de filtration: des hypothèses concernant le mode de dépôt des particules dans la matrice poreuse, et des hypothèses basées sur les connaissances insuffisantes des changements qui surviennent dans la forme et la tortuosité des pores pendant la filtration (Sakthivadivel et al., 1972).

Ainsi, la plupart de ces équations deviennent inutilisables ou, dans le meilleur des cas, extrêmement difficiles à utiliser, suite à la difficulté et à la complexité de l'approche consistant à évaluer la porosité efficace pour différents niveaux de colmatage (Metcalf et Eddy, 1979).

En milieu colmaté et à mesure que le matériel particulaire s'accumule dans le médium filtrant, l'espace interstitiel va diminuer (Montgomery, 1985). Montgomery (1985), citant Ives (1982), propose que l'augmentation de la perte de charge due à l'accumulation de solides dans les pores soit approximée par une série infinie du type:

$$\frac{dH}{dH_0} = 1 + \gamma_1 * \sigma + \gamma_2 * \sigma^2 + \dots$$

où:

dH : augmentation de la perte de charge en milieu colmaté,

dH_0 : perte de charge à travers le médium propre au temps $t=0$,

σ : dépôt spécifique (masse captée/volume de médium du lit filtrant),

γ_i : constantes empiriques en unités de volume/masse.

Metcalf et Eddy (1979) proposent également une équation similaire où la somme des pertes de charge partielles sur des couches superposées du milieu filtrant fournit la perte de charge totale sur l'entière hauteur du lit:

$$H_t = H_0 + \sum_{i=1}^n (h_i)_t$$

où:

- H_t : perte de charge totale au temps t,
- H_0 : perte de charge initiale au passage de l'eau propre,
- $(h_i)_t$: perte de charge dans la couche i du filtre, au temps t,

et où:

$$(h_i)_t = a * [(\sigma_i)_t]^b$$

où:

- $(\sigma_i)_t$: la quantité de matériel déposée dans la couche i, au temps t (masse captée/volume de médium)
- a et b: constantes.

Sous un flux de solides relativement élevé, la formation d'une croûte de surface peut survenir même si la taille des particules est considérablement plus faible que la taille des ouvertures (voir O'Melia et Ali, 1978). Sous ces conditions, il est possible que la perte de charge augmente dramatiquement puisque le fluide devra traverser une nouvelle couche (plus ou moins mince) formée de ces particules plus petites que la taille des grains du médium d'origine. Il a été démontré par différents auteurs que l'évolution de la perte de charge peut alors être traduite par une exponentielle croissante en fonction du temps de filtration (Montgomery, 1985). Ce dernier cite Ives (1982):

$$H_s = K_1^{(K_2 * t)}$$

où:

- H_s : perte de charge due à l'enlèvement "en croûte",
- K_1 et K_2 : constantes.

Il semble donc que la morphologie du dépôt de masse solide collectée dans le filtre ait un impact très important sur l'évolution de la perte de charge. Cet impact est fonction du type de solide, de la densité et du degré de compacité des particules solides dans le milieu poreux (Montgomery, 1985).

1.2.4 Nettoyage du médium filtrant

Suite à l'encrassement du filtre occasionné par l'accumulation de matière, le processus de filtration doit être temporairement arrêté pour procéder à un lavage du médium filtrant et ainsi enlever du réacteur l'excédent de boue (Fuchu et Nakamura, 1988). Ce lavage s'effectue selon des consignes d'opération basées soit sur une durée prédéterminée de filtration, soit sur une perte de charge seuil (Dillon et Thomas, 1989), soit (pour certains types de filtres) sur la qualité désirée de l'effluent. En biofiltration, le lavage doit être suffisant pour déloger la matière accumulée tout en conservant un minimum de biofilm sur les grains, ceci afin de maintenir le processus d'épuration biologique dès le redémarrage du biofiltre. Ces lavages s'effectuent par l'envoi de débits d'eau et d'air (hydropneumatique) généralement pompés de bas en haut du filtre ("backwash"). La fréquence de ces lavages est variable et l'intervalle de temps entre les lavages peut varier de quelques heures à quelques jours. Certains procédés de biofiltration nécessitent également des brassages intermédiaires à l'air entre les lavages afin d'abaisser la perte de charge.

1.3 INFLUENCE RÉCIPROQUE DES ASPECTS ÉPURATION BIOLOGIQUE ET FILTRATION GRANULAIRE

La combinaison de ces deux procédés, filtre granulaire et épuration sur culture fixée, permet d'obtenir un procédé de biofiltration. Bien que cette étude porte sur l'enlèvement des particules par filtration granulaire, il faut garder à l'esprit que ces deux processus d'épuration ne sont pas indépendants et subissent des interactions réciproques. Selon Partos *et al.* (1985), la rétention de la matière particulaire serait due en grande partie à des interactions physico-chimiques, bien qu'une fraction de la matière particulaire soit susceptible d'être dégradée par voie biologique. En biofiltration, la croissance du film biologique sur le matériau support influence probablement le rôle filtrant du matériel et ainsi l'enlèvement des particules. Selon Sarner (1986), l'étude des interactions entre les particules et la matière organique dissoute, dans les procédés à culture fixée, a été négligée. Par ailleurs et d'après Bouwer (1987), les particules solides peuvent fortement influencer les biofilms et la performance des réacteurs mais, selon lui, la compréhension actuelle de ce phénomène est limitée. Pour les lits bactériens, il existe de fortes indications que l'enlèvement des particules interagit avec l'enlèvement des matières organiques dissoutes, et que la rétention de particules à la surface du biofilm diminue le taux d'enlèvement des matières organiques dissoutes (Sarner, 1986).

1.4 ÉTAT DES CONNAISSANCES EN BIOFILTRATION

L'enlèvement des matières en suspension (MES) et l'évolution de la perte de charge en biofiltration sont théoriquement influencés par un certain nombre de facteurs. Cette section présente, dans un premier temps, une série de termes et leurs définitions. Dans un deuxième temps, on y présente l'état des connaissances concernant ces facteurs et leur influence face aux deux mécanismes étudiés. Elle repose principalement sur des études spécifiques à la biofiltration aérobie.

1.4.1 Définitions et éléments d'information

- Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont définies comme étant les particules qui sont retenues sur un filtre 934 AH, de porosité 1.5 μm (APHA *et al.*, 1989). Ce terme est en opposition avec celui de pollution soluble. En effet, la distinction entre pollution soluble et pollution particulaire tient à la définition de la taille des particules. Généralement, les MES sont exprimées en terme de concentration (mg/L): il s'agit de la masse de matière sèche retrouvée dans un litre d'échantillon.

- Taux d'enlèvement (T.E.) des MES

Le taux d'enlèvement des MES à travers un biofiltre est défini comme suit:

$$\text{T.E. (\%)} = \frac{[\text{AB}]_t - [\text{EB}]_t}{[\text{AB}]_t} * 100$$

où:

[AB]: concentration de MES à l'affluent du biofiltre (mg/L),

[EB]: concentration de MES à l'effluent du biofiltre (mg/L),

t: indice de temps.

C'est le critère de rendement de procédé adopté par la plupart des études en biofiltration. Le taux d'enlèvement des MES est donc défini par rapport à la concentration

à l'affluent, et il importe de distinguer ce critère de rendement de celui de la concentration à l'effluent (comparaison avec une norme de rejet).

Les MES contenues dans les eaux usées domestiques ont un impact reconnu sur le milieu récepteur. En plus d'occasionner de la turbidité et un envasement dans le milieu physique, elles sont les vecteurs de transport de nombreux polluants organiques, bactériologiques, et inorganiques tels les métaux lourds. La concentration en MES dans l'eau usée est donc un paramètre particulièrement représentatif de l'état de cette eau et demeure un paramètre intégrateur de pollutions de nature et d'origine diverses. La détermination des concentrations en MES, avant et après traitement, permet une mesure de la performance du procédé en terme d'enlèvement des MES, et permet de connaître l'état de fonctionnement général du procédé. En biofiltration, cette prédiction du taux d'enlèvement des MES et/ou de la concentration en MES à l'effluent ne semble pas avoir fait l'objet de modélisation conceptuelle. Par contre, des études de performance sur des procédés de biofiltration ont permis d'obtenir plusieurs informations quant aux facteurs potentiellement influents sur le taux d'enlèvement des MES.

- Perte de charge

En biofiltration, la notion de perte de charge est notamment liée au type de procédé et elle représente une résistance au passage des fluides (voir section 1.2.3). La valeur de cette perte de charge est en centimètres de colonne d'eau (cm C.E.) et a deux significations différentes, selon qu'elle est mesurée pendant la filtration normale, ou suite à un décolmatage à l'air du biofiltre.

Afin d'avoir une idée plus précise de cette notion de perte de charge, deux schémas de principe représentant la perte de charge en équivalent de colonne d'eau sont présentés ici. En milieu submergé, la notion de perte de charge est davantage connue et la figure 7 fait objet de rappel.

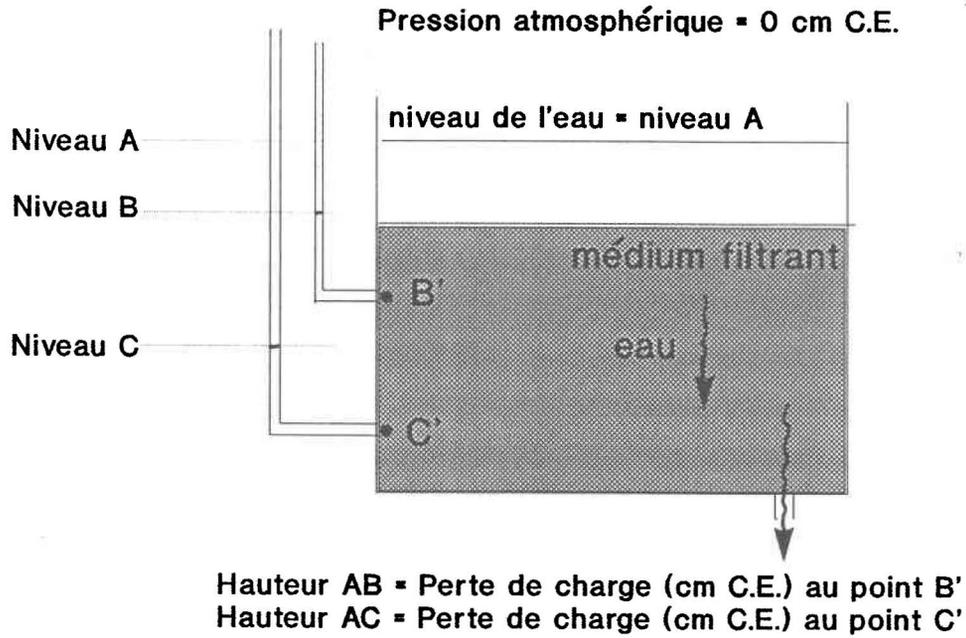


FIGURE 7: Illustration de la perte de charge en milieu submergé

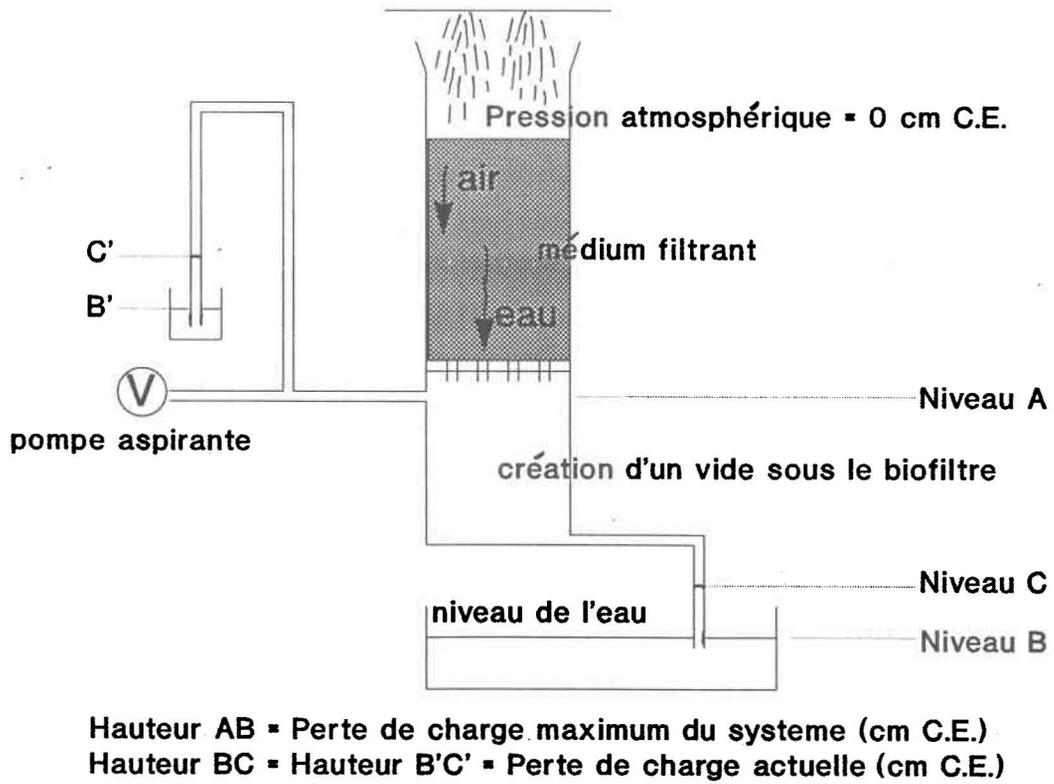


FIGURE 8: Illustration de la perte de charge en milieu dit sec

En milieu dit sec, ou ruisselant, la figure 8 illustre la dépression qui se crée (vide) sous le filtre, suite à l'aspiration d'air atmosphérique à travers le lit filtrant. Les colonnes d'eau ajoutées au schéma de Degrémont Inc. (1984) ont pour but d'amener une illustration physique au phénomène. La différence entre les niveaux A et B définit la perte de charge maximum acceptable dans le système. Quand le niveau en B approche celui en A, la filtration est arrêtée pour éviter l'introduction d'eau dans le circuit d'air (Degrémont Inc., 1984).

Lorsque les biofiltres sont opérés selon des consignes de pertes de charge, l'évolution de la perte de charge régit la durée du cycle de biofiltration. En effet, la valeur de ces pertes de charge commande des opérations de lavage du biofiltre ou de décolmatage à l'air, lorsqu'elles atteignent une valeur seuil (PCRB, 1989). La connaissance de l'évolution de ces pertes de charge peut aider à prévoir d'une part la durée du cycle de filtration (et donc la fréquence des lavages), et d'autre part le moment de la mise hors-circuit des biofiltres nécessitant un lavage et, conséquemment, le moment de surcharge sur les autres biofiltres. Bien que les fournisseurs de procédés garantissent des cycles de filtration d'une durée moyenne, par exemple, de 36 ou de 48 heures, il faut savoir que la durée des cycles peut être très variable (Meunier et Grenier, 1986 ; Ruffer et Rosenwinkel, 1984) et que, dans des conditions critiques d'opération, la durée moyenne n'a que peu de signification.

Or, cette prédiction des pertes de charge demeure assez problématique. En biofiltration et à l'exception des travaux de Ouellet (1991), les modèles décrivant l'évolution de la perte de charge en cours de filtration sont pour ainsi dire inexistantes. Les études disponibles sur les procédés de biofiltration, bien qu'elles n'aient pas été établies dans le but d'élaborer un modèle de prédiction des pertes de charge, font toutefois mention d'un certain nombre d'observations intéressantes.

Ainsi, de nombreuses variables vont influencer l'enlèvement des MES et l'évolution des pertes de charge. La figure 9 permet de visualiser ces variables et de les situer dans une des catégories suivantes:

- 1) Les caractéristiques qualitatives de l'affluent du biofiltre.
- 2) Les contextes hydrauliques.
- 3) L'état du biofiltre.
- 4) La configuration physique du biofiltre.

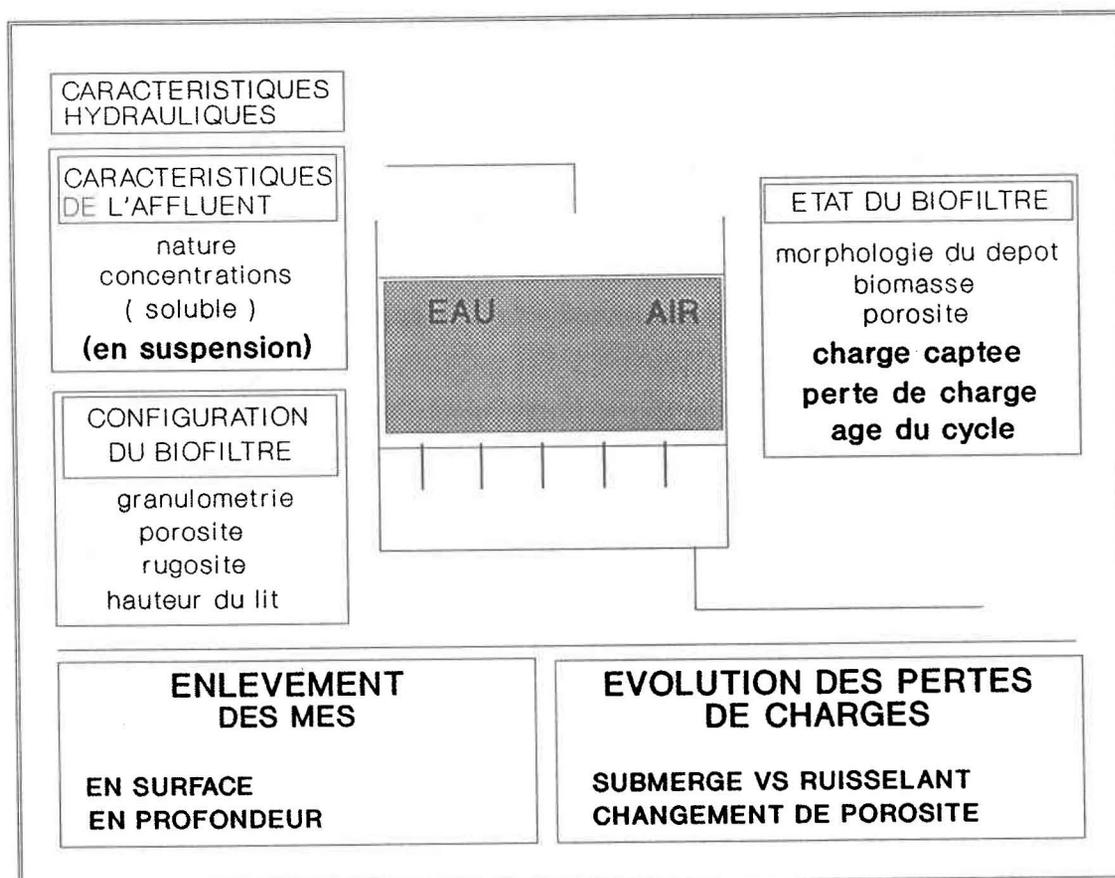


FIGURE 9: Variables potentiellement influentes sur les biofiltres

1) CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT

- Nature des particules:

La nature des particules présentes dans l'affluent est particulièrement difficile à caractériser et dépend à la fois de la provenance des eaux usées à traiter ainsi que des traitements préalables à la biofiltration. Cette nature des particules peut être définie selon la distribution de la taille des particules (Levine *et al.*, 1985), la forme de ces particules, la force de cohésion du floc et les charges électrostatiques (Metcalf et Eddy, 1979).

- Concentration en MES à l'affluent [AB]:

La concentration en MES à l'affluent du biofiltre est déterminée par analyse en laboratoire d'un échantillon de l'affluent, et est exprimée en mg/L (APHA *et al.*, 1989).

- Concentration en pollution soluble à l'affluent [soluble]:
La concentration en pollution soluble à l'affluent du biofiltre peut être caractérisée par différentes méthodes d'analyse déterminant des paramètres tels la demande chimique en oxygène (DCO), ou la demande biochimique en oxygène (DBO), et est exprimée en mg/L (APHA et al., 1989).

2) CONTEXTES HYDRAULIQUES

- Débit au décanteur ($Q_{\text{déc}}$):
La décantation est le procédé qui précède la biofiltration. La quantité d'eau qui transite au décanteur par unité de temps peut être exprimée en terme de débit (m^3/h), ou en terme de charge superficielle: m^3 d'eau par m^2 de surface de décanteur par heure (m/h). Il est reconnu que le rendement des décanteurs est fonction de la charge superficielle. Ce rendement du décanteur affecte les caractéristiques qualitatives de l'affluent du biofiltre.
- Débit au biofiltre (Q_{biof}):
La quantité d'eau admise par unité de temps au biofiltre peut être exprimée en terme de débit (m^3/h), ou en terme de vitesse de filtration: m^3 d'eau par m^2 de surface de filtration par heure ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$, ou parfois m/h .)
- Taux d'application (T.A.) ou charge appliquée en MES:
La quantité en MES appliquée sur le biofiltre est nécessairement fonction de deux variables, soient le débit au biofiltre (Q_{biof}) et la concentration en MES à l'affluent ($[AB]$) multipliées l'une par l'autre. Le taux d'application est alors exprimé selon le volume ou la surface de médium filtrant pour un intervalle de temps: kg de MES/ $\text{m}^3\text{-h}$, ou kg de MES/ $\text{m}^2\text{-h}$.

3) ÉTAT DU BIOFILTRE

L'état du biofiltre change constamment au cours de l'évolution du cycle de biofiltration.

- Age du cycle de biofiltration:
C'est la durée totale (h) de fonctionnement du biofiltre depuis le dernier lavage.

- Perte de charge:
Comme expliqué précédemment, la valeur de la perte de charge est exprimée en cm C.E.
- Charge captée en MES (C.C.):
La charge captée en MES dans le biofiltre sur un intervalle de temps (dt) est définie par le volume d'eau biofiltrée pendant cet intervalle de temps multiplié par la différence des concentrations moyennes en MES avant et après la biofiltration: $([AB]_{\text{moyenne sur dt}} - [EB]_{\text{moyenne sur dt}})$. Cette charge captée en MES est alors exprimée selon le volume ou la surface de médium filtrant: kg de MES/m³, ou kg de MES/m², sur l'intervalle de temps.

 $(\text{Volume d'eau biofiltrée})_{dt} * ([AB]_{dt} - [EB]_{dt}) = \text{charge captée sur dt}$
- Charge fixée en terme de boue:
Des bilans de masse réalisés sur les eaux de lavage des biofiltres permettent d'établir la charge fixée dans le biofiltre durant le cycle de filtration, et libérée lors du lavage. Cette charge provient à la fois de la rétention des MES et du développement de biomasse suite à l'enlèvement de la pollution soluble. Elle est parfois exprimée en kg de DBO₅ par volume ou par surface de médium filtrant, par cycle de filtration (PCRB, 1986).

4) CONFIGURATION PHYSIQUE DU BIOFILTRE

Les caractéristiques physiques des biofiltres sont déterminées lors de la conception. Elles sont nombreuses et comportent entre autres le type de médium filtrant (rugosité, taille, distribution granulométrique, porosité); l'épaisseur du milieu filtrant (en une ou plusieurs couches); le type d'écoulement (submergé versus ruisselant); le type d'aération, etc.. L'objet de ce travail ne s'inscrivant pas dans un contexte d'optimisation de la conception, seulement quelques aspects de base sont ici soulignés brièvement, mais ne seront pas repris systématiquement par la suite. En ce qui concerne le médium filtrant, le choix est nécessairement un compromis entre des grains de petite taille qui permettent un meilleur enlèvement des MES mais qui commandent une évolution plus rapide de la perte de charge, et des grains de grande taille qui, tout en n'imposant pas des pertes de charge élevées, n'effectueront qu'un enlèvement partiel des MES.

1.4.2 Enlèvement des matières en suspension (MES)

Cette section, basée sur des études de biofiltration, reprend les différents facteurs et leur influence respective sur l'enlèvement des MES.

1) CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT

- Nature:

La nature de la matière particulaire des eaux à traiter (dimension, composition) est parmi les trois principales variables à considérer lors de la conception des filtres, les deux autres étant la taille du médium filtrant et la vitesse ou taux de filtration (Metcalf et Eddy, 1979). En effet, les caractéristiques de l'affluent peuvent régir les mécanismes responsables de l'enlèvement de la matière particulaire (Metcalf et Eddy, 1979; Task Committee on Design of WasteWater Filtration Facilities, 1986). Certains types de particules sont mieux filtrés que d'autres. Ainsi, les particules plus grosses subissent généralement un meilleur enlèvement (Levine *et al.*, 1985). Sur un biofiltre de type Biodrof, les résultats de l'étude pilote du PCRb (1986) laissent plutôt croire en une augmentation de l'efficacité d'enlèvement des matières en suspension en période de pluie (Ouellet, 1991). Ceci pourrait être dû à un changement dans la nature des particules présentes dans l'eau usée lors d'une période de pluie.

- Concentration en MES:

La majorité des études en biofiltration admettent une relation entre la concentration en MES à l'affluent et celle à l'effluent. Lorsque cette relation est linéaire, elle suggère que l'efficacité d'enlèvement des MES n'est pas fonction de la concentration en MES à l'affluent ([AB]). Ainsi, pour les biofiltres submergés, l'étude de Lab-Teq (1990) effectuée sur procédé Biofor propose des droites positives pour la relation entre la concentration en MES à l'effluent et celle à l'affluent, à différentes vitesses de filtration. Quant au taux d'enlèvement des MES, il ne semble pas fonction de la concentration à l'affluent. Ainsi, le procédé Biodrof soutiendrait de bons rendements pour des concentrations à l'affluent allant jusqu'à 200 mg/L, occasionnant cependant des cycles de filtration plus courts (PCRb, 1989). En ce sens, l'étude du PCRb (1986) affirme qu'une plus ou moins grande concentration en MES à l'affluent du biofiltre Biodrof n'affecte pas le taux d'enlèvement des MES. Mentionnons toutefois les observations de Gendron Lefebvre (1986) selon lesquelles une augmentation de l'efficacité d'enlèvement des MES est observée en fonction de l'augmentation de la concentration à l'affluent, ceci pour une charge

appliquée de 1.3 kg MES/m³ · j. Par contre, toujours selon cette étude, et pour une charge appliquée de 3.2 à 3.4 kg MES/m³ · j, l'efficacité de l'enlèvement ne semble pas être influencée par la concentration à l'affluent.

- Concentration en pollution soluble:

Théoriquement, la croissance de la biomasse à l'intérieur du filtre réduit le volume des pores et peut augmenter l'enlèvement des particules par différents mécanismes (Metcalf et Eddy, 1979; Task Committee on Design of WasteWater Filtration Facilities, 1986). Cette croissance de la biomasse est fonction de divers facteurs dont le temps de rétention, la température et la concentration en pollution soluble à l'affluent.

La comparaison, effectuée par Gendron Lefebvre (1986), des rendements épuratoires obtenus lors de la biofiltration (par procédé Biodrof) d'un affluent avec et sans ajout de pollution soluble sous forme de lait, démontre peu de variations pour l'efficacité d'enlèvement des MES.

2) CONTEXTES HYDRAULIQUES

- Débit au décanteur ou charge superficielle:

Le débit au décanteur est parfois mentionné comme une variable pouvant influencer le taux d'enlèvement des MES. Ainsi, Ouellet (1991) constate, pour les périodes de temps sec et pour un débit constant sur biofiltre de type Biodrof, qu'une augmentation du débit au décanteur permet une augmentation de l'efficacité de la filtration en terme d'enlèvement des MES.

- Débit au biofiltre ou vitesse de biofiltration:

Tous les auteurs s'accordent pour mentionner que le taux de filtration influence significativement l'efficacité d'enlèvement des MES (Metcalf et Eddy, 1979; PCRB, 1986; Gendron Lefebvre, 1986; Ouellet, 1991; Meunier et Grenier, 1986). De façon générale, un meilleur taux d'enlèvement des MES est obtenu lorsque le filtre est opéré à son plus bas taux de filtration (Task Committee on Design of WasteWater Filtration Facilities, 1986), alors qu'à des taux de filtration élevés, de l'ordre de 3.75 m/h et plus, (Somiya et al., 1986) la matière particulaire peut être lessivée à travers le biofiltre.

Des résultats obtenus sur biofiltre ruisselant permettent de constater une diminution plus ou moins marquée du taux d'enlèvement des MES lorsque le débit admis au biofiltre augmente. Ainsi, les rendements épuratoires sur procédé Biodrof varient de 70 % à 90 % d'enlèvement des MES selon les débits au biofiltre (Meunier et Grenier, 1986). Selon l'étude du PCRB (1986), toujours pour le procédé Biodrof, et en termes d'enlèvement moyen, les pertes de rendements pour les MES sont de l'ordre de 5 % pour une augmentation de vitesse de filtration de 4 m/h à 8 m/h. De même, à l'exception des périodes pendant lesquelles il y a présence de boue d'alun dans l'affluent, et où il y a chute importante du rendement lorsque le débit augmente de 4 m/h à 6 m/h, une diminution graduelle de l'enlèvement des MES est généralement observée lorsque le débit augmente sur le procédé Biodrof (Gendron Lefebvre, 1986).

Pour des biofiltres submergés (ex.: Biofor, Biocarbone), l'augmentation de la vitesse de filtration va également diminuer le taux d'enlèvement des MES. Selon les résultats de Amar et al. (1984), les taux d'enlèvement sont plus faibles et la concentration à l'effluent est plus élevée (malgré des concentrations à l'affluent à peu près constantes) lorsque la vitesse de filtration augmente. De même, Lab-Teq (1990) propose des taux d'enlèvement plus faibles lorsque la vitesse de filtration est plus élevée. Partos et al. (1985) soulignent que lorsque la vitesse augmente, avec des concentrations dans l'eau brute de 80 mg/L, la qualité de l'effluent se dégrade très peu.

- Taux d'application ou charge appliquée en MES:

Les rendements épuratoires pour les solides seraient davantage influencés par la charge hydraulique (débit) que par de légères variations de la charge appliquée en MES (Gendron Lefebvre, 1986).

3) ÉTAT DU BIOFILTRE

- Perte de charge:

Selon ce qui est généralement admis en filtration de l'eau potable (Montgomery, 1985; Hudson, 1981), la concentration à l'effluent, de même que le taux d'enlèvement des MES, est fonction de la perte de charge à travers le filtre. La concentration à l'effluent s'améliore d'abord en cours de filtration, se stabilise, puis augmente lorsque la perte de charge dans le filtre devient trop élevée (Degrémont, 1978). Ce comportement est particulier aux filtres d'eau potable pour lesquels les mécanismes d'enlèvement sont intimement liés à la cohésion du floc d'aluminium et donc, sensibles au cisaillement hydrodynamique induit lorsque la taille des pores diminue.

En biofiltre submergé, certains phénomènes similaires à ceux observés pour les filtres d'eau potable sont mentionnés. Amar *et al.* (1984) décrivent la fin d'un cycle de biofiltration sur le procédé Biofor comme étant le moment où il y a dégradation de la qualité de l'effluent traité. Le rapport Lab-Teq (1990) mentionne le phénomène de "queue de lavage" et le décrit comme étant un mauvais enlèvement en début de cycle de biofiltration à prendre en considération en conditions normales. Il importe de distinguer d'une part, le phénomène de "queue de lavage" qui, selon Lab-Teq (1990), peut se prolonger jusqu'à quatre heures après le début d'un cycle, et d'autre part, un simple mauvais rinçage du biofiltre, lequel phénomène n'influencera l'effluent que quelques minutes.

Par contre, sur biofiltre de type ruisselant, l'évolution des pertes de charge n'influencerait pas l'efficacité de la filtration (Ouellet, 1991). De même, selon l'étude de Gendron Lefebvre (1986), les fluctuations de concentration en MES à l'effluent (mesurées sur des échantillons composés sur 6 heures) ne sont pas reliées à l'évolution de la dépression interne du filtre.

- Charge captée en MES:

Bien qu'en filtration d'eau potable le taux d'enlèvement des MES soit généralement reconnu comme étant fonction de la charge captée dans le filtre (Amirtharajah, 1988), ce fait ne semble pas évident en biofiltration. Ainsi, aucune étude sur biofiltre de type ruisselant ne mentionne une quelconque relation entre l'efficacité de l'enlèvement des MES et la masse de MES accumulée dans le médium filtrant. Seul l'effet de "queue de lavage," mentionné par les études sur biofiltres submergés (Lab-Teq, 1990) pourrait indiquer que pour atteindre un enlèvement adéquat, une certaine quantité de matière doit d'abord être captée dans le biofiltre.

- Age du cycle:

Selon l'étude du PCR (1986) le rendement épuratoire en terme d'enlèvement des MES et de la DBO₅ totale varie très peu entre le début et la fin de cycles de biofiltration de longue durée.

1.4.3 Évolution des pertes de charge

Rappelons que la durée des cycles de biofiltration est en relation étroite avec l'évolution des pertes de charge et, qu'ainsi, plusieurs observations réfèrent à cette durée des cycles plutôt qu'aux pertes de charge elles-mêmes.

1) CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT

- Nature:

La majorité des auteurs mentionnent que les pertes de charge évoluent différemment selon la nature des particules présentes dans les eaux usées. Ainsi, la nature colmatante du floc d'alun présent dans les eaux usées (ces boues d'alun issues de l'usine de filtration d'eau potable sont mélangées aux eaux usées domestiques) entraîne la réduction de la durée du cycle sur biofiltre ruisselant: des durées moyennes de 12.3 heures sont obtenues dans ce cas, comparativement à des durées moyennes de 48 heures en absence de boue d'alun, ceci pour des vitesses de filtration de $4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ (Gendron Lefebvre, 1986). Par ailleurs, bien que la différence de nature (taille, forme, densité) des particules présentes dans les eaux usées, issues d'une part d'un réseau unitaire lors d'un évènement pluvieux, et d'autre part du même réseau en temps sec, ne soit pas caractérisée systématiquement lors de l'étude du PCR (1986), les résultats obtenus sur biofiltre ruisselant lors de cette même étude permettent d'affirmer que la durée des cycles est plus courte en période pluvieuse (PCR, 1986), et que les taux d'augmentation des pertes de charge y sont plus élevés (Ouellet, 1991) comparativement à des conditions hydrauliques similaires en période de temps sec. Enfin, selon Ouellet (1991), une charge polluante telle que les matières flottantes, la présence d'huile, une arrivée massive de particules ou un déversement toxique occasionnent des taux d'augmentation des pertes de charge tous plus élevés qu'en période de temps sec sans ces contraintes.

- Concentration en MES:

L'influence de la concentration en MES à l'affluent sur l'évolution des pertes de charge semble reconnue par différentes études (PCR, 1986; Gendron Lefebvre, 1986). Le PCR (1986) mentionne qu'en principe, la durée des cycles de biofiltration est influencée par la qualité de l'affluent à traiter. Gendron Lefebvre (1986) signale que la durée est fonction de la charge des eaux usées. Cependant, aucune relation entre ces variables n'est proposée.

- Concentration en pollution soluble:

Selon Ouellet (1991) le processus d'enlèvement des substrats solubles a comme conséquence de provoquer l'encrassement du biofiltre de type ruisselant (par développement du biofilm) et une augmentation de la résistance à l'aspiration d'air. Toutefois, la proportion de l'encrassement du biofiltre occasionné par la seule pollution soluble ne semble pas connue.

2) CONTEXTES HYDRAULIQUES

- Débit au décanteur ou charge superficielle:

Sur biofiltre de type ruisselant, il s'avère qu'une augmentation du débit au décanteur diminue la durée du cycle de biofiltration (PCRB, 1986), et augmente les taux d'augmentation des pertes de charge en période de temps sec (Ouellet, 1991).

- Débit au biofiltre ou vitesse de filtration:

En biofiltration sur lit ruisselant, les auteurs s'accordent à dire que la perte de charge évolue différemment en fonction des charges hydrauliques (Gendron Lefebvre, 1986). La durée du cycle de biofiltration est fonction du taux de filtration (PCRB, 1986): elle serait de 12 à 72 heures selon les conditions de fonctionnement (Meunier et Grenier, 1986). L'étude de Gendron Lefebvre (1986) affirme que la durée des cycles diminue avec l'augmentation de la vitesse de filtration: la durée moyenne des cycles à vitesse constante de 4 m/h était de 48 heures et a diminué à 38 heures lorsque la vitesse est passée à 8 m/h. L'étude du PCRB (1986) obtient également une durée moyenne de 48 heures lorsque le taux de filtration est maintenu constant à 4 m/h.

- Taux d'application ou charge appliquée en MES:

Selon Ouellet (1991), la plupart des études sur biofiltre de type ruisselant mentionnent un lien étroit entre l'évolution des pertes de charge et les charges appliquées au biofiltre. D'après Gendron Lefebvre (1986), la durée des cycles de biofiltration diminue avec l'augmentation de la charge appliquée en MES, et cette diminution du cycle est importante à des charges élevées. L'étude du PCRB (1986) suggère une augmentation exponentielle de la perte de charge en fonction du temps, mais mentionne que ceci n'est pas toujours le cas en pratique puisque les variations de la charge appliquée en MES ont une plus grande influence sur l'évolution de la perte de charge.

3) ÉTAT DU BIOFILTRE

- Charge captée en MES:

En milieu submergé, au fur et à mesure que les solides sont enlevés et que le médium filtrant devient progressivement plus colmaté, le lit filtrant perd de son efficacité et restreint le passage de l'eau (Task Committee on Design of WasteWater Filtration Facilities, 1986). Ainsi, en filtration d'eau potable, Adin et Rebhun (1977) relie la masse

captée en MES dans le filtre à une conductivité hydraulique, laquelle conductivité est utilisée pour le calcul du gradient hydraulique à travers la couche filtrante.

En ce qui concerne les biofiltres de type ruisselant, il est légitime de croire que le dépôt de MES dans le biofiltre est à l'origine d'une partie du colmatage progressif du biofiltre et de la perte de charge ainsi induite. Si ce dépôt de MES domine le colmatage du médium filtrant, il serait possible de relier le dépôt de MES à la dépression interne. Toutefois, très peu d'études ont été menées dans le but précis de vérifier cette relation. Gendron Lefebvre (1986) mentionne que la capacité de stockage des MES par cycle dans un filtre est un paramètre déterminant de la durée de ce cycle. Selon les conclusions du PCRB (1986), il devient inutile d'effectuer des décolmatages supplémentaires lorsque le biofiltre a atteint sa capacité de rétention.

Suite à des analyses complémentaires sur les données recueillies par le PCRB en 1986, Ouellet (1991) propose une relation entre la charge captée en MES dans le biofiltre et les pertes de charge. En effet, pour un contexte d'opération qui prend en compte le débit au décanteur, le débit au biofiltre et les différentes perturbations possibles, il existerait une relation linéaire satisfaisante entre l'évolution des pertes de charge résiduelles (la perte de charge résiduelle étant celle qui est lue au vacuum après le décolmatage à l'air) et les MES captées dans le biofiltre (Ouellet, 1991).

$$H_{pcd} = P_{cd} * \text{charge fixée en MES}$$

où:

H_{pcd} : estimé de l'augmentation de la perte de charge résiduelle en centimètres depuis le début d'un contexte d'opération donné (cm),

P_{cd} : paramètre du taux d'augmentation de la perte de charge résiduelle en centimètres par gramme de charge fixée en MES par mètre carré de surface du biofiltre (cm/g/m²).

charge fixée en MES: quantité de MES (obtenue par la différence des apports en MES à l'affluent et à l'effluent) retenue dans le biofiltre par mètre carré de surface du biofiltre (g/m²).

Il semble être le seul auteur qui propose une tendance aussi précise entre l'évolution des pertes de charge et la charge captée en MES dans un biofiltre.

1.5 HYPOTHESES ET OBJECTIFS

L'objectif général de ce travail vise à étudier l'influence de paramètres sur le taux d'enlèvement des MES et sur l'évolution des pertes de charge. La revue des différentes études portant sur la biofiltration nous a permis, dans un premier temps, de retenir certaines hypothèses concernant les variables pouvant affecter le comportement et la performance d'un biofiltre. Dans un deuxième temps, nous nous sommes fixés comme objectif de vérifier et de quantifier les relations émises précédemment, à l'aide de résultats expérimentaux obtenus dans des conditions particulières.

A cette fin, nous avons effectué une étape d'expérimentation sur des installations pilotes (décanteur lamellaire et biofiltre de type ruisselant) et sous des conditions particulièrement contraignantes quant aux charges hydrauliques et massiques appliquées sur les procédés que sont la décantation et la biofiltration.

L'analyse des résultats devra permettre, d'une part de vérifier des hypothèses de comportement pour le procédé de biofiltration Biodrof, et d'autre part de quantifier certaines de ces relations.

Nous énumérons ici les hypothèses que nous entendons étudier:

- Débit au décanteur ou charge superficielle:
Une augmentation significative du débit transitant au décanteur devrait permettre un meilleur taux d'enlèvement des MES et une augmentation plus rapide des pertes de charge durant la biofiltration.
- Débit au biofiltre ou vitesse de filtration:
Une augmentation significative du débit au biofiltre devrait produire une diminution perceptible du taux d'enlèvement des MES et une augmentation plus rapide des pertes de charge.
- Concentration en MES à l'affluent:
Une variation de la concentration en MES à l'affluent n'a pas d'influence sur le taux d'enlèvement des MES, mais a une influence sur les pertes de charge. Ainsi, une augmentation de la concentration appliquée sur le biofiltre occasionne une évolution plus rapide des pertes de charge.

- Nature des particules:

La nature des particules présentes à l'affluent du biofiltre a un effet sur le taux d'enlèvement des MES, de même que sur l'évolution des pertes de charge.

Ces variables sont reliées aux caractéristiques de l'affluent, de même qu'aux contextes hydrauliques. Les variables relatives à la configuration du biofiltre (bien que celles-ci aient une influence) n'ont pas été retenues ici puisqu'elles font partie intégrante du procédé comme tel et demeurent fixes sur les installations à notre disposition. En ce qui concerne l'état du biofiltre:

- Charge captée en MES:

La charge captée en MES n'a pas d'influence sur le taux d'enlèvement des MES mais a une influence sur les pertes de charge. Ainsi, pour un même contexte d'opération, il existe une relation entre la masse captée en MES et la perte de charge résiduelle (Ouellet, 1991).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Des essais ont eu lieu sur des installations pilotes équipées d'un biofiltre ruissellant. Ce chapitre présente les informations nécessaires à la compréhension des essais, de même que la description des installations utilisées et des modes de fonctionnement préconisés. En second lieu, les modalités particulières pour la saisie de données sont exposées.

2.1 OBJECTIFS

Rappelons brièvement que l'objectif de ces essais est d'étudier, à l'aide de données obtenues en continu, le comportement dynamique d'un procédé de biofiltration sous des conditions spécifiques de fonctionnement. En effet, celles-ci devront refléter des conditions particulièrement contraignantes quant aux charges hydrauliques et massiques appliquées sur les procédés.

L'analyse des résultats devra permettre la vérification des hypothèses émises concernant le rôle des variables suivantes: le débit au décanteur (charge superficielle), le débit au biofiltre (vitesse de filtration) et la concentration en MES à l'affluent du biofiltre, sur le taux d'enlèvement des MES et sur l'évolution temporelle des pertes de charge.

2.2 INSTALLATIONS PILOTES

Les essais ont été effectués à la station pilote de la Communauté Urbaine de Québec (CUQ). Cette station est présentement localisée dans le puits sec du poste de pompage Limoilou. Les particularités de ces installations sont:

- une conception à échelle réduite reproduisant les principaux procédés (décantation lamellaire et biofiltration) des deux stations d'épuration de la CUQ;
- une alimentation directe en eaux usées domestiques; et,
- une automatisation quasi-complète des opérations.

Le schéma d'écoulement de la station pilote est présenté à la figure 10. Le puits de pompage récolte les eaux usées, majoritairement domestiques, en provenance de différents quartiers de la ville de Québec, lesquels sont, en bonne partie, desservis par un réseau d'égouts unitaire.

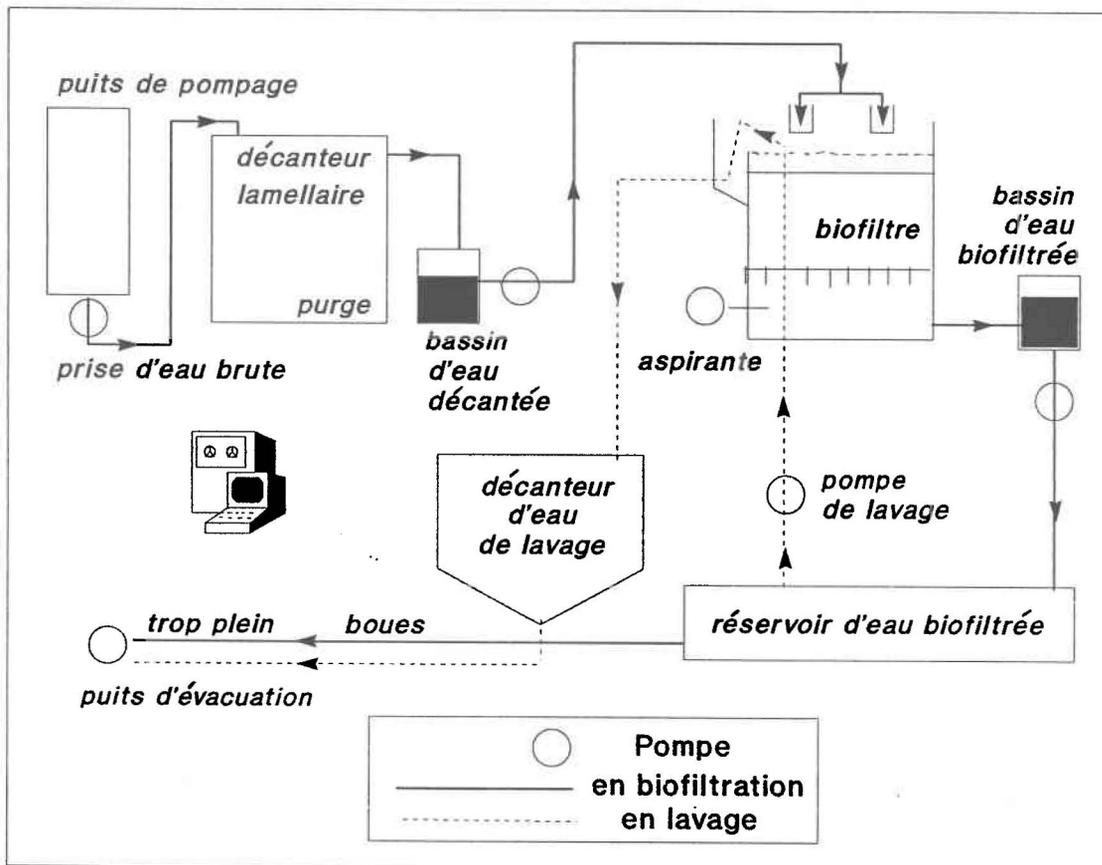


FIGURE 10: Schéma d'écoulement de la station pilote

L'alimentation en eaux brutes se fait directement sur la conduite de refoulement de deux pompes sanitaires. L'eau usée est pompée au décanteur pilote de type lamellaire conçu en conformité avec les décanteurs primaires des stations de la CUQ. D'un volume de 6.4 m³ (excluant le réservoir d'entrée), ce décanteur pilote possède une surface de décantation constituée de 10 lamelles totalisant 15.06 m² en surface de Hazen. L'eau décantée transite dans un bassin à partir duquel elle est pompée jusqu'aux deux goulottes de distribution du biofiltre.

Ce biofiltre pilote (figure 11), d'une section de 2.5 m^2 de surface de médium, reproduit le procédé de biofiltration Biodrof retenu pour les stations d'épuration de la CUQ. L'eau ruisselle à travers le biofiltre composé d'une couche de 1.6 m de Biolite N (un schiste expansé de diamètre effectif: $d_{10} = 2.7 \text{ mm}$) reposant sur 0.2 m de gravier. L'indice des vides du médium filtrant étant de 50 % (Amar *et al.*, 1984; Lab-Teq, 1990), la porosité théorique (indice des vides = porosité/[1-porosité]) est de l'ordre de 34 %. Le biofiltre est équipé d'une soufflante et d'une pompe de lavage ainsi que d'une pompe aspirante qui permet la circulation d'air, favorisant l'oxygénation.

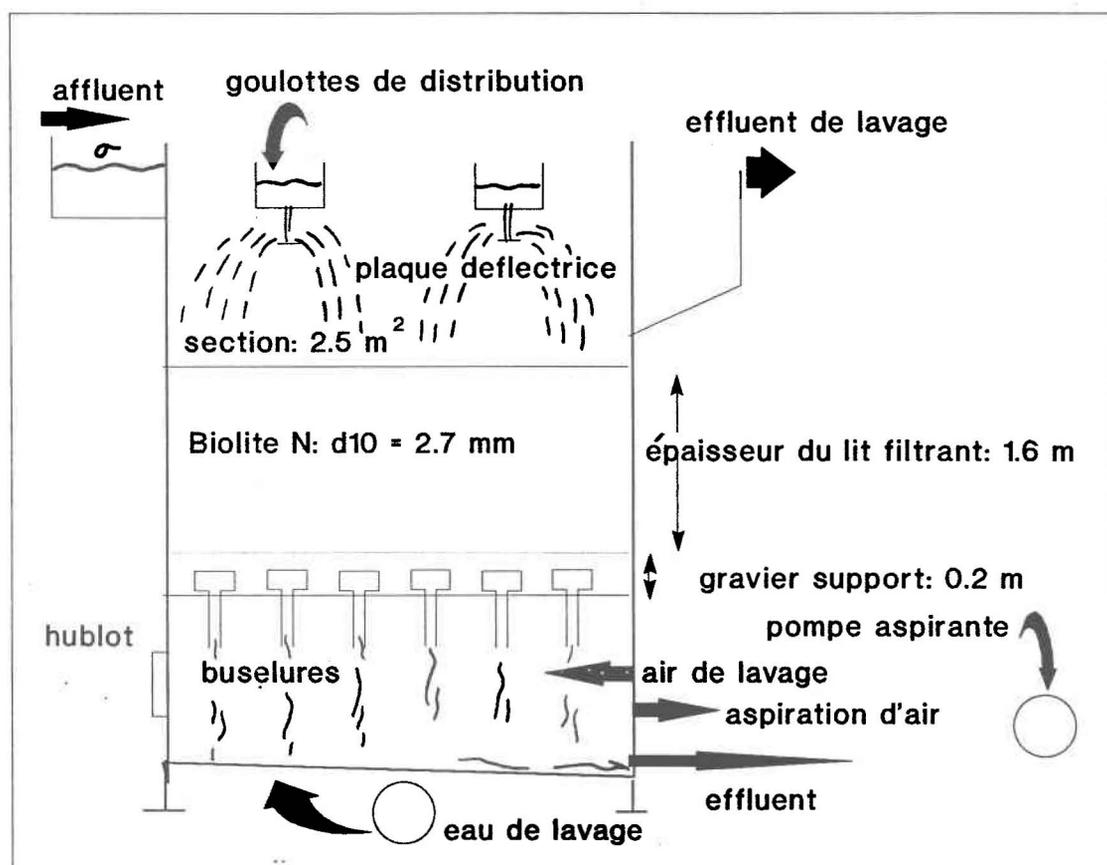


FIGURE 11: Schéma du biofiltre pilote, type Biodrof

A la sortie du biofiltre, l'eau est recueillie dans un bassin de transfert avant d'être pompée dans un réservoir d'eau biofiltrée de capacité voisine de 35 m^3 . Une pompe submersible, située dans ce réservoir, permet l'utilisation de ces eaux biofiltrées pour réaliser les séquences de lavage. Les eaux ayant servi au nettoyage du médium filtrant sont déversées dans un second décanteur destiné aux eaux du lavage. Ces eaux et ces boues du lavage sont acheminées à un puits d'évacuation, parallèlement aux boues purgées et aux écumes du décanteur lamellaire.

En grande majorité, ces installations sont reliées à un système de contrôle par ordinateur. Ce dernier permet l'opération automatisée des vannes, pompes, moteurs, appareils de mesures, etc, de la station pilote.

2.3 EXPÉRIMENTATION

Les essais et travaux connexes reliés à la campagne d'échantillonnage ont eu lieu à l'automne 1990, sur une période s'étalant sur près de 3 mois, soit entre la fin septembre et la mi-décembre.

2.3.1 Contrôle des variables

La valeur des débits au décanteur et au biofiltre font partie des variables pour lesquelles il a été possible d'exercer un contrôle, alors que pour les concentrations en MES et le type de particules présentes dans les eaux usées à l'affluent du biofiltre, qui sont particulièrement imprévisibles, il a été difficile, sinon impossible d'établir quelque contrôle que ce soit.

Le tableau 2 présente les débits attendus en décantation et en biofiltration aux usines de la CUQ, ainsi que les débits correspondants à la station pilote. C'est sur cette base que les débits des deux procédés ont été établis pour les essais.

- Débit au décanteur ou charge superficielle:

La gamme des débits potentiellement admissibles au décanteur lamellaire de la station pilote est de 6.5 m³/h à 39 m³/h. Lors des essais, les débits se sont situés entre 20 m³/h et 30 m³/h. Ceci équivaut à des vitesses de Hazen de 1.3 m/h à 2 m/h, respectivement. Ces débits (voir tableau 2) à l'échelle pilote, correspondent aux ordres de grandeur des débits maximum journaliers de temps sec, ou maximum horaire de temps sec, ou maximum horaire de temps de pluie, attendus aux stations. Ce sont les débits maximaux pour lesquels le fournisseur du procédé de décantation garantit encore l'efficacité du décanteur en temps sec. Afin de permettre une distinction suffisamment claire de l'effet du débit au décanteur, les différents débits testés ont 5 m³/h d'écart, et le décanteur a donc fonctionné à 20 m³/h, 25 m³/h et 30 m³/h, soit en charge superficielle équivalente: 1.3 m/h, 1.7 m/h et 2 m/h, respectivement.

TABLEAU 2: Débits prévus aux stations de la CUQ et débits correspondant aux unités pilotes

Description des débits de conception		DECANTEUR			BIOFILTRE	
		DEBIT STATION	V-HAZEN	DEBIT PILOTE	VITESSE	DEBIT PILOTE
		m ³ /jour	m/h	m ³ /h	m/h	m ³ /h
STATION OUEST						
journalier: temps sec	minimum	96000	0.55	8.28	2.29	5.72
	moyen	157000	0.91	13.7	3.74	9.35
	maximum	202000	1.16	17.47	4.81	12.03
horaire: temps sec	minimum	54000	0.31	4.67	1.29	3.22
	maximum	315000	1.82	27.41	7.5	18.76
horaire: temps de pluie		315000	1.82	27.41	7.88	19.69
STATION EST						
journalier: temps sec	minimum	195000	0.8	12.05	3.36	8.41
	moyen	231000	0.95	14.31	3.98	9.95
	maximum	354000	1.46	21.99	6.1	15.26
horaire: temps sec	minimum	145000	0.6	9.04	2.5	6.25
	maximum	375000	1.54	23.19	6.47	16.17
horaire: temps de pluie		375000	1.54	23.19	6.7	16.75
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)

- (1) Selon PCRB (1987).
- (2) La vitesse de Hazen correspond au débit admis divisé par la surface totale de décantation, c'est-à-dire la somme des projections horizontales de chacune des lamelles.
- (3) Le débit correspondant au décanteur pilote: la surface de décantation (Hazen) étant de 15.06 m².
- (4) La vitesse de filtration en excluant un biofiltre (en lavage) en temps sec, et deux biofiltres (en lavages) en temps de pluie.
- (5) Évalué selon le rapport des surfaces: un biofiltre de grandeur réelle ayant de 83.3 m² de surface, comparativement à 2.5 m² pour le biofiltre pilote.

- Débit au biofiltre ou vitesse de filtration:

Le biofiltre de la station pilote peut accepter un débit allant jusqu'à 20 m³/h. Pour les essais, les débits ont varié entre 10 et 20 m³/h, ce qui correspond à des vitesses de

filtration de 4 à 8 m/h. Ce sont les ordres de grandeur équivalents aux débits journaliers moyens de temps sec et au débit maximum horaire de temps sec et de temps de pluie, attendus aux usines de la CUQ.

Les différents débits testés ont également 5 m³/h d'écart, et le biofiltre a fonctionné à 10 m³/h, 15 m³/h ou 20 m³/h, soit en vitesse de filtration équivalente à 4 m/h, 6 m/h et 8 m/h.

- Concentrations en MES et nature des particules:

En raison des nombreux facteurs reliés à l'activité humaine, aux conditions climatiques sur le territoire, ainsi qu'aux différents débits transitant au décanteur, les eaux usées arrivant sur le procédé de biofiltration sont sujettes à de grandes variations de qualité. La concentration en MES sera mesurée alors que les caractéristiques reliées à la nature des particules présentes dans ces eaux usées, (flottantes, décantables, non-décantables, fibreuses...), bien que potentiellement très variables, ne seront ni contrôlées, ni mesurées de façon explicite. Il est pertinent de mentionner que les installations à l'usine pilote ne permettent pas un traitement préliminaire adéquat et efficace de l'affluent au décanteur. Il est donc possible que cette absence de pré-traitement puisse influencer les résultats obtenus.

2.3.2 Type d'essais

A l'exception d'un essai à débit variable au biofiltre et d'un essai avec changement de débit au décanteur, la totalité des essais a été réalisée à débits fixes. En effet, afin de bien isoler l'effet des variables sur le comportement du biofiltre, et étant donné la grande variabilité attendue en ce qui concerne les caractéristiques qualitatives de l'affluent, il a été décidé que les débits sur les procédés resteraient fixes pendant la durée d'un essai. En général et pour un même essai, le débit au décanteur est gardé constant, et est couplé à un débit au biofiltre, également gardé constant. C'est ce qui est défini ici comme un "contexte hydraulique d'opération". Différents contextes ont été étudiés, et ce, à un certain nombre de reprises. Le tableau 3 présente les différents essais réalisés et leurs contextes d'opération. Par souci de concision, la notation suivante a été adoptée pour définir les contextes d'opération: débit au décanteur/débit au biofiltre. Ainsi, la notation 20/10 signifie qu'un débit de 20 m³/h au décanteur et qu'un débit de 10 m³/h au biofiltre prévalaient pendant l'essai en cause.

TABLEAU 3: Types d'essais réalisés

DEBIT AU DECANTEUR m ³ /h	DEBIT AU BIOFILTRE m ³ /h			
	DEBIT VARIABLE	10 (4 m/h)	15 (6 m/h)	20 (8 m/h)
20 (1.33 m/h)	1 essai	5 essais	3 essais	-
25 (1.66 m/h)	-	1 essai	-	3 essais
30 (2 m/h)	-	5 essais	-	-
Avec changement de débit		1 essai		

Le choix de l'ordre de grandeur des débits testés sur les procédés a été expliqué à la section 2.3.1 et provient du désir de vérifier le comportement du biofiltre pour des conditions critiques. La configuration de cette grille d'essais, en regard des différentes combinaisons: débit au décanteur-débit au biofiltre, tient d'une part, à la volonté de comparer différents contextes hydrauliques en fixant le débit sur un procédé (ex. 10 m³/h au biofiltre) et en variant le débit sur l'autre (ex. 20, 25 et 30 m³/h au décanteur), et d'autre part, à une restriction au niveau des installations pilotes (obligeant un débit au décanteur supérieur ou égal à 5 m³/h par rapport à celui au biofiltre). Notons que ce surplus est évacué à l'aide d'un trop-plein. Compte tenu des conditions de réalisation (bris de pompes, arrêt du pilote, défauts de la transmission des signaux, contraintes de temps...), le nombre d'essais initialement souhaité pour chaque série n'a pas toujours été complété. Cependant, nous insistons sur le fait que cette grille constitue un éventail de données saisies en continu parmi les plus complets (débits moyens et maximum) jamais obtenus au Québec sur ce type d'installations.

2.4 MODE D'OPÉRATION

L'opération automatisée a permis de reproduire les schémas de fonctionnement de fois en fois et de réduire au minimum les erreurs potentielles dues à l'intervention humaine. Le mode d'opération de base pour le fonctionnement du biofiltre a été le suivant et est illustré à la figure 12.

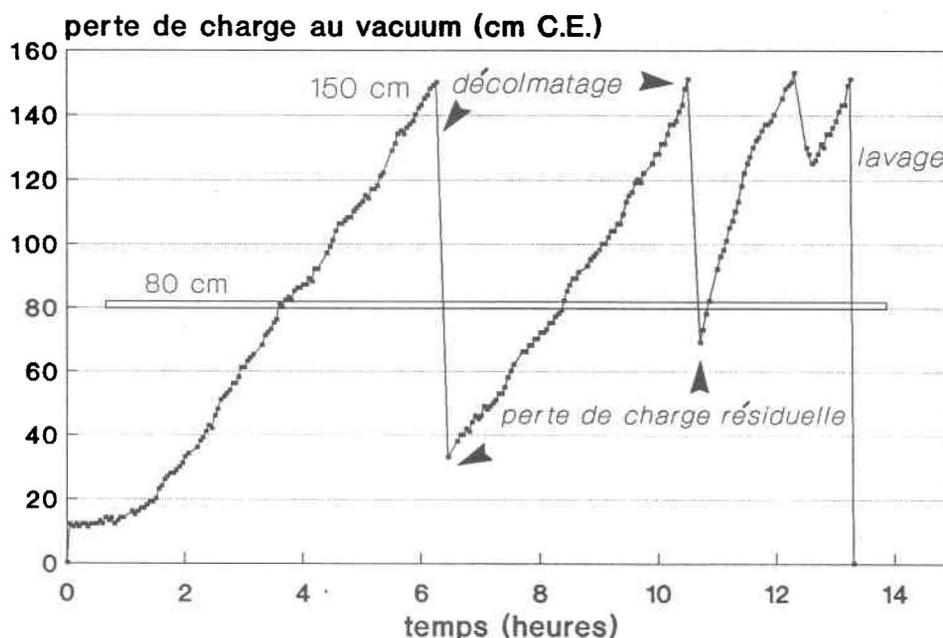


FIGURE 12: Mode d'opération du biofiltre

Après un lavage, le biofiltre est alimenté de façon continue en eaux usées jusqu'à ce que la perte de charge au manomètre de la pompe à vide atteigne 150 cm C.E., valeur fixée par le fabricant. A ce moment, et sans cesser l'alimentation en eau, un décolmatage à l'air est commandé. Ceci permet d'abaisser la perte de charge avant qu'elle ne reprenne sa progression. Après le décolmatage, la perte de charge résiduelle est lue: la valeur de celle-ci déterminera le type d'intervention qui aura lieu lorsque la perte de charge au vacuum atteindra de nouveau la valeur de 150 cm C.E.. Si cette perte de charge résiduelle est plus faible que la valeur consigne (durant les essais, la valeur consigne a été établie à 80 cm C.E. (PCRB, 1986)), la prochaine intervention sera un décolmatage; dans le cas contraire, la prochaine intervention sera un lavage et le cycle de biofiltration sera alors terminé. Ce mode d'opération a été proposé par le PCRB (1986) afin d'optimiser le nombre de décolmatages.

Afin d'assurer la plus grande constance possible en ce qui concerne les interventions avant, pendant et après les cycles, le mode d'opération de la station, et principalement le mode d'opération du biofiltre, a toujours été le même pendant les essais. Ainsi, les séquences de débits d'eau, de débit d'air et les intervalles de temps pendant lesquels sont appliqués ces débits pour les interventions de lavage et de décolmatages, ont été fixées afin de maintenir une efficacité similaire d'essai en essai. Il importe de saisir clairement les notions et termes suivants:

- Décolmatage:

Un décolmatage à l'air est une intervention de très courte durée, soit environ 2 minutes, qui ne nécessite pas l'interruption de la biofiltration. Cette intervention consiste à envoyer un débit d'air, à contre-courant, à travers l'épaisseur du lit filtrant, dans le but d'abaisser la perte de charge et d'allonger la durée du cycle. Le décolmatage permet donc aux solides (et éventuellement à l'eau) accumulés dans la partie supérieure du biofiltre d'être remaniés et relocalisés dans le biofiltre. En effet, selon nos propres observations, l'eau s'accumule par flaques à la surface du lit ruissellant. Or, il nous a semblé que les décolmatages permettaient à cette eau de s'infiltrer plus en profondeur. Les étapes sont:

- fermeture de la vanne de sortie de l'effluent et l'arrêt de l'aspiration d'air;
- envoi, à contre-courant, d'un débit d'air de $70 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ pendant 2 minutes;
- ouverture de la vanne de sortie de l'effluent et la mise en fonction de l'aspiration d'air.

- Perte de charge résiduelle:

La perte de charge lue peu de temps après un décolmatage est appelée la perte de charge résiduelle. Ce court laps de temps entre l'intervention et la lecture a été fixé à 9 minutes (Ouellet, 1991).

- Lavage:

Un lavage est une intervention beaucoup plus longue, soit environ 50 minutes, qui nécessite l'arrêt de l'alimentation en eau usée et constitue, par le fait même, la fin du cycle de biofiltration. Des débits d'eau et d'air sont envoyés alternativement et concouramment dans le but de déloger une fraction importante de la matière accumulée et de l'évacuer à l'extérieur du lit filtrant. Les étapes du lavage sont les suivantes (PCRB, 1989):

- interruption de l'arrivée d'eau décantée;
- arrêt de l'aspiration d'air;
- fermeture de la vanne de sortie de l'effluent;
- REMPLISSAGE: le biofiltre est rempli et submergé d'eau (*) jusqu'à un niveau de 20 cm au dessus de la surface du médium filtrant;
- SOUFFLAGE: l'arrêt du débit d'eau et l'envoi du débit d'air (*) ($70 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ pendant 2 minutes);
- LAVAGE AIR-EAU: le lavage à l'air et à l'eau biofiltrée, (air: $70 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$, eau: $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$, pendant 18 minutes) et débordement par le déversoir des eaux du lavage;
- arrêt du débit d'air et maintien du débit d'eau (eau: $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ pendant 2 minutes);
- RINÇAGE: à l'eau (eau: $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ pendant 10 minutes);
- l'arrêt du débit d'eau et ouverture de la vanne de sortie de l'effluent;
- VIDANGE: du biofiltre par la sortie de l'effluent (environ 12 minutes).

(*) les débits d'air et d'eau sont introduits par le bas du biofiltre, à travers des buselures de répartition, et les eaux du lavage et du rinçage sont déversées par le haut du biofiltre vers le décanteur d'eau de lavage.

2.5 SAISIE DE DONNÉES

2.5.1 Saisie

Les débits à l'entrée du décanteur et du biofiltre, les pertes de charges à la pompe à vide, de même que les signaux de turbidité à la sortie du décanteur et à la sortie du biofiltre, ont été mesurés par différents appareils et ont été transmis par signaux analogiques à un ordinateur, lequel effectue le contrôle automatisé de la station pilote et la saisie de données. Le fonctionnement des appareils de mesure concernant le débit au décanteur et au biofiltre, les pertes de charge ainsi que des précisions sur le principe de néphélométrie et les appareils de turbidité utilisés, sont présentés à l'annexe A. En général, la transmission des données s'est faite par signaux analogiques 4 à 20 mA à intervalles de 3 minutes. Cet intervalle de temps très court, fixé à l'origine dans une optique de collecte de données pour un suivi dynamique du procédé, a été conservé

pour les essais. Il assure une connaissance appropriée de l'évolution des variables dans le temps et limite l'incertitude due aux grandes variations temporelles de certaines d'entre elles.

Afin de compléter les informations saisies en continu, des paramètres ont également été mesurés de façon sporadique. La température de l'eau usée à l'affluent du décanteur a été mesurée quotidiennement en immergeant pendant quelques minutes un thermomètre dans le réservoir d'entrée du décanteur.

2.5.2 Échantillonnage d'eau pour la relation MES-turbidité

Durant les essais, les eaux usées de l'affluent et de l'effluent du biofiltre ont fait l'objet d'échantillonnages systématiques afin d'obtenir la concentration en MES en fonction du signal de turbidité de la sonde: la méthodologie employée est basée sur les signaux et leur transmission.

- Fréquence et moment d'échantillonnage:

Afin d'obtenir des résultats représentatifs des conditions de fonctionnement et des concentrations en MES, les signaux fournis par les sondes ont guidé, en partie du moins, la fréquence et le nombre des échantillons. De façon générale, et pour chacune des sondes, de 3 à 7 échantillons correspondant à différentes valeurs des signaux de même qu'à différents moments d'une même journée, ont été prélevés en synchronisme avec la transmission des signaux à l'ordinateur.

- Méthode de prélèvement des échantillons:

Les échantillons récoltés sont de type instantané. Le volume d'eau prélevé, soit 750 mL à 900 mL conservé dans une bouteille en polyéthylène, était entreposé à 4 degrés Celcius jusqu'à l'analyse du contenu en MES, (APHA et al., 1989). La majorité des échantillons ont été prélevés manuellement à l'aide de robinets situés sur les bassins de transfert d'eau décantée et d'eau biofiltrée.

- Analyse en laboratoire:

Une analyse des MES totales, selon la méthode préconisée par le Standard Methods, 2540 D., (APHA et al., 1989), a été effectuée sur les échantillons. Précisons que les filtres utilisés lors des analyses sont les 934 AH, de porosité 1.5 μm , et qu'une certaine proportion des échantillons a été analysée en duplicata, soit 15 % ou 20 % selon qu'ils

- provenaient de l'affluent ou de l'effluent, respectivement.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

La campagne d'échantillonnage qui s'est déroulée à l'automne 1990 a permis de collecter plusieurs données. Parallèlement, des échantillonnages ont été effectués à l'affluent et à l'effluent du biofiltre dans le but de d'établir les relations entre la concentration en MES et la turbidité. Dans ce chapitre, nous présentons d'abord les données brutes saisies à l'ordinateur, les traitements préliminaires des données, de même que les résultats et analyses de la relation MES-turbidité. Les résultats des essais sont ensuite présentés en terme de cycles de biofiltration, un cycle étant défini comme l'intervalle de temps entre deux lavages du biofiltre.

3.1 DONNÉES BRUTES

Le tableau 4 représente le format sous lequel les données brutes sont enregistrées par l'ordinateur. Ces données proviennent des différents appareils qui transmettent en continu leurs mesures au programme de saisie de données. Des détails explicatifs accompagnent ce tableau où les résultats sont obtenus chronologiquement.

- Échelle de temps:
Les données sont transmises aux 3 minutes (aux 0.05 heure) et le temps est cumulé en fractions d'heure, de 0.00 à 23.95 heures.
- Signaux de turbidité:
Les signaux des sondes de turbidité sont transmis en % de la gamme de détection, laquelle est fixe pour la durée des essais. Les deux sondes sont indépendantes et les signaux fluctuent selon les caractéristiques de l'affluent et de l'effluent du biofiltre.
- Température de l'eau:
La température de l'eau a été mesurée quotidiennement et transcrite manuellement au programme de saisie de données. Selon les journées, elle se situe entre 7 °C et 15 °C.

TABLEAU 4: Exemple de données brutes enregistrées par l'ordinateur

DONNEES DU PILOTE , 25 OCTOBRE 1990, 11 Celcius					
HEURE	AFFLUENT %	EFFLUENT %	Q DEC. m ³ /h	Q BIOF m ³ /h	VACUUM cm
...					
10.80	44.50	35.80	29.70	9.90	15
10.85	49.10	27.70	29.50	9.90	15
10.90	53.30	28.30	30.00	10.10	15
10.95	56.60	24.30	29.40	9.90	15
11.00	61.80	28.00	30.00	10.10	16
11.05	63.10	37.40	30.20	10.00	17
11.10	63.80	33.20	29.70	9.90	20
11.15	61.80	34.50	30.50	9.70	24
11.20	61.80	27.60	29.50	10.10	26
...					
a)	b)	c)	d)	e)	f)

- a) temps (h)
- b) signal du turbidimètre à l'affluent du biofiltre (%)
- c) signal du turbidimètre à l'effluent du biofiltre (%)
- d) débit au décanteur lamellaire (m³/h)
- e) débit au biofiltre (m³/h)
- f) perte de charge à la pompe à vide (cm C.E.)

- Débits au décanteur et au biofiltre:

Étant donné que ces débits sont généralement maintenus constants, ils ne subissent pas de variations significatives en fonction du temps et les valeurs utilisées subséquemment sont les valeurs de débits commandées.

- Perte de charge à la pompe à vide:

Les valeurs des pertes de charge se situent entre 10 et 160 cm C.E.. L'évolution de la perte de charge entre les interventions, bien que différente selon les cycles, est toujours positive pour les essais effectués à débit constant au biofiltre. Cependant, une évolution en dents de scie indiquerait un problème d'opération.

3.2 TRAITEMENTS PRÉLIMINAIRES DES RÉSULTATS

Afin de faciliter la présentation des résultats des essais et leur analyse subséquente, des traitements préliminaires ont été appliqués sur les données brutes. Les méthodes utilisées et les justifications en ce qui a trait à ces traitements sont exposées ici.

3.2.1 Regroupements aux 15 minutes

Étant donné que la présentation des résultats se fait par cycle de biofiltration, il devient préférable pour les cycles particulièrement longs (15 heures et plus) de regrouper les données obtenues. Un intervalle de temps de 15 minutes a été choisi de manière à faciliter la manipulation des nombreuses données, sans toutefois perdre de précieuses informations. En effet, les variations observées sur 15 minutes sont généralement de faibles amplitudes. Des moyennes arithmétiques ont été calculées sur les données transmises par les sondes de turbidité: le résultat présenté pour un temps t_i est donc la moyenne des résultats transmis durant les 15 minutes qui précèdent ce temps t_i . Pour les valeurs des pertes de charge ainsi que pour celles des débits au décanteur et au biofiltre, la valeur au temps t_i est celle à ce temps. Pour les cycles plus courts (moins de 15 heures) les résultats demeurent tels qu'obtenus, c'est-à-dire aux trois minutes.

3.2.2 Temps de rétention dans le biofiltre

Que ce soit pour la présentation graphique des résultats, pour les analyses concernant la qualité de l'effluent versus la qualité de l'affluent, pour les calculs de taux d'enlèvement des MES ou des charges captées en MES, le temps de résidence de l'eau dans le biofiltre est considéré comme étant nul. En effet, il a été jugé qu'un décalage des résultats n'apporterait pas d'informations supplémentaires sur le comportement du biofiltre, du fait que ce temps de rétention est très court (de l'ordre de la demi-heure ou moins), comparativement à la durée totale des cycles de biofiltration (jusqu'à 44 heures). Ce biais, s'il en est, est ainsi systématique et n'influence pas significativement l'interprétation des résultats.

3.2.3 Signaux de turbidité et leur équivalent en matières en suspension (MES)

Metcalf et Eddy (1979) mentionnent que la concentration en MES étant un des principaux paramètres en cause, la turbidité est souvent utilisée comme un moyen pratique pour suivre le processus de filtration: à l'intérieur de certaines limites, il a été démontré que la concentration (SS) trouvée dans les eaux usées traitées peut être corrélée à des mesures de turbidité. Selon Mecrin et al. (1989), différents turbidimètres

testés ont montré qu'ils reflétaient parfaitement les divers états de l'effluent (eaux brutes, eaux décantées et eaux de lavage du biofiltre) et que l'évolution de leur profil suivait ceux des paramètres tels les MES.

Les fonctions de régression MES-turbidité obtenues suite aux échantillonnages ont été appliquées sur les signaux de turbidité obtenus lors de l'opération du biofiltre. A moins d'avis contraire, tous les résultats subséquents (en terme de concentration en mg/L de MES à l'affluent et à l'effluent du biofiltre) proviennent de ces équivalences. Les signaux fournis par les sondes, les résultats d'analyse du contenu en MES des échantillons correspondants, et la méthode d'élaboration des fonctions de régression se retrouvent à l'annexe B. Les résultats et l'analyse de ces corrélations sont présentés ici.

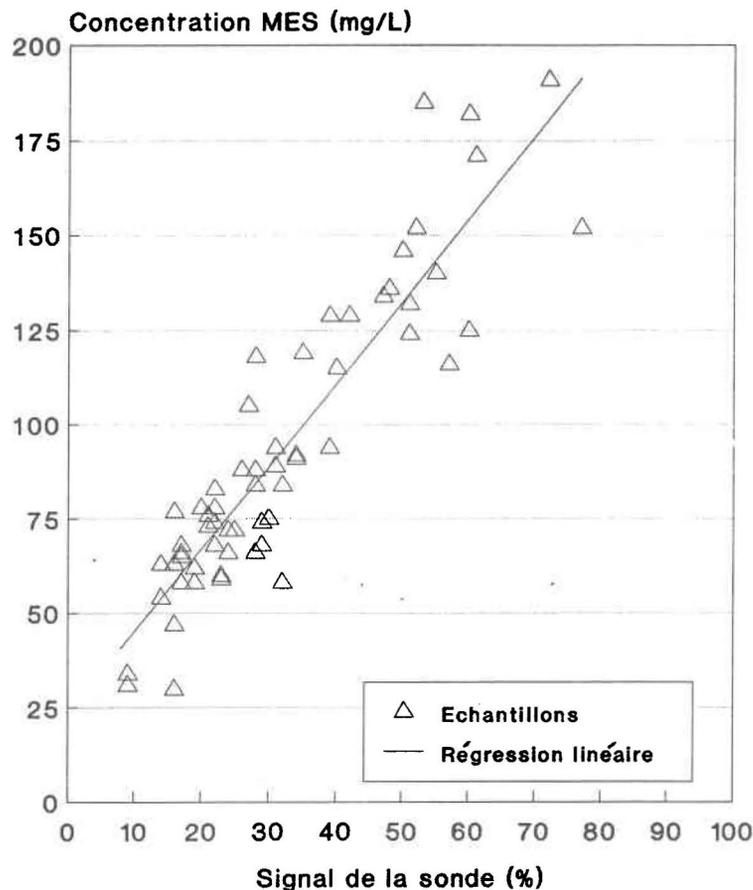


FIGURE 13: Relation Concentration en MES-Turbidité pour l'affluent du biofiltre. Échantillonnages effectués en octobre, novembre et décembre 1990.

Des relations spécifiques aux eaux usées retrouvées à l'affluent et à l'effluent du biofiltre ont été établies en reliant les signaux lus par les sondes (lesquelles sondes sont

installées en ligne dans l'écoulement) aux valeurs de MES totales obtenues par analyse en laboratoire d'échantillons correspondants. Ces derniers ont été prélevés à proximité des sondes, en synchronisme avec la transmission des signaux, ceci pendant la durée de la campagne d'essais. Cette dernière condition permet d'obtenir une relation MES-turbidité représentative de la période totale sur laquelle se sont déroulés les essais. Les relations obtenues couvrent les plages de signaux de turbidité transmis lors des essais. La figure 13 présente les résultats pour la sonde à l'affluent du biofiltre. Le contenu en MES totales des échantillons se situe entre 26 et 191 mg/L, ce qui démontre la grande variation des concentrations rencontrées à l'affluent. Quant aux signaux de turbidité, ils ont varié de 9 % à 77 %, couvrant une bonne partie de la gamme de détection de la sonde.

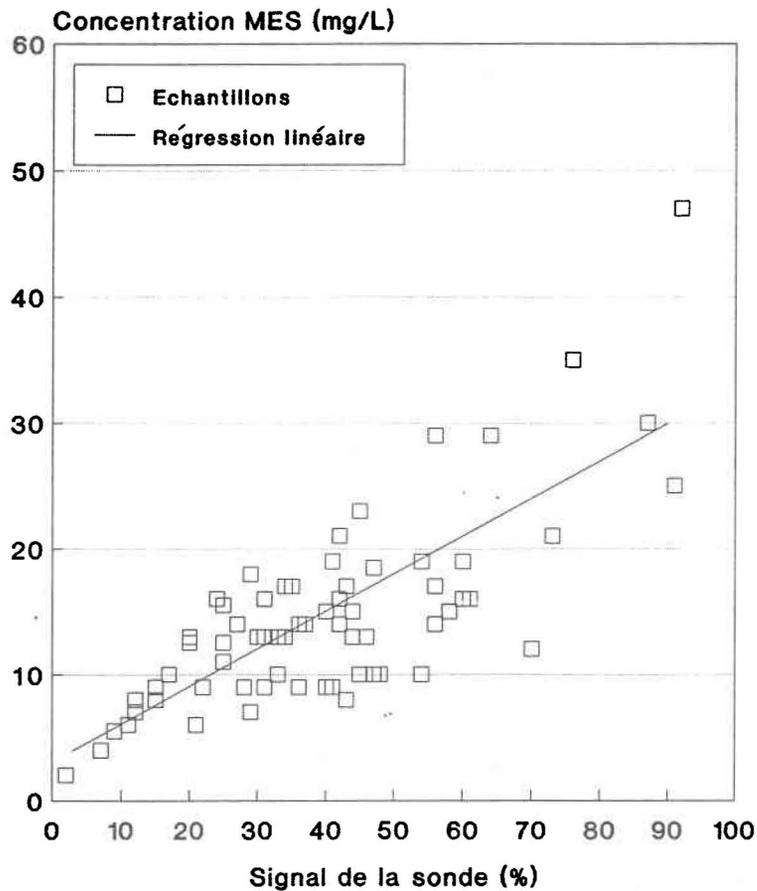


FIGURE 14: Relation Concentration en MES-Turbidité pour l'effluent du biofiltre. Échantillonnages effectués en octobre, novembre et décembre 1990.

Les résultats pour la sonde à l'effluent du biofiltre sont illustrés à la figure 14. Le contenu en MES totales des échantillons se situe entre 2 et 47 mg/L, et les signaux de la sonde ont varié entre 2 % et 92 %.

- Analyse:

Pour chacune des sondes, il est possible d'observer la présence d'une seule population de points, lesquels sont relativement bien distribués sur le domaine. Dans un premier temps, les relations apparaissent linéaires sur ces domaines de variation de turbidité. Étant donné le peu de gain, en terme de prédiction des concentrations en MES, qu'une relation mathématique plus complexe aurait pu apporter, il n'a pas été jugé nécessaire d'utiliser une fonction de régression autre que linéaire.

Les résultats obtenus sont:

AFFLUENT: L'équation de la régression linéaire obtenue pour les 61 observations à l'affluent se présente comme suit:

$$[\text{MES}_{\text{aff}}] = 2.19 * S_{\text{aff}} + 22.9$$

où:

[MES_{aff}]: concentration en MES totales à l'affluent (mg/L)
S_{aff}: signal transmis par la sonde à l'affluent (%)

EFFLUENT: L'équation de la régression linéaire obtenue à partir des 67 observations à l'effluent est la suivante:

$$[\text{MES}_{\text{eff}}] = .29 * S_{\text{eff}} + 3.2$$

où:

[MES_{eff}]: concentration en MES totales à l'effluent (mg/L)
S_{eff}: signal transmis par la sonde à l'effluent (%)

Ces fonctions de régressions ont été établies dans le but de vérifier l'applicabilité de telles relations pour la prédiction des concentrations en MES, ceci à partir des signaux fournis par les sondes de turbidité. L'étude du comportement des résidus (différence entre la prédiction de l'équation et la valeur obtenue par l'analyse en laboratoire) de ces fonctions de régression semble confirmer le choix d'une régression linéaire. Effectivement, les erreurs de prédiction (annexe B) se distribuent équitablement en

surestimations et en sous-estimations et ne démontrent pas de tendances particulières. De plus, les résidus étant approximativement distribués de façon linéaire sur papier de probabilité normale, (annexe B), l'hypothèse selon laquelle la distribution des résidus suit une loi normale est vérifiée. Cette distribution normale est nécessaire à l'application d'une fonction de régression linéaire.

Le coefficient de corrélation linéaire: R (aussi appelé coefficient de corrélation de Pearson) mesure la force de la relation linéaire entre les deux variables que sont la concentration en MES et la turbidité. De bonnes corrélations positives ont été obtenues, soit un $R = 0.91$ pour les résultats à l'affluent, et un $R = 0.76$ pour ceux à l'effluent. Le coefficient de détermination: R^2 (le coefficient de détermination R^2 peut aussi s'interpréter comme le carré du coefficient de corrélation) exprime la qualité de la prédiction de l'équation linéaire. Les coefficients de détermination obtenus sont de $R^2 = 0.83$ pour l'affluent, et $R^2 = 0.58$ pour l'effluent.

A l'affluent, l'écart-type de l'estimé est de 16 mg/L. En terme de pourcentage, l'erreur relative (résidu/valeur prédite) est généralement inférieure à 30 %. Cette erreur est très acceptable étant donné l'erreur généralement admise pour les analyses en laboratoire (voir annexe B, où des écarts relatifs calculés sur les duplicatas vont jusqu'à 24 %) ainsi que l'erreur potentielle due aux techniques d'échantillonnage. De manière générale, cette corrélation peut donc être qualifiée d'excellente.

Pour l'effluent, l'écart-type de l'estimé est de 5 mg/L. En valeur absolue, cet écart-type de 5 mg/L demeure très acceptable. Par contre, en terme de pourcentage, l'erreur relative apparaît extrêmement élevée, pouvant aller jusqu'à 50 %. Très peu de données dans le domaine des concentrations élevées en MES (seulement 2 valeurs sur 67 sont plus élevées que 30 mg/L) ont servi pour établir cette fonction de régression linéaire. Ceci expliquerait un coefficient de détermination plutôt faible et des erreurs relatives très élevées. Cependant, la relation reste évidente et satisfaisante dans la mesure où il est reconnu que l'évaluation en laboratoire des faibles concentrations en MES, particulièrement pour les eaux usées, est sujette à une erreur importante (voir annexe B, où des écarts relatifs calculés sur les duplicatas vont jusqu'à 46 %). Selon le Standard Methods (APHA *et al.*, 1989), l'erreur admissible serait voisine de 10 % à 33 %.

Les turbidimètres permettent donc un suivi fiable des concentrations en MES, que ce soit à l'affluent ou à l'effluent du biofiltre. La perte d'une certaine précision sur la valeur exacte de la concentration en MES lors de l'utilisation de turbidimètres, est favorablement compensée par l'acquisition rapide et en tout temps de ces concentrations et de leurs variations relatives.

3.3 RÉSULTATS DES ESSAIS

Différents essais ont été effectués à l'automne 1990. Dans un premier temps, les résultats d'une quinzaine d'essais à contexte hydraulique fixe sont présentés; ils sont suivis par les résultats d'un essai à débit variable au biofiltre et d'un essai avec changement de débit au décanteur après le premier décolmatage. Le tableau 5 indique, par ordre chronologique, les essais et quelques-unes de leurs caractéristiques (une notation par deux lettres majuscules est conservée pour l'identification).

TABLEAU 5: Conditions d'opération des essais effectués à l'automne 1990

Nom du cycle	Date	Debut du cycle	Contexte hydraulique		Nombre décolmat.	Durée totale	Remarques
			Débit au decanteur	Débit au biofiltre			
	jour-mois	heures	m3/h	m3/h	#	heures	
AR	25-10	10.63	30	10	3	3.77	
AS	25-10	15.18	30	10	3	4.25	
AT	25-10	20.23	30	10	3	4.70	
BJ	30-10	03.33	30	10	3	8.40	
BK	30-10	12.48	30	10	3	5.15	
BN	02-11	10.63	30 et 20	10	3	28.50 *	changement du débit au décanteur après le premier décolmatage
CA	28-11	13.00	20	10	6	44.15 *	
CB	30-11	10.50	20	15	4	27.40 *	instabilité du turbidimètre à l'affluent
CC	01-12	14.58	20	15	3	13.45 *	instabilité du turbidimètre à l'affluent
CD	02-12	04.78	20	10	4	23.40 *	
CE	03-12	04.98	20	10	3	24.25 *	
CF	04-12	05.98	20	10	4	31.20 *	
CG	05-12	14.75	25	20	2	4.10	
CH	05-12	19.68	20	10	4	30.50 *	
CJ	07-12	14.75	25	20	2	3.40	
CK	07-12	21.00	20	15	3	25.05 *	
CM	09-12	14.15	25	20	2	3.50	
CN	09-12	18.38	25	10	5	15.25 *	

* : les résultats de ces cycles de longue durée sont présentés aux 15 minutes

Les résultats concernant ces essais sont présentés graphiquement ci-après en fonction du temps de biofiltration: la valeur t_0 représente le moment de redémarrage du biofiltre suite à un lavage (début de cycle). L'évolution temporelle des concentrations en MES à l'affluent et à l'effluent du biofiltre, ainsi que l'évolution des pertes de charge, soulignent

le caractère dynamique du comportement du biofiltre. L'examen de ces graphiques permet de prendre connaissance des ordres de grandeur des concentrations en MES (axe vertical gauche du graphique) et des variations de concentration à l'affluent et à l'effluent, respectivement identifiés par [AFFLUENT] et [EFFLUENT] à la légende des figures. Les mêmes graphiques présentent l'évolution temporelle des pertes de charge (axe vertical droit du graphique): les interventions de décolmatages et les pertes de charge résiduelles à la suite de ces interventions y sont facilement identifiables, grâce à la baisse drastique de la perte de charge qui suit l'atteinte de la valeur consigne de 150 cm C.E. ou plus. Le moment de la fin du cycle de biofiltration est identifié graphiquement par une valeur de perte de charge nulle. Il est à noter que cette valeur de perte de charge nulle n'a pas de signification physique autre que celle de signaler la fin du cycle et le début d'un lavage.

3.3.1 Essais à contexte hydraulique fixe

Les essais à contexte hydraulique fixe sont au nombre de 15. Ils sont ici regroupés et présentés par série, une série comportant les essais ayant le même débit au décanteur et le même débit au biofiltre. A la suite des figures de chaque série, les concentrations en MES à l'affluent et à l'effluent et l'évolution des pertes de charge observées sur les cycles composant cette série sont commentées brièvement. Rappelons que la notation suivante: débit au décanteur/débit au biofiltre, est utilisée pour désigner le contexte hydraulique. La date de l'essai et l'heure à laquelle il a débuté sont inscrites sur chacune des figures.

- SÉRIE 30/10:

Les 5 cycles: AR, AS, AT, BJ et BK ont été effectués avec un débit au décanteur de 30 m³/h (2 m/h en charge superficielle équivalente) et un débit au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h en vitesse de filtration équivalente). La durée de biofiltration pour ces cycles est courte, se situant entre 3.77 heures pour le cycle AR et 8.40 heures pour le cycle BJ.

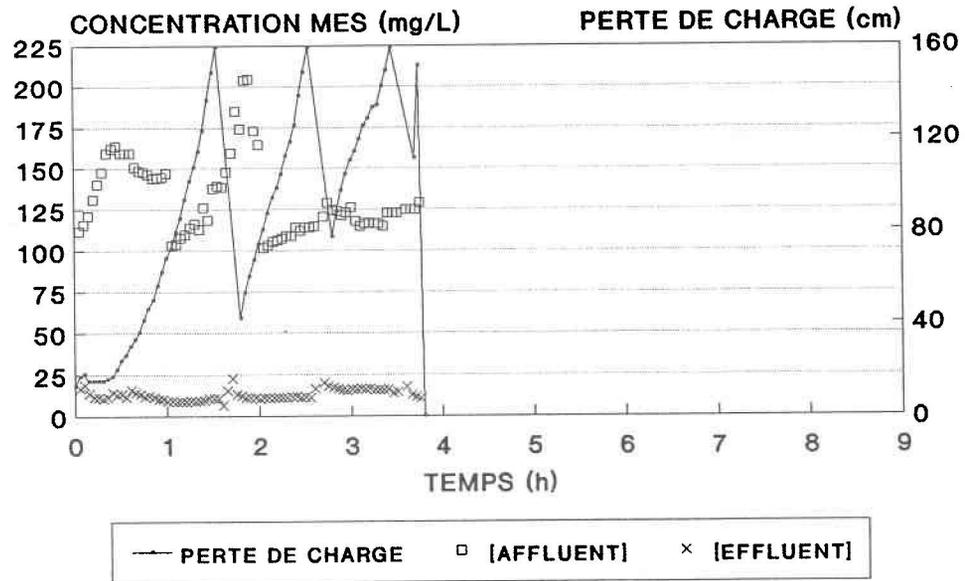
CYCLE AR: 25-10-90; $t_0 = 10.63$ hrs

FIGURE 15: Cycle AR

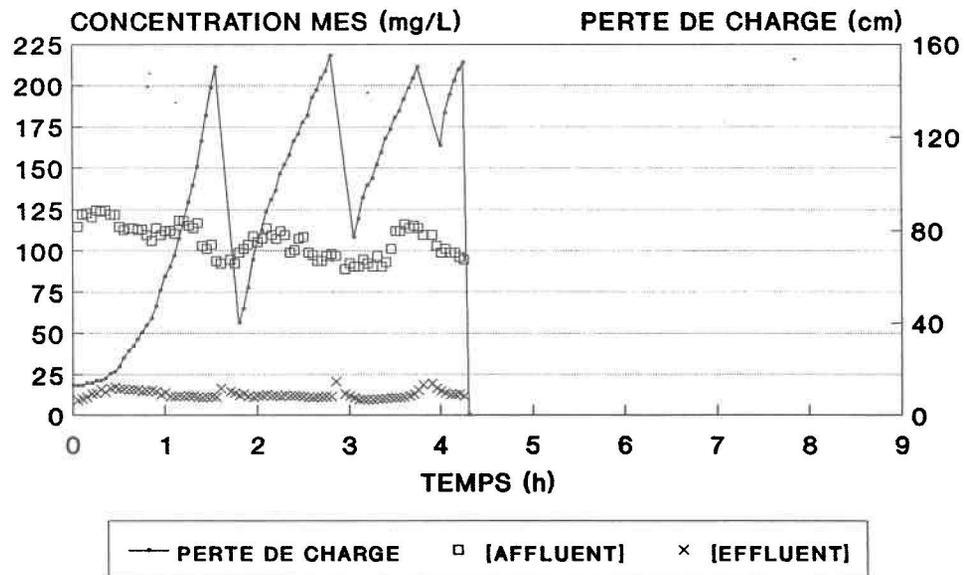
CYCLE AS: 25-10-90; $t_0 = 15.18$ hrs

FIGURE 16: Cycle AS

CYCLE AT: 25-10-90; $t_0 = 20.23$ hrs

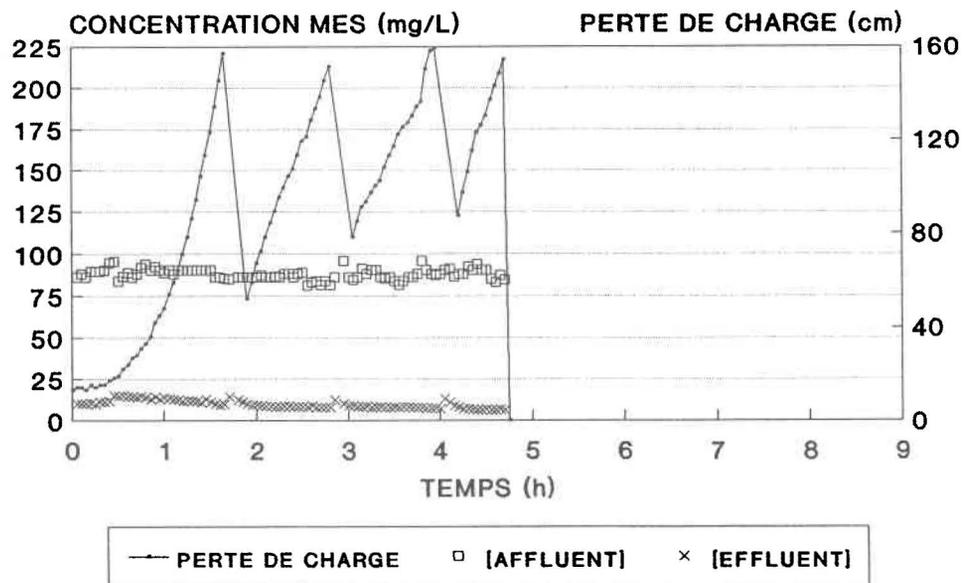


FIGURE 17: Cycle AT

CYCLE BJ: 30-10-90; $t_0 = 03.33$ hrs

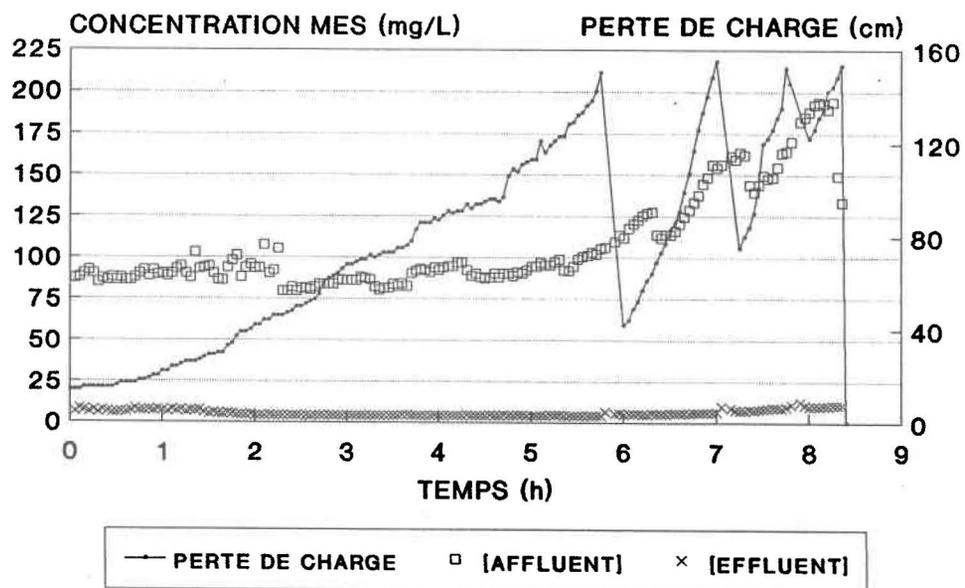


FIGURE 18: Cycle BJ

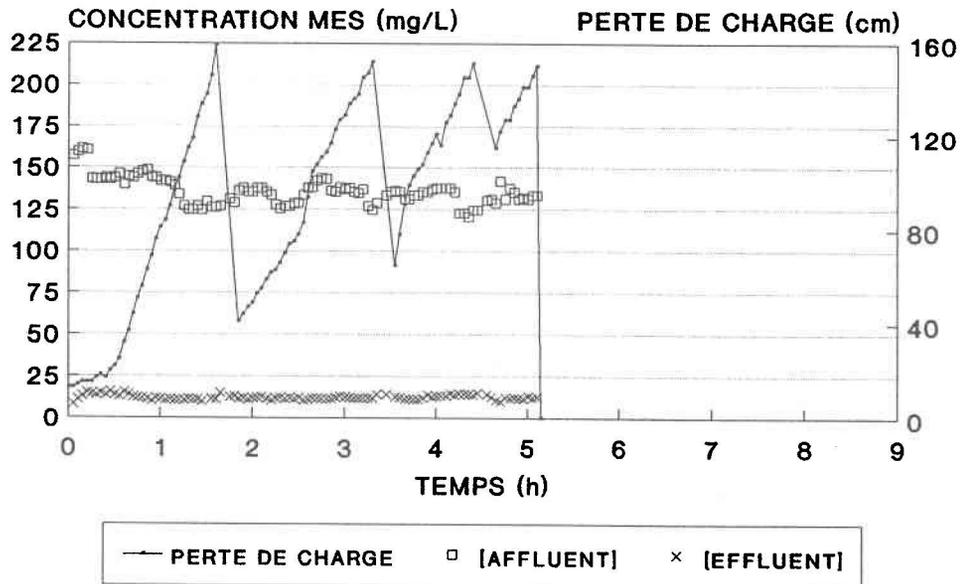
CYCLE BK: 30-10-90; $t_0 = 12.48$ hrs

FIGURE 19: Cycle BK

Les concentrations à l'affluent sont élevées et variables: pour ces 5 cycles, les concentrations fluctuent entre 80 et 200 mg/L. Les cycles AR et BJ présentent les plus fortes variations, soit, pour AR, des concentrations entre 100 et 150 mg/L avec un pic à 200 mg/L, et, pour BJ, de 80 à 190 mg/L. Les cycles BK et AS ont des variations moyennes, soit pour BK des concentrations allant de 120 à 160 mg/L, et pour AS un minimum de 90 mg/L et un maximum de 125 mg/L. Le cycle AT démontre peu de variations, les concentrations oscillant entre 80 et 100 mg/L.

Les concentrations à l'effluent sont faibles et très peu variables: pour ces 5 cycles, la concentration est toujours inférieure à 20 mg/L.

L'évolution des pertes de charge lors de ces cycles est rapide: pour 4 d'entre eux, le premier décolmatage a lieu à l'intérieur des deux premières heures de biofiltration, alors que le premier décolmatage pour le cycle BJ s'effectue après 6 heures. Pour les 5 cycles, l'intervalle de temps entre deux décolmatages est toujours de moins de 2 heures.

- SÉRIE 20/10:

Les 5 cycles, CA,CD,CE,CF et CH ont été effectués avec un débit au décanteur de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ ($1.33 \text{ m}/\text{h}$) et un débit au biofiltre de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ ($4 \text{ m}/\text{h}$). La durée de biofiltration pour ces cycles est variable, allant de 23.40 heures pour le cycle le plus court (cycle CD) à 44.15 heures pour le cycle le plus long (cycle CA).

CYCLE CA: 28-11-90; $t_0 = 13.00 \text{ hrs}$

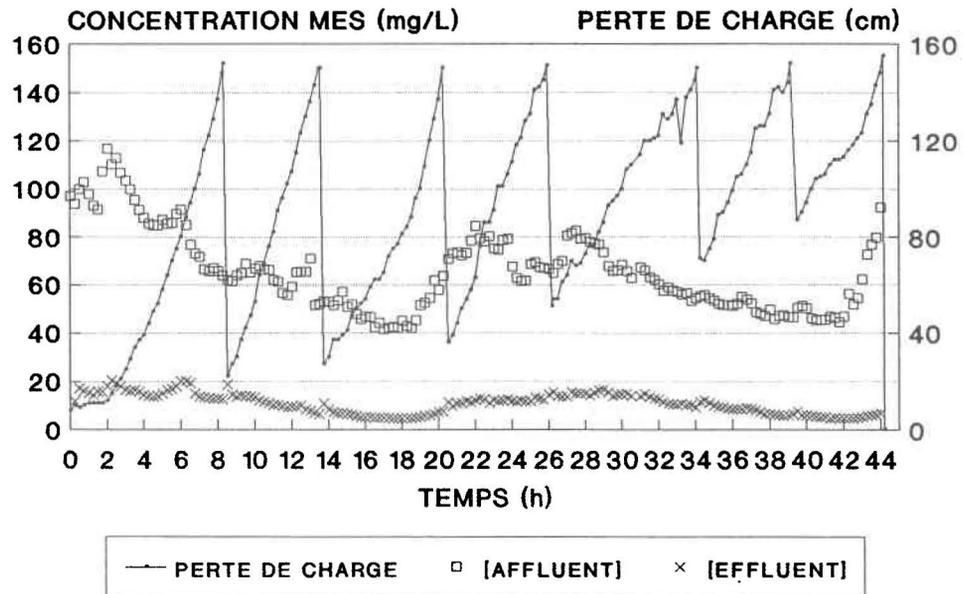


FIGURE 20: Cycle CA

CYCLE CD: 02-12-90; $t_0 = 04.78 \text{ hrs}$

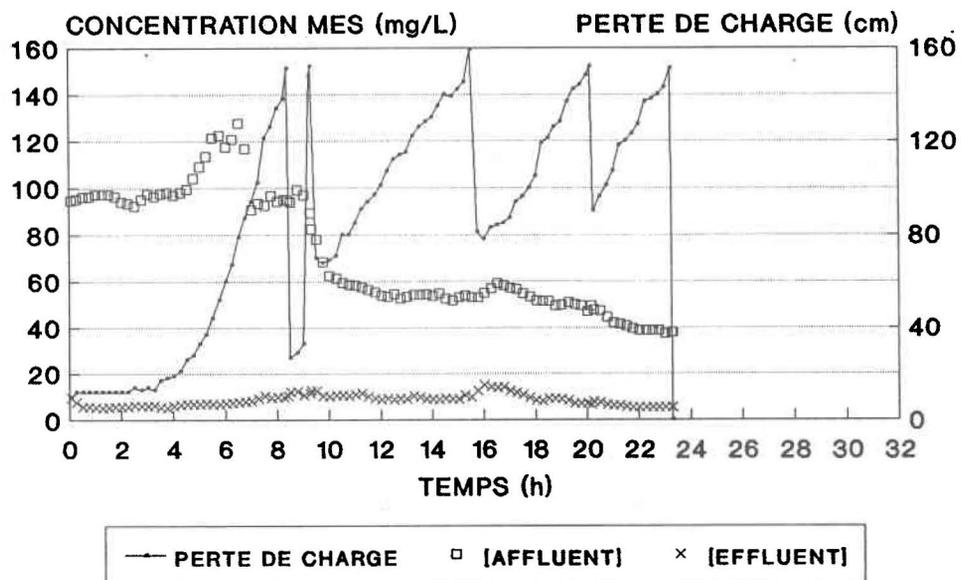


FIGURE 21: Cycle CD

CYCLE CE: 03-12-90; $t_0 = 04.98$ hrs

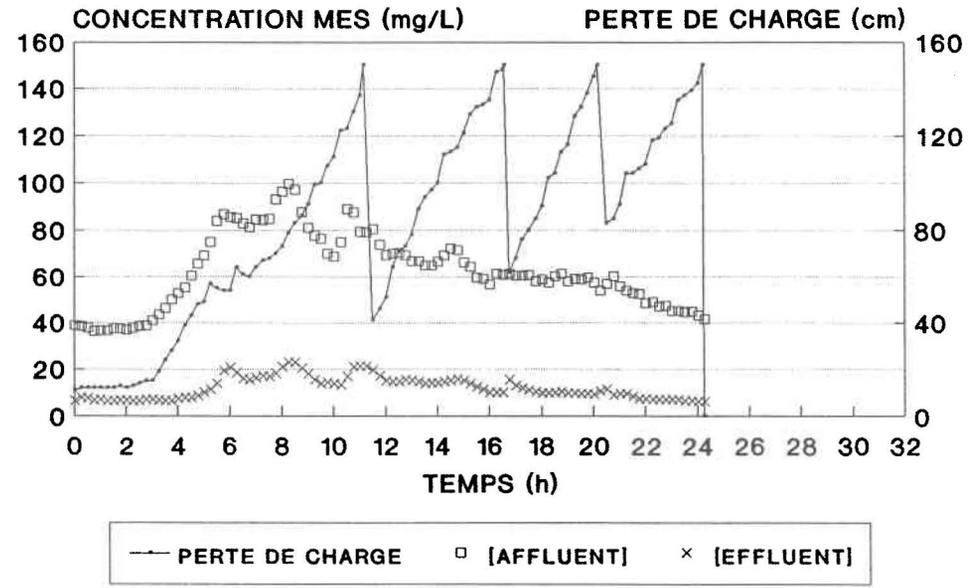


FIGURE 22: Cycle CE

CYCLE CF: 04-12-90; $t_0 = 05.98$ hrs

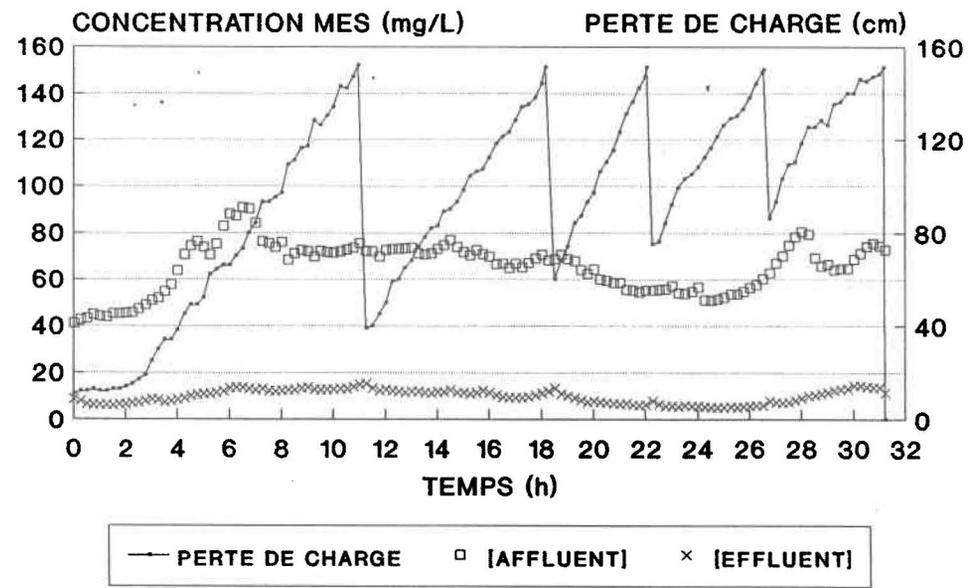


FIGURE 23: Cycle CF

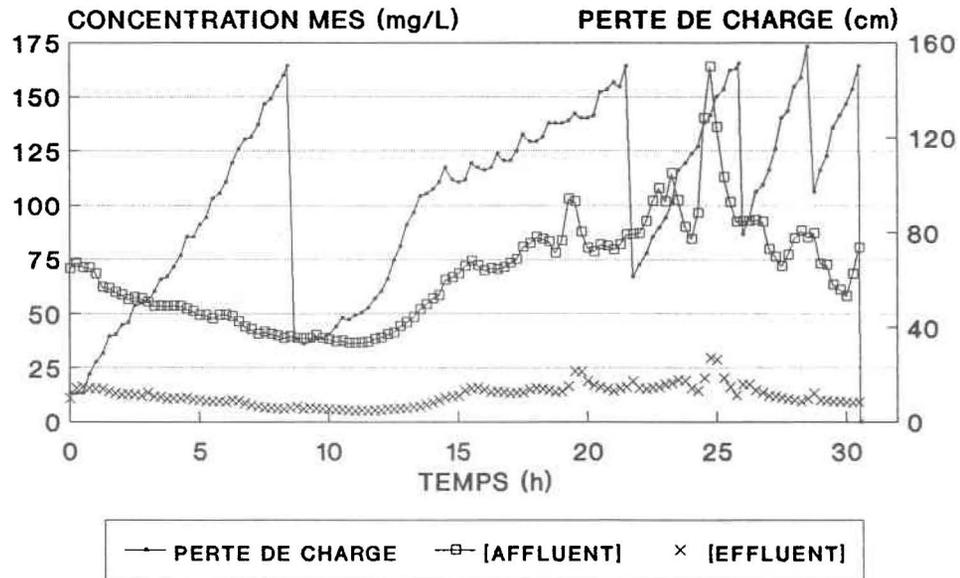
CYCLE CH: 05-12-90; $t_0 = 19.68$ hrs

FIGURE 24: Cycle CH

Les concentrations à l'affluent sont moyennement élevées mais variables: elles vont de 40 à 100 mg/L, avec des pics atteignant 120 mg/L pour les cycles CA et CD, et 160 mg/L pour le cycle CH.

Les concentrations à l'effluent démontrent une variabilité tout en demeurant faibles: elles sont presque toujours entre 5 et 20 mg/L. Toutefois, les cycles CE et CH présentent des concentrations allant respectivement jusqu'à 25 et 30 mg/L.

L'évolution des pertes de charge observée durant ces essais est modérée et variable. Pour 3 d'entre eux, soit les cycles CA, CD et CH, le premier décolmatage s'effectue après les 8 premières heures de biofiltration, alors qu'il a lieu après 11 heures pour les cycles CE et CF. L'intervalle de temps entre deux décolmatages varie entre 2 et 8 heures selon les cycles. Pour le cycle CH, l'intervalle de temps entre le premier et le deuxième décolmatage est de 14 heures: l'évolution en dent de scie des pertes de charge durant cet intervalle semblerait, à titre d'hypothèse, provenir d'une intermittence de l'alimentation en eau au biofiltre.

SÉRIE 20/15:

Les 3 cycles, CB,CC et CK ont été effectués avec un débit au décanteur de 20 m³/h (1.33 m/h) et un débit au biofiltre de 15 m³/h (6 m/h). La durée de biofiltration pour ces cycles est de 27.4 heures pour le cycle CB, 13.45 heures pour le cycle CC et 25.05 heures pour le cycle CK.

CYCLE CB: 30-11-90; $t_o = 10.50$ hrs

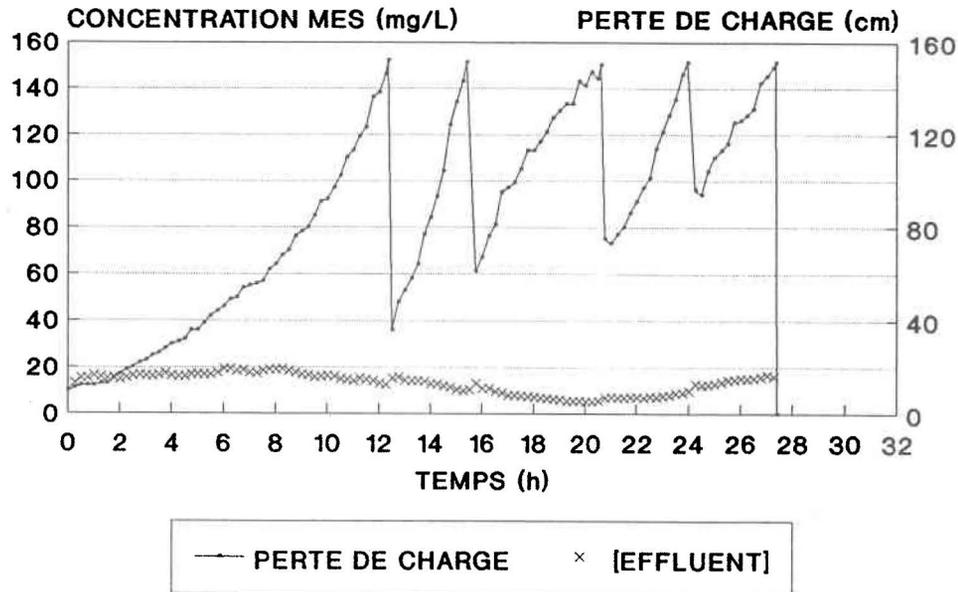


FIGURE 25: Cycle CB

CYCLE CC: 01-12-90; $t_o = 14.58$ hrs

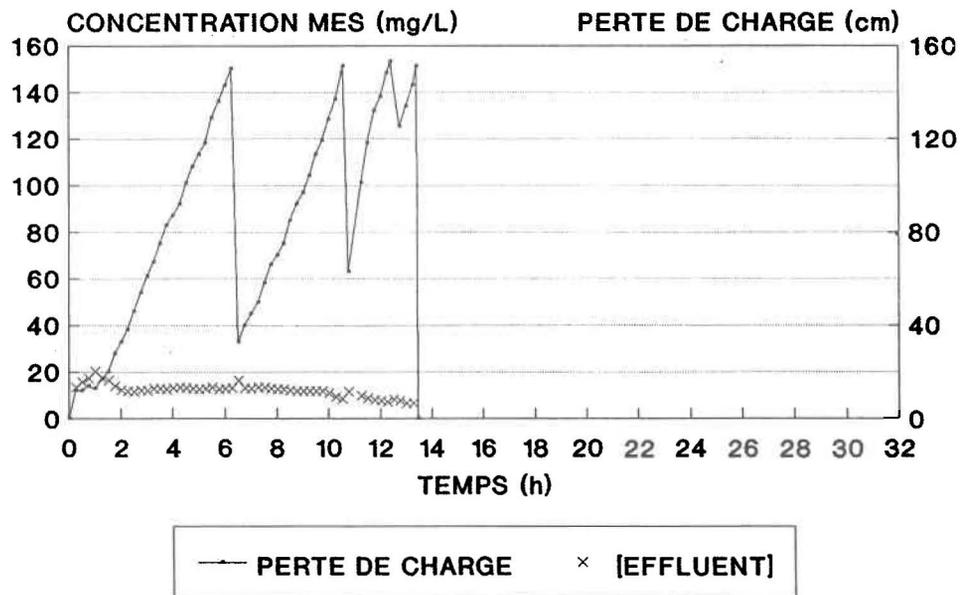


FIGURE 26: Cycle CC

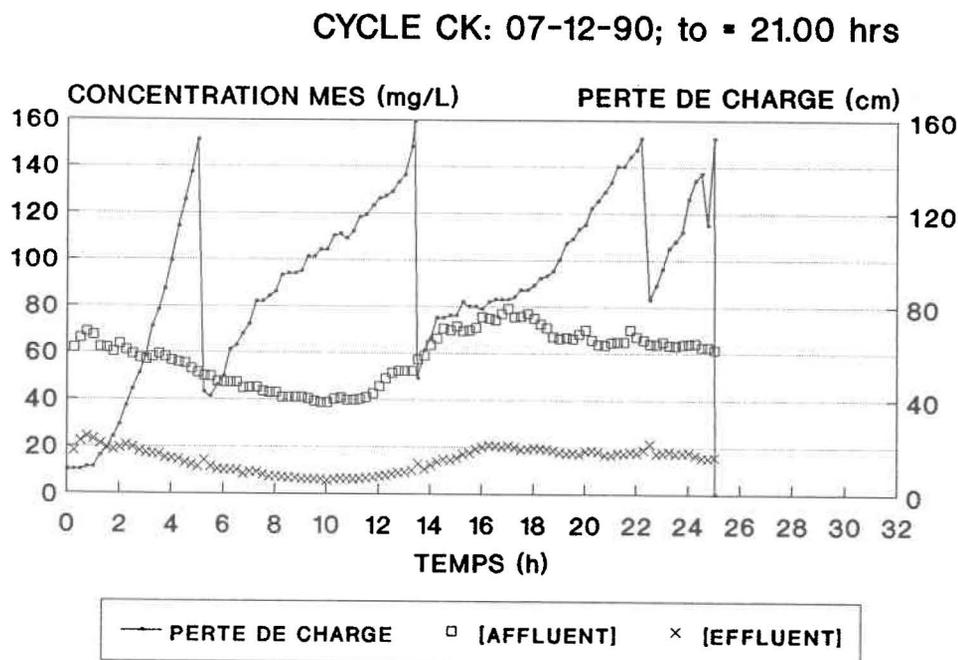


FIGURE 27: Cycle CK

Les concentrations à l'affluent et connues en continu pour le cycle CK varient de 40 à 80 mg/L. Pour les cycles CB et CC, les concentrations à l'affluent ne peuvent être connues en continu: à ces dates, l'instabilité des signaux transmis par la sonde à l'affluent empêche l'utilisation des turbidimètres. Par contre, les résultats de 7 analyses en laboratoire d'échantillons prélevés durant le cycle CB indiquent que des concentrations de 44 à 74 mg/L ont été observées à l'affluent (annexe B). Les analyses des échantillons prélevés pendant le cycle CC indiquent des concentrations de 58 et 63 mg/L.

Les concentrations à l'effluent vont de 5 à 20 mg/L, le cycle CK présentant quelques valeurs allant jusqu'à 25 mg/L.

L'évolution des pertes de charge est modérée et particulièrement variable: le premier décolmatage s'effectue après les 5 et 6 premières heures de biofiltration pour les cycles CK et CC, et après une douzaine d'heures pour le cycle CB. Pour les 3 cycles, l'intervalle de temps entre deux décolmatages varie entre 1 et 8 heures.

- SÉRIE 25/20:

Les 3 cycles, CG, CJ et CM ont été effectués avec un débit au décanteur de 25 m³/h (1.66 m/h) et un débit au biofiltre de 20 m³/h (8 m/h). La durée de biofiltration pour ces cycles est de 4.1 heures, 3.4 heures et 3.5 heures pour les cycles CG, CJ et CM, respectivement.

CYCLE CG: 05-12-90; to = 14.75 hrs

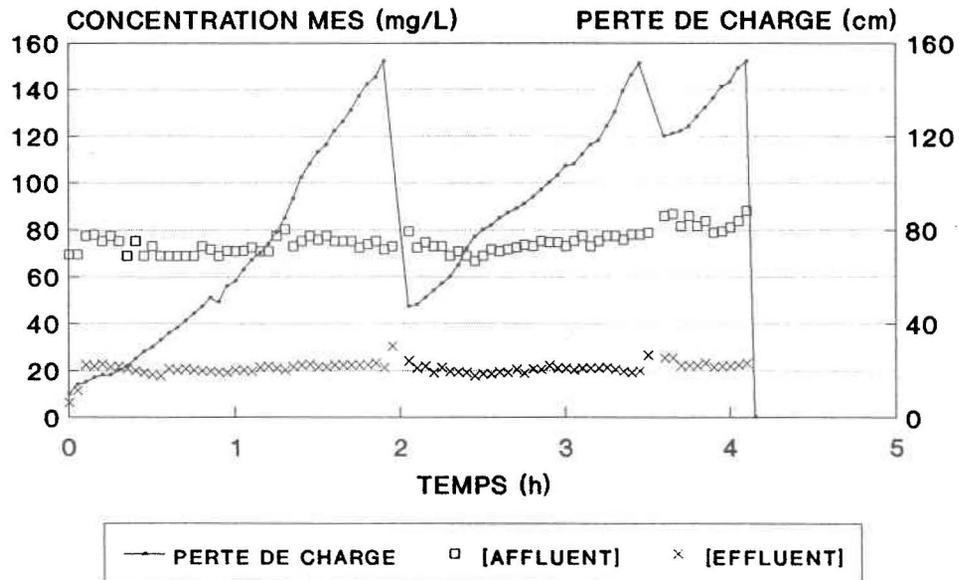


FIGURE 28: Cycle CG

CYCLE CJ: 07-12-90; to = 14.75 hrs

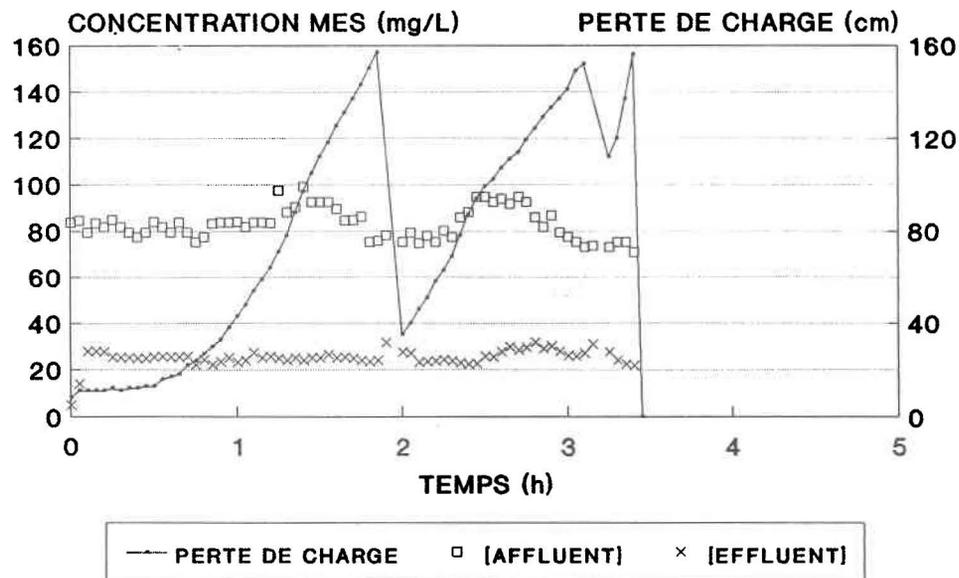


FIGURE 29: Cycle CJ

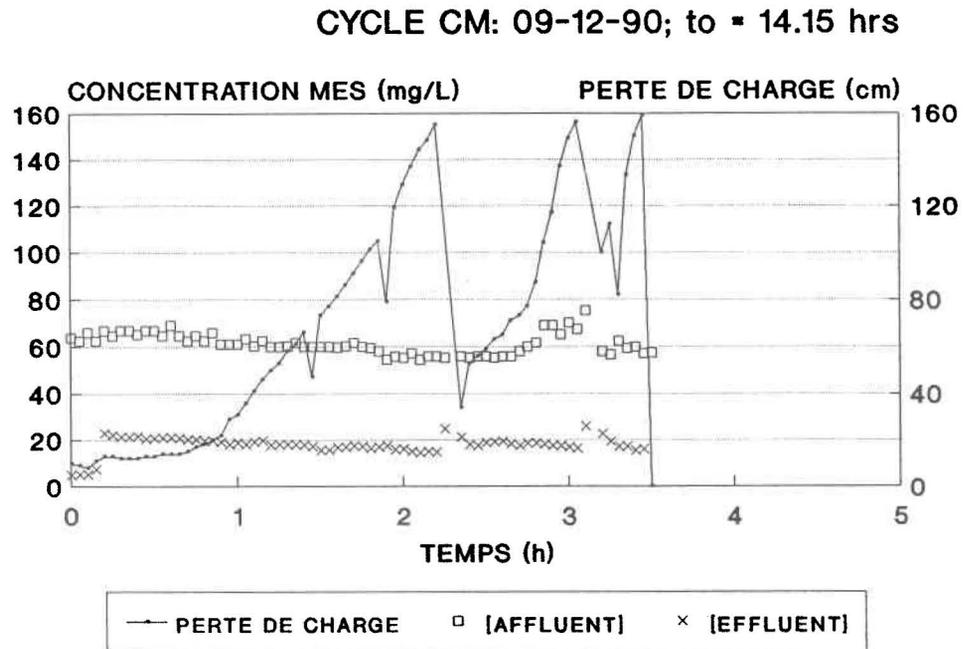


FIGURE 30: Cycle CM

Les concentrations à l'affluent sont peu élevées et stables: elle se situent généralement sous les 100 mg/L: soit entre 65 et 90 mg/L pour le cycle CG; entre 70 et 100 mg/L pour le cycle CJ, et entre 55 et 75 mg/L pour le cycle CM.

Les concentrations à l'effluent sont plus élevées que pour les autres séries et chacun des cycles présente des concentrations dépassant les 20 mg/L. Les concentrations vont de 17 à 25 mg/L pour le cycle CG, de 20 à 33 mg/L pour le cycle CJ, et de 15 à 25 mg/L pour le cycle CM.

L'évolution des pertes de charge occasionne des cycles très courts: le premier décolmatage s'effectue après environ 2 heures de biofiltration, et l'intervalle de temps entre deux décolmatages varie entre une vingtaine de minutes et 1.75 heures pour l'ensemble des cycles.

- SÉRIE 25/10:

Le cycle CN, effectué avec un débit au décanteur de 25 m³/h (1.66 m/h) et un débit au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h), a obtenu une durée biofiltration de 15.25 heures.

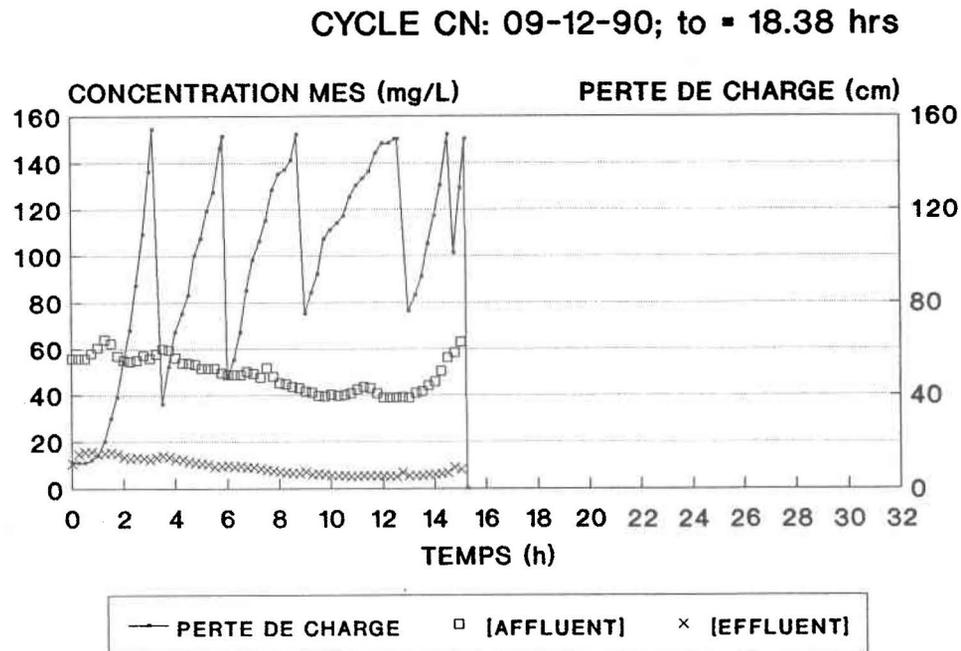


FIGURE 31: Cycle CN

Les concentrations à l'affluent sont peu élevées et varient entre 40 et 65 mg/L.

Les concentrations à l'effluent sont faibles et situent entre 5 et 15 mg/L.

L'évolution des pertes de charge est rapide: le premier décolmatage s'effectue après environ 3 heures de biofiltration, et l'intervalle de temps entre deux décolmatages varie entre 30 minutes et 4 heures.

3.3.2 Essai à débit variable au biofiltre

Cet essai à débit variable au biofiltre, qui a eu lieu le 27 novembre 1990, a été effectué avec un débit constant au décanteur de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ ($1.33 \text{ m}/\text{h}$). Les débits au biofiltre, modifiés volontairement, ont été de 5 , 10 et $15 \text{ m}^3/\text{h}$ ($2 \text{ m}/\text{h}$, $4 \text{ m}/\text{h}$ et $6 \text{ m}/\text{h}$).

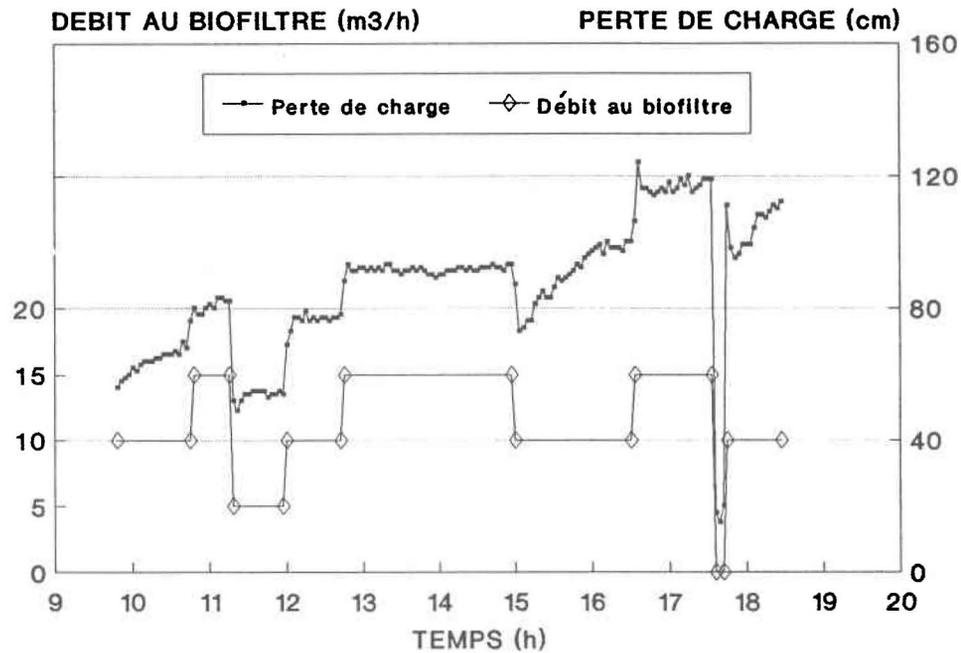


FIGURE 32: Essai à débit variable au biofiltre

La modification substantielle du débit acheminé sur le biofiltre semble apporter une réaction instantanée et marquée de la valeur de la perte de charge. La perte de charge varie dans le même sens que le débit: des gains de 10 à 20 cm C.E. sont observés lors des augmentations du débit de $5 \text{ m}^3/\text{h}$ ($2 \text{ m}/\text{h}$), et des chutes de 30 à 20 cm C.E. sont observées lors d'une diminution de débit de 10 et de $5 \text{ m}^3/\text{h}$.

3.3.3 Essai avec changement de débit au décanteur

Cet essai a été effectué avec un débit constant au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h). Par contre, le débit au décanteur a été maintenu à 30 m³/h (2 m/h) jusqu'au premier décolmatage, et a ensuite été abaissé à 20 m³/h (1.33 m/h) pour la durée restante du cycle. La durée totale de biofiltration pour ce cycle est de 28.5 heures.

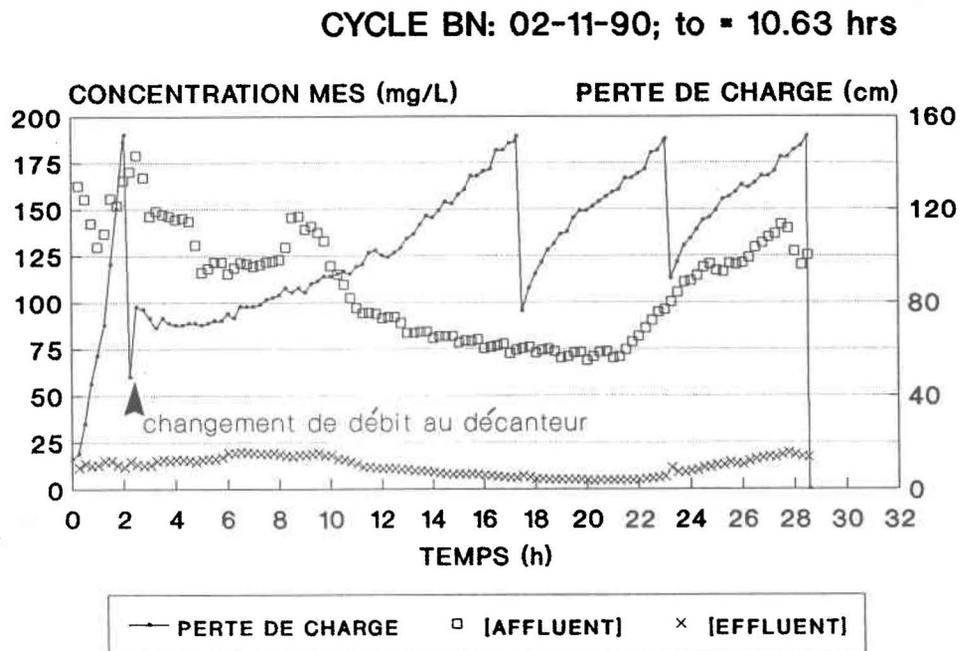


FIGURE 33: Cycle BN

Les concentrations à l'affluent sont particulièrement élevées et variables: elles fluctuent entre 75 et 150 mg/L, avec un pic à 175 mg/L.

Les concentrations à l'effluent sont faibles, allant de 5 à 20 mg/L.

L'évolution des pertes de charge observée durant cet essai est très variable: le premier décolmatage s'effectue après environ 2 heures de filtration, alors que l'intervalle de temps entre deux décolmatages varie entre 6 et 16 heures.

3.3.4 Conclusion

Le suivi en continu des concentrations en MES, devenu possible grâce à l'utilisation des sondes de turbidité, favorise l'observation de certains comportements. En effet, il est intéressant de noter que pour tous les essais, et quel que soit le contexte hydraulique, de légères augmentations de la concentration à l'effluent, de l'ordre de 5 à 10 mg/L par rapport à la concentration antérieure, sont perceptibles pour quelques pas de temps au moment des décolmatages. De plus, il devient facile de visualiser le rôle que joue le biofiltre en terme d'enlèvement des MES. Ainsi, et pour tous les cycles, à l'exception de ceux de la série 30/10 qui semblent se comporter différemment, l'évolution de la concentration à l'effluent le long du cycle de biofiltration suit généralement celle à l'affluent, et ceci sans décalage important. Le cycle CE (figure 22) présente un excellent exemple de ce comportement.

En ce qui concerne les pertes de charge et leurs progressions, des tendances semblent aussi se dessiner. Une analyse plus approfondie de ces comportements du biofiltre est présentée dans le prochain chapitre.

CHAPITRE 4

ANALYSE ET DISCUSSION

L'interprétation des données recueillies permet d'obtenir de nombreuses réponses quant au comportement du procédé de biofiltration Biodrof, à la fois en ce qui concerne l'enlèvement des MES et l'évolution des pertes de charge. Il importe de rappeler que l'ensemble des résultats a été obtenu suite à l'alimentation en continu du procédé par un affluent en eaux usées réelles. La variabilité temporelle des caractéristiques qualitatives de l'affluent reflète fidèlement la réalité des eaux usées domestiques. Inspirée de la méthode classique d'analyse de sensibilité d'un système à la variation des paramètres, l'analyse qui découle des résultats obtenus nous amène à cerner et à quantifier l'effet de plusieurs variables. En ce sens, les deux mécanismes étudiés sont traités séparément, soit, dans un premier temps, l'analyse des résultats pour l'enlèvement des MES et, dans un deuxième temps, l'analyse des résultats pour les pertes de charge.

4.1 ENLEVEMENT DES MES

Rappelons que le taux d'enlèvement des MES (T.E.) est défini comme suit:

$$\text{T.E. (\%)} = \frac{[\text{AB}]_t - [\text{EB}]_t}{[\text{AB}]_t} * 100$$

et que les contextes hydrauliques sont identifiés en m³/h, selon la notation: débit au décanteur/débit au biofiltre.

4.1.1 Généralités

L'observation et l'analyse des cycles de biofiltration permet d'abord de tirer certaines généralités quant au comportement du biofiltre. Lors des différents essais, les taux d'enlèvement des MES obtenus se situent généralement entre 70 % et 95 %. Ceci concorde avec les études de performance effectuées par le PCRB (1986), Gendron Lefebvre (1986) et Degrémont Inf. (1984).

- Début des cycles:

En tout début de cycle et ceci pour une période d'environ 15 minutes, un taux d'enlèvement plus élevé est souvent observé. Ceci est un artefact dû au temps de rétention considéré comme nul pour fin de calcul. En effet, la concentration à l'effluent ne représente pas l'affluent filtré, mais un effluent correspondant à l'eau de rinçage du lavage précédent (figure 34). Quant au phénomène de "queue de lavage", parfois mentionné dans la littérature (Lab-Teq, 1990) et qui consiste en un mauvais rendement pendant les premiers temps de filtration, il n'a pas été observé en ce qui concerne l'enlèvement des MES.

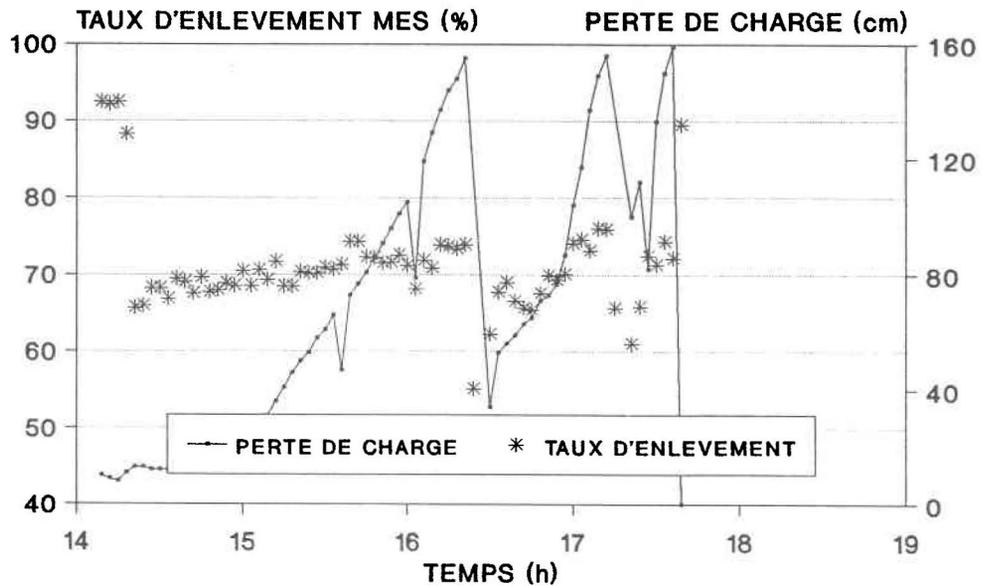


FIGURE 34: Variation du taux d'enlèvement des MES, en début de cycle et aux interventions de décolmatages, pour le cycle CM

- Interventions de décolmatages:

Pour tous les cycles, une légère baisse du taux d'enlèvement (T.E.) des MES est observée lors des décolmatages à l'air (figure 34). L'utilisation de sondes de turbidité couplée à un pas de temps très court, plutôt qu'un échantillonnage composé sur plusieurs heures, permet de mieux cibler et quantifier cet effet ponctuel. Cette baisse du T.E. est faible, et généralement de l'ordre de 5 % à 10 % par rapport à la valeur enregistrée avant le décolmatage. Cette baisse est immédiatement observée et se poursuit sur une courte période oscillant entre 10 et 20 minutes. Cet effet, dit de relargage, est mentionné par l'étude Gendron Lefebvre (1986) pour leurs essais où il y a présence de boue d'alun.

Les décolmatages à l'air ayant pour fonction de redistribuer les dépôts de particules dans le lit filtrant, et étant donné que la concentration à l'effluent augmente instantanément, il est possible qu'il y ait relargage de particules antérieurement fixées dans le biofiltre. De plus, ce brassage occasionne une expansion momentanée de la matrice poreuse et donc, théoriquement, une diminution de l'action filtrante due à une porosité plus élevée (Metcalf et Eddy, 1979). Ces processus, à des degrés respectifs non déterminés, expliqueraient donc la diminution du T.E. des MES lors de ces interventions.

Du point de vue pratique de l'opération, la faible diminution du rendement du biofiltre en terme d'enlèvement des MES est négligeable et les décolmatages deviennent un excellent moyen d'augmenter la durée des cycles de biofiltration.

- Effluent versus affluent:

D'une manière générale, la concentration en MES à l'effluent est en relation directe avec celle à l'affluent. La figure 35 représente un exemple de ce comportement.

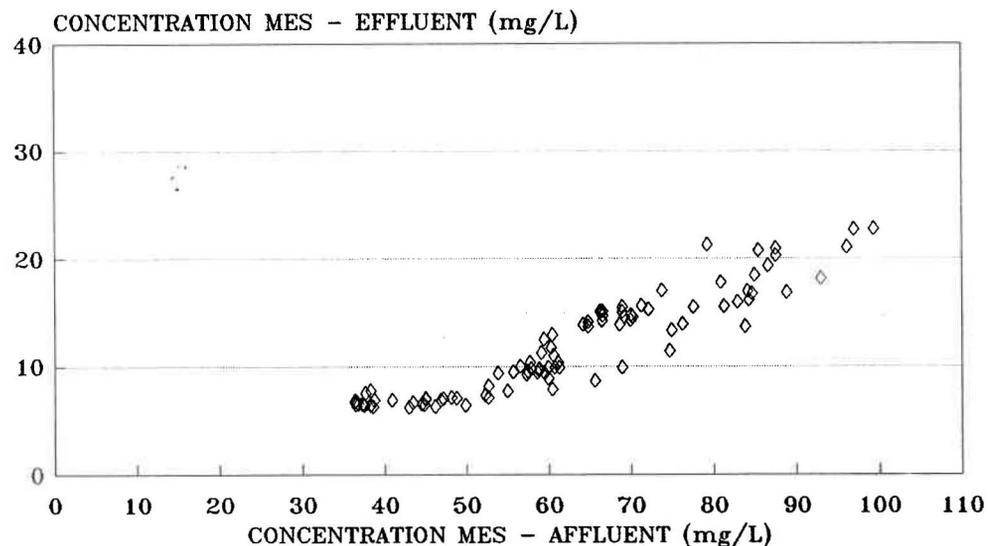


FIGURE 35: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, au même temps, pour le cycle CE (contexte hydraulique 20/10)

A l'exception des cycles d'une série, cette relation directe a été observée pour tous les cycles des différents contextes hydrauliques étudiés. Ce type de relation est également observé dans l'étude de Lab-Teq (1990) pour les biofiltres Biofor.

Cependant, une série d'essais ne semble pas suivre ce comportement et ne présente pas de relation directe entre la concentration en MES à l'affluent et celle à l'effluent (figure 36). En effet et pour les cycles de la série 30/10, les mécanismes d'enlèvement ne semblent pas être les mêmes. La filtration est extrêmement efficace: la concentration à l'effluent étant régulièrement inférieure à 15 mg/L, malgré des concentrations à l'affluent allant jusqu'à près de 200 mg/L. Ceci provoque des T.E. élevés, voisins de 95 %. Le débit appliqué au décanteur, ainsi que le type de particules transitant vers le biofiltre, peuvent être invoqués comme cause de ce résultat. Il peut être suggéré qu'une plus grande proportion de particules décantables soit présentes et que ces particules, de par leurs dimensions plus élevées, subissent une meilleure filtration.

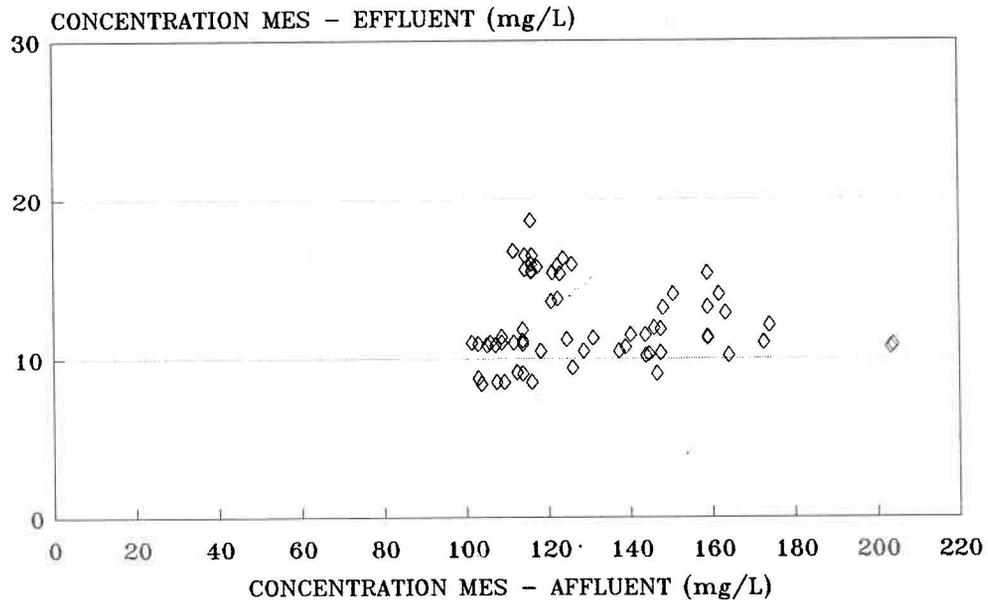


FIGURE 36: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, au même temps, pour le cycle AR (contexte hydraulique 30/10)

En isolant les variables potentiellement influentes sur le rôle d'enlèvement des MES, il est possible de procéder à une analyse plus systématique des comportements observés.

4.1.2 Effet de l'état du biofiltre et des caractéristiques de l'affluent

Des variations de l'ordre de 10 % à 15 % du T.E. des MES peuvent être observées à l'intérieur d'un même cycle à contexte hydraulique fixe. Etant donné que les débits ne varient pas, non plus que la configuration du filtre, les causes de ces variations ne peuvent être expliquées que par l'état du biofiltre ou par les caractéristiques de l'affluent.

A- État du biofiltre:

Selon la littérature spécifique aux procédés de biofiltration de type ruisselant (PCRB, 1986; Gendron Lefebvre, 1986; Ouellet, 1991), l'état du biofiltre n'a pas d'influence sur le taux d'enlèvement des MES. Les résultats obtenus lors de nos essais confirment ces observations. En effet, il n'y a aucune modification importante du T.E. au fur et à mesure que la biofiltration s'effectue (figures 37, 38 et 39). Cet état du biofiltre peut être caractérisé par différents paramètres dont l'âge du cycle, la valeur de la perte de charge, ou encore la charge captée en MES.

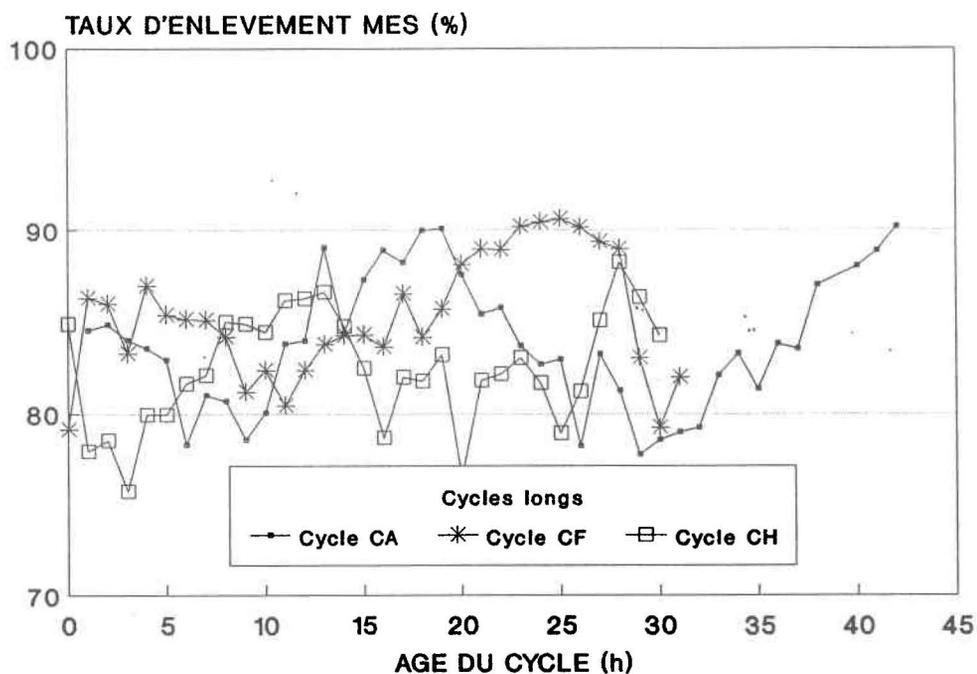


FIGURE 37: Taux d'enlèvement des MES en fonction de l'âge du cycle, pour les cycles de la série 20/10

La figure 37 permet de vérifier qu'aucune tendance ne semble relier les variations du T.E. à l'âge d'un cycle, et qu'aucune détérioration systématique du T.E. n'est observée en début ou en fin de cycle de biofiltration. Ces comportements sont également observés pour les autres cycles.

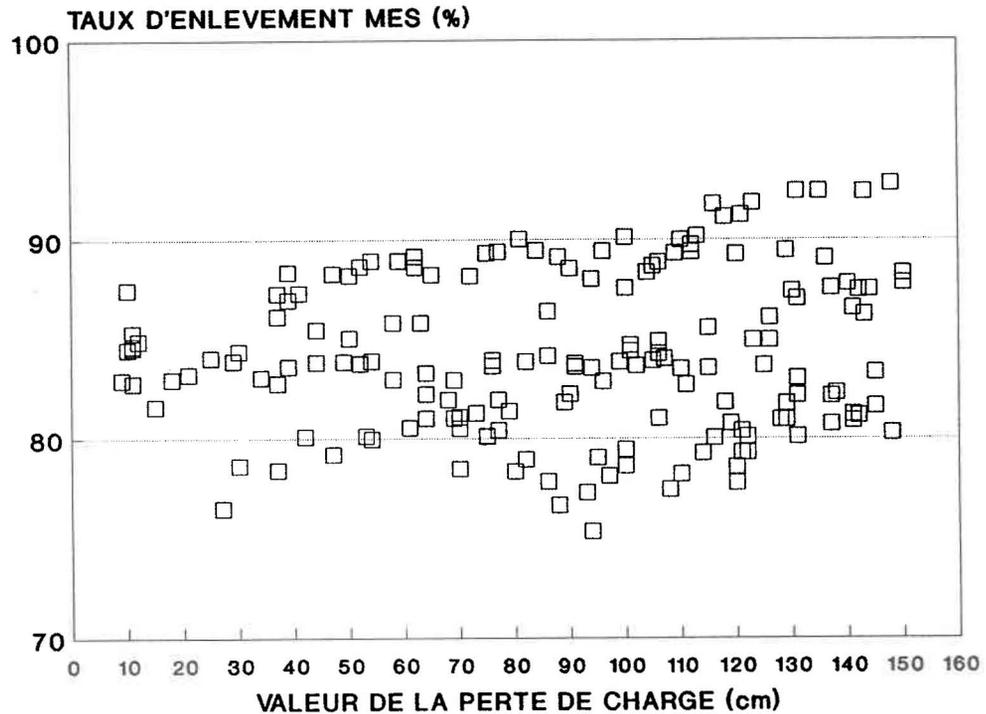


FIGURE 38: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la perte de charge, pour le cycle CA

La figure 38 illustre les T.E. obtenus (cycle CA) en fonction de la perte de charge (celle-ci correspondant aux différentes valeurs lues pendant sa progression entre les décolmatages). A une même valeur de perte de charge correspond des T.E. différents: ainsi, à la valeur de 90 cm C.E. par exemple, correspondent des T.E. allant ici de 76 % à 89 %. En outre, des T.E. similaires sont indifféremment observés, que la perte de charge soit plus élevée ou plus faible. A titre d'exemple, à 60 ou à 130 cm C.E., correspondent des T.E. se situant entre 80 % et 90 %. Selon toute vraisemblance, et pour les autres cycles également, une plus grande perte de charge n'entraîne donc pas un meilleur enlèvement.

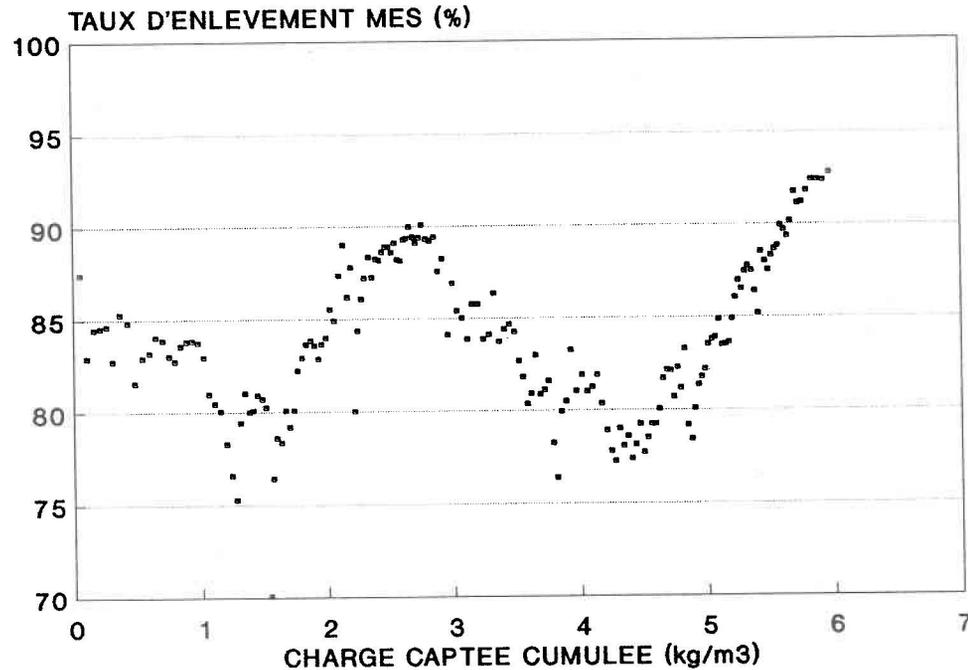


FIGURE 39: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la charge captée cumulée, pour le cycle CA

Les résultats de la figure 39 démontrent très bien que les variations du T.E., bien que semblant suivre une tendance ondulatoire quelconque, ne sont pas reliées à la charge captée en MES dans le biofiltre: ainsi, une plus grande quantité de MES captée dans le biofiltre ne semble pas favoriser les mécanismes d'enlèvement des particules. Bien que d'autres cycles expriment aussi des variations du T.E. au fur et à mesure que la filtration s'effectue, les valeurs des T.E. maximum ne sont pas reliées à des valeurs de charges captées cumulées particulières. Cette tendance ondulatoire est expliquée plus loin comme étant reliée à la nature des particules, laquelle varierait selon l'heure du jour.

Ces résultats sont extrêmement importants, tant au point de vue de la compréhension du procédé qu'au point de vue de l'analyse subséquente des autres résultats. Le fait que l'état dans lequel se trouve le biofiltre n'intervienne pas sur les taux d'enlèvement des MES, permet de comparer des cycles ou des portions de cycles dans le but de cibler l'influence d'autres variables, et ceci sans que la fonction filtrante du procédé Biodrof ne

soit altérée.

B- Caractéristiques de l'affluent:

- Concentration en MES à l'affluent:

Selon nos résultats, les variations du T.E. à l'intérieur d'un même cycle ne sont pas directement fonction de la concentration en MES à l'affluent, et aucune corrélation ne peut être obtenue entre le T.E. et l'ordre de grandeur de la concentration en MES à l'affluent (figure 40).

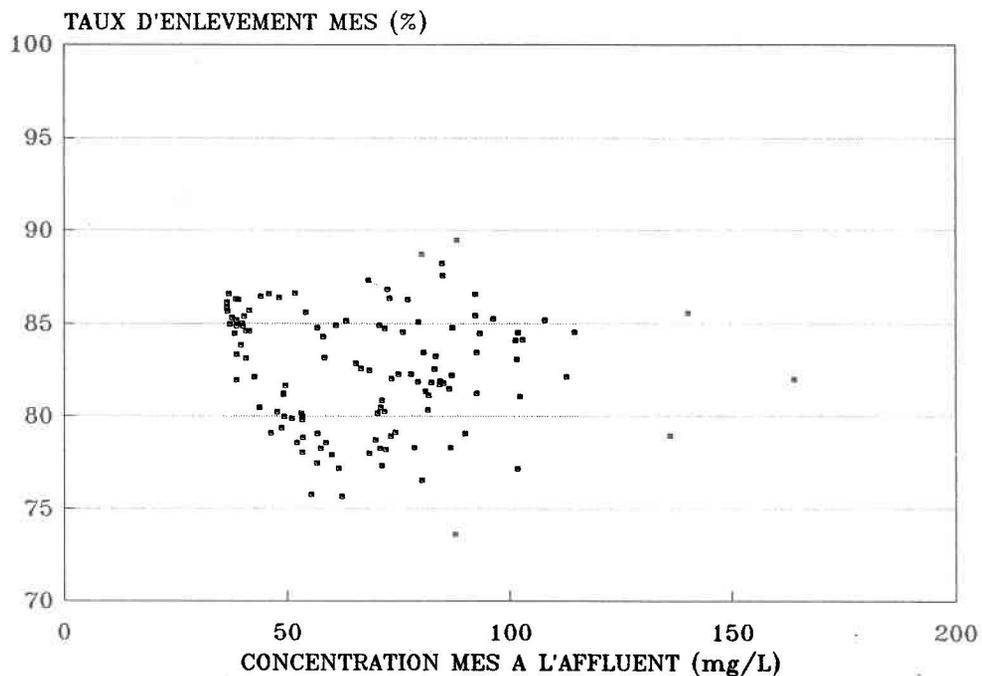


FIGURE 40: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la concentration à l'affluent, pour le cycle CH (contexte hydraulique 20/10)

Le nuage de points de la figure 40 permet de visualiser le fait que des taux d'enlèvement différents peuvent être observés pour une même valeur de concentration à l'affluent (ex. à 75 mg/L) et que ces taux ne suivent aucune tendance, que la concentration à l'affluent soit faible (40 mg/L) ou élevée (100 mg/L).

Tous les cycles pour lesquels une certaine variation (10 % à 15 %) du taux d'enlèvement est observée présentent ce comportement, quelque soit la concentration en MES à

l'affluent.

Les cycles de la série 30/10, déjà particuliers en regard de leurs hauts T.E., présentent peu de variations de ces derniers (généralement 5 %) à l'intérieur d'un même cycle. Ainsi, le cycle BJ (figure 41), pour lequel les concentrations à l'affluent sont très variables, conserve un T.E. à peu près constant, soit 95 %, que la concentration à l'affluent soit de 75 ou de 190 mg/L. Soulignons que sur cette figure, les T.E. inférieurs à 93 % correspondent aux chutes de rendement observées lors des décolmatages.

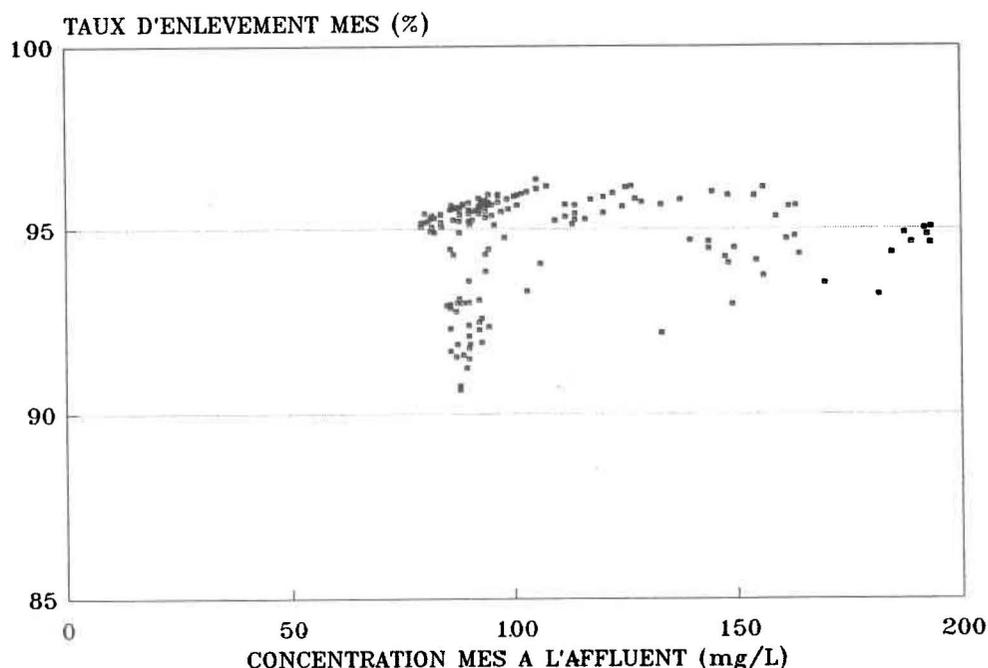


FIGURE 41: Taux d'enlèvement des MES en fonction de la concentration à l'affluent, pour le cycle BJ (contexte hydraulique 30/10)

Cette absence de relation, obtenue pour tous les cycles, signifie que le biofiltre Biodrof maintient un taux d'enlèvement des MES sensiblement constant, peu importe la concentration en MES à l'affluent. Ceci confirme les observations du PCRB (1986) selon lesquelles la moyenne des rendements pour les concentrations maximum n'est pas différente de la moyenne des rendements pour les concentrations minimum.

- Nature des particules:

Aucune caractérisation systématique de la nature des particules n'a eu lieu lors de cette étude réalisée en continu. Toutefois, pour les cycles effectués en période de temps sec et dont la durée est suffisamment longue (15 heures et plus) pour observer une variation substantielle de la valeur du T.E. (10 à 15 %), il est possible de mettre en évidence une relation entre le T.E. et l'heure de la journée. Une telle relation est illustrée à la figure 42.

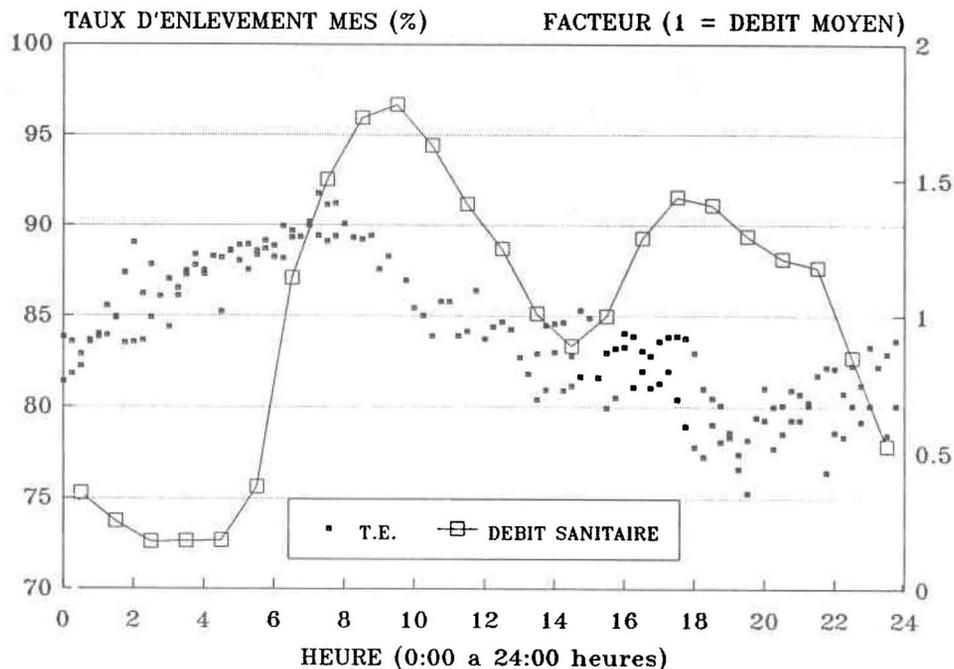


FIGURE 42: Variation du taux d'enlèvement des MES en fonction de l'heure du jour, pour le cycle CA (durée totale du cycle: 44 heures)

D'une durée totale de 44 heures, le cycle CA permet de faire chevaucher les deux résultats de taux d'enlèvement, décalés de 24 heures, et obtenus pour une même heure à l'intérieur du même cycle. Une tendance claire se manifeste: en effet, à partir de 20:00 heures environ, et jusqu'à 7:00 ou 8:00 heures a.m., il y a augmentation graduelle du T.E. (par exemple, de 80 % à 90 % pour le cycle CA). Le maximum de rendement se situe aux alentours de 7:00 heures a.m. Par la suite, une diminution progressive est observée jusqu'à 20:00 heures, moment où l'enlèvement semble minimum. A peu de choses près, cette évolution journalière du T.E. se répète pour les autres cycles de 15 heures et plus.

Cette évolution temporelle du T.E. apparaît difficile à expliquer. En admettant que le débit transitant sur le réseau puisse influencer la qualité de l'eau usée acheminée au biofiltre, il devient légitime de se demander comment se comporte ce débit sur une période de 24 heures. A titre d'information, un patron de fluctuation horaire du débit sanitaire (source: BPR, 1989) a été superposé (sans décalage de temps) aux T.E. obtenus pour le cycle CA. En supposant un décalage de 2 heures¹ (temps de parcours de la conduite au biofiltre), la diminution du débit sur le réseau de 18:00 à 5:00 heures pourrait être mise en phase avec l'augmentation du T.E. obtenu de 20:00 à 7:00 heures au biofiltre. Il semble toutefois prématuré, étant donné les résultats fragmentaires, de soutenir que les variations de débit sur le réseau puissent avoir un lien direct avec les variations du T.E.. Bien que nous ne prétendions pas apporter d'élucidation à ce comportement, nous tenons néanmoins à en faire part au lecteur en lui présentant les résultats obtenus. C'est qu'en effet, un tel comportement pourrait éventuellement influencer (à la hausse ou à la baisse) les résultats de performance du procédé selon les périodes choisies pour l'évaluation du rendement.

L'examen de la figure 42 permet également de mettre en évidence le fait que les T.E. sont plus élevés (généralement entre 82 % et 92 %) sur l'intervalle de temps entre 0:00 et 12:00 heures alors que sur l'intervalle entre 12:00 et 24:00 heures, les T.E. obtenus sont plus faibles (sous 85 %). Cette différence du T.E. obtenue sur ces 2 intervalles ne semble pas être liée directement à la valeur de la concentration en MES à l'affluent. A la figure 43, où ces taux ont été portés en graphique en fonction de la concentration à l'affluent, il est possible de voir qu'une même concentration en MES à l'affluent obtient un T.E. différent selon qu'elle est appliquée entre 0:00 et 12:00 heures ou entre 12:00 et 24:00 heures. Les groupes distincts de taux d'enlèvement, mis en évidence par cette dernière figure, semblent donc démontrer l'effet indirect de l'heure du jour.

1 Le temps de concentration du réseau Est de la CUQ (du raccordement le plus en amont jusqu'à l'exutoire) est d'environ 1.5 heures. En ajoutant .5 heure pour le passage de l'eau au puits de pompage et au décanteur, nous obtenons un temps approximatif de 2 heures.

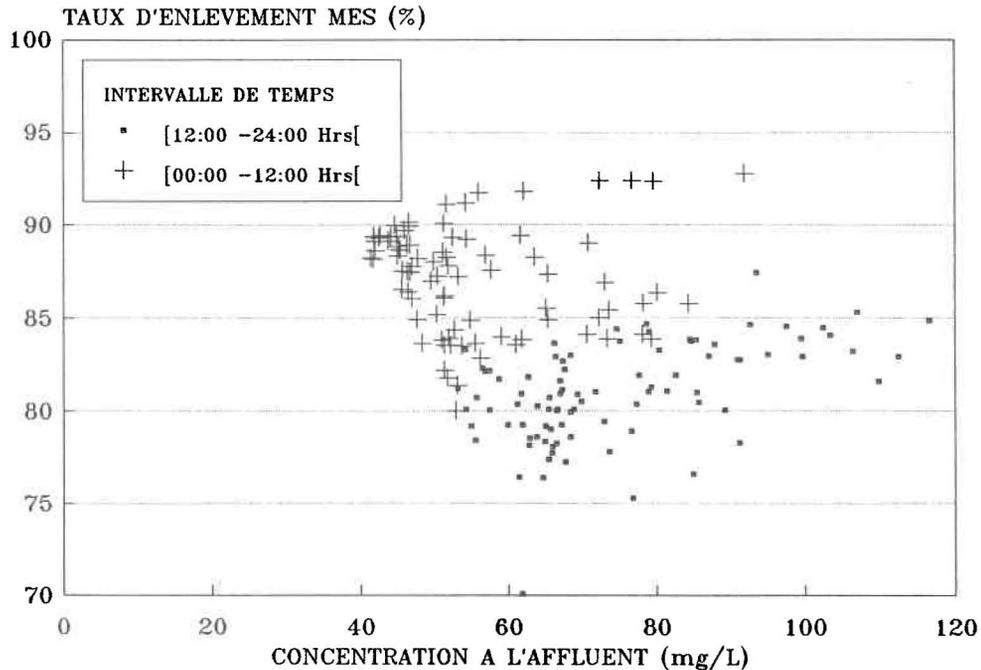


FIGURE 43: Taux d'enlèvement des MES pour différentes concentrations en MES à l'affluent, selon deux groupes d'heures, pour le cycle CA

Le type de particules présentes dans l'eau usée varie selon les activités humaines, ces dernières étant en bonne partie régies par l'heure du jour. La nature de ces particules semblerait responsable de cette évolution journalière du T.E.. Théoriquement, il apparaît que les particules décantables (soit par leur plus grande taille ou par leur plus grande densité) soient mieux filtrées. Or, la quantité des MES décantables par rapport aux MES totales contenues dans les eaux usées est variable. Ainsi, deux échantillons d'eaux de l'affluent du biofiltre, dont la concentration en MES totales est la même (ex. 80 mg/L), peuvent présenter des proportions différentes en MES décantables. Ceci pourrait expliquer pourquoi une même concentration en MES totales à l'affluent obtiendrait (toute chose étant égale par ailleurs) des T.E. différents. Il semble cependant difficile d'expliquer pourquoi ou comment une plus grande fraction de particules décantables dans la teneur en MES totales (le pourcentage des décantables) serait présente dans les eaux usées décantées de l'affluent du biofiltre entre 00:00 et 12:00 heures, plutôt qu'entre 12:00 et 24:00 heures.

4.1.3 Effet du débit au décanteur et au biofiltre

En comparant des cycles ayant le même débit au biofiltre mais des débits différents au décanteur, il est possible d'isoler l'effet du débit au décanteur sur le T.E., et, en procédant inversement, d'isoler l'effet du débit au biofiltre. Tous les résultats représentatifs des différents cycles ont été regroupés par contextes hydrauliques. Une analyse statistique de la distribution des T.E. a conduit aux résultats présentés au tableau 6.

TABLEAU 6: Moyennes des taux d'enlèvement des MES pour différents contextes hydrauliques (*)

Contexte hydraulique	20/10	20/15	25/10	25/20	30/10
Débit au decanteur	20	20	25	25	30
Débit au biofiltre (m3/h)	10	15	10	20	10
Nombre de valeurs	508	96	58	198	474
Moyenne du T.E. (%)	83.73	76.47	82.24	70.8	91.57
Variance (%)	12.02	28.68	21.9	7.18	9.47
Écart-type (%)	3.47	5.36	4.68	2.68	3.08
Médiane (%)	83.84	74.93	82.84	70.9	91.49
intervalle de confiance a 95 %	[83.43 a 84.03]	[75.38 a 77.55]	[81.01 a 83.47]	[70.42 a 71.17]	[91.30 a 91.85]

* Note: Les valeurs des taux d'enlèvement des MES correspondant aux effets des décolmatages et aux distorsions de débuts et de fins de cycles ont été retirées.

A- Effet du débit ou de la charge superficielle au décanteur:

Plusieurs essais ont été effectués avec un débit constant de 10 m³/h (4 m/h) au biofiltre. Les moyennes des T.E. pour les essais où le débit au décanteur est de 20 m³/h (1.33 m/h), 25 m³/h (1.66 m/h) et 30 m³/h (2 m/h), sont respectivement de 84 %, 82 % et 92 %.

Les taux d'enlèvement moyens de 84 % et 82 % sont similaires et la différence de 2 % n'est pas jugée significative. Il semble donc qu'une augmentation du débit au décanteur de 20 à 25 m³/h (1.33 à 1.66 m/h) n'occasionne pas de variation du T.E. ni de changement de comportement du biofiltre quant à son rôle d'enlèvement des MES. Cette hypothèse serait confirmée par la figure 44, où une bonne relation est observée entre la concentration en MES à l'effluent et celle à l'affluent, pour un débit au décanteur de 25 m³/h (1.66 m/h), conformément à la bonne relation précédemment mentionnée pour les cycles de contexte hydraulique 20/10 (figure 35). Cependant, étant donné la faible taille de l'échantillon à 25 m³/h (N=58, soit un seul cycle), il importe d'interpréter ces résultats avec prudence. En effet, il est possible que cet échantillon ne soit pas représentatif par rapport aux deux autres (soit à 20 m³/h, N=508 et à 30 m³/h, N=474), considérant de plus, que l'heure du jour puisse avoir une certaine influence sur la valeur du T.E..

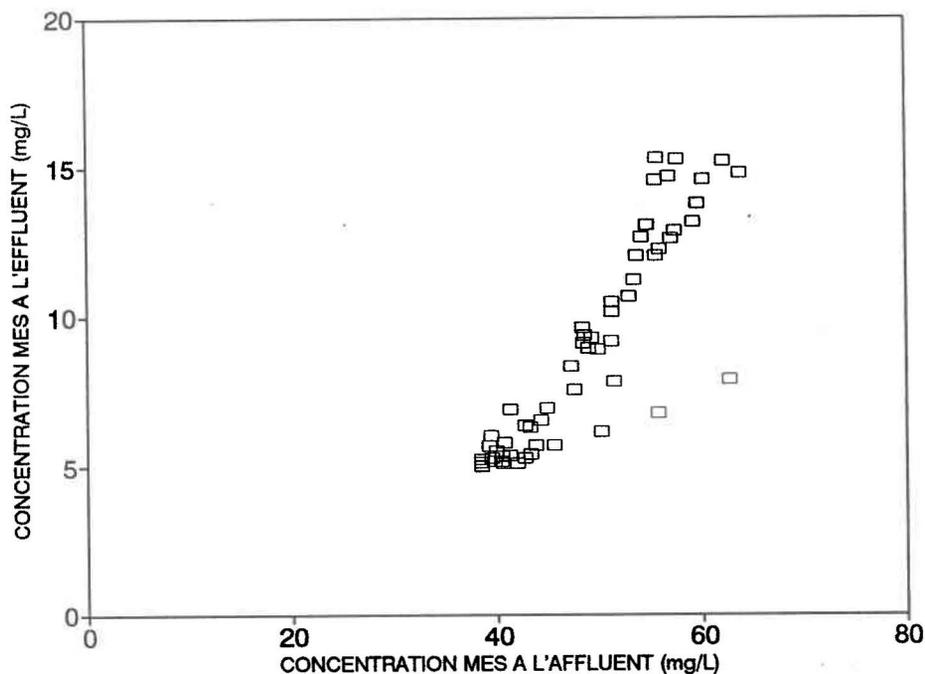


FIGURE 44: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent (contexte hydraulique 25/10)

Par contre, une différence plus marquée entre les T.E. et entre les comportements du biofiltre semble prévaloir lorsque les résultats des essais à 20 et/ou 25 m³/h (1.33 et/ou 1.66 m/h) de débit au décanteur sont comparés aux résultats obtenus lorsque le débit au décanteur est de 30 m³/h (2 m/h). Afin de vérifier si cette différence est significative, des tests de Student sur le T.E. moyen ont été effectués entre les populations de résultats pour lesquels le débit au décanteur est de 30 m³/h (2 m/h), et celles où ce débit est de 20 ou de 25 m³/h (1.33 ou de 1.66 m/h). Des différences significatives, à un niveau de signification α de 0.05, ont été observées entre les moyennes: un écart de 8 % et de 9 % pour les T.E. moyens entre d'une part les essais à 20 m³/h et à 25 m³/h respectivement, et d'autre part le T.E. moyen obtenu à 30 m³/h (92 %). La figure 45 permet d'observer la différence de comportement du biofiltre en terme d'enlèvement des MES, selon que les essais ont été effectués avec un débit au décanteur de 20 m³/h ou de 30 m³/h.

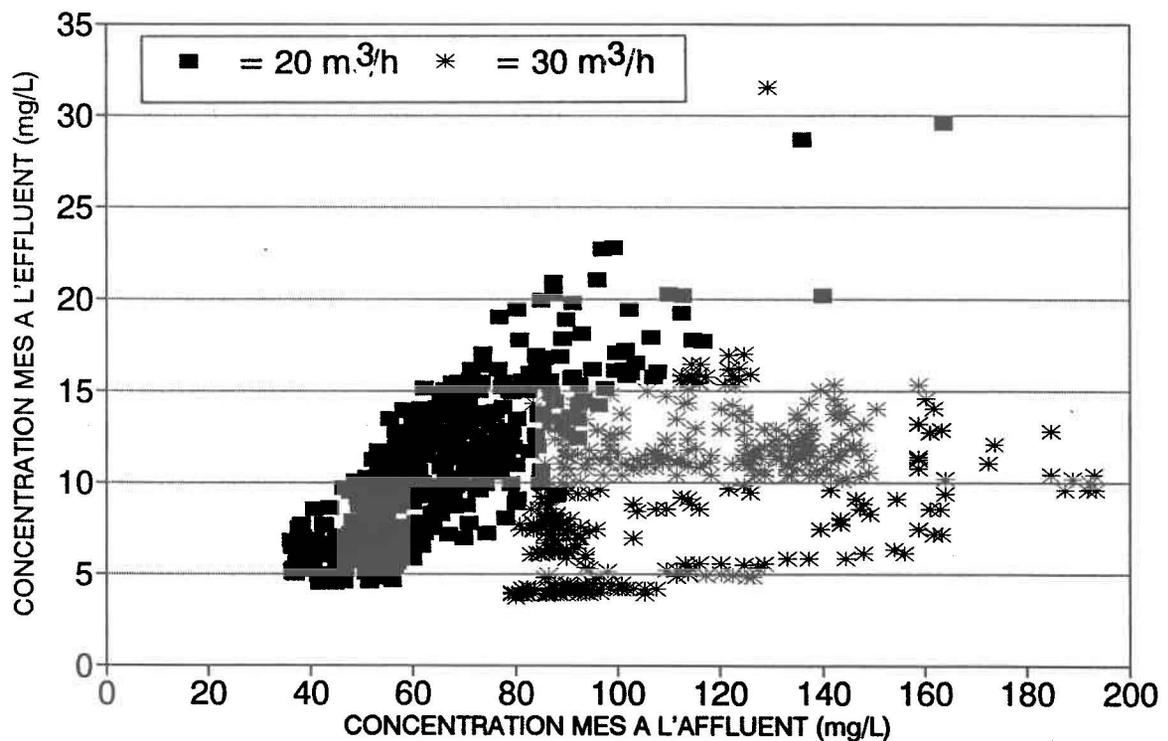


FIGURE 45: Concentration en MES à l'effluent en fonction de celle à l'affluent, pour un même débit de 10 m³/h (4 m/h) au biofiltre, selon des débits de 20 m³/h ou 30 m³/h (1.33 ou 2 m/h) au décanteur.

Ces résultats démontrent qu'à partir d'une certaine valeur, le débit au décanteur peut

avoir une influence sur le T.E. des MES au biofiltre. Cette influence serait reliée à la nature des particules que le décanteur laisse transiter vers le biofiltre.

En effet, le débit auquel fonctionne un décanteur influence son rendement à enlever les particules, et il est probable qu'une plus grande proportion d'un certain type de particules (en l'occurrence les particules décantables) se retrouvent à son effluent lorsque le débit est trop élevé. A très fort débit, il est possible que des particules antérieurement déposées sur les lamelles du décanteur soient entraînées par l'effet d'une forte turbulence et ainsi transportées à l'effluent du décanteur. Or, la nature des particules influence les mécanismes d'enlèvement. Il apparaît donc possible que ces particules, si elles sont différentes de celles entraînées à plus faible débit du décanteur, soient filtrées selon des mécanismes différents de ceux intervenant suite à une décantation effectuée à débit plus faible: ceci pourrait influencer les T.E. sur le biofiltre.

Les données recueillies ne permettent pas de cibler avec exactitude la valeur du débit au décanteur pour lequel il y a augmentation du T.E. au biofiltre, par rapport à un débit de base. Il semble que de 20 à 25 m³/h en débit, il n'y ait pas de différence significative. Par contre, entre 25 et 30 m³/h de débit, les résultats indiquent un changement du T.E. sur le biofiltre, de même qu'un possible changement des mécanismes d'enlèvement. Il est intéressant de noter que le débit maximum garanti par le fournisseur, pour l'efficacité du décanteur, se situe dans cette gamme de débit. Notons enfin que cet effet du débit au décanteur a été mentionné par le PCRB (1986), de même que par Ouellet (1991).

B- Effet du débit ou de la vitesse de filtration au biofiltre:

Dans un premier temps, les essais qui ont été réalisés avec un débit au décanteur de 25 m³/h (1.66 m/h) sont étudiés. Le T.E. moyen pour un débit au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h) est de 82 %, alors qu'il n'est plus que de 71 % lorsque le débit augmente à 20 m³/h (8 m/h). Un test de Student a permis de comparer ces moyennes et de confirmer que l'écart obtenu est significativement différent pour un niveau de signification α de 0.05. Cette diminution du T.E. moyen, lorsque le débit au biofiltre passe de 10 m³/h à 20 m³/h, se situe entre 10 % et 13 %, pour un intervalle de confiance à 95 %.

Dans un deuxième temps, il est possible de comparer les résultats des cycles où le débit au décanteur est fixé à 20 m³/h (1.33 m/h): le T.E. moyen lorsque le débit au biofiltre est maintenu à 10 m³/h (4 m/h) est de 84 %, alors qu'un débit maintenu à 15 m³/h (6 m/h) occasionne un T.E. moyen de 76 %. Le test de Student effectué pour comparer les T.E. moyens conclu en un écart significativement différent de ceux-ci, pour une valeur de α de 0.05. Cet écart, pour un intervalle de confiance à 95 %, se situe entre 6 % et 8.5 %.

Ces résultats démontrent sans aucun doute l'effet du débit au biofiltre (ou de la vitesse de filtration) sur le taux moyen d'enlèvement des MES. Ainsi, une augmentation du débit au biofiltre occasionne une diminution du T.E. moyen. Il ne semble pas qu'il y ait de chute drastique du T.E. lorsque le débit au biofiltre tend vers le débit maximum garanti de 20 m³/h (8 m/h). Pour des débits variant entre 10 et 20 m³/h (4 m/h et 8 m/h), le T.E. semble diminuer d'environ 6 % par tranche de débit de 5 m³/h (2 m/h).

4.1.4 Effet de la nature des particules

La nature des particules a un effet indéniable sur les T.E. des MES. Cet aspect a été mentionné à différentes reprises pour expliquer le comportement des T.E.. La nature des particules serait responsable de l'effet observé sur le T.E. et occasionné par les effets indirects de l'heure du jour (lors d'un même cycle à contexte hydraulique fixe) et du débit transitant au décanteur. Dans tous les cas, la connaissance des proportions en MES décantables et en MES non-décantables aurait probablement permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle une meilleure filtration des MES totales est corrélée à une plus grande proportion de MES décantables.

4.2 ÉVOLUTION DES PERTES DE CHARGE

Le suivi pas à pas des pertes de charge le long des cycles de biofiltration est rendu possible grâce aux données recueillies en continu lors des essais. Des généralités du comportement des pertes de charge pour un biofiltre de type ruisselant ont été observées et sont présentées en première partie de cette section. Des essais spécifiques ont aussi été réalisés dans le but de cerner l'effet de certaines variables sur l'évolution des pertes de charge. L'analyse des résultats permet d'établir des tendances claires quant au rôle des débits au décanteur et au biofiltre. L'influence de l'état du biofiltre et de la concentration en MES à l'affluent a aussi été étudiée. En dernier lieu, la connaissance des concentrations en MES à l'entrée et à la sortie du biofiltre, qui conduit au calcul de la masse captée en MES en tout temps dans le biofiltre, autorise la vérification de la relation proposée par Ouellet (1991) entre cette masse captée et les pertes de charge résiduelles. Rappelons que la perte de charge au passage de l'air (cm C.E.) a deux significations différentes selon qu'elle est lue pendant la biofiltration ou suite à un décolmatage à l'air. La perte de charge durant la filtration (PF) doit donc être distinguée de la perte de charge résiduelle (PR) lue après un décolmatage. De plus, ces pertes de charge peuvent être étudiées selon leurs valeurs au temps t , ou selon leur évolution dans le temps (dPF/dt ou dPR/dt).

4.2.1 Généralités

Selon le mode d'opération préconisé et basé sur des consignes de pertes de charge, la pente des pertes de charge (dPF/dt) régit la fréquence des décolmatages, alors que la pente des pertes de charge résiduelles (dPR/dt) influence la durée totale du cycle de biofiltration.

La valeur de la perte de charge augmente (et reste parfois stable) en fonction du temps, tant qu'il n'y a pas d'interventions ou de changement de débit sur le biofiltre. Quelques exceptions sont observées dues à des problèmes d'opération. L'augmentation des pertes de charge suit un profil plus ou moins régulier: les progressions sont généralement linéaires, parfois convexes, et rarement concaves (figure 46).

En début de cycle, la perte de charge initiale n'est pas nulle et se situe entre 8 et 15 cm C.E.. Le premier décolmatage a lieu après une durée de biofiltration variable, allant lors de nos essais de 1.5 heures à 11 heures selon les cycles (figure 46).

En terme de comportement, il existe une distinction évidente entre la première portion d'un cycle (du début du cycle où le biofiltre est fraîchement lavé jusqu'au premier décolmatage) et les autres portions du cycle (entre les décolmatages subséquents). Effectivement et pour la première portion de cycle, une faible pente des pertes de charge (dPF/dt) est d'abord observée et est ensuite suivie, après un certain temps de biofiltration, d'un changement de pente, laquelle s'avère être plus élevée. Cette "cassure" dans la progression de la perte de charge se produit, pour nos essais, entre une demi-heure et 3.5 heures après le début du cycle (figure 46). Le moment à partir duquel se manifeste ce changement de pente peut être mis en relation avec les contextes hydrauliques. Les cycles à contexte hydraulique de 30/10 et de 25/20 présentent la "cassure" plus rapidement, généralement après une demi-heure de biofiltration, alors que pour les cycles à contexte hydraulique de 20/10, celle-ci se produit après 2 à 3.5 heures de filtration. Une valeur intermédiaire d'environ 1 heure est observée pour la "cassure" des cycles à contexte hydraulique de 25/10 et de 20/15. Ce changement systématique de la progression de la perte de charge n'est plus observé après le premier décolmatage.

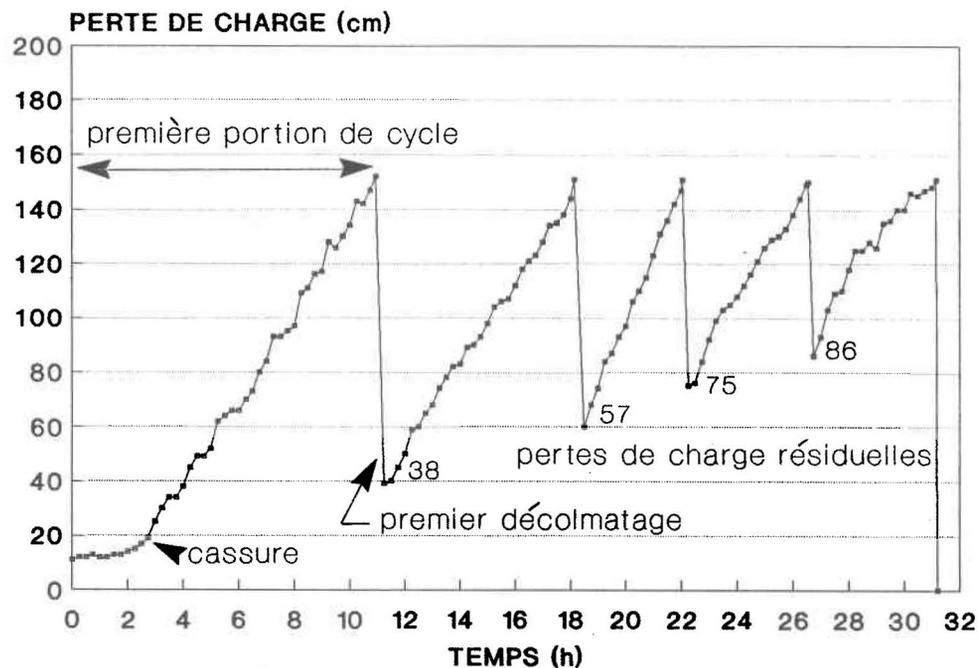


FIGURE 46: Progression de la perte de charge et présence d'une cassure après environ 2.5 heures de biofiltration (cycle CF)

Les interventions de décolmatages entraînent une diminution drastique de la perte de charge. L'abaissement moyen de celle-ci lors des décolmatages effectués au cours d'un cycle est, selon les cycles, de 65 à 100 cm par décolmatage. Lorsque le débit est constant au biofiltre, cette chute de la perte de charge est de plus en plus faible, de décolmatage en décolmatage. Ainsi, le premier décolmatage du cycle CF abaisse la perte de charge de 114 cm, alors que le dernier décolmatage ne l'abaisse plus que de 64 cm (figure 46). Conséquemment, les pertes de charge résiduelles (PR) obtenues lors des décolmatages consécutifs sont de plus en plus élevées (tableaux 8, 9, et 10). Toutefois et à l'intérieur d'un cycle, l'intervalle de temps entre les interventions (décolmatage ou lavage) varie et n'est pas nécessairement de plus en plus court. La longueur d'un intervalle dépend de la perte de charge résiduelle (PR) et de la pente moyenne (dPF/dt moyen) qui prévaut sur cet intervalle. De même, la charge captée en MES entre deux interventions n'est pas toujours de plus en plus faible, et les pentes moyennes (dPF/dt moyen) calculées entre ces interventions ne sont pas de plus en plus élevées au fur et à mesure du temps de biofiltration.

Généralement, l'ordre de grandeur des pentes moyennes pour un même cycle ou des cycles de même contexte hydraulique sont similaires (tableau 7).

TABLEAU 7: Pentes moyennes de la perte de charge selon les contextes hydrauliques

Contexte hydraulique Q_{dec}/Q_{biof} (m ³ /h)	Pentes moyennes de la perte de charge entre les interventions dPF/dt moyen
20/10	entre 10 et 30 cm/h
20/15	entre 10 et 50 cm/h
25/10	entre 25 et 105 cm/h
30/10	entre 75 et 150 cm/h
25/20	entre 75 et 400 cm/h

Il apparaît utile, à ce moment-ci, de définir certains termes qui seront utilisés fréquemment dans les pages qui suivent.

- dPF/dt (cm/h) : Pente de la perte de charge entre deux interventions.
- dPF : La perte de charge au moment du décolmatage (PF \geq 150 cm C.E.) moins la perte de charge résiduelle (PR) correspondant au décolmatage précédant.
- dt : L'intervalle de temps entre la lecture de la perte de charge résiduelle (PR du décolmatage précédant) et le début du décolmatage.
- T.A.(g/m²-h) : Taux d'Application en MES moyen obtenu sur l'intervalle considéré.
 - Moyenne, sur l'intervalle considéré, des taux d'application obtenus².
- T.C.C.(g/m²-h) : Taux de Charge Captée en MES moyen sur l'intervalle considéré.
 - Le T.A. moyen obtenu sur l'intervalle, multiplié par le T.E. (taux d'enlèvement des MES) moyen calculé sur ce même intervalle².
- C.C.I. (g/m²) : Charge Captée en MES sur l'Intervalle considéré².
- C.C.C. (g/m²) : Charge Captée en MES Cumulée au temps t considéré depuis le début du cycle de biofiltration.
 - Somme cumulée des C.C.I. de chacun des intervalles précédant le temps considéré².

4.2.2 Effet de l'état du biofiltre

Bien qu'il soit justifié de croire que les pentes moyennes (dPF/dt moyen) entre les décolmatages soient de plus en plus élevées au fur et à mesure du cycle de biofiltration, cette relation ne peut être confirmée suite à l'analyse de nos résultats. En effet, il est apparu que des pentes subséquentes à l'intérieur d'un même cycle (et donc pour un débit au décanteur et au biofiltre maintenus constants) soient similaires et parfois plus faibles que des pentes observées antérieurement, et ceci malgré des taux d'application en MES plus élevés ou égaux à ceux correspondant aux pentes antérieures (figure 47).

2 En considérant une surface de 2.5 m² pour le biofiltre pilote.

- Série de cycles à contexte hydraulique 30/10:

TABLEAU 8: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 30/10

Decolmat. # a)	t,cumul heures b)	t,intervalle heures c)	Vacuum cm d)	Presiduel cm e)	dPF/dt cm/h f)	T.A. g/m ² -h g)	T.C.C. g/m ² -h h)	C.C.I g/m ² i)	C.C.C. g/m ² j)
AR									
DEBUT				13					
1	1.55	1.55	162	42	115	539.78	494.23	766.05	766.05
2	2.55	1	159	77	156	547.88	501.34	501.34	1267.40
3	3.45	0.9	160	111	128	479.11	414.71	373.24	1640.64
LAVAGE	3.75	0.3	151		800	499.92	447.21	134.16	1774.80
AS									
DEBUT				13					
1	1.55	1.55	150	40	105	455.38	403.29	625.09	625.09
2	2.80	1.25	155	77	115	407.63	360.13	450.16	1075.25
3	3.75	0.95	150	116	104	399.11	353.77	336.08	1411.33
LAVAGE	4.25	0.5	152		144	403.90	345.20	172.60	1583.94
AT									
DEBUT				13					
1	1.65	1.65	157	52	103	356.45	309.01	509.86	509.86
2	2.80	1.15	151	78	110	341.28	306.60	352.58	862.44
3	3.95	1.15	163	87	94	349.48	317.77	365.43	1227.88
LAVAGE	4.70	0.75	154		134	353.72	324.86	243.65	1471.53
BJ									
DEBUT				14					
1	5.75	5.75	150	42	25	360.63	341.33	1962.66	1962.66
2	7.00	1.25	155	75	113	499.04	477.36	596.70	2559.36
3	7.75	0.75	152	122	154	615.45	582.52	436.89	2996.25
LAVAGE	8.35	0.6	153		88	714.72	673.31	403.99	3400.23
BK									
DEBUT				13					
1	1.60	1.60	161	41	110	562.73	512.51	820.01	820.01
2	3.30	1.70	152	65	77	534.80	487.78	829.22	1649.23
3	4.40	1.10	151	115	101	528.88	473.87	521.26	2170.49
LAVAGE	5.10	0.70	150		78	529.03	480.60	336.42	2506.91

Les cycles AT et BK, dont les taux d'application sont à peu près constants tout au long du cycle, ne présentent pas de pentes de perte de charge de plus en plus élevées d'un décolmatage à un autre. Au contraire, pour le cycle AT, la pente obtenue sur l'intervalle de filtration no 3 (c'est-à-dire, entre le deuxième et le troisième décolmatage) est de 94 cm/h, alors que la pente obtenue sur l'intervalle précédent est de 110 cm/h. Un même comportement est observé pour le cycle BK, où la pente du dernier intervalle est de 78 cm/h, alors que la pente sur l'intervalle précédent était pourtant de 101 cm/h (tableau 8).

Pour le cycle BJ, où les taux d'application sont variables et augmentent avec le temps, il est quelque peu surprenant d'obtenir une pente finale de 88 cm/h, alors que les deux pentes précédentes sont de 113 cm/h et 154 cm/h pour des taux d'application pourtant nettement plus faibles.

- Série de cycles à contexte hydraulique 25/20:

Lors de ces trois essais, le taux d'application en MES demeure plutôt stable à l'intérieur d'un même cycle.

TABLEAU 9: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 25/20

Decolmat. # a)	t,cumul heures b)	t,intervalle heures c)	Vacuum cm d)	Residuel cm e)	dPF/dt cm/h f)	T.A. g/m ² -h g)	T.C.C. g/m ² -h h)	C.C.I g/m ² i)	C.C.C. g/m ² j)
CG									
DEBUT				10					
1	1.90	1.9	152	51	86	582.86	421.23	800.34	800.34
2	3.45	1.55	151	122	77	587.30	424.00	657.20	1457.54
LAVAGE	4.10	0.65	152		75	662.07	478.16	310.81	1768.34
CJ									
DEBUT				11					
1	1.85	1.85	157	46	91	670.53	478.31	884.88	884.88
2	3.10	1.25	152	137	106	667.27	456.46	570.58	1455.46
LAVAGE	3.40	0.3	156		380	587.30	386.50	115.95	1571.41
CM									
DEBUT				10					
1	2.20	2.2	155	56	74	490.69	354.10	779.02	779.02
2	3.05	0.85	156	82	167	480.97	333.40	283.39	1062.41
LAVAGE	3.50	0.45	160		390	484.60	345.80	155.61	1218.02

Pour le cycle CG et malgré une légère augmentation des taux d'application d'intervalle en intervalle, la valeur des pentes ne va pas en augmentant: bien que peu variable, elle est de plus en plus faible. Toutefois, les deux autres cycles de cette série, soit CJ et CM, donnent des pentes de plus en plus élevées (tableau 9).

- Série de cycles à contexte hydraulique 20/10:

TABLEAU 10: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 20/10

Decolmat. #	t,cumul heures	t,intervalle heures	Vacuum cm	Presiduel cm	dPF/dt cm/h	T.A. g/m ² -h	T.C.C. g/m ² -h	C.C.I g/m ²	C.C.C. g/m ²
a)	b)	c)	d)	e)	f)	g)	h)	i)	j)
CA									
DEBUT				8					
1	8.30	8.30	152	25	18	356.47	292.79	2430.14	2430.14
2	13.55	5.25	150	28	25	250.53	206.30	1083.06	3513.20
3	20.25	6.70	150	36	19	195.96	172.66	1156.83	4670.03
4	25.95	5.70	151	51	21	289.92	242.92	1384.62	6054.65
5	34.10	8.15	150	67	13	267.46	213.84	1742.81	7797.46
6	39.15	5.05	152	86	18	202.74	169.71	857.05	8654.50
LAVAGE	44.15	5.00	155		14	221.16	199.46	997.31	9651.81
CD									
DEBUT				10					
1	8.40	8.40	151	28	17	404.92	377.94	3174.67	3174.67
2	9.30	0.90	152	70	191	377.95	332.26	299.04	3473.70
3	15.50	6.20	159	80	15	226.10	187.39	1161.84	4635.55
4	20.15	4.65	152	92	16	211.56	170.41	792.40	5427.95
LAVAGE	23.25	3.10	151		21	163.75	140.48	435.49	5863.44
CE									
DEBUT				11					
1	11.15	11.15	150	40	13	261.37	211.22	2355.08	2355.08
2	16.55	5.40	150	62	21	268.87	211.37	1141.39	3496.47
3	20.15	3.60	150	86	26	236.86	194.61	700.59	4197.06
LAVAGE	24.20	4.05	150		17	199.39	167.97	680.28	4877.35
CF									
DEBUT				11					
1	10.95	10.95	152	38	13	260.16	219.25	2400.81	2400.81
2	18.15	7.20	151	57	16	283.05	237.56	1710.40	4111.21
3	22.05	3.90	151	75	26	247.02	214.70	837.35	4948.56
4	26.55	4.50	150	86	18	218.10	195.81	881.14	5829.69
LAVAGE	31.15	4.60	151		15	281.70	238.42	1096.72	6926.41
CH									
DEBUT				12					
1	8.40	8.40	150	35	17	214.11	168.62	1416.43	1416.43
2	21.50	13.10	150	61	9	248.87	204.40	2677.65	4094.08
3	25.85	4.35	151	79	22	426.08	352.85	1534.89	5628.96
4	28.50	2.65	158	97	33	339.24	289.17	766.29	6395.26
LAVAGE	30.50	2.00	150		30	281.55	242.47	484.93	6880.19

Les résultats du cycle CF fournissent la possibilité de comparer des taux d'application similaires à différents âges du cycle. Ainsi, les intervalles no 2 et no 5 ont des taux d'application respectifs de 283 et 281 g/m²-h: toutefois, la pente de l'intervalle no 5 (15 cm/h) n'est pas plus élevée que celle de l'intervalle no 2 (16 cm/h) (tableau 10). L'étude du cycle CA semble indiquer que l'état du biofiltre (âge ou charge captée) n'a

pas une influence significative sur la pente moyenne des pertes de charge entre les décolmatages (figure 47). Lorsque les intervalles no 2 et no 5 sont comparés, il appert que la pente moyenne à l'intervalle no 2 est de 25 cm/h, alors que celle de l'intervalle no 5 n'est plus que de 13 cm/h. Pourtant, le taux d'application moyen sur ces deux intervalles est relativement similaire, et même un peu plus élevé sur l'intervalle no 5 (267 versus 251 g/m²-h). De même, la comparaison de la pente moyenne de l'intervalle no 6 et de l'intervalle no 3, où les taux d'application moyens sont pour ainsi dire égaux (196 versus 203 g/m²-h), n'indique pas une pente plus élevée pour l'intervalle no 6: en effet, les pentes moyennes sont identiques (19 et 18 cm/h). En fin de cycle, l'intervalle no 7 présente une pente moyenne de 14 cm/h, malgré un taux d'application moyen plus élevé (221 g/m²-h) que ceux mesurés antérieurement en no 3 et en no 6.

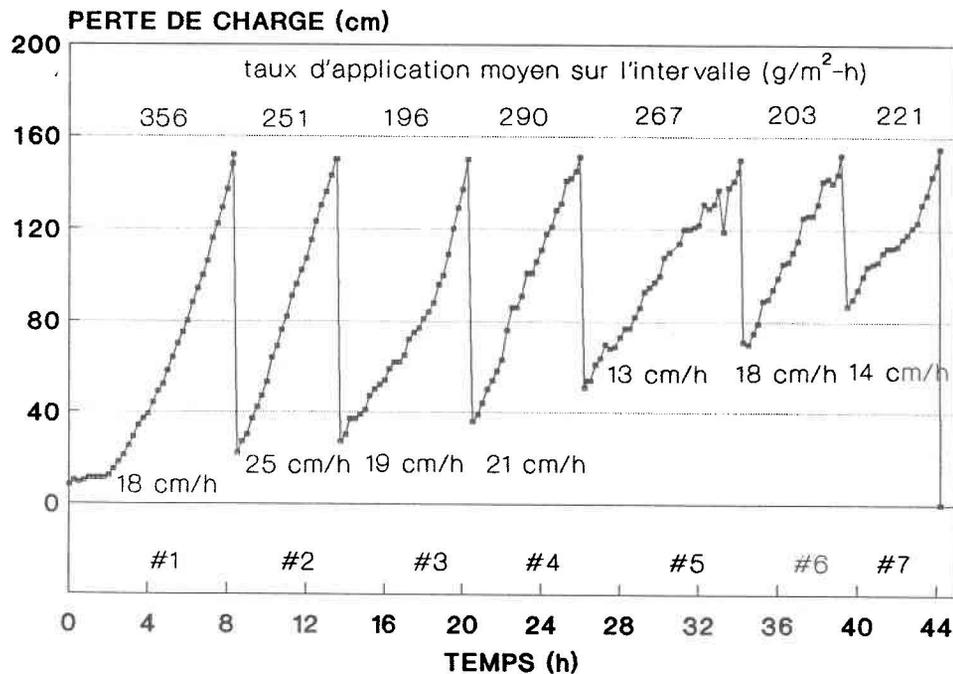


FIGURE 47: Pentés de la perte de charge et taux d'application moyens en MES (cycle CA)

Nous croyons pouvoir affirmer, à la lumière de ces nombreux exemples tirés de chacune des séries à contexte hydraulique différent, que l'état du biofiltre (c'est-à-dire l'âge du cycle de biofiltration, ou la charge en MES captée et cumulée dans le biofiltre, et exprimé par la position de l'intervalle étudié entre deux interventions à l'intérieur d'un cycle) n'est pas la variable principale régissant les pentés des pertes de charge. Il convient toutefois de préciser que ceci s'applique pour les portions de cycle subséquentes à un

décolmatage, et de rappeler que le mode d'opération utilisé pendant les essais permettait de cesser d'effectuer des décolmatages avant que l'état du biofiltre ne devienne trop limitant. Si le rôle du décolmatage est de redéposer plus en profondeur le matériel accumulé en surface du biofiltre, et si les pertes de charge lues entre les décolmatages représentent surtout ce qui se passe dans la partie supérieure du biofiltre (PCRB, 1986), il est possible d'expliquer par des décolmatages efficaces le fait que les pentes des pertes de charge n'augmentent pas nécessairement avec l'âge du cycle et avec la charge captée.

En effet, après un décolmatage, si la partie supérieure du biofiltre est aussi bien décolmatée qu'aux décolmatages précédents, il n'y a pas de raison pour que l'évolution des pertes de charge soit plus grande ou plus petite. Par contre, si le décolmatage n'est pas aussi efficace (pour diverses raisons dont la morphologie du dépôt de particules ou le débit admis sur le biofiltre), il est possible que la perte de charge augmente plus rapidement: c'est ce qui semble se produire pour les cycles CJ et CM, où le débit au biofiltre est de 20 m³/h (8 m/h).

4.2.3 Effet du taux d'application

Bien qu'il soit logique de penser qu'une plus grande concentration en MES à l'affluent (ou de manière équivalente, pour un débit constant au biofiltre, un plus grand taux d'application) occasionne une évolution plus rapide des pertes de charge et conséquemment des cycles plus courts, beaucoup de contre-exemples de cette relation sont apparus à l'analyse des résultats. La durée totale des cycles, ou les premières portions de cycles, c'est-à-dire immédiatement après un lavage et jusqu'au premier décolmatage, serviront de base de comparaison afin que l'état du biofiltre ne soit pas différent.

En étudiant les cycles série par série, il n'est pas possible d'établir de relation étroite entre la durée totale de biofiltration et le taux d'application moyen sur le cycle (figure 48).

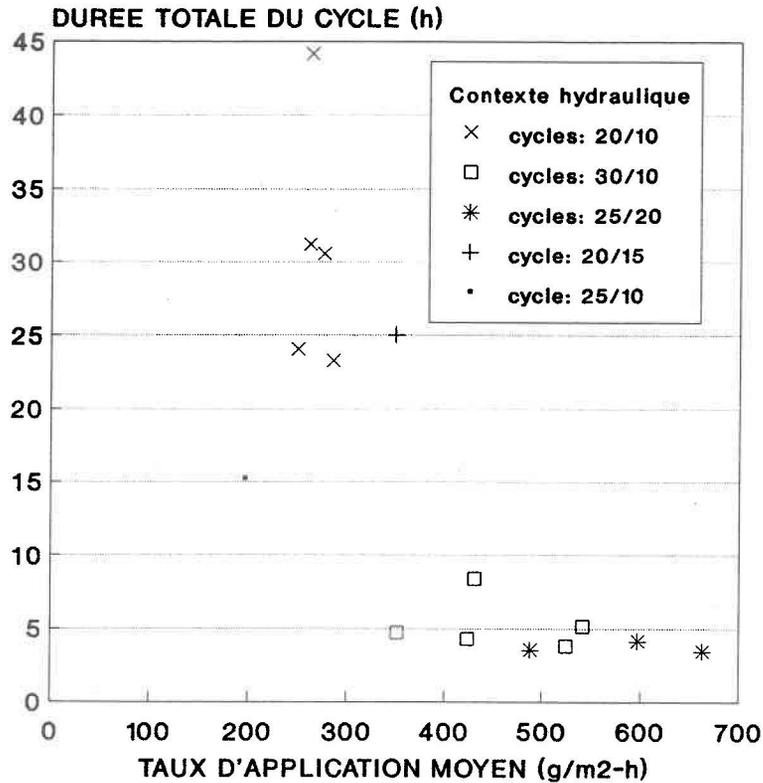


FIGURE 48: Durée totale des cycles selon le taux d'application moyen

- Série de cycles à contexte hydraulique 30/10:

Pour les 5 cycles de cette même série, la durée totale du cycle de biofiltration n'est pas reliée au taux d'application moyen sur le cycle. La comparaison des pentes des premières portions de cycles met également en évidence la difficulté d'établir une relation simple et directe entre le taux d'application et la pente des pertes de charge. Des taux d'application différents, par exemple de 455 g/m²-h pour le cycle AS, et de 356 g/m²-h pour le cycle AT (tableau 8), occasionnent des pentes très semblables, soit respectivement de 105 cm/h et 102 cm/h. De même, il semble que des taux d'application similaires puissent donner des pentes différentes: le cycle AT, dont le taux d'application est de 356 g/m²-h sur la première portion de cycle, et le cycle BJ, de taux similaire: 360 g/m²-h, présentent des pentes respectives de 103 cm/h et 25 cm/h. La valeur de la perte de charge pour le cycle AT atteint donc les 150 cm C.E. de consigne pour un premier décolmatage environ 4 heures plus rapidement que pour le cycle BJ (tableau 8). Des conditions de fonctionnement critiques sont présentes lors des essais de cette série. De fait, un débit au décanteur de 30 m³/h (2 m/h) est extrêmement élevé, et les concentrations en MES sont très souvent supérieures à 100 mg/L. La nature des particules présentes dans l'eau usée qui transite sur le biofiltre, beaucoup plus que la

concentration en MES, apparaît être la variable qui gouverne les patrons d'évolution des pertes de charge sur ces cycles. La nature de ces particules serait très colmatante, peu importe que la teneur en MES totales soit élevée ou faible. Le cycle BJ, pour lequel la première pente (25 cm/h) est très différente des premières pentes enregistrées pour les autres cycles de même contexte hydraulique (soit 103, 105, 110 et 115 cm/h), est le seul cycle de cette série à avoir été effectué de nuit. En effet, ce cycle a débuté à 03.33 hrs a.m., comparativement à des heures du matin, du midi ou du début de soirée pour les autres. Sans en fournir la preuve, l'hypothèse selon laquelle les particules très colmatantes présentes lors des autres cycles étaient absentes lors du début du cycle BJ peut être émise.

- Série de cycles à contexte hydraulique 25/20:

Ces trois cycles (CG, CJ, CM) ont, à peu de chose près, une même durée totale (soit respectivement 4.1 hrs., 3.4 hrs. et 3.5 hrs) malgré des taux d'application moyens (sur la durée du cycle) relativement différents (soit 597, 662 et 487 g/m²-h) (figure 48). En outre, les premières pentes de ces cycles offrent des valeurs à peu près similaires (soit 86, 91 et 74 cm/h) quoique les taux d'application moyens (correspondants à ces intervalles) y soient différents (tableau 9). Pour ces trois cycles seuls, le lien entre le taux d'application en MES et l'évolution des pertes de charge devient donc impossible à établir (figure 49). En effet, l'évolution des pertes de charge semble toujours très élevée. En considération de ce qui précède, il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle un débit élevé au biofiltre, lorsqu'il est couplé à un taux d'application élevé, devienne contraignant pour le procédé. Les essais de la série 25/20, où les taux d'application rencontrés sont de 487, 597, et 662 g/m²-h et où le débit de l'eau au biofiltre est de 20 m³/h (8 m/h), rencontrent ces conditions. Le débit au biofiltre deviendrait ainsi un facteur limitant et participerait au colmatage du biofiltre ruissellant: le volume des vides du milieu filtrant, progressivement occupé par l'eau, n'est alors plus disponible pour le passage de l'air et la perte de charge s'en trouve augmentée. Il n'a cependant pas été possible de comparer ces résultats (à débit au biofiltre élevé et à taux d'application élevé) avec des résultats où l'une des deux variables aurait été faible et l'autre élevée (ex. un débit au biofiltre de 20 m³/h et un T.A de l'ordre de 200 g/m²-h).

- Série de cycles à contexte hydraulique 20/10:

De grandes différences de durées de cycle sont obtenues pour cette série, bien que les taux d'application moyens soient du même ordre de grandeur (figure 48). L'étude des premières portions de cycles fournit des exemples où des taux d'application différents produisent des premières pentes similaires. C'est le cas des cycles CA, CD et CH dont les taux sont respectivement de 356, 404, et 214 g/m²-h, et qui ont pourtant une pente identique de 17 ou 18 cm/h. Par contre, les cycles CE et CF présentent, quant à eux, les mêmes taux d'application, soit 261 et 260 g/m²-h, et également des pentes identiques de 13 cm/h. Il est intéressant de noter que ces deux essais ont été effectués à une journée d'intervalle (les cycles ont débuté vers la même heure, soit à 04.78 h a.m. pour le cycle CE et à 05.78 h. a.m. pour le cycle CF) et que l'évolution des taux d'application y est particulièrement similaire (voir figures 22 et 23). Dans ces conditions, il est possible que les particules transitant sur le biofiltre lors de ces deux essais soient de même type et occasionnent un même type de dépôt, expliquant ainsi en partie la similitude du comportement des pertes de charge qui y est observée.

En se référant aux trois séries précédemment discutées, la nature des particules présentes dans les eaux usées apparaît être la variable la plus significativement influente sur l'évolution des pertes de charge. Les conditions non contrôlées (quant aux caractéristiques qualitatives des eaux usées) prévalant lors des essais, de même que le caractère certainement variable de la nature des eaux (horaire, journalier, selon le climat ou les activités sur le territoire), empêchent d'établir clairement une relation entre la concentration à l'affluent et l'évolution des pertes de charge. Il est toutefois probable qu'une suspension de particules dont on contrôlerait la nature, et qui serait donc identique de fois en fois en terme de composition, apporterait beaucoup moins de variabilité sur le comportement des pertes de charge. Dans cette dernière condition, une plus grande concentration à l'affluent pourrait être corrélée à des pentes de pertes de charge plus élevées et à des durées de cycles plus courtes.

D'une part, il a été impossible de relier l'évolution des pertes de charge aux taux d'application (figure 49). D'autre part, et pour les essais d'un même contexte hydraulique, on note que les pentes obtenues sont regroupées dans des domaines distincts, et cela peu importe le taux d'application. L'explication la plus plausible demeure la nature des particules, laquelle serait liée à la valeur du débit transitant au décanteur.

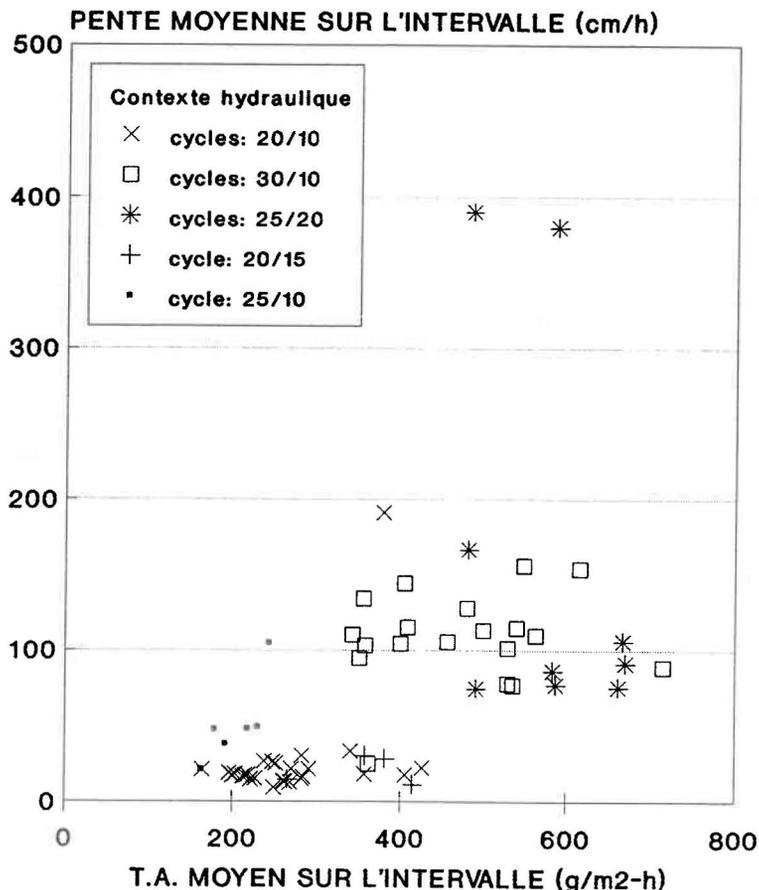


FIGURE 49: Pentes moyennes des pertes de charge en fonction des taux d'application moyens sur les intervalles

4.2.4 Effet du débit au décanteur (Charge superficielle)

De manière générale, et conformément aux observations du PCR (1986), la durée des cycles est plus courte lorsque le débit au décanteur est plus élevé. Ainsi, la durée des cycles à 25 m³/h et à 30 m³/h (1.66 m/h et 2 m/h) s'étend de 3.4 à 15.25 heures, alors que la durée des cycles varie entre 13.5 et 44 heures lorsque le débit au décanteur n'est plus que de 20 m³/h (1.33 m/h). De même, les pentes moyennes entre les décolmatages sont plus élevées lorsque le débit au décanteur est plus élevé. Pour les cycles où le débit au décanteur est de 25 ou 30 m³/h (1.66 m/h et 2 m/h), les calculs indiquent des pentes de 25 cm/h à 400 cm/h, alors que pour les cycles où le débit au décanteur est à 20 m³/h (1.33 m/h), les pentes ne sont plus que de 10 à 50 cm/h.

L'essai BN, pour lequel le débit au décanteur est passé de 30 à 20 m³/h (de 2 à 1.33 m/h) immédiatement après le premier décolmatage, est intéressant à observer et procure des résultats qui permettent d'illustrer l'effet du débit au décanteur (figure 50).

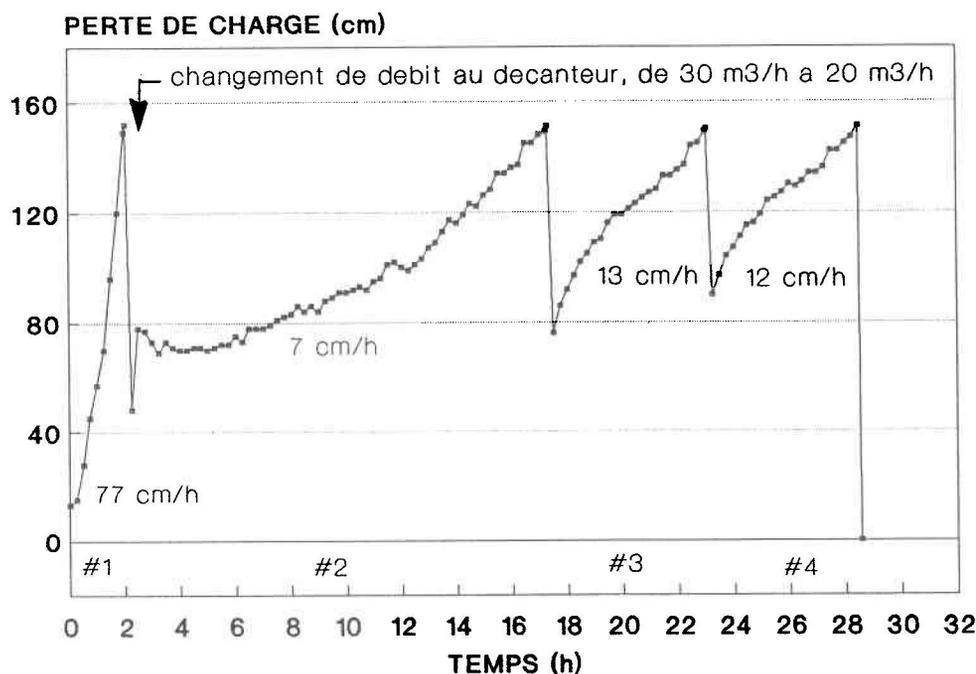


FIGURE 50: Évolution des pertes de charge pour le cycle BN

Dans la première portion du cycle, c'est-à-dire jusqu'au premier décolmatage, la pente moyenne est extrêmement élevée, soit de l'ordre de 80 cm/h, alors que les autres pentes, une fois le débit au décanteur abaissé à 20 m³/h (1.33 m/h), sont beaucoup plus faibles, se situant entre 7 et 13 cm/h.

Plusieurs autres exemples, qui utilisent la comparaison des pentes des premières portions de cycles, fournissent l'occasion de mettre en évidence l'influence du débit au décanteur. Les cycles AT et CA, de même débit au biofiltre (10 m³/h; 4 m/h) et de même taux d'application moyen sur la première portion de cycle (356 g/m²-h), présentent des pentes totalement différentes. On observe ainsi une pente de 100 cm/h pour le cycle AT, où le débit au décanteur est de 30 m³/h (2 m/h), et une pente de 25 cm/h pour le cycle CA, où le débit au décanteur est plus faible, soit de 20 m³/h (1.33 m/h). L'étude des cycles CE et CN, de même débit au biofiltre (10 m³/h; 4 m/h) illustre le rôle non négligeable du débit au décanteur. Le cycle CE, dont le débit au décanteur est de 20

m^3/h (1.33 m/h), présente une première pente de 13 cm/h pour un taux d'application moyen de $260 \text{ g}/\text{m}^2\text{-h}$, alors que pour un taux pourtant plus faible ($228 \text{ g}/\text{m}^2\text{-h}$), le cycle CN, de débit au décanteur plus élevé ($25 \text{ m}^3/\text{h}$, 1.66 m/h), occasionne une première pente trois fois plus forte, soit 50 cm/h.

Par surcroît, malgré des taux d'application moyens tous plus élevés sur les cycles de la série 20/10 que sur le cycle CN, ce dernier, dont le débit au décanteur est de $25 \text{ m}^3/\text{h}$ (1.66 m/h), possède la durée de biofiltration la plus courte et les pentes les plus élevées.

A la lumière de ces résultats, il apparaît particulièrement évident qu'un débit au décanteur de 25 et $30 \text{ m}^3/\text{h}$ (1.66 et 2 m/h) est plus contraignant sur les pertes de charge qu'un débit de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ (1.33 m/h). Ceci est très probablement dû à la nature des particules présentes dans l'eau usée. En effet, lorsque le débit au décanteur devient trop élevé, la décantation des particules ne se fait plus aussi efficacement et une proportion plus grande de particules décantables transite vers le biofiltre. Ces particules décantables, théoriquement plus grosses que les particules non-décantables, semblent induire un colmatage plus rapide du médium filtrant, et ainsi, une évolution plus rapide des pertes de charge. Il est également possible qu'une plus grande quantité de particules flottantes ou fibreuses soit présente à l'effluent d'un décanteur fonctionnant à débit très élevé. Or, si de telles particules se déposent en surface du biofiltre, elles peuvent provoquer un colmatage rapide et une perte de charge élevée. La densité de ces particules expliquerait bien les différences de comportement observées sur les pertes de charge, malgré des taux d'application similaires. En effet, les particules qui sont flottantes ou fibreuses ont certainement une masse plus faible que les particules qui ne le sont pas, et, conséquemment, une plus grande quantité de ces particules plus légères est nécessaire pour produire la même concentration (mg/L). Il va sans dire que lors de cette étude, l'impact des différents types de particules (flottantes, fibreuses, de densité élevée, etc.) sur la relation MES-turbidité n'a pas été étudiée. Et à cet égard, nous convenons que des distorsions temporaires aient pu se manifester. Toutefois, et bien qu'il soit souhaitable de ne pas perdre de vue ces dernières considérations, il importe de rappeler que la relation a été établie à l'aide d'échantillons prélevés régulièrement pendant la période d'essai, augmentant ainsi la représentativité de cette relation.

4.2.5 Effet du débit au biofiltre (Vitesse de filtration)

- Débit variable à l'alimentation du biofiltre:

La figure 32 illustre bien l'effet ponctuel d'un changement brusque de débit au biofiltre sur la valeur de la perte de charge. D'après les résultats de cet essai, l'effet immédiat du débit sur la valeur de la perte de charge est indéniable et la relation est directe: une augmentation (ou une diminution) du débit implique une augmentation (ou une diminution) de la valeur de la perte de charge. Cet aspect ponctuel et réversible de la valeur de la perte de charge n'est toutefois pas mentionné par les études pilotes effectuées sur biofiltre ruisselant (PCRB, 1986; Gendron Lefebvre, 1986). Il demeurerait toutefois pertinent de vérifier, à l'échelle réelle, si ces augmentations et diminutions de la valeur ponctuelle de la perte de charge (en phase avec les variations ponctuelles du débit) puissent être uniquement dues à la faible superficie (soit 2.5 m² versus 83.3 m²) ou à la granulométrie de l'installation pilote. L'essai actuel démontre la sensibilité du biofiltre ruisselant à ces changements de débits. La saturation en eau du lit filtrant, qui s'installe au détriment de la saturation en air, pourrait expliquer cet effet instantané du débit sur le passage de l'air. Suite à l'impact répété des gouttes d'eau tombant à la surface du filtre, une érosion prématurée du média filtrant a déjà été observée sur ce type de biofiltre, et une augmentation plus rapide des pertes de charge a ainsi été reliée aux fines particules résultant de cette érosion. Dans le cas présent, aucune analyse systématique de la granulométrie n'a été effectuée. Il nous est donc impossible de vérifier si nous sommes en présence de ce phénomène d'érosion. Toutefois, il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle une érosion du média (à la station pilote) ait pu modifier la granulométrie initiale du biofiltre, et conséquemment, la sensibilité de ce dernier aux variations brusques de débits.

Ces résultats, s'ils sont observés aux futures usines, ont des implications pratiques assez évidentes. En effet, les biofiltres des usines seront certainement alimentés à débits variables, et les pertes de charge ne suivront pas des évolutions continues. Des baisses du débit sur un biofiltre peuvent lui permettre de récupérer une certaine perte de charge, et ainsi, d'allonger sa durée subséquente de biofiltration. Inversement, une augmentation brusque de débit risque d'augmenter la perte de charge de façon importante, imposant ainsi un lavage plus rapidement que prévu.

- Débit fixe à l'alimentation du biofiltre:

Afin de cibler l'effet du débit au biofiltre sur l'évolution des pertes de charge, il importe de comparer des cycles ayant été effectués avec un même débit au décanteur.

Pour les essais à $25 \text{ m}^3/\text{h}$ (1.66 m/h) au décanteur, les résultats obtenus permettent d'effectuer une comparaison pour des concentrations en MES à l'affluent qui sont relativement semblables, soit voisines de 60 mg/L . Ainsi, le cycle CM, où le débit au biofiltre est de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ (8 m/h), présente des pentes successives de 75, 166 et 390 cm/h , et une durée de l'ordre de 5 heures. L'essai CN, de débit au biofiltre de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ (4 m/h) et effectué à la suite du cycle CM, a des concentrations similaires, et des pentes successives de 49, 48, 38, 21, 47 et 105 cm/h , et présente une durée de 15 heures. Selon ces résultats, pour une même concentration en MES, le débit appliqué sur le biofiltre est contraignant puisque des taux d'application deux fois plus élevés

(60 mg/L appliqué à un débit de $20 \text{ m}^3/\text{h}$: $460 \text{ g/m}^2\text{-h}$ versus 60 mg/L appliqué à un débit de $10 \text{ m}^3/\text{h}$: $230 \text{ g/m}^2\text{-h}$), occasionnent des cycles trois fois plus courts lorsqu'appliqué à $20 \text{ m}^3/\text{h}$ comparativement à un débit à $10 \text{ m}^3/\text{h}$.

Des essais pour lesquels le débit au décanteur est de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ (1.33 m/h) sont également comparables. La première portion du cycle CA, de taux d'application: $356 \text{ g/m}^2\text{-h}$ appliqué avec un débit au biofiltre de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ (4 m/h), présente une pente de 18 cm/h . Par ailleurs la première portion du cycle CK, de même taux d'application: $357 \text{ g/m}^2\text{-h}$ appliqué avec un débit de $15 \text{ m}^3/\text{h}$ (6 m/h) présente une première pente significativement plus élevée, soit 30 cm/h :

Le débit au biofiltre semble donc influencer les pertes de charge et une augmentation du débit cause une augmentation des pentes et une diminution de la durée des cycles.

4.2.6 Relation entre la charge captée en matières en suspension et la perte de charge résiduelle

Cette dernière section du chapitre de l'analyse des résultats met en relation la charge captée en MES et les pertes de charge résiduelles (obtenues après décolmatages).

- Généralités:

En premier lieu, il est important de signaler qu'au moment du premier décolmatage, la charge captée en MES dans le biofiltre peut être très variable: allant de 510 g/m² pour le cycle AT, à près de 3200 g/m² pour le cycle CD. De surcroît, selon un mode d'opération basé sur des consignes de pertes de charge, la capacité de rétention des MES par cycle de biofiltration varie beaucoup et semble dépendre des conditions d'opération. Ainsi, la charge captée cumulée en fin de cycle n'est que de 1218 g/m² pour le cycle CM, mais atteint 9652 g/m² pour le cycle CA. De manière générale, cette charge captée cumulée en fin de cycle sera d'autant plus élevée que la durée du cycle sera grande. Le contexte hydraulique du cycle CM (25/20) semble donc limiter la capacité de rétention totale du biofiltre par cycle. Mentionnons à ce propos que les cycles pour lesquels le débit au décanteur est plus faible (soit 20 m³/h ou 1.33 m/h) obtiennent les plus grandes capacités de rétention pour le biofiltre. Toutefois, il importe d'insister sur le fait que malgré un même contexte hydraulique d'opération, c'est-à-dire un même débit au décanteur et un même débit au biofiltre, la charge captée cumulée à la fin d'un cycle de biofiltration peut être très différente: la charge captée cumulée en MES (C.C.C) au terme du cycle CE (4877 g/m²) est deux fois plus faible que celle du cycle CA (9651 g/m²).

- Charge captée cumulée en MES versus pertes de charge résiduelles:

Afin de bien visualiser la relation entre la charge captée cumulée en MES et les pertes de charge résiduelles, ces résultats sont portés aux figures 51 et 52.

Il est effectivement possible qu'une certaine relation puisse exister entre la charge captée cumulée (en MES) au moment du décolmatage, et la perte de charge résiduelle correspondante, et que cette tendance soit linéaire (voir figures 51 et 52). En conservant un débit constant au biofiltre, la perte de charge résiduelle sera d'autant plus élevée que le sera la charge captée dans le biofiltre. Toutefois, il importe de noter que cette relation apparaît plus évidente à l'intérieur d'un même cycle de biofiltration, et qu'il existe des variations de comportement malgré des contextes hydrauliques similaires. Ainsi, pour les 5 essais où le débit au décanteur est de 30 m³/h (2 m/h) et le débit au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h), la figure 51 met en évidence le fait que pour une même charge captée, des pertes de charge résiduelles différentes sont observées de cycles en cycles, et vice-versa.

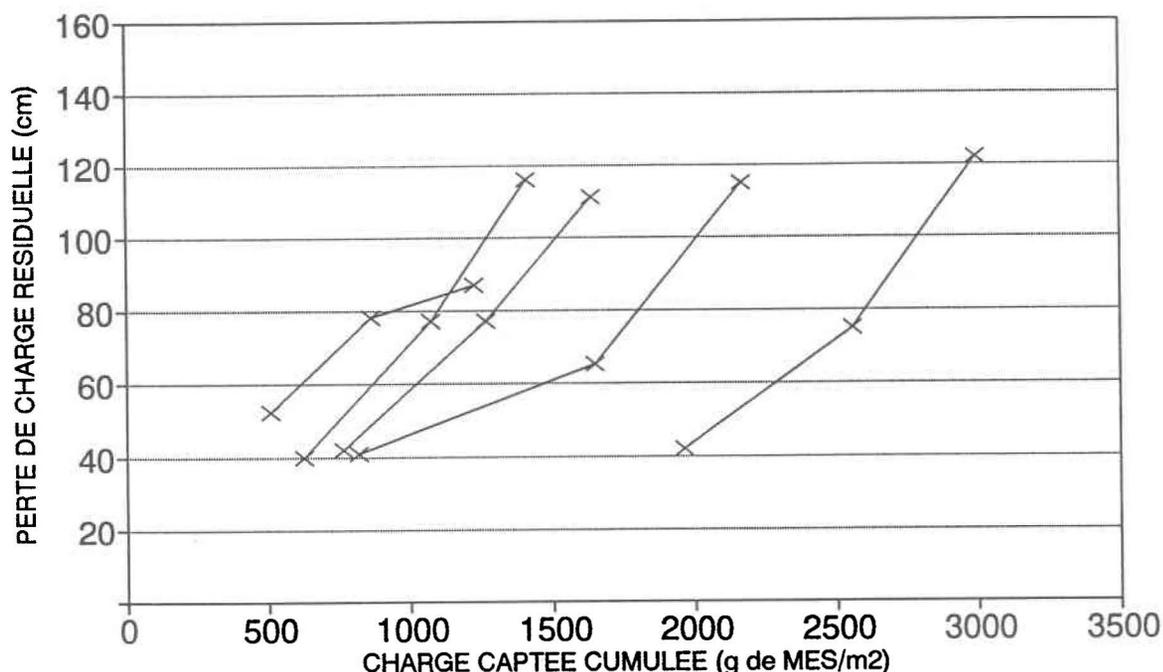


FIGURE 51: Perte de charge résiduelle en fonction de la charge captée cumulée en MES (contexte hydraulique 30/10)

Par exemple, à une charge captée d'environ 2000 g/m² (1962 g/m² pour le cycle BJ; et 2170 g/m² pour le cycle BK), correspond des pertes de charge résiduelles respectives de 42 cm et 115 cm (tableau 8).

Les cycles AR, AS et AT sont respectivement successifs et ont eu lieu le 25 octobre 1990, à 10:00, 15:00 et 20:00 heures. De même, les cycles BJ et BK se suivent et ont eu lieu le 30 octobre 1990. Les contextes précédant ces cycles étaient tous de contexte 30/10, sans exception, et la perte de charge initiale au début de chacun de ces cycles est toujours de 13 ou 14 cm C.E. En principe, si les lavages sont effectués adéquatement, et si la perte de charge initiale après ce lavage est relativement faible et toujours similaire, les contextes hydrauliques précédant le nouveau cycle ne devrait pas influencer le Résiduel et la charge captée cumulée obtenue au premier décolmatage.

Ceci démontre bien que la masse captée (kg MES) n'est pas seule à influencer la perte de charge résiduelle. En effet, plusieurs facteurs dont la nature des particules et le taux d'application de celles-ci jouent probablement un rôle sur la morphologie du dépôt: une même quantité de MES (en terme de kg) n'a sans doute pas toujours la même structure de dépôt et ne serait pas traduite par une même perte de charge résiduelle. De plus,

selon la structure plus ou moins compacte de ce dépôt et selon les conditions hydrauliques, il y a possibilité d'accumulation d'eau sur et/ou dans le biofiltre. Ainsi, si le passage de l'eau est restreint par les solides, cette eau peut s'accumuler progressivement en surface et contribuer à une perte de charge plus élevée en rendant plus difficile le passage de l'air.

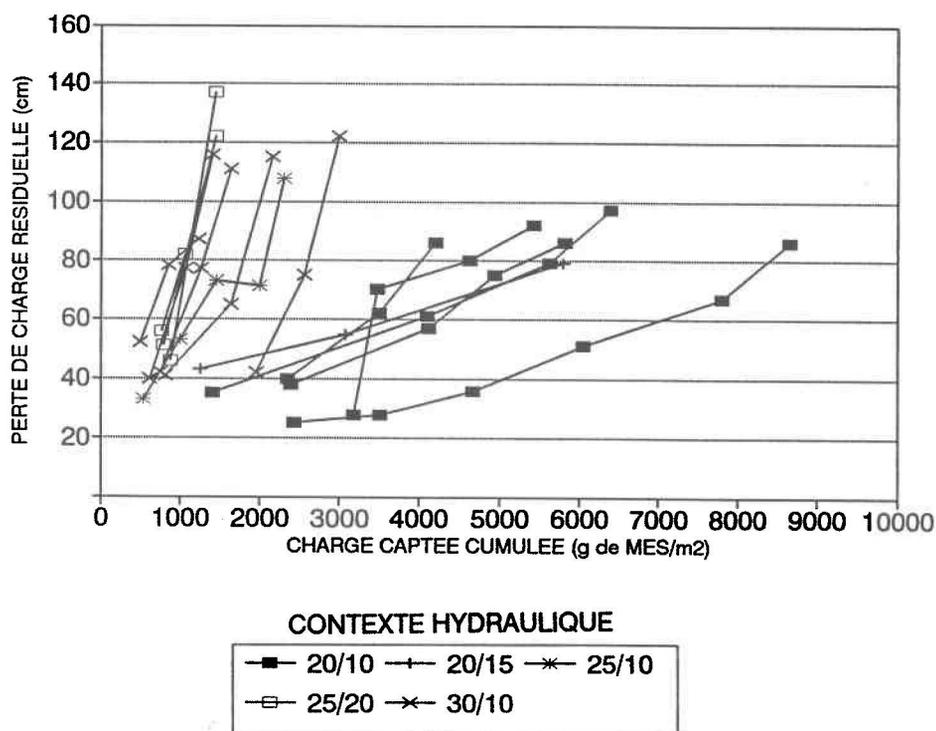


FIGURE 52: Perte de charge résiduelle en fonction de la charge captée cumulée en MES (tous les contextes hydrauliques)

La figure 52 illustre l'ensemble des résultats obtenus pour les différents contextes hydrauliques. Quelque soit le débit au biofiltre, les essais pour lesquels le débit au décanteur est de 25 ou 30 m³/h (1.66 ou 2 m/h) apparaissent les plus contraignants: ils présentent des pertes de charge résiduelles beaucoup plus élevées pour des charges captées cumulées équivalentes, en comparaison avec les essais pour lesquels le débit au décanteur est plus faible, soit de 20 m³/h (1.33 m/h).

La comparaison entre les cycles CN et CK fournit le meilleur exemple illustrant le fait qu'un plus grand débit au décanteur est plus contraignant qu'un plus grand débit au biofiltre. Ainsi, le cycle CN, de débit au décanteur de 25 m³/h (1.66 m/h) et de débit au biofiltre de 10 m³/h (4 m/h), présente un comportement plus contraignant que le cycle CK, où le débit au biofiltre est pourtant plus élevé (15 m³/h; 6 m/h) mais dont le débit au décanteur est plus faible (20 m³/h; 1.33 m/h). Le cycle CN (25/10) et le cycle CK (20/15) ne sont pas effectués à des T.A. comparables. En effet, le débit au biofiltre du cycle CK est de 15 m³/h (donc plus élevé que le débit du cycle CN), ainsi, le T.A. est plus élevé, de même que le T.C.C.. Et pourtant, malgré ces conditions théoriquement plus contraignantes sur le biofiltre, la réponse du biofiltre en terme de perte de charge, lors du cycle CK, est telle que ce cycle dure plus longtemps que le cycle CN. Ce cycle CK, en effet, s'apparente davantage aux autres cycles ayant un débit de 20 m³/h au décanteur (série 20/10), et le débit de 15 m³/h n'apparaît pas limitant.

Les pertes de charge résiduelles sont donc des indicateurs potentiels de l'état du biofiltre, puisqu'il apparaît possible de relier le colmatage (traduit en terme de perte de charge résiduelle) à la quantité de MES captée dans le biofiltre. En principe, la connaissance de cette relation (charge captée en MES dans le filtre-perte de charge résiduelle) devrait permettre de prédire le moment, au cours du cycle de biofiltration, où la perte de charge résiduelle dépassera la consigne. En effet, en supposant que les taux d'application en MES soient connus en fonction du temps, de même que les taux d'enlèvement des MES (T.E.) correspondants aux contextes hydrauliques en présence, il sera possible de calculer la charge captée en MES dans le filtre en fonction du temps. Si cette charge captée en MES est facilement liée à une perte de charge résiduelle, cette dernière sera ainsi prévisible dans le temps. Cette prédiction pourrait être utile pour fin de gestion des filtres et des séquences de lavage. Par ailleurs, elle permettrait également d'établir des stratégies de gestion afin d'optimiser la capacité de rétention des batteries de filtres selon les conditions anticipées.

Toutefois, cette relation semble, expérimentalement, extrêmement dépendante de la nature des particules et se vérifie en autant que les contextes hydrauliques d'opération soient similaires. De même, et bien que la linéarité de cette relation semble vérifiée, elle demeure sensible aux nombreuses conditions prévalant lors du cycle de biofiltration. Ainsi, et bien que la pente obtenue pour cette relation linéaire (soit Pcd, définie par Ouellet, 1991) soit similaire de cycle en cycle pour un même contexte hydraulique d'opération, il ressort de nos résultats que ces droites soient parallèles mais décalées

(figure 51). Ainsi, d'un cycle à l'autre, à une même charge captée en MES peut correspondre différentes pertes de charge résiduelles. Par conséquent, la connaissance de la pente (Pcd, Ouellet, 1991) n'est pas suffisante et il devient difficile d'utiliser cette relation pour une prédiction à long terme de la perte de charge résiduelle.

Néanmoins, il semble que la connaissance du premier point (charge captée au premier décolmatage - perte de charge résiduelle) pourrait renforcer la capacité de prédiction de cette relation en fixant l'ordonnée à l'origine de la pente. Cependant, et toujours d'après nos résultats, ce premier point apparaît variable et plus ou moins prévisible selon les cycles. Pour ces raisons, nous estimons qu'une avenue possible (selon le besoin de prédiction) serait d'effectuer, lors des cycles de biofiltration, un suivi en continu des paramètres conduisant à l'évaluation de ce point afin d'ajuster (en temps réel) la relation proposée par Ouellet (1991).

CHAPITRE 5

CONCLUSION

L'enlèvement des matières en suspension (MES) et l'évolution des pertes de charge, qui constituent les deux mécanismes principaux relatifs à la filtration granulaire des procédés de biofiltration, ont été étudiés. Une revue de littérature a été effectuée dans le but d'identifier les facteurs significativement influents sur ces deux mécanismes. Des essais pilotes ont ensuite été réalisés à l'automne 1990, en conditions de fonctionnement particulièrement critiques, afin de vérifier les hypothèses proposées dans la littérature quant au rendement de la biofiltration. Un biofiltre de type ruisselant a servi aux essais pour lesquels la saisie de données s'est effectuée en continu pour les variables suivantes: les débits acheminés au décanteur lamellaire et au biofiltre, les concentrations en MES à l'affluent et à l'effluent du biofiltre, et la perte de charge à l'aspiration de la pompe à vide. Il a été possible, à l'aide des résultats obtenus, de vérifier les faits suivants.

En ce qui a trait à l'enlèvement des MES:

Un fort débit au décanteur ($30 \text{ m}^3/\text{h}$ lors des essais pilotes, soit une charge superficielle équivalente de $2 \text{ m}/\text{h}$) occasionne un meilleur taux d'enlèvement des MES (T.E.) par rapport à un débit au décanteur plus faible ($20 \text{ m}^3/\text{h}$, charge superficielle: $1.3 \text{ m}/\text{h}$): une augmentation significative du taux d'enlèvement des MES, de l'ordre de 8% à 10% , a été obtenue. L'influence du débit au biofiltre a également été démontrée. Une augmentation du débit au biofiltre (de 10 à $20 \text{ m}^3/\text{h}$, soit de $4 \text{ m}/\text{h}$ à $8 \text{ m}/\text{h}$ en vitesse de filtration équivalente) entraîne une diminution du taux d'enlèvement des MES. Une diminution significative du taux d'enlèvement, de l'ordre de 6% par tranche de débit croissant de $5 \text{ m}^3/\text{h}$ ($2 \text{ m}/\text{h}$ en vitesse équivalente), a été obtenue. Selon nos résultats, la concentration en MES à l'affluent n'a pas d'influence sur le taux d'enlèvement des MES, non plus que l'âge du cycle de biofiltration. Ainsi, il n'y a pas de dégradation ou d'amélioration du taux d'enlèvement des MES en fonction du temps. Cependant, il a été démontré à plusieurs reprises que la nature des particules présentes dans l'eau usée joue un rôle non négligeable sur l'enlèvement des MES.

En ce qui a trait à l'évolution des pertes de charge:

Il a été démontré que le débit au décanteur, lorsque supérieur à une certaine valeur, ($25 \text{ m}^3/\text{h}$ et plus, 1.7 m/h et plus en charge superficielle équivalente) entraîne une augmentation substantielle des pertes de charge. Ce phénomène a été expliqué par la nature des particules présentes à l'effluent d'un décanteur fonctionnant à fort débit. Les résultats démontrent également qu'une augmentation (ou une diminution) brusque du débit au biofiltre provoque une augmentation (ou une diminution) instantanée des pertes de charge. La comparaison de cycles effectués à différents débits au biofiltre a également permis de vérifier qu'un débit plus élevé occasionne des cycles plus courts. Les pertes de charge seraient toutefois plus sensibles au débit au décanteur, lequel influence les caractéristiques des particules présentes dans l'eau usée, qu'au débit au biofiltre. En ce qui a trait à l'influence de l'état du biofiltre sur l'évolution des pertes de charge, plusieurs de nos résultats semblent contredire certaines hypothèses selon lesquelles la perte de charge augmente de façon exponentielle avec l'âge du cycle (PCRB, 1986). Il semble plus probable que "l'état" du biofiltre (âge du cycle, ou la charge captée cumulée en MES) n'influence pas la progression de la perte de charge entre les décolmatages, tant que ceux-ci demeurent efficaces. De même, il a été impossible de relier de façon satisfaisante la concentration en MES (les taux d'application en MES) à l'affluent du biofiltre avec les progressions des pertes de charge. Ceci porte à croire qu'un facteur autre que la concentration en MES gouvernerait davantage la progression des pertes de charge sur les biofiltres de type ruisselant. Il nous est apparu que cette variable serait la nature des particules présentes dans les eaux usées.

En dernier lieu, les charges captées cumulées en MES (au moment des décolmatages) ont été comparées aux pertes de charge résiduelles correspondantes. De manière générale, à une plus grande charge captée cumulée en MES correspond effectivement une perte de charge résiduelle (lue après un décolmatage) plus élevée. A l'intérieur d'un même cycle de filtration, cette relation semble linéaire, conformément aux hypothèses de Ouellet (1991). Cependant, de bonnes variations de comportement sont observées pour les cycles entre eux, et ceci malgré des contextes hydrauliques identiques. Ce résultat mettrait en évidence le rôle important de la morphologie du dépôt de particules sur l'évolution des pertes de charge résiduelles.

En conclusion, l'enlèvement des MES s'effectue de manière très satisfaisante (taux d'enlèvement des MES (T.E.) de 70 % à 95 %, lors des essais), malgré des conditions de fonctionnement particulièrement critiques en terme de débit au décanteur et au biofiltre. Mentionnons en outre qu'un taux d'enlèvement des MES moyen peut être associé à chacun des contextes hydrauliques étudiés, et que ces résultats pourraient s'avérer utiles lors de l'exploitation des usines d'épuration de la Communauté Urbaine de Québec (CUQ).

Cependant, en ce qui concerne les pertes de charge, sous les conditions d'opération et les caractéristiques de l'affluent actuelles, qui représentent des conditions critiques en termes de débit et de charge prévus aux stations d'épuration de la CUQ, le biofiltre de type ruisselant s'est montré extrêmement sensible. Signalons à ce propos que la durée des cycles de biofiltration a varié de 3.5 à 44 heures lors de nos essais, et qu'un seul cycle, sur quinze effectués, présente une durée de biofiltration dépassant les 36 heures garanties par le fournisseur du procédé.

Il convient toutefois de rappeler que ces résultats ont été obtenus sur les installations pilotes de la CUQ. Et bien que ces dernières aient été conçues dans le but de refléter les procédés des usines d'épuration et les conditions qui y prévaleront, il demeure nécessaire de préciser que toute généralisation ou extrapolation de ces résultats devra se faire avec discernement.

Il demeure possible que certains effets observés soient directement reliés aux installations pilotes, soit de par l'échelle réduite (dans ce cas, le décanteur et le biofiltre sont tous les deux impliqués), soit de par la filière de traitement et les caractéristiques des eaux usées traitées. En ce sens, il est bon de rappeler que les installations pilotes n'étaient pas pourvues d'équipements de pré-traitement (dégrilleurs, désableurs, déhuileurs et ponts d'écumages) tels ceux qui seront en place aux usines de la CUQ. De ce fait, les eaux arrivant au décanteur de la station pilote sont probablement, en terme de polluants divers, plus chargées que celles attendues aux décanteurs des deux usines. De plus, les caractéristiques des eaux usées traitées lors des essais sont liées aux eaux du territoire de la CUQ, et plus particulièrement, aux eaux acheminées au poste de pompage Limoilou. Selon les résultats de l'étude de caractérisation des eaux de la CUQ, le bassin de drainage desservi par la station Limoilou présenterait les concentrations de polluants les plus élevées (PCRB, 1986).

Les différentes conclusions de cette étude ont été émises suite à l'interprétation de résultats obtenus en continu grâce à l'utilisation de sondes de turbidité et de relations MES-turbidité. Il est essentiel de conserver à l'esprit les limites d'une telle méthode. Différentes perturbations (présence de mousse, de matières flottantes ou de fibres) peuvent venir influencer la lecture de la sonde de turbidité. En effet, les relations MES-turbidité, bien que très satisfaisantes dans leur ensemble, demeurent empreintes d'une certaine erreur. Cette erreur, bien que relativement faible en terme de valeur absolue, peut atteindre 20 % en ce qui concerne les concentrations à l'affluent du biofiltre, et 50 % en ce qui concerne les concentrations à l'effluent.

La difficulté d'établir une relation directe et constante entre l'évolution des pertes de charge et les concentrations en MES à l'affluent semble indiquer que le suivi des concentrations en MES à l'affluent du biofiltre ne constitue pas un paramètre suffisant pour la prédiction de l'évolution des pertes de charge en conditions critiques. En effet, selon nos résultats, le biofiltre réagit parfois de manière différente (en terme d'évolution des pertes de charge) à des taux d'application en MES pourtant similaires. Dans ces conditions, et en terme de contrôle du procédé, il devient ardu de prédire avec précision le moment où les interventions de lavages et de décolmatages seront nécessaires, et ce malgré le fait que les charges appliquées en MES sur le biofiltre soient connues en tout temps. Toutefois, dans un contexte de gestion de l'ensemble de la chaîne de traitement, il sera possible d'anticiper l'effet relatif (c'est-à-dire par rapport à d'autres conditions d'exploitation) d'un changement de débits acheminés aux procédés de décantation ou de biofiltration sur l'évolution temporelle des pertes de charges. Dans cet ordre d'idée, nous avons constaté, lors de nos essais, qu'un débit élevé au décanteur (charge superficielle) est extrêmement contraignant pour l'évolution des pertes de charge et la durée des cycles. Pour allonger la durée des cycles de biofiltration, et dans la mesure du possible, il faudrait éviter de surcharger les décanteurs.

Dans le but d'augmenter notre capacité à prédire l'évolution des pertes de charge en conditions critiques, une avenue possible serait de coupler à la concentration en MES, d'autres indices reliés à la nature plus ou moins colmatante des particules présentes dans l'eau usée. Cependant et dans l'optique d'un contrôle en continu, la caractérisation immédiate des particules demeure difficile. A cet égard, il semble qu'un bon indicateur du pouvoir colmatant des particules pourrait être le comportement des pertes de charge elles-mêmes. Ainsi, l'observation du comportement des pertes de charge (antérieures sur un même biofiltre, ou simultanées sur des biofiltre exploités en parallèle) permettrait

peut-être d'anticiper le comportement futur des pertes de charge. Dans un contexte d'opération de plusieurs batteries de biofiltres (la station Est de la CUQ comporte quatre batteries de 7 ou 8 biofiltres chacune), ce second indice du pouvoir colmatant des particules pourrait être exploité, étant donné la présence d'une pompe à vide sous chacun des biofiltres.

Dans le cadre d'études futures, et afin d'améliorer notre compréhension du comportement des procédés de biofiltration, il serait souhaitable d'étudier l'influence de différents paramètres en préconisant des conditions contrôlées. Ainsi, il y aurait intérêt à exercer un contrôle sur les eaux usées alimentant le biofiltre. Il serait intéressant de vérifier le comportement du biofiltre pour des eaux de différentes concentrations en pollution soluble et exemptes de pollution particulaire. Ceci permettrait éventuellement d'établir l'ordre de grandeur du colmatage induit par le développement du biofilm et dû uniquement à la pollution soluble. En dernier lieu, il nous apparaît essentiel, quel que soit le type d'étude, d'utiliser des installations en parallèle afin d'une part, de mieux isoler les différents paramètres étudiés et d'autre part, de faciliter l'analyse subséquente des résultats obtenus.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adin A. et Rebhun M. (1977).

A model to predict concentration and head loss profiles in filtration. J. Am. Water Works Assoc., 69 (7): 444-453.

Amar D., Faup G.M., Richard Y. et Partos J. (1984).

Épuration aérobie par cultures fixées: Procédé Biofor. Dans: Comptes Rendus, 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1984, pp. 159-171.

Amirtharajah A. (1988).

Some theoretical and conceptual views of filtration. J. Am. Water Works Assoc., 80 (12): 36-46.

Arvin E. et Harremoes P. (1989).

Concepts and models for biofilm reactor performance. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 191-212.

APHA, AWWA, WPCF (1989).

Standard Methods for the examination of water and wastewater. APHA Washington, DC, 17th edition.

Bacquet G., Joret J.C., Leroux F., Giuliano C. et Petitdemange E. (1989).

Microbiological study of a biological aerated filter. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 513-514.

Bouwer E.J. (1987).

Theoretical investigation of particule deposition in biofilm systems. Water Res., 21 (12): 1489-1498.

BPR, Les Consultants (1989).

Schématisation du calage du modèle en temps différé SWMM. Contrôle de l'opération des ouvrages d'assainissement de la CUQ, Projet 333, (CUQ), décembre 1989, 141 p. et 12 annexes.

Cazelles B. et Bacquet G. (1989).

A dynamic biofilm model: application to an immersed biological filter. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 515-516.

Degrémont Infilco Ltée (1984).

La filtration biologique sur filtres à sec. Dans: Comptes Rendus, 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1984, pp. 1-15.

Degrémont (ed.) (1978).

Mémento technique de l'eau. Huitième édition, 1200 p.

Dillon G.R. et Thomas V.K. (1989).

A pilot-scale evaluation of the BIOCARBONE process for the treatment of settled sewage and for tertiary nitrification of secondary effluent. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 319-330.

Divet L. (1984).

Filtre aéré Biocarbhone, technique et technologie. Dans: Comptes Rendus, Assises Annuelles de l'Assoc. Qué. Tech. Eau, Québec, 7-9 mars 1984, pp. 157-171.

Fuchu Y. et Nakamura M. (1988).

Application of biological aerated filter process to industrial wastewater treatment. Dans: Proceedings, 61st Water Pollution Control Federation Annual Conference, Dallas, 1988, pp. 1-16.

Gaid K., Le Cloirec P. et Martin G. (1982).

Des exemples de systèmes de filtres biologiques utilisables en épuration d'eaux usées urbaines. Tech. Sci. Munic. Eau, (5): 251-257.

Gendron Lefebvre (1986).

Étude-pilote de filtration biologique, procédés Biofor/Biodrof: Études préliminaires. Usine d'épuration de Ste-Rose/Auteuil, dossier #30-22284. (Ville de Laval), décembre 1986, 140 p. et 5 annexes.

Gilles P. (1989).

Industrial scale applications of fixed biomass on the mediterranean seaboard, design, operating results. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 295-306.

Horner R.M.W., Jarvis R.J. et Mackie R.I (1986).

Deep bed filtration: a new look at the basic equations. *Water Res.*, 20 (2): 215-220.

Hudson H.E. Jr (1981).

Water clarification process: practical design and evaluation. Van Nostrand Reinold, Environmental Engineering Series, New York, 353 p.

Ives K.M. (1982)

Mathematical models and design methods in solid-liquid separation; deep bed filters. Paper presented at NATO Advanced Study Institute, January 1982.

Johnson T.L. et Van Durme G.P. (1987).

Design and evaluation of biofilter treatment systems. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 59 (12): 1043-1049.

Kantardjieff A. (1989).

Le premier filtre biologique canadien pour le traitement des eaux usées du canton d'Orford (Québec). *Sci. Tech. Eau.*, 22 (1): 73-82.

Kraft A. et Seyfried C.F. (1989).

Biologically intensified filtration (dual-media dry bed filter) for advanced waste water treatment. Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 331-342.

Lab-Teq (1990).

Étude de traitabilité sur Biofor, rapport final. (Ville de Drummondville), juillet 1990, 31 p.

Lee K.M. et Stensel H.D. (1986).

Aeration and substrate utilization in a sparged packed-bed biofilm reactor. J. Water Pollut. Control Fed., 58 (11): 1066-1072.

Léglise J.P., Gilles P. et Moreaud H. (1980).

A new development in the biological aerated filters bed technology. Paper presented at the 53rd Annual Water Pollution Control Federation Conference, Las Vegas, 1980.

Letterman R.D. (1987).

An overview of filtration. J. Am. Water Works Assoc., 79 (12): 26-32.

Levine A.D., Tchobanoglous G. et Asano T. (1985).

Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications. J. Water Pollut. Control Fed., 57 (7): 805-816.

McDowell-Boyer L., Hunt J.R. et Sitar N. (1986).

Particle transport through porous media. Water Resour. Res., 22 (13): 1901-1921.

Mecrin D., Millot N. et Audic J.M. (1989).

Étude de l'automatisation du couplage d'un réacteur physico-chimique à un biofiltre. Dans: Comptes Rendus, 12^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1989, pp. 137-150.

Metcalf et Eddy Inc. (1979).

Waste water engineering: treatment, disposal, reuse. Mc Graw-Hill, second edition, New York, 920 p.

Meunier A. et Grenier J.R. (1986).

Le traitement des effluents urbains dilués par biofiltration en lit ruisselant. Sci. Tech. Eau., 19 (4): 323-337.

Montgomery Consulting Engineers, Inc. (1985).

Water treatment principles and design. John Wiley and Sons, New York, 696 p.

O'Melia C.R. (1985).

Particles, pretreatment, and performance in water filtration. J. Environ. Eng., 111 (6): 874-890.

O'Melia C.R. et Ali W. (1978).

The role of retained particle in deep bed filtration. Prog. Water Technol., 10 (5/6): 167-182.

Ouellet J. (1991).

Modélisation des connaissances pour le contrôle des procédés de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat présentée à l'Institut national de la recherche scientifique sur l'eau, Sainte-Foy, octobre 1991 (en évaluation), 189 p.

Partos J., Richard Y. et Amar D. (1985).

Élimination de la pollution carbonée sur bactéries fixées aérobies: Le procédé BIOFOR. Tech. Sci. Munic. Eau, (4): 193-198.

Payraudeau M., Sauvegrain P. et Pénillard P. (1989).

Nitrification secondaire et tertiaire des eaux froides par le procédé à biomasse fixée Biocarbonate. Dans: Comptes Rendus, 12^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1989, pp. 151-165.

PCRB, Le Consortium (1986).

Essais Pilotes, Procédé Biodrof: Stations de traitement des eaux usées de la communauté urbaine de Québec, Projet 333, RP-39-29 (CUQ), décembre 1986, 83 p. et 4 annexes.

PCRB, Le Consortium (1987).

Stations de traitement des eaux usées, Projet 333, Rapport d'avant-projet RP-30-03 (CUQ), Tome 1, novembre 1987, 159 p.

PCRB, Le Consortium, préparé par Degrémont Infilco Ltée (1989).

Stations de traitement des eaux usées: Fournitures de technologies et d'équipement de traitement secondaire, appel d'offres AO-50-01, filtres Biodrof et décanteurs des eaux de lavage, Description du mode de fonctionnement et contrôles, Station Est, Document No. SF1330A-000004-Rev.4. (CUQ), septembre 1989, 17 p.

Prévost M. (1986).

Biofiltration des eaux usées par les procédés Biodrof/Biofor. Dans: Comptes Rendus, 9^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 11 et 12 novembre 1986, pp. 111.

Pujol R. (1989).

Suivi du fonctionnement d'une station d'épuration associant physico-chimie et biofiltration = Metabief (France). Dans: Proceedings, IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds), Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 277-285.

Ruffer H. et Rosenwinkel K.H. (1984).

The use of biofiltration for further wastewater treatment. *Water Sci. Technol.*, 16 Vienna, pp. 241-260.

Sakthivadivel R., Thanikachalam V. et Seetharaman S. (1972).

Head-loss theories infiltration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 64 (4): 233-238.

Sarner E. (1986).

Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58 (2): 165-172.

Somiya I., Tsuno H. et Ono Y. (1986).

Studies on the contact biofilter as a compact process in domestic sewage treatment. *Wat. Sci. Technol.*, 18: 185-192.

Stensel H.D., Brenner R.C., Lee K.M., Melcer H. et Rakness K. (1988).

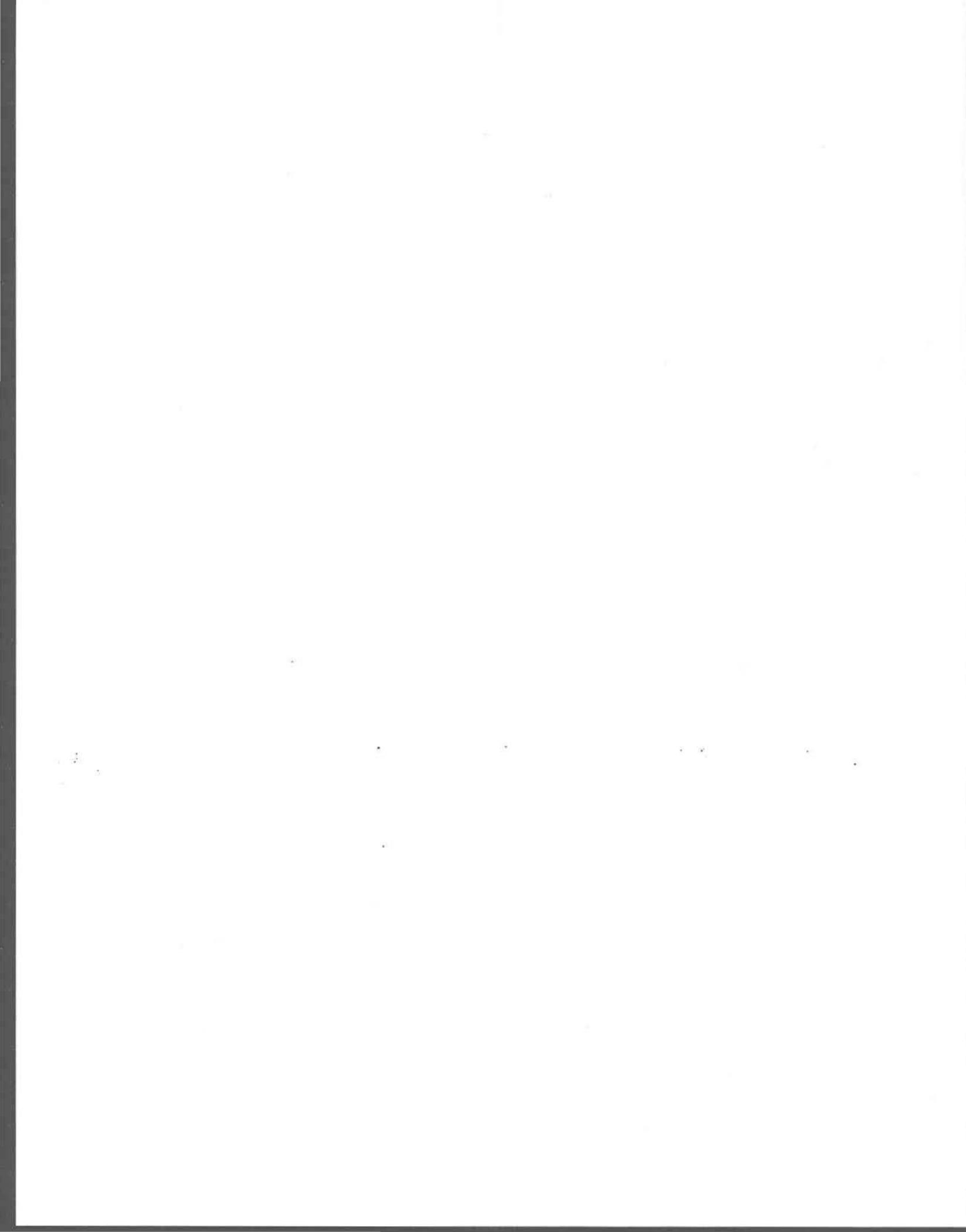
Biological aerated filters evaluation. *J. Environ. Eng.*, 114 (3): 655-671.

Task Committee on Design of Wastewater Filtration Facilities (1986).

Tertiary filtration of wastewaters. *J. Environ. Eng.*, 112 (6): 1008-1025.

Yao K.-M., Habibian M.T. et O'melia C.R. (1971).

Water and waste water filtration: concepts and applications. *Environ. Sci. Technol.*, 5 (11): 1105-1112.



ANNEXE A

APPAREILS DE MESURE

ANNEXE A

APPAREILS DE MESURE

- Débitmètre à l'entrée du décanteur:

Le débitmètre à l'entrée du décanteur est en fait un manomètre. Le débit est contrôlé par une vanne à ouverture variable, laquelle ouverture est commandée par la valeur du manomètre, valeur calibrée de manière à obtenir le débit voulu.

- Débitmètre à l'entrée du biofiltre:

Le débit au biofiltre est généralement mesuré et contrôlé automatiquement par un débitmètre magnétique. Celui-ci a fait défaut lors de la campagne d'essais, occasionnant des discontinuités à l'alimentation du biofiltre. Pour la suite des essais, le débit a été contrôlé directement avec la courbe de calibration du débitmètre magnétique, en commandant la valeur de rotation de la pompe à vitesse variable pour obtenir le débit voulu au biofiltre.

- Manomètre à la pompe à vide:

La valeur de la perte de charge à la pompe à vide est mesurée par un manomètre préalablement calibré en centimètres de colonne d'eau (cm C.E.).

- Principe de néphélométrie:

Deux appareils de mesure de la turbidité ont été utilisés lors des essais, l'un à l'affluent du biofiltre, et l'autre à l'effluent. Les deux appareils sont de marques différentes mais fonctionnent selon le même principe de base: la néphélométrie. Le néphélomètre possède une source de lumière qui traverse l'échantillon, et un ou plusieurs détecteurs photoélectriques jumelé(s) à un cadran de lecture, pour indiquer l'intensité de la lumière diffusée à angle droit par rapport au trajet du faisceau. La mesure de turbidité peut alors être en unités de turbidité (NTU, FTU) ou en pourcentage de la gamme de détection. Plus l'intensité de la lumière diffusée est élevée, plus la turbidité est élevée.

- Turbidimètre à la sortie du décanteur:

L'appareil de turbidité à la sortie du décanteur a été installé en zone d'assez faible turbulence, dans le haut du décanteur et à proximité du déversoir acheminant l'eau vers la pompe qui alimente le biofiltre. Tout au long des essais, il a fonctionné dans la gamme 0-500 FTU (unité de turbidité en équivalent formazine). Le signal de la sonde, transmis par lien analogique 4 à 20 mA, a été transmis en pourcentage à la saisie de données. La gamme de lecture a été choisie de façon à permettre la lecture de valeurs faibles ou élevées, caractéristiques de l'effluent du décanteur. Cette sonde de turbidité est munie d'un système de nettoyage automatique, de type essui-glace, qui empêche l'encrassement potentiel de la sonde. Ce nettoyage, contrôlé par la sonde elle-même, s'est effectué à intervalles réguliers. Bien que possédant un mécanisme de correction interne pour la lumière environnante, un panneau de contreplaqué a été installé sur le dessus du bassin dans lequel la sonde a été immergée, pour l'isoler de la lumière extérieure.

- Turbidimètre à la sortie du biofiltre:

L'appareil de turbidité à la sortie du biofiltre a été installé en zone de moyenne turbulence, dans le bassin d'eau biofiltrée. Ce bassin a également été couvert d'un panneau. Étant donné les caractéristiques plus stables de l'effluent du biofiltre, la gamme de lecture était beaucoup moins étendue que celle à l'affluent. Les signaux ont été transmis à l'ordinateur en pourcentage de cette gamme. Cette sonde de turbidité est munie d'un système-maison de nettoyage par insufflation d'air afin de minimiser l'encrassement potentiel de la sonde. Ce nettoyage s'est effectué à intervalles réguliers de 2 heures et était contrôlé par l'ordinateur. Le nettoyage a occasionné des perturbations ponctuelles du signal parvenant à l'ordinateur, perturbations facilement identifiées à l'analyse des données.

Selon la position des sondes dans l'écoulement, et due à la présence d'une plus ou moins grande turbulence, il est possible qu'une certaine ségrégation des particules se manifeste. Cependant, la position des sondes n'a pas été modifiée tout au long des essais, et aucune différence de comportement, en terme de signaux versus concentration en MES, n'a été observée selon les différents débits acheminés sur les procédés. Enfin, il nous apparaît justifié de croire que ces sondes captent une fraction représentative des MES totales.

ANNEXE B

**ÉTABLISSEMENT DE LA CORRÉLATION:
CONCENTRATION EN MES-TURBIDITÉ**

ANNEXE B

ÉTABLISSEMENT DE LA CORRÉLATION: CONCENTRATION EN MES-TURBIDITÉ

Les détails de la corrélation MES-turbidité à l'affluent et à l'effluent du biofiltre sont présentés ci-après. Pour chacune des deux sondes, une corrélation indépendante a été établie selon les mêmes règles. En premier lieu, les résultats de l'échantillonnage et des analyses en laboratoires sont présentés, de même que les signaux transmis. Ensuite, les signaux retenus sont couplés aux analyses en laboratoire correspondantes afin d'obtenir les couples de données nécessaires à la corrélation.

A- CORRÉLATION MES-TURBIDITÉ A L'AFFLUENT

Les résultats obtenus lors de la campagne d'échantillonnage pour la corrélation à l'affluent (dates, heures et méthode d'échantillonnage, signaux correspondants, résultats d'analyse en laboratoire) sont inscrits au tableau 11.

1- Résultats des analyses en laboratoire

La totalité des échantillons, soit 72, sont des échantillons instantanés. Ceux-ci ont été prélevés à l'aide de robinets ou à la main, à l'exception de 3 échantillons pour lesquels un échantillonneur automatique Isco a été utilisé. L'échantillonnage a été effectué à intervalles irréguliers: les périodes de fortes variations de la qualité de l'eau faisant l'objet d'une prise d'échantillon plus fréquente.

La totalité des échantillons a été analysée pour leur contenu en MES totales. Les résultats des 83 analyses de laboratoire (duplicatas inclus) se situent entre 26 et 191 mg/L. Il y a eu des duplicatas sur 15 % des échantillons (soit 11 échantillons sur 72). L'écart relatif calculé ($[\text{analyse 1} - \text{analyse 2}] / [\text{moyenne des 2 analyses}]$) se situe entre 1 % et 24 %, soit une moyenne de 9 % d'écart sur les 11 duplicatas. L'écart absolu varie entre 2 et 40 mg/L.

Les résultats des analyses ont tous été retenus à l'exception de trois d'entre eux. Soit deux échantillons prélevés en duplicata et analysés dans deux laboratoires différents: pour ces deux cas, l'analyse a été jugée douteuse et le résultat a été rejeté. La troisième analyse rejetée est celle d'un échantillon prélevé à 12:00 hrs, heure de la purge du décanteur, et dont le résultat est de 44 mg/L.

2- Signaux

Les signaux transmis aux trois minutes par la sonde à l'affluent, pendant la campagne d'échantillonnage, sont généralement très stables. En effet, des signaux consécutifs présentent généralement un continuum, c'est-à-dire qu'ils ont des valeurs de plus en plus grandes ou de plus en plus faibles, avec un écart maximum d'environ 5 % entre deux lectures consécutives. Lors de la campagne, deux journées particulières ont été caractérisées par la quasi-absence de ces continuum et par des écarts marqués entre les signaux consécutifs, écarts allant jusqu'à près de 20 %. La cause de cette instabilité des signaux est difficile à établir. La présence de mousse, comme cause de ces lectures instables, est invoquée: des observations en ce sens sont notées dans le cahier d'opération durant ces deux journées, et les émulsions sont des causes possibles d'instabilité pour ce type d'appareil. Pour l'établissement de la corrélation, de même que pour l'étude subséquente des cycles de biofiltration, les signaux jugés instables et non-représentatifs du fonctionnement de la sonde n'ont pas été retenus. Les signaux du 30 novembre et du 1 décembre ont donc été retirés (tableau 13).

3- Établissement de la corrélation

Les analyses en MES ont été couplées aux signaux correspondants. Pour les échantillons analysés en duplicata, la moyenne arithmétique des concentrations (mg/L) a été calculée et jugée représentative de la concentration en MES à la fois de l'échantillon et de l'eau transitant à proximité de la sonde au moment de la transmission du signal. Les signaux ont été retenus par groupe de trois signaux transmis consécutivement: le signal précédant l'échantillonnage, le signal correspondant à l'échantillonnage, ainsi que le signal suivant l'échantillonnage. La moyenne de ces trois signaux a été utilisée pour la corrélation. Le nombre de couples ainsi utilisés pour la corrélation à l'affluent est de 61. Ces 61 couples "signal-analyse" ont été portés en graphique (chapitre 3, figure 13).

B- CORRÉLATION MES-TURBIDITÉ A L'EFFLUENT

1- Résultats des analyses en laboratoire

La totalité des échantillons, soit 74, sont des échantillons instantanés. Tous ces échantillons ont été prélevés à l'aide de robinets, à intervalles irréguliers. Les 74 échantillons ont été analysés pour leur contenu en MES totales et les résultats des 90 analyses de laboratoire (duplicatas inclus) se situent entre 2 et 70 mg/L.

Il y a eu des duplicatas sur 20 % des échantillons (soit 15 échantillons sur 74) et l'écart relatif calculé entre deux analyses d'un même échantillon ($[\text{analyse 1} - \text{analyse 2}] / [\text{moyenne des 2 analyses}]$) se situe entre 0 % et 46 %, pour une moyenne de 17 %. L'écart absolu varie entre 0 et 7 mg/L. L'évaluation de faibles concentrations en MES (ici, généralement plus faibles que 20 mg/L) peut apporter une erreur assez élevée. En effet, l'homogénéité d'un échantillon d'eau usée traitée demeure difficile à obtenir et la présence de quelques particules plus lourdes peut signifier de bonnes différences sur deux analyses d'un même échantillon. Toutefois, lors de l'élaboration de la régression, l'écart absolu entre les duplicatas des échantillons retenus se situe généralement à 3 mg/L ou moins; de plus, une moyenne des duplicatas a été utilisée, réduisant ainsi l'erreur potentielle sur la relation Concentration en MES-Turbidité.

Les analyses ont toutes été retenues à l'exception des 10 analyses du 27 novembre. Pour cette journée, les caractéristiques de l'effluent ne sont pas jugées représentatives des conditions de fonctionnement du biofiltre, puisque l'aspirante n'a pas été en fonction durant les 15 heures précédant l'échantillonnage. L'existence probable de conditions anaérobies a donc justifié le retrait de ces analyses et des signaux correspondants transmis par la sonde de turbidité.

2- Signaux

Les signaux correspondant aux échantillonnages ont varié de 2 % à 100 %, couvrant ainsi la gamme complète des valeurs potentielles. A deux reprises, le signal a atteint son maximum (100 %). L'appareil de turbidité à l'effluent du biofiltre donne des lectures consécutives présentant une plus grande variabilité que la sonde à l'affluent, particulièrement pour les signaux élevés. Ces lectures ont été jugées représentatives du fonctionnement de la sonde à l'effluent et elles ont toutes été conservées. La sonde à l'effluent du biofiltre a été nettoyée à toutes les heures paires, par injection d'air, pendant quelques secondes. Le signal correspondant n'est pas représentatif et n'est pas retenu. Pour l'établissement de la corrélation, les signaux de la sonde transmis la journée du 27 novembre, de même que les signaux atteignant 100 % ou les signaux transmis lors d'un nettoyage de la sonde, n'ont pas été retenus (tableau 14).

3- Établissement de la corrélation

Tout comme pour la corrélation à l'affluent, les résultats d'analyses ont été couplés aux signaux correspondants. Les couples "signal-analyse" ainsi utilisés pour la corrélation à l'effluent sont au nombre de 67 et ont été portés en graphique (chapitre 3, figure 14).

Le tableau 12 résume les résultats obtenus pour la sonde à l'effluent.

TABLEAU 11: Points retenus pour la corrélation à l'affluent du biofiltre

AFFLUENT DU BIOFILTRE : POINTS RETENUS POUR LA CORRELATION						
ECHANTILLONNAGE DU 23 OCTOBRE AU 8 DECEMBRE 1990						
(1) Moyennes des signaux sur 3 lectures						
* : Analyses de laboratoire rejetees						
#	DATES (jour-mois)	HEURES (heures:minutes)	SIGNAUX (1) de la SONDE (%)	ANALYSES "MES" (mg/L)	DEBIT au DECANTEUR (m3/h)	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
1	23-10	12:42	60	182	35	ISCO
2	23-10	13:09	72	151* et 191	35	ISCO
3	23-10	14:30	39	160* et 129	35	ISCO
4	25-10	11:15	61	171	30	MAIN
5	25-10	12:18	57	116	30	MAIN
6	25-10	13:48	42	129	30	MAIN
7	25-10	16:15	40	115	30	MAIN
8	25-10	17:15	39	94	30	MAIN
9	25-10	21:36	31	89	30	MAIN
10	25-10	23:36	29	68	30	MAIN
11	26-10	0:36	32	58	30	MAIN
12	30-10	16:24	51	133 et 130	30	ROBINET
13	30-10	17:18	51	123 et 125	30	ROBINET
14	30-10	13:45	48	136 et 135	30	ROBINET
15	30-10	15:15	55	154 et 125	30	ROBINET
16	30-10	10:09	52	152	30	ROBINET
17	30-10	11:27	77	152	30	ROBINET
18	30-10	11:00	60	125	30	ROBINET
19	26-11	09:27	16	77	50	ROBINET
20	26-11	11:42	21	76	50	ROBINET
21	27-11	08:24	9	28 et 34	14	ROBINET
22	27-11	11:00	26	86 et 89	20	ROBINET
23	27-11	11:27	22	83	20	ROBINET
24	27-11	14:39	50	152 et 141	20	ROBINET
25	27-11	15:18	53	185	20	ROBINET
26	27-11	16:12	47	134	20	ROBINET
27	27-11	16:45	35	119	20	ROBINET
28	28-11	08:09	16	30	20	ROBINET
29	28-11	09:09	19	58	20	ROBINET
30	28-11	09:54	23	59	20	ROBINET
31	28-11	13:15	34	91	20	ROBINET
32	28-11	14:15	31	94	20	ROBINET
33	28-11	16:15	34	92	20	ROBINET

TABLEAU 11: Points retenus pour la corrélation à l'affluent du biofiltre

suite: points retenus a l'affluent du biofiltre						
#	DATES	HEURES	SIGNAUX (1) de la SONDÉ	ANALYSES " MES "	DEBIT au DECANTEUR	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
	(jour-mois)	(heures:minutes)	(%)	(mg/L)	(m3/h)	
34	29-11	09:06	19	62	20	ROBINET
35	29-11	10:51	28	66	20	ROBINET
36	29-11	15:42	22	74	20	ROBINET
37	29-11	16:45	25	72	20	ROBINET
38	29-11	21:27	16	47	20	ROBINET
39	02-12	13:06	32	84	20	ROBINET
40	02-12	14:03	28	84	20	ROBINET
41	02-12	14:36	17	68	20	ROBINET
42	02-12	15:09	17	68	20	ROBINET
43	02-12	20:15	14	54	20	ROBINET
44	03-12	08:06	9	34	20	ROBINET
45	03-12	09:18	16	63	20	ROBINET
46	03-12	10:36	29	74	20	ROBINET
47	03-12	13:42	28	88	20	ROBINET
48	03-12	21:45	17	65	20	ROBINET
49	04-12	11:45	30	75	20	ROBINET
50	04-12	19:48	23	60	20	ROBINET
51	05-12	09:30	24	66	20	ROBINET
52	05-12	10:45	20	78	20	ROBINET
53	05-12	12:42	24	72	20	ROBINET
54	05-12	15:45	22	68	25	ROBINET
55	05-12	21:09	17	66	20	ROBINET
56	07-12	15:45	28	118	25	ROBINET
57	07-12	17:39	27	105	25	ROBINET
58	07-12	21:36	21	75 et 71	20	ROBINET
59	07-12	23:15	17	58	20	ROBINET
60	08-12	09:42	14	63	20	ROBINET
61	08-12	12:36	22	85 et 71	20	ROBINET

TABLEAU 12: Points retenus pour la corrélation à l'effluent du biofiltre

EFFLUENT DU BIOFILTRE: POINTS RETENUS POUR LA CORRELATION						
ECHANTILLONNAGE DU 23 OCTOBRE AU 8 DECEMBRE 1990						
(1) Moyennes des signaux sur 3 lectures						
#	DATES	HEURES	SIGNAUX (1) de la SONDÉ	ANALYSES "MES "	DEBIT au BIOFILTRE	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
	(jour-mois)	(heures:minutes)	(%)	(mg/L)	(m ³ /h)	
1	23-10	13:51	91	25	20	ROBINET
2	23-10	14:12	56	17	20	ROBINET
3	23-10	14:21	92	47	20	ROBINET
4	23-10	16:39	60	19	20	ROBINET
5	24-10	11:45	48	10	10	ROBINET
6	24-10	12:27	70	12	10	ROBINET
7	24-10	14:54	33	10	10	ROBINET
8	25-10	08:43	12	8	10	ROBINET
9	25-10	09:18	22	9	20	ROBINET
10	25-10	11:25	31	9	10	ROBINET
11	25-10	12:25	44	13	10	ROBINET
12	25-10	13:51	44	15	10	ROBINET
13	25-10	14:03	40	15	10	ROBINET
14	25-10	16:30	28	9	10	ROBINET
15	25-10	17:30	29	7	10	ROBINET
16	25-10	21:51	21	6	10	ROBINET
17	30-10	10:15	9	5 et 6	10	ROBINET
18	30-10	11:06	20	11 et 14	10	ROBINET
19	30-10	09:06	2	2 et 2	10	ROBINET
20	30-10	16:33	34	13	10	ROBINET
21	30-10	13:54	25	11 et 14	10	ROBINET
22	30-10	15:54	37	14, 13 et 15	10	ROBINET
23	30-10	11:36	25	14 et 17	10	ROBINET
24	28-11	08:12	12	7	10	ROBINET
25	28-11	09:12	35	18 et 16	15	ROBINET
26	28-11	09:57	46	13	17	ROBINET
27	28-11	13:18	43	8	10	ROBINET
28	28-11	14:18	42	17 et 11	10	ROBINET
29	28-11	16:18	43	18 et 16	10	ROBINET
30	29-11	09:09	15	8	10	ROBINET
31	29-11	10:54	31	13	10	ROBINET
32	29-11	15:45	36	14	10	ROBINET
33	29-11	16:48	40	9	10	ROBINET
34	29-11	21:30	25	11	10	ROBINET

TABLEAU 12: Points retenus pour la corrélation à l'effluent du biofiltre

suite: points retenus a l'effluent du biofiltre						
#	DATES	HEURES	SIGNAUX (1) de la SONDÉ	ANALYSES "MES "	DEBIT au BIOFILTRE	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
	(jour-mois)	(heures:minutes)	(%)	(mg/L)	(m3/h)	
35	30-11	08:12	7	4	10	ROBINET
36	30-11	10:45	42	16	15	ROBINET
37	30-11	12:03	42	21	15	ROBINET
38	30-11	13:18	45	10	15	ROBINET
39	30-11	15:48	47	10	15	ROBINET
40	30-11	17:54	54	10	15	ROBINET
41	30-11	21:36	41	9	15	ROBINET
42	01-12	09:48	17	10	15	ROBINET
43	01-12	13:21	45	23	15	ROBINET
44	01-12	15:45	47	18 et 19	15	ROBINET
45	01-12	16:33	29	18	15	ROBINET
46	01-12	23:06	30	10 et 16	15	ROBINET
47	02-12	13:09	24	16	10	ROBINET
48	02-12	20:18	20	13	10	ROBINET
49	03-12	08:09	11	6	10	ROBINET
50	03-12	10:39	56	14	10	ROBINET
51	03-12	13:45	56	29	10	ROBINET
52	03-12	21:48	41	19	10	ROBINET
53	04-12	11:48	33	13	10	ROBINET
54	04-12	19:51	27	14	10	ROBINET
55	05-12	09:33	15	9	10	ROBINET
56	05-12	11:18	31	16	10	ROBINET
57	05-12	12:45	34	17	10	ROBINET
58	05-12	15:48	58	15	20	ROBINET
59	05-12	17:48	61	16	20	ROBINET
60	05-12	21:12	36	9	10	ROBINET
61	07-12	10:06	31	9	10	ROBINET
62	07-12	15:48	76	35	20	ROBINET
63	07-12	17:42	87	30	20	ROBINET
64	07-12	18:09	64	29	20	ROBINET
65	07-12	21:39	73	21	15	ROBINET
66	07-12	23:18	60	16	15	ROBINET
67	08-12	12:39	54	19	15	ROBINET

TABLEAU 13: Points non-retenus pour la corrélation à l'affluent du biofiltre

AFFLUENT DU BIOFILTRE: POINTS NON-RETENUS POUR LA CORRELATION						
ECHANTILLONNAGES DU 30 NOVEMBRE ET DU 1 DECEMBRE 1990						
(1) Les chiffres correspondent aux transmissions: avant, pendant et apres echantillonnage						
* : Analyses de laboratoire rejetees						
Points non-retenus, cause: instabilite des signaux						
#	DATES (jour-mois)	HEURES (heures:minutes)	SIGNAUX (1) de la SONDE (%)	ANALYSES "MES " (mg/L)	DEBIT au DECANTEUR (m3/h)	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
1	30-11	8:09	33-14-21	26	20	ROBINET
2	30-11	10:42	42-42-36	64	20	ROBINET
3	30-11	12:00	49-50-37	44 *	20	ROBINET
4	30-11	13:15	38-35-36	74	20	ROBINET
5	30-11	15:45	57-67-59	66	20	ROBINET
6	30-11	21:33	56-54-55	51	20	ROBINET
7	01-12	9:45	28-29-33	44	20	ROBINET
8	01-12	10:45	44-43-44	66	20	ROBINET
9	01-12	13:18	56-51-56	66	20	ROBINET
10	01-12	16:30	60-57-63	58	20	ROBINET
11	01-12	23:03	43-42-42	63	20	ROBINET

TABLEAU 14: Points non-retenus pour la corrélation à l'effluent du biofiltre

EFFLUENT DU BIOFILTRE: POINTS NON-RETENUS POUR LA CORRELATION						
ECHANTILLONNAGES DU 27 NOVEMBRE ET DU 23 OCTOBRE 1990						
(1) Moyennes des signaux sur 3 lectures						
* Points non-retenus, cause: arret de l'aspirante dans les heures precedantes						
** Point non-retenu, cause: plafonnement de la sonde						
#	DATES (jour-mois)	HEURES (heures:minutes)	SIGNAUX (1) de la SONDE (%)	ANALYSES "MES " (mg/L)	DEBIT au BIOFILTRE (m3/h)	METHODE D'ECHANTILLONNAGE
1	27-11	11:48	33 *	27 *	5	ROBINET
2	27-11	12:27	53 *	37 *	10	ROBINET
3	27-11	14:42	100 *	63 et 70 *	15	ROBINET
4	27-11	15:21	85 *	57 et 61 *	10	ROBINET
5	27-11	16:15	61 *	50 et 49 *	10	ROBINET
6	27-11	16:57	86 *	50 et 44 *	15	ROBINET
7	23-10	15:28	100 **	26	20	ROBINET

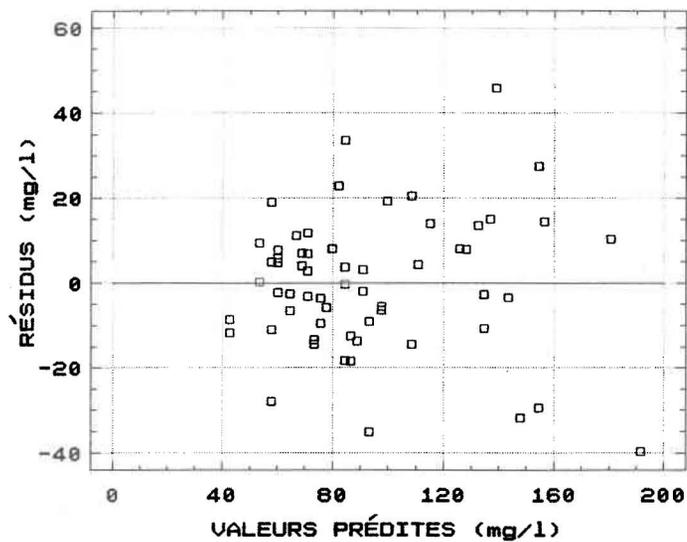


FIGURE 53: Distribution des différences entre les valeurs obtenues par l'équation et par l'analyse de laboratoire (affluent)

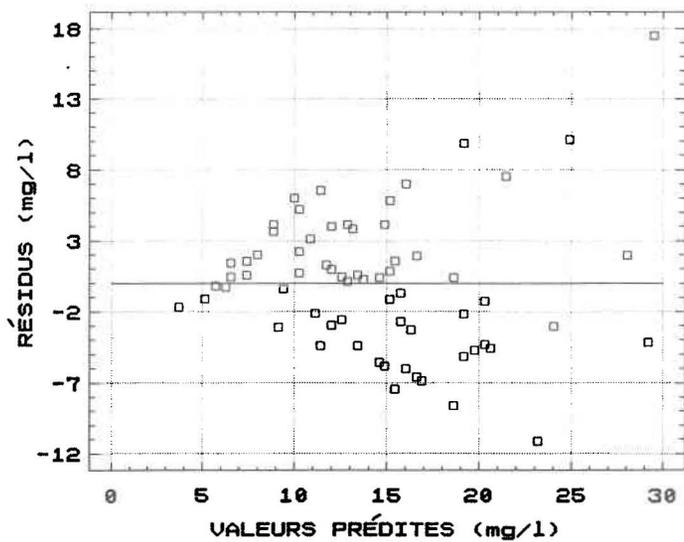


FIGURE 54: Distribution des différences entre les valeurs obtenues par l'équation et par l'analyse de laboratoire (effluent)

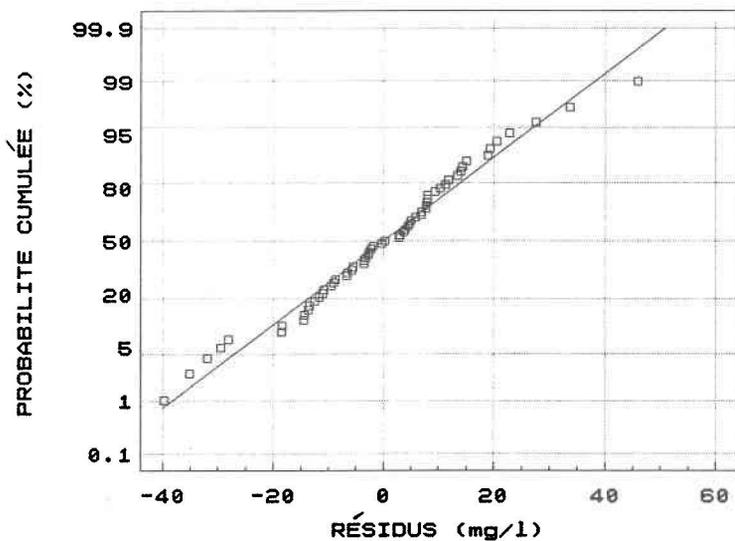


FIGURE 55: Résidus de la régression sur papier de probabilité normale (affluent)

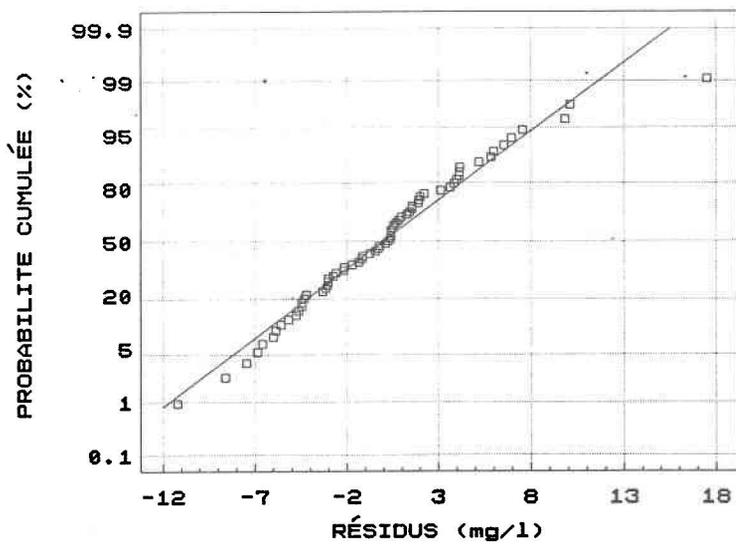


FIGURE 56: Résidus de la régression sur papier de probabilité normale (effluent)

ANNEXE C

**RÉSULTATS: PERTES DE CHARGE, TAUX D'APPLICATION ET
CHARGE CAPTÉE**

Les tableaux des séries 20/15 et 25/10 présentent des résultats fragmentaires, auxquels nous référons très peu.

TABLEAU 15: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 20/15

Decolmat. # a)	t,cumul heures b)	t,intervalle heures c)	Vacuum cm d)	Residuel cm e)	dPF/dt cm/h f)	T.A. g/m ² -h g)	T.C.C. g/m ² -h h)	C.C.I g/m ² i)	C.C.C. g/m ² j)
CK									
DEBUT				9					
1	5.00	5.00	151	43	30	357.01	251.34	1256.71	1256.71
2	13.35	8.35	159	55	14	264.73	217.45	1815.68	3072.38
3	22.15	8.80	152	79	11	414.25	310.51	2732.47	5804.85
LAVAGE	25.00	2.85	152		28	380.95	277.63	791.24	6596.09
CB									
DEBUT				10					
1	12.35	12.35	152	42	12	Instabilité de la sonde de turbidité a l'affluent			
2	15.40	3.05	151	56	39				
3	20.60	5.20	150	71	19				
4	23.95	3.35	151	97	26				
LAVAGE	27.35	3.35	151		18				
CC									
DEBUT				12					
1	6.25	6.25	150	33	23	Instabilité de la sonde de turbidité a l'affluent			
2	10.55	4.30	151	69	29				
3	12.40	1.85	153	130	52				
LAVAGE	13.40	1.00	151		28				

TABLEAU 16: Perte de charge, taux d'application et charge captée: la série 25/10

Decolmat. # a)	t,cumul heures b)	t,intervalle heures c)	Vacuum cm d)	Residuel cm e)	dPF/dt cm/h f)	T.A. g/m ² -h g)	T.C.C. g/m ² -h h)	C.C.I g/m ² i)	C.C.C. g/m ² j)
CN									
DEBUT				11					
1	3.15	3.15	154	33	49	228.96	173.51	546.54	546.54
2	5.85	2.70	151	53	48	216.56	171.06	461.86	1008.40
3	8.70	2.85	152	73	38	190.24	157.70	449.44	1457.84
4	12.60	3.90	150	71	21	161.92	139.95	545.79	2003.63
5	14.55	1.95	152	108	48	177.32	153.90	300.11	2303.74
LAVAGE	15.20	0.65	150		105	241.42	207.97	135.18	2438.92