

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE FERHAT ABBAS-SETIF
UFAS (ALGERIE)

MEMOIRE

Présenté à la Faculté des Sciences de l'Ingénieur
Département de Génie des Procédés
Pour l'obtention du diplôme de

MAGISTER

Option : Génie Chimique

Par

Zahir BAKIRI

THEME

**TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR DES PROCEDES
BIOLOGIQUES CLASSIQUES :
EXPERIMENTATION ET MODELISATION**

Soutenu le : 03 / 03 / 2007, devant la commission d'examen :

D. BENACHOUR

Prof. à l'université de Sétif

Président

S. NACEF

M.C. à l'université de Sétif

Rapporteur

B. DJELLOULI

Prof. à l'université de Sétif

Examineur

M. BOUTAHALA

M.C. à l'université de Sétif

Examineur

« Rien n'est perdu, rien n'est créé, tout est transformé... »

*Ce principe s'applique également à l'eau: source de vie,
ressource précieuse mais difficile d'accès,
qui peut également être source de mort si elle n'est pas bien gérée.*

AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée au Laboratoire de Génie des Procédés Chimiques (LGPC) de l'université Ferhat Abbas à Sétif, en collaboration avec la station d'épuration des eaux usées de la ville de Sétif.

J'aimerais avant tout témoigner ma reconnaissance à mon encadreur de ce mémoire, Monsieur Saci NACEF pour avoir encadré ce travail avec tant de compétences et de rigueur. Il m'a toujours apporté l'aide et le soutien dont j'ai eu besoin durant ces années de travail.

Je voudrais adresser mes sincères remerciements à Monsieur D. BENACHOUR pour avoir accepté d'être le président de mon jury de mémoire.

Un très grand merci à Monsieur B. DJELLOULI pour avoir examiné ce travail en un temps limité. Ses compétences et sa grande rigueur m'ont beaucoup apporté.

Je remercie également grandement Monsieur M. BOUTAHALA pour avoir manifesté dans ce mémoire d'en être examinateur.

Mes remerciements s'adressent également à toute l'équipe de la station d'épuration de la ville de Sétif, en particulier à Madame GUARZOULI (chef de service du laboratoire), qui a participé activement à mon stage effectué dans cette station. Ma gratitude va également à Monsieur CHIAIH (chef technique et maintenance) et à Madame BENLABIAD et Mademoiselle RAMDHANI (techniciennes au laboratoire), qui m'ont permis de profiter de leur compétence.

En puis merci à ma famille et tous mes amis qui m'ont encouragé et beaucoup aidé pendant ces années.

Merci.

RESUME

L'étude présentée dans ce mémoire a pour objectif l'application de la mathématique au domaine de traitement de l'eau et s'articule autour de la modélisation et de l'estimation sous des contraintes d'incertitudes.

Cette étude donc est consacrée au procédé des boues activées à faible charge en stabilisation aérobie des boues. L'étape initiale concerne l'estimation des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO₅, N). La deuxième étape aborde la modélisation des décanteurs secondaires. Le suivi du fonctionnement de la station d'épuration et les expérimentations sur sites nous ont permis d'améliorer le modèle classique de décanteur. Bien que celui-ci soit encore imparfait, son intégration dans un système de contrôle et de supervision de la station, en liaison avec la mesure de hauteur du voile de boues et du taux de boues serait bénéfique à la gestion du process.

MOTS CLES : Eaux usées, boues activées, décanteur secondaire, sédimentation, épuration, modélisation mathématique.

ABSTRACT

The study presented in this thesis aims at applying from the control theory in mathematical to solve problems related to the biological wastewater treatment field and deals with dynamic modelling and state estimation under uncertainty constraints.

This study is dedicated to the activated sludge by low-load in aerobe stabilisation of the sludge is a treatment process. First of all, with the estimation of the pollution parameters (MES, DCO, DBO₅ and N). Then we deal develop a mathematical model of the secondary settlers. The monitoring of the treatment plant and the experiments on site enabled us to improve the classical model of settler. Although our version is still imperfect, its integration in a system of control and supervision of the treatment plant, in relation with the measurement of the depth of sludge blanket and of sludge concentration would be beneficial for the management of the process.

KEY WORDS: Wastewater, activated sludge, secondary settler, sedimentation, purification, mathematical modelling.

ملخص

الدراسة المعروضة في هذه المذكرة تهدف لتطبيق الرياضيات في مجال معالجة المياه وتتركز على نموذج رياضي والتقدير تحت عدد من التغيرات.

هذه الدراسة إذن مخصصة لنظام التطهير بالوحل الفعال المهوى وتركيز ضعيف. الخطوة الأولى تتعلق بتقدير عناصر التلوث. أما الخطوة الثانية فتتمس النموذج الرياضي للمصفي. تتبع نظام عمل محطة التصفية والتجارب المقامة على الموقع تسمح لنا بتحسين النموذج الرياضي الكلاسيكي للمصفي. ويكون هذا الأخير مثاليا عندما نضيف له نظام مراقبة مع ربط قياس الأرتفاعات والتراكيز للوحل الفعال في المصفي ومن هنا يصبح مواتيا لتسيير وإدارة محطة التصفية.

مفاتيح البحث: المياه المستعملة, الوحل الفعال, المصفي, التريكيح, التطهير, النموذج الرياضي.

NOMENCLATURE

A	Surface de décanteur
COT	Carbone Organique Total
DBO₅	Demande Biologique en Oxygène à 5 jours
DCO	Demande chimique en Oxygène
DSVI	Diluted sludge volume index
EH	Equivalent habitant
Fh	Flux massique de transport hydraulique
Fl	Flux limite
Fs	Flux massique de décantation
Ft	Flux total des particules solides
IM	Indice de Mohlman ou indice de boues
J	Flux de dispersion
MES	Matières en Suspension
MO	Matières organiques
MVS	Matières volatiles en suspension
MS	Matières sèches
MV	Matières volatiles
NGL	Azote global
NH₄⁺	Ammonium
NH₂⁻	Nitrite
NH₃⁻	Nitrate
NTK	Azote total de Kjeldahl
ONA	Office Nationale d'Assainissement
OUR	Actual Oxygen Uptake Rate : besoin en oxygène réel.
PO₄³⁻	Phosphate
PT	Phosphore total
Q	Débit
Qr	Débit de recirculation
Qs	Débit à la sortie du décanteur
rfloc	Coefficient associé à la décantation
rhin	Coefficient associé à la séparation de phases
STEP	Station d'épuration
SSVI	Stirred specific volume index
SVI	Sludge volume index
Vba	Volume du bassin d'oxydation
Vh	Vitesse hydraulique
Vmax	Vitesse de décantation dans la couche i
Vs	Vitesse de sédimentation
Vsi	Vitesse maximum de décantation de Vesilind
X	Concentration en boues activées
Xba	Concentration de bassin d'oxydation
Xh	Concentration de transport hydraulique
Xf	Concentration de point d'alimentation
Xl	Concentration limite

TABLES DES MATIÈRES

Liste des figures

Liste des tableaux

INTRODUCTION GENERALE.....	11
-----------------------------------	-----------

CHAPITRE 1 : BIBLIOGRAPHIE

1-1 EPURATION DES EAUX USEES	14
1-1.1 Caractéristique de l'effluent entrant en station d'épuration.....	14
1-1.1.1 Origine des eaux usées.....	14
a) Les effluents domestiques.....	14
b) Les effluents d'établissement industriels, communaux ou artisanaux	14
c) Les effluents d'agriculture.....	14
d) Les effluents d'origine naturelle.....	14
1-1.1.2 Composition moyenne des effluents.....	15
1-1.2 Les substrats polluants.....	17
1-1.2.1 Matières décantables ou flottantes.....	17
1-1.2.2 Matières fines en suspension.....	17
1-1.2.3 Matières colloïdales.....	17
1-1.2.4 Matières solubles.....	17
1-1.2.5 Matières biodégradables.....	18
1-1.2.5.1 Matières aisément dégradables.....	18
1-1.2.5.2 Matières lentement dégradables.....	18
1-1.2.6 Matières non-biodégradables.....	18
1-1.2.7 Matières organiques.....	18
1-1.2.8 Matières inorganiques.....	19
1-1.3 Les micro-organismes épurateurs.....	19
1-1.3.1 Les bactéries.....	20
1-1.3.2 Les protozoaires.....	20
1-1.3.3 Les algues.....	20
1-1.4 Les processus métaboliques.....	20
1-1.5 L'épuration des eaux usées.....	23
1-1.5.1 Des traitements différenciés	24
1-1.5.1.1 Procédés physiques.....	24
1-1.5.1.2 Procédés physico-chimiques.....	25
1-1.5.1.3 Procédés chimiques.....	25
1-1.5.1.4 Procédés radiatifs.....	25
1-1.5.1.5 Procédés biologiques.....	26
1-1.5.2 La filière d'épuration.....	26
1-1.5.3 Les traitements biologiques.....	26
1-2 EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES.....	30
1-2.1 Présentation et importance du procédé.....	30
1-2.2 Principe de l'épuration biologique.....	31
1-2.2.1 Principaux paramètres de fonctionnement.....	32
1-2.2.2 Les micro-organismes.....	33
1-2.3 La décantation secondaire.....	34
1-2.3.1 La décantabilité des boues.....	34

1-2.3.2 Les critères de dimensionnement.....	35
1-2.3.3 Importance de l'hydrodynamique.....	36
1-3 REPOSE DU SYSTEME D'EPURATION PAR TEMPS DE PLUIE.....	37
1-3.1 Impact sur le traitement primaire.....	37
1-3.2 Impact sur le décanteur secondaire.....	37
1-4 CONCLUSION.....	38
 CHAPITRE 2 : MOYENS EXPERIMENTAUX	
2-1 PRESENTATION DU SITE.....	41
2-1.1 La station d'épuration de Sétif.....	42
2-1.1.1 Présentation générale.....	42
2-1.1.2 Présentation des différents ouvrages.....	42
2-1.1.2.1 Schéma de la station.....	42
2-1.1.2.2 Description des ouvrages.....	44
a) Le prétraitement.....	44
b) Le traitement primaire.....	45
c) Le traitement secondaire.....	45
d) Traitement tertiaire.....	46
2-1.2 Principe des prélèvements et méthodes.....	46
2-1.2.1 Objectifs du dispositif.....	47
2-1.2.2 Les analyses.....	47
2-2 CONCLUSION.....	48
 CHAPITRE 3 : RESULTATS EXPERIMENTAUX	
3-1 ANALYSE DES VOLUMES ENTRANT EN STATION.....	50
3-1.1 Exploitation des résultats.....	51
3-1.2 Evolution du débit au cours de la semaine.....	52
3-1.3 Conclusion.....	53
3-2 FONCTIONNEMENT DE LA STATION PAR TEMPS SEC.....	54
3-2.1 Charges entrantes et modalités de prélèvement.....	54
3-2.2 Résultats.....	54
3-3 EFFICACITE DE LA STATION D'EPURATION	56
3-3.1 Indicateurs de pollution en épuration biologique.....	56
3-3.2 Efficacité de la dépollution des Bassins.....	57
3-4 ANALYSE DU FONCTIONNEMENT DU DECANTEUR.....	59
3-4.1 Représentation hydrodynamique du décanteur.....	59
3-4.2 Vérification de l'horizontalité du voile de boues.....	60
3-4.3 Profils de concentration des boues.....	62
3-5 CONCLUSION.....	63

CHAPITRE 4: MODELISATION DYNAMIQUE DU DECANTEUR SECONDAIRE

4-1 HISTORIQUE DES PRINCIPAUX MODELES DU BASSIN DE SEDIMENTATION.....	65
4-2 CONCEPTS FONDAMENTAUX.....	65
4-2.1 Les différents types de sédimentation.....	66
a) Définition de la sédimentation.....	66
b) La clarification.....	67
c) La décantation en masse.....	67
d) La compression.....	68
4-2.2 Les mécanismes de biofloculation.....	68
4-2.3 La théorie du flux des particules solides.....	69
4-2.4 Analyse mathématique de la sédimentation	74
4-2.5 Technologie du fonctionnement de la dynamique de sédimentation.....	75
4-2.6 Les vitesses de sédimentation.....	77
4-2.6.1 Loi de vitesse.....	77
4-2.6.2 Détermination des vitesses, approche classique et essais en éprouvette.....	77
4-2.6.3 Les principaux modèles vitesse-concentration.....	79
4-2.6.4 Estimation de l'indice de boue.....	80
4-3 MODELISATION DYNAMIQUE DU DECANTEUR	82
4-3.1 Le modèle classique (1 dimension, basé sur la théorie des flux).....	82
4-3.2 Evolution du modèle classique.....	84
4-3.2.1 Modèle de Takacs et al., 1990.....	84
4-3.2.2 Modèle de Dupont et Dahl, 1995.....	85
4-3.3 Modèles avec dispersion.....	86
4-3.3.1 Modèle de Laikari, 1988.....	86
4-3.3.2 Modèle de Hamilton et al, 1990.....	87
4-3.4 Présentation du modèle	87
4-3.4.1 Description.....	87
4-3.4.2 Objectifs.....	88
4-3.4.3 Hypothèses.....	88
4-3.4.4 Résolution numérique.....	88
4-3.4.4.1 Zone de clarification.....	90
4-3.4.4.2 Zone d'épaississement.....	90
4-3.4.4.3 zone de compression.....	90
4-4 RESULTATS ET DISCUSSION.....	94
4-4.1 Comparaison avec la littérature.....	94
4-4.2 Utilisation sur site et résultats obtenus.....	95
4-4.3 Influence du nombre de couches.....	97
4-5 CONCLUSION.....	98
CONCLUSION GENERALE.....	100
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	103
ANNEXES	
Annexe A (Lexique).....	110
Annexe B (Matériels et Méthodes).....	113

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Filière d'épuration.....	29
Figure 1-2: Schéma d'une station d'épuration à boues activées.....	31
Figure 2-1: Schéma de la station de Sétif.....	43
Figure 3-1: Devenir des volumes entrants.....	51
Figure 3-2: Evolution du débit de temps sec- période 2003-2004.....	52
Figure 3-3: Evolution du flux de pollution en fonction du débit.....	55
Figure 3-4: Géométrie du décanteur secondaire de la station d'épuration de Sétif.....	59
Figure 3-5: Représentation conceptuelle du régime hydraulique.....	60
Figure 3-6: Mesure manuelle de la profondeur du voile de boues.....	61
Figure 3-7: Concentration en MES mesurées en fonction de la profondeur dans le décanteur.....	62
Figure 4-1: Régimes de sédimentation lors d'un test en éprouvette.....	66
Figure 4-2: Stratification de la sédimentation dans un décanteur secondaire.....	67
Figure 4-3: Analyse graphique par la théorie des flux des particules solides.....	70
Figure 4-4 : Bilan de masse.....	71
Figure 4-5 : Illustration de la courbe de sédimentation et détermination graphiquement les concentrations X_t et X_r	73
Figure 4-6: Schéma d'un procédé à boues activées et stratification de la sédimentation dans un décanteur secondaire.....	74
Figure 4-7: Interprétation des tests de décantation et limites de la théorie de KYNCH....	79
Figure 4-8: Evolution des vitesses de décantation en fonction de la concentration en boue.....	81
Figure 4-9: Modèle classique de décanteur.....	84
Figure 4-10: Loi de vitesse utilisé par Takacs et al.....	85
Figure 4-11: Equation aux dérivées partielles du modèle.....	89
Figure 4-12: Répartition des flux de matières d'un modèle du décanteur secondaire.....	91
Figure 4-13: Bilan de masse dans la zone d'épaississement.....	92
Figure 4-14: comparaison des modèles de la littérature avec des résultats expérimentaux de PFLANZ (1969) dans le décanteur secondai.....	95
Figure 4-15: concentrations de boue mesurées et simulées en fonction de la profondeur dans le décanteur secondaire.....	96
Figure 4-16: Sensibilité au nombre de couche.....	97

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1: Concentration moyenne des eaux usées domestiques.....	16
Tableau 1-2: classifications des substrats polluants.....	19
Tableau 1-3: Dénomination du procédé en fonction de la charge massique appliquée et valeur indicative des principaux paramètres du processus.....	33
Tableau 2-1: Fiche technique de la station d'épuration de Sétif.....	41
Tableau 2-2: Capacité de la station d'épuration de Sétif.....	42
Tableau 3-1: Répartition des volumes entrants et sortants -période 2003-2004.....	52
Tableau 3-2: Volumes journaliers moyens par temps sec et par jour – période 2003/2004.....	53
Tableau 3-3: Prélèvements moyens 24 h de temps sec en entrée de station (après le prétraitement). Paramètres exprimés en concentrations.....	54
Tableau 3-4: Grandeurs principales d'indicateur de pollution en amont et en aval de la station d'épuration.....	57
Tableau 3-5: Efficacité épuratoire en entrée de station (avant le prétraitement) et à la sortie du décanteur secondaire.....	58
Tableau 4-1: Les principaux modèles vitesse-concentration.....	80
Tableau 4-2: Vitesse de sédimentation en fonction des indices de décantation.....	81
Tableau 4-3: Caractéristiques du décanteur secondaire (station de Sétif).....	95

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est la vie sur la terre. Donc, l'eau est quelque chose de spécial. Chaque chose vivante sur terre (micro-organismes, plantes, animaux, êtres humains et même notre cerveau) consiste principalement en eau. Le monde contient aussi beaucoup d'eau. Plus que 70% de la totalité de l'eau contenue sur terre, seulement une petite partie qui est convenable pour la consommation humaine ou l'usage agricole (approximativement 0.5% de toute l'eau dans le monde) [1]. Cette petite fraction d'eau douce doit pourtant satisfaire l'ensemble des besoins de l'humanité [2]. Pour cela, la nécessité d'un traitement adéquat des eaux usées par lequel de contribuer à l'amélioration des performances du traitement.

Il existe plusieurs types différents de procédés de traitement des eaux usées, le procédé de traitement le plus utilisé est le procédé biologique. Le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée [3]. Même si une approche microbiologique des phénomènes de floculation est primordiale dans la conduite du procédé de traitement des eaux par boues activées, elle s'avère insuffisante pour caractériser de façon complète les propriétés des boues. Ainsi, la détermination des caractéristiques physiques des floes fournit des informations complémentaires revêtant une grande importance dans la compréhension des phénomènes hydrodynamiques régissant la séparation entre l'effluent et l'eau traitée [4]. Ces deux approches sont étroitement liées et leur considération conjointe semble indispensable pour témoigner de l'état de floculation des boues [5].

La problématique de l'assainissement des eaux usées en Algérie est un sujet qui demeure entier, malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour. La plupart des villes Algériennes se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement, ce qui rend désormais complexe la recherche de solution. Les systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées sont très peu développés voire inexistants. L'épuration des eaux usées par boues activées à faible charge en stabilisation aérobie des boues est un procédé de traitement a constitué, pour la majorité des villes Algériennes, l'outil privilégié pour l'assainissement de leurs eaux usées car il s'est avéré le plus fiable et le plus facile d'opération. La station d'épuration de la ville de Sétif (Algérie) constitue un bel exemple de ce type de procédé. Elle a une capacité de 330000 équivalent-habitants et a été conçue pour accueillir 66000 m³/j par temps sec. Les charges polluantes organiques utilisées comme critères de conception de cette station sont de 17820 kg/j DBO₅.

Ce travail s'organise donc autour de quatre chapitres.

Le **premier chapitre** est consacré à une étude bibliographique générale sur l'épuration biologique des eaux usées. Cette partie situe le contexte de l'étude. On abordera dans un premier temps, les caractéristiques de l'effluent entrant en station d'épuration et ensuite la classification globale des polluants et des micro-organismes ainsi que les principales interactions métaboliques mises en jeu. L'introduction des différents procédés de dépollution contribuera à une description globale d'une filière de traitement. L'épuration biologique occupera une place particulière.

Le **deuxième** et le **troisième chapitre** portent sur la description des moyens expérimentaux et traitent des résultats obtenus sur le site d'étude. Le but étant de cerner l'intérêt et les limites de la mesure en continu pour la connaissance du fonctionnement de la station d'épuration. Après avoir présenté la station d'épuration, et caractérisé les volumes d'eau entrant en station et leur variabilité, une étude approfondie sur le fonctionnement de temps sec sera réalisée. Les premiers résultats du contrôle dynamique sont exposés dans le troisième chapitre.

Le **quatrième chapitre** est consacré à la modélisation du décanteur secondaire. L'intérêt de la modélisation étant de synthétiser et de généraliser les connaissances acquises au cours de cette étude. Le modèle pouvant être un outil de recherche et de dimensionnement, mais aussi, comme nous le verrons, un outil de gestion. Le modèle proposé s'appuie sur des faits expérimentaux nouveaux et sur une étude bibliographique approfondie. On présentera une description des principaux processus concernés dans les mécanismes de sédimentation. Le développement d'un modèle a été proposé pour permettre d'identifier et de faire le point sur la connaissance des processus mis en jeu lors de la décantation des boues activées dans le décanteur secondaire. Nous avons utilisé ce type de modèle à une dimension, qui est basé généralement sur une équation de continuité dont l'expression du flux provient de la théorie des flux et porte essentiellement sur les problèmes d'épaississement. Les variables modélisées sont alors la hauteur du voile de boues et la concentration des boues. Plus récemment, ce type de modèle a été adapté pour modéliser la concentration en MES de l'effluent. Des efforts sont entrepris pour utiliser ce type de modèle dans le contrôle des stations d'épuration en temps réel. Enfin, le modèle a été simulé de façon dynamique et en régime stationnaire et les résultats ont ensuite été comparés avec les résultats expérimentaux.

CHAPITRE 1
BIBLIOGRAPHIE

CHAPITRE 1

BIBLIOGRAPHIE

1-1 EPURATION DES EAUX USEES

Cette partie a pour but de rappeler les données de base relatives à l'épuration des eaux usées. Après avoir décrit sommairement les principales caractéristiques liées au système d'épuration, nous décrirons le principe de fonctionnement des stations d'épuration à boues activées.

1-1.1 Caractéristique de l'effluent entrant en station d'épuration

1-1.1.1 Origine des eaux usées

L'effluent entrant en station est dénommé "*eaux usées*", il peut se composer de quatre types d'effluents différents dont l'importance relative est fonction du site (collectivités, industries, type de réseau, état du réseau, etc...) [7, 8,9]:

a) Les effluents domestiques : sont composés d'eaux usées domestiques : eaux ménagères (eaux de lavabo, douche, baignoire, appareils ménagers,...). A ces eaux fortement polluées s'ajoutent, (selon le type de réseau séparatif ou pseudo-séparatif, ou unitaire) des eaux moins polluées qui peuvent provenir des toitures, de drainage, de cours, de sous-sol et garage.

b) Les effluents d'établissement industriels, communaux ou artisanaux : qui sont issues d'activité domestique (cantines, W-C, douches,...) ou plus spécifiquement des eaux liées à l'activité industrielle, telles que les eaux de refroidissement, ou les effluents résultant du processus utilisé.

c) Les effluents d'agriculture : l'agriculture constitue la première cause des pollutions diffuses. Les pollutions d'origine agricole englobent à la fois celles qui ont trait aux cultures (pesticides et engrais) et à l'élevage (lisiers et purins).

d) Les effluents d'origine naturelle : la teneur de l'eau en substances indésirables est le fait de l'activité de certains phénomènes naturels (irruptions volcaniques, contact de l'eau avec les gisements minéraux,...).

L'effluent entrant en station peut comporter une part d'eaux parasites dues à des défauts de structure du réseau (mauvaise conception, malfaçons, collecteurs endommagés) [10]. On distingue les eaux parasites de temps sec qui correspondent à l'intrusion d'eau de la nappe phréatique, et les eaux parasites pluviales, qui concernent uniquement les réseaux séparatifs eaux usées et qui sont dues à des erreurs de raccordement, voire à du drainage rapide [11].

1-1.1.2 Composition moyenne des effluents

Les eaux usées sont principalement de l'eau contenant une petite quantité de déchets solides [12]. Ces derniers sont essentiellement composés de matière organique d'origine animale ou végétale [6]. Lorsqu'ils sont organiques, les déchets solides vont se décomposer [13]. Pour un traitement plus efficace des eaux usées, ces matières organiques ont besoin d'être stabilisées ou converties en une forme qui ne risquera pas de propager les maladies ou de polluer les lacs et rivières [14]. Les déchets solides inorganiques doivent aussi être extraits afin que les eaux usées soient traitées correctement [6].

Les eaux usées contiennent aussi beaucoup de bactéries [15]. Même si certaines de ces bactéries peuvent être pathogènes, la plupart sont en fait inoffensives. Ces bactéries non pathogènes sont très utiles parce qu'elles décomposent les matières organiques contenues dans les eaux usées [16]. Il s'ensuit que les bactéries non pathogènes sont à la base de tous les procédés de traitement biologique des eaux usées [6].

La composition des eaux usées d'origine domestique peut être extrêmement variable, et dépend de trois facteurs [10,11] :

- la composition originelle de l'eau potable, qui elle-même dépend de la composition de l'eau utilisée pour produire l'eau potable, de la qualité du traitement de cette eau, des normes sanitaires du pays concerné, de la nature des canalisations, etc. ;
- les diverses utilisations par les particuliers qui peuvent apporter un nombre quasi infini de polluants : tous les produits d'entretien, lessives mais aussi, solvants, peintures, mercure de thermomètre, colle, etc. ;
- les utilisateurs eux-mêmes qui vont rejeter de la matière organique dans les égouts (urines et fèces); la matière organique est le polluant majoritaire des eaux domestiques.

Ce type de rejets apporte également des micro-organismes et des contaminants divers (médicaments, etc.) [11].

Les eaux usées urbaines contiennent des matières solides, des substances dissoutes et des microorganismes [17]. Ces derniers sont la cause des principales restrictions imposées à la réutilisation des eaux usées [11]. La réglementation distingue des niveaux de qualité pour les eaux usées épurées, déterminés par les taux de concentration de ces microorganismes. Il est donc nécessaire de rappeler des notions élémentaires à leur sujet [12].

Du fait de la multiplicité des cas de différents types d'eaux il est difficile de donner une composition type des eaux usées [9]. Dans le tableau I-1 est recensé la plupart des paramètres que l'on peut trouver dans les eaux usées,

Tableau 1-1 : Concentration moyenne des eaux usées domestiques [7,9,10,18].

<i>Paramètres</i>	<i>Unité</i>	<i>Variations</i>	<i>Fonction décantable</i>
Température	°C	4 - 26	--
pH	--	7.0 - 8.5	--
Extrait sec	mg/l	1000 - 1300	10 %
MES totales	mg/l	100 - 400	50 - 60 %
DCO	mgO ₂ /l	300 - 1000	30 %
DBO₅	mgO ₂ /l	150 - 500	25 - 30 %
COT	mg/l	100 - 300	30 %
Alcalinité	mgCaCO ₃ /l	2 - 15	--
NTK	mg/l	30 - 100	< 10 %
Azote ammoniacal	mgNH ₄ ⁺ /l	20 - 80	0 %
Nitrites et nitrates	mg(NO ₂ ²⁻ ,NO ₃ ⁻)/l	< 1	0 %
Phosphates	mgPO ₄ ³⁻ /l	10 - 25	10 %
Sulphates	mgSO ₄ ²⁻ /l	63-79	--

Les fluctuations en débit et en concentration des eaux usées urbaines présentent plusieurs périodicités. Les fluctuations journalières et hebdomadaires reflètent le rythme de vie des habitants, les variations saisonnières sont généralement plus liées au battement de la nappe phréatique qu'à la consommation d'eau potable des habitants [7].

1-1.2 Les substrats polluants

A la différence de divers phénomènes de pollution, celle des eaux se traduit par les effets particuliers liés aux spécificités écologiques propres aux milieux aquatiques [19]. En effet, l'eau peut dissoudre, souvent avec facilité, de nombreuses substances chimiques et biologiques. Par conséquent, tout polluant peut être véhiculé fort loin de la source de contamination [11]. On distingue quatre catégories principales liées aux différentes caractéristiques de ces substances qui déterminent le type de procédé efficace pour leur purification [8,12,13,14] :

1-1.2.1 Matières décantables ou flottantes

Elles représentent la fraction des composés grossiers (galets, graisses...). Ces substances sont soumises à des pré-traitements ou éventuellement à un traitement primaire. En fonction de leur nature, on peut recourir aux procédés de flottation ou de décantation.

1-1.2.2 Matières fines en suspension

Elles sont formées de particules visibles à l'œil nu (de 0.1 à 1 mm) qui contribuent à la turbidité de l'eau. Leur traitement s'effectue par des techniques de sédimentation ou de centrifugation.

1-1.2.3 Matières colloïdales

Dissoute dans l'eau, elles sont constituées de particules d'un diamètre de 0.01 à 100 μm . A la limite entre les phases solide et soluble, ces éléments sont éliminés par dégradation biologique ou par décantation associée à un mécanisme de coagulation.

1-1.2.4 Matières solubles

Leur taille est inférieure à 0.01 μm . Ces substances sont directement consommées par les populations biologiques au cours de traitement secondaire. La partie biodégradable peut se retrouver dans l'effluent de sortie; si leur quantité est importante un traitement tertiaire s'impose.

Une autre classification très importante est fondée sur le pouvoir de dégradation des déchets polluants. On distingue ainsi deux classes principales [6,8,15] :

1-1.2.5 Matières biodégradables

Affectées par les activités biologiques des micro-organismes, ces substances sont soumises aux divers processus biochimiques de conversion. Cette fraction biodégradable peut être structurée en deux groupes :

1-1.2.5.1 Matières aisément dégradables : composées des substances solubles. Ces matières ont la caractéristique de pouvoir être directement absorbées par les bactéries

1-1.2.5.2 Matières lentement dégradables : composées des substrats particuliers formés par un mélange de substances organiques solides, colloïdale et solubles. Ces matières sont soumises à certains processus intermédiaires avant d'être absorbées par les populations bactériennes.

1-1.2.6 Matières non-biodégradables

Ces substances inertes ne subissent aucun phénomène biologique de transformation. Ces matières sont soit présentes dans les eaux résiduaires, comme les métaux lourds, soit issues des phénomènes de mortalité des micro-organismes au cours des processus biologiques d'épuration. Les composants non-biodégradables solubles peuvent traverser la station d'épuration sans être modifiés mais les matières inertes en suspension peuvent être éliminées par les mécanismes de décantation.

La structure chimique des polluants permet de distinguer deux types de composés [16] (cité dans [8]):

1-1.2.7 Matières organiques

Elles sont constituées d'un grand nombre de composés qui ont la particularité commune de posséder au moins un atome de carbone, d'où leur nom de substances carbonées. Ces atomes de carbone sont oxydés biologiquement par les micro-organismes pour fournir l'énergie nécessaire à leur croissance.

1-1.2.8 Matières inorganiques

Sont des substances ne contenant pas de carbone. La fraction minérale des eaux résiduaires représente principalement les produits azotés et phosphorés.

Ces diverses classifications sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1-2 : Classifications des substrats polluants [8].

<i>Classification selon</i>	<i>Polluants</i>
Taille	<ul style="list-style-type: none">• Matières décantables ou flottantes• Matières fines en suspension• Matières colloïdales• Matières solubles
Pouvoir de dégradation	<ul style="list-style-type: none">• Matières biodégradables<ul style="list-style-type: none">-aisément dégradables-lentement dégradables• Matières non-biodégradables
Structure chimique	<ul style="list-style-type: none">• Matières organiques• Matières inorganiques

1-1.3 Les micro-organismes épurateurs

Le monde vivant est classé en trois catégories principales : les végétaux, les animaux et les protistes qui se distinguent des deux autres règnes par les structure relativement simple et la multiplication rapide de leurs individus [8]. Ces micro-organismes sont composés essentiellement des bactéries (êtres unicellulaires), des levures (champignons unicellulaires), des moisissures (champignons de très petite taille) et des protozoaires (prédateurs des bactéries) [14]. Certaines de ces populations microbiologiques ont la faculté de dégrader les substances polluantes présentes dans les eaux résiduaires pour les convertir en eau, en dioxyde de carbone et en matières minérales dont l'effet polluant est moins nuisible pour les milieux récepteurs [18]. Ces micro-organismes sont à la base de l'épuration biologique qui est le procédé le plus utilisé pour restaurer la qualité de l'eau en la débarrassant de ses principales impuretés pourvu qu'elles soient plus au moins biodégradables et ne contiennent pas de toxiques qui font l'objet d'un traitement particulier (épuration physico-chimique) [20].

Parmi tous les individus du monde protiste, trois populations jouent un rôle fondamental dans le traitement [7,8,12] :

1-1.3.1 Les bactéries : Unicellulaires, ces micro-organismes possèdent la structure interne la plus simple de toutes les espèces vivantes. Elles croissent et se multiplient en général par fission binaire. Ces cellules représentent la plus importante population de la communauté microbienne dans tous les procédés biologiques, avec souvent des concentrations qui dépassent 10^6 bactéries/ml.

1-1.3.2 Les protozoaires : De structure plus complexe que celle des bactéries, la distinction des protozoaires est plus simple. Certains groupes de protozoaires sont de redoutables prédateurs pour les bactéries. Ils ont la faculté de se déplacer et sont classifiés suivant leur mode de mouvement (nageurs, rampants, sessiles). Ces organismes peuvent jouer un rôle important au cours du processus d'épuration par leur abondance et leurs interactions avec les bactéries épuratrices (compétition et prédation).

1-1.3.3 Les algues : Ce sont des organismes photosynthétiques unicellulaires ou multi-cellulaire formant une population hétérogène. Les algues sont indésirables dans les sources d'eau car elles affectent leur goût et leur odeur. Dans le traitement, on les retrouve dans deux types de procédés uniquement : les lits bactériens ainsi que les bassins de lagunage, mais ce n'est que dans ces derniers qu'elles jouent un rôle bénéfique dans l'épuration.

Une grande partie du poids sec des micro-organismes est constituée en général, du carbone (50%), d'oxygène (20%), d'azote (10 à 15%), d'hydrogène (8 à 10%) et du phosphore (1 à 3%) [6].

1-1.4 Les processus métaboliques

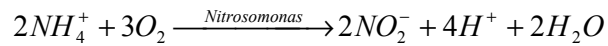
Les composants chimiques consommés par les micro-organismes sont soumis à de nombreuses réactions biochimiques qui font partie d'un des deux mécanismes métaboliques fondamentaux pour le développement des bactéries [6,8] :

- **Catabolisme** : Représente l'ensemble des réactions d'oxydation et de dégradation enzymatique. C'est une activité exothermique qui libère l'énergie inhérente à la structure complexe des molécules organiques et minérales, et qui est stockée par les micro-organismes.
- **Anabolisme** : Représente l'ensemble des réactions de réduction et de synthèse enzymatique. C'est une activité endothermique qui utilise l'énergie libérée par les processus de catabolisme pour développer la taille et la structure chimique des composants organiques.

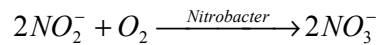
Parmi le grand nombre de processus biochimiques mis en jeu au cours du traitement biologique des polluants par les différentes populations bactériennes, on peut distinguer principalement les activités suivantes [6, 8, 12] :

- **Oxydation** : C'est une réaction qui implique une perte d'électrons suivie d'une production d'énergie. Une perte des matières absorbées par les micro-organismes est utilisée pour fournir l'énergie nécessaire afin d'accomplir leurs fonctions biologiques. Selon la nature de l'accepteur final d'électrons, le processus d'oxydation peut s'effectuer sous les conditions d'aérobiose (présence d'oxygène), d'anaérobiose (absence d'oxygène) ou d'anoxie (présence de nitrate).
- **Digestion** : La caractéristique de la digestion appelée aussi fermentation est que ce processus ne nécessite pas un accepteur d'électrons externe. C'est un mécanisme anaérobie de production d'énergie qui n'implique pas de chaîne de transport d'électrons. La fermentation est provoquée par des bactéries anaérobies capables de décomposer la matière organique en acides et alcools et de donner du méthane (CH₄) et du gaz carbonique (CO₂).
- **Nitrification** : C'est une transformation chimique de l'azote organique en nitrate (NO₃⁻) par des organismes dits nitrifiants. La nitrification a lieu en trois étapes dans les conditions d'aérobiose :
 - **l'ammonification** où l'azote organique est converti en ammoniac (NH₄⁺) par l'intermédiaire des hétérotrophes.

- **la nitrification** qui est effectuée par les nitrifiants dont la majorité appartient à l'espèce *Nitrosomonas*. Ces autotrophes sont responsables de l'oxydation de l'ion ammoniac (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-). La réaction totale est de la forme :



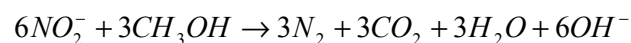
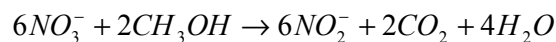
- **la dénitrification** qui est accomplie par les dénitrifiants de l'espèce *Nitrobacter*. Ces cellules autotrophes effectuent l'oxydation du nitrite en nitrate. La réaction stoechiométrique s'effectue comme suit :



- **Dénitrification** : C'est un processus de conversion du nitrate effectué par les hétérotrophes facultatifs sous les conditions d'anoxie. La dénitrification peut avoir lieu selon deux activités biologiques différentes :

- **l'assimilation** où le nitrate est réduit en ammoniac qui peut servir comme source d'azote pour la synthèse cellulaire. L'azote est donc éliminé par incorporation à la matière cytoplasmique. Mais cette activité est relativement négligeable.
- **la dissimilation** joue un rôle très important dans l'élimination totale du nitrate. Certains micro-organismes facultatifs (à la fois aérobies et anaérobies) ont la capacité de se servir de l'oxygène fixé dans la molécule NO_3^- lorsqu'ils se trouvent plantés dans des conditions d'anoxie, c'est-à-dire d'absence d'oxygène dissous. Le nitrate joue le rôle d'accepteur final d'électrons qui est converti en azote moléculaire au cours de la réaction d'oxydation. L'azote est donc éliminé par échappement du dioxyde d'azote gazeux N_2 . Le méthanol est utilisé comme source d'énergie c'est à dire comme donneur d'électrons.

Le processus de conversion s'effectue en deux étapes :



- **Floculation** : Dans les cultures en suspension où les micro-organismes flottent librement dans les eaux à traiter, ceux-ci ont tendance à s'agglutiner sous forme de petits amas appelés bioflocs. Certaines substances biodégradables (particules, colloïdes, grosses molécules) ne sont pas directement absorbées par les bactéries.

La floculation permet aux micro-organismes d'améliorer leurs caractéristiques d'absorption des aliments sur leur membrane cellulaire.

- **Absorption** : Certains composés organiques comme les substances biodégradables particulières ne peuvent pas être directement absorbés par les bactéries. Ces matières sont d'abord absorbées par les micro-organismes et stockées à leur surface avant de subir un processus de conversion qui génère des substances simples aisément dégradables.
- **Hydrolyse** : C'est une série de réactions enzymatiques extra-cellulaires appliquées aux substances adsorbées et qui ont lieu à la surface des micro-organismes. Les molécules organiques complexes sont converties en molécules plus simples qui peuvent diffuser à travers la membrane cellulaire.
- **Mortalité** : La population biologique est soumise à divers phénomènes de mortalité : la prédation (protozoaires), le processus de lyse (dissolution) et la respiration endogène où une partie des composants cellulaires est oxydée pour satisfaire les besoins en énergie nécessaires pour maintenir en vie les autres cellules quand le substrat n'est pas disponible. Une fraction des produits de mortalité est biodégradable, l'autre partie représente les résidus endogènes inertes.

1-1.5 L'épuration des eaux usées

Avant d'entamer l'étude générale du traitement des eaux usées, nous tenterons d'éclaircir quelques points sur la terminologie liée à ce domaine.

En effet, en général, le traitement des eaux usées a pour fonction de les transformer en eau potable. Alors que l'assainissement des eaux usées a pour objectif de collecter puis d'épurer les eaux polluées avant leur rejet. Toutefois, le terme « traitement » est généralement employé pour désigner l'opération d'assainissement [8]. Ainsi, bien que le terme « traitement » sera largement utilisé dans ce manuscrit, il concernera seulement la seconde définition.

Par ailleurs, épurer signifie « rendre pur » tandis que la définition de purifier est « débarrasser des impuretés ». Quand on parle d'épuration des eaux résiduaires, il n'est pourtant pas question de les rendre pures, mais plutôt d'en retirer le plus de déchets possible avant de les évacuer [8].

1-1.5.1 Des traitements différenciés

Les caractéristiques des eaux brutes sont extrêmement variées [9]. Il existe un certain nombre de procédés élémentaires destinés à les traiter. Les professionnels de l'eau peuvent combiner de différentes manières ces procédés, en fonction des cas spécifiques [21]. En outre, chaque procédé pourra changer de rôle en fonction de la place qu'il occupe dans la filière du traitement et de la façon dont il est mis en œuvre [22].

Il n'est pas simple de prétendre décrire de façon complète les différents procédés et filières de traitement [23]. Il est, cependant, possible de proposer une classification générale de procédés de base, puis une description des étapes les plus courantes du traitement [8].

1-1.5.1.1 Procédés physiques

Ce sont des opérations de séparation de phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide [8]. Parmi ces procédés, les plus courantes sont :

- **La dégrillage** permettant d'éliminer les corps flottants et les gros déchets par l'intermédiaire de grilles placées en travers du canal d'amenée afin de protéger les installations contre les obstructions [17].
- **La filtration**, passage d'un mélange liquide-solide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les solides (gâteau de filtration) et laisse passer les liquides (filtrat) [24].
- **La décantation** utilisant les forces de gravité pour séparer les particules de densité supérieure à celle du liquide en provoquant leur dépôt [25].
- **La centrifugation**, opération de séparation par action de la force centrifuge, du mélange entraîné dans un mouvement de rotation [8].
- **La flottation** visant à séparer les phases solides des phases liquides par la poussée d'Archimède. En flottation naturelle, les floccs de faible densité remontent librement à la surface. La flottation assistée s'obtient par l'injection d'air [15].

1-1.5.1.2 Procédés physico-chimiques

Utilisés en général comme moyens de traitement complémentaires, ces procédés combinent les principes de la chimie et de la physique [8]. Certaines substances comme les colloïdes sont particulièrement stables en suspension et leur durée de décantation peut être trop longue. Afin de favoriser leur décantation, le décanteur est probablement conditionné avec les réactifs chimiques qui facilitent l'agglomération des particules [6]. Deux techniques sont utilisées [8]:

- **La coagulation** annule les charges électriques des particules en suspension par l'ajout de réactifs minéraux.
- **La floculation** provoque l'agglomération des particules déchargées par les coagulants. La fraction des floes peut être améliorée par addition de floculants.

1-1.5.1.3 Procédés chimiques

Ils sont très utilisés dans le traitement final des effluents. On peut citer les procédés suivants :

- **L'oxydation** par des agents tel que le chlore et l'ozone, agit sur les métaux, sur les matières organiques et détruit ou inactive totalement ou partiellement les germes vivants, les virus et les bactéries [8].
- **Les échanges d'ions** sont des procédés de substitution d'ions sur des résines spécifiques [8].
- **La neutralisation** ou l'acidification agissent sur le pH de l'eau [6].

1-1.5.1.4 Procédés radiatifs

Ces techniques peuvent être utilisées dans les opérations de décontamination de l'eau :

- **Les ultra-violets** irradient les cellules vivantes indésirables. Suivant la qualité d'énergie UV reçue, elles sont soit stérilisées (effet bactériostatique) soit détruites (effet bactéricide) [8].
- **Le bombardement électronique** est un dispositif basé sur l'exposition brève des eaux polluées à un fort flux d'électrons. La structure des éléments complexes est

décomposée sous l'action des ions qui cassent leurs liaisons chimiques. La décontamination bactériologique est réalisée par destruction des bactéries et des virus [8].

1-1.5.1.5 Procédés biologiques

Le traitement biologique reproduit dans des réacteurs spécifiques le phénomène d'auto-épuration qui se déroule naturellement dans les cours d'eau. Le principe consiste à mettre la matière organique contenue dans les eaux usées au contact d'une masse bactérienne. Celle-ci se nourrit des polluants et les dégrade. Une vue globale des procédés biologiques sera détaillée dans la section (1-2).

1-1.5.2 La filière d'épuration

L'épuration d'un affluent résiduaire comporte plusieurs étapes, chacune spécifique aux caractéristiques particulières des éléments à traiter. A partir de la classification des procédés de base qui viennent d'être définis, en tenant compte du fait que ces procédés sont extrêmement imbriqués au cours du traitement et peuvent jouer des rôles différents en fonction du moment de leur mise en œuvre, on peut esquisser l'enchaînement des étapes d'épuration comme illustré dans le schéma fonctionnel (figure 1-1).

1-1.5.3 Les traitements biologiques

Certains micro-organismes ont de grandes facultés de transformation métabolique et de décomposition des matières biodégradables [26]. Ils constituent par leur multiplication rapide et leur action biochimique, des agents épurateurs extrêmement efficaces. Le traitement biologique est largement utilisé dans la dépollution de l'eau est donc la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant appel à une micro-faune de bactéries et de protozoaires. De ce fait, l'épuration biologique consiste à favoriser la prolifération de ces micro-organismes pour utiliser leurs propriétés remarquables dans les conditions les mieux adaptées au résultat désiré [27].

Suivant l'emplacement des bactéries épuratrices dans le bioréacteur, on distingue deux dispositifs [6,8,19,28]:

- **Le procédé à cultures fixes :** Les micro-organismes sont fixés sur des supports. Le contact entre les eaux à traiter et les cellules épuratrices est assuré soit par arrosage des supports avec l'eau usée (lits bactériens), soit par rotation des supports dans le mélange pollué (disques biologiques). Ces ouvrages permettent d'obtenir des concentrations en biomasse plus importantes et donc des traitements intensifs avec une taille relativement faible, mais présent des risques de colmatage ou d'émanation d'odeurs.
- **Le procédé à cultures libres :** Les micro-organismes sont maintenus en suspension dans le mélange à épurer. La biomasse entre ainsi constamment en contact avec les polluants. Ces dispositifs ont l'avantage d'avoir un traitement plus homogène et une meilleure maîtrise des facteurs d'épuration (apport de l'eau résiduaire et de masse bactérienne) comparés aux procédés à culture fixée.

Suivant les conditions de l'environnement des cellules dans l'unité de dépollution, on distingue deux modes de traitement [6,8] :

- **Le traitement aérobic :** Ce type de traitement fait appel aux bactéries aérobies qui se développent en présence d'oxygène. La dégradation des polluants est effectuée par des réactions d'oxydation dans un milieu aéré.
- **Le traitement anaérobic :** Ce traitement s'effectue en condition d'anaérobiose c'est-à-dire en absence d'oxygène. Les bactéries anaérobies assurent la décomposition métabolique des composés biodégradables par des processus de fermentation.

Parmi l'ensemble des procédés biologiques utilisés dans le traitement des eaux usées, on peut citer les principaux procédés suivants [8, 12, 19] :

- **Les disques biologiques :** Dans ce procédé, les micro-organismes sont fixés sur des disques à demi immergés et tournant lentement (quelques tours par minute) autour d'un axe horizontale. La biomasse est ainsi alternativement mouillée par les eaux résiduaires et aérée par l'air ambiant. Cette technique présente l'avantage d'être peu coûteuse en énergie mais peut entraîner l'émanation d'odeurs.
- **Les lits bactériens :** Ce procédé aérobic à cultures fixées consiste à faire supporter les micro-organismes par des matériaux poreux. L'effluent est distribué par aspersion en surface et l'oxygénation est apportée par ventilation naturelle de bas en haut. L'affluent arrive par la partie supérieure alors que l'effluent est évacué par le fond afin de ne pas perturber la fonction aérobic. De ce fait, ce système présente un inconvénient majeur, en

ce sens qu'il nécessite un dispositif de relevage. La biomasse se développe à la surface du support. Lorsqu'elle devient trop importante, la pellicule bactérienne se détache naturellement ; elle doit alors être séparée de l'effluent par décantation.

- **Le lagunage :** Il s'agit d'un étang ou un système de lagunes mettant en œuvre une culture mixte algo-bactérienne. Suivant la profondeur du bassin, on peut distinguer différents régimes de fonctionnement.

En zone peu profonde, le traitement s'effectue dans des conditions d'aérobiose. Les deux populations vivent en symbiose. Bien qu'une partie limitée de l'oxygène dissous provienne de la diffusion naturelle à travers l'interface air-liquide, les besoins en oxygène des bactéries sont principalement assurés par l'activité photosynthétique des algues exposées à la lumière. De leur côté, les végétaux profitent du gaz carbonique ainsi que les nutriments inorganiques produits au cours des réactions métaboliques des cellules vivantes.

Dans le cas des lagunes plus profondes, en plus de la zone supérieure aérobie, on peut distinguer une région intermédiaire facultative où la disponibilité de l'oxygène dépend de la lumière solaire. Le traitement a lieu dans des conditions d'aérobiose le jour, et en anaérobiose durant la nuit.

Les dépôts de boues au fond des bassins suffisamment profonds forment une couche anaérobie où ont lieu des processus de fermentation.

- **Les boues activées :** Ce système comprend deux compartiments principaux. Le premier est le bassin d'aération où ont lieu les activités biologiques de transformation des polluants biodégradables par l'intermédiaire des micro-organismes en suspension. Outre les matières organiques assimilées par les hétérotrophes, principaux constituants des boues activées, les composés azotés peuvent aussi être oxydés par des phénomènes de nitrification-dénitrification. Les bactéries floculantes utilisées dans ce système, ont la faculté de transformer les éléments ingérés en matière corpusculaire. Les floccs formés dans le bassin d'aération sont alors conduits vers un second compartiment appelé décanteur secondaire où a lieu la séparation des solides de la phase liquide par décantation.

De nombreuses variantes de ce procédé sont disponibles dont les principales sont résumées dans ce chapitre (section 1-2). Cette unité de traitement fera l'objet d'une étude beaucoup plus détaillée dans les chapitres II, III (moyens expérimentaux et résultats expérimentaux) et VI (modélisation et simulation).

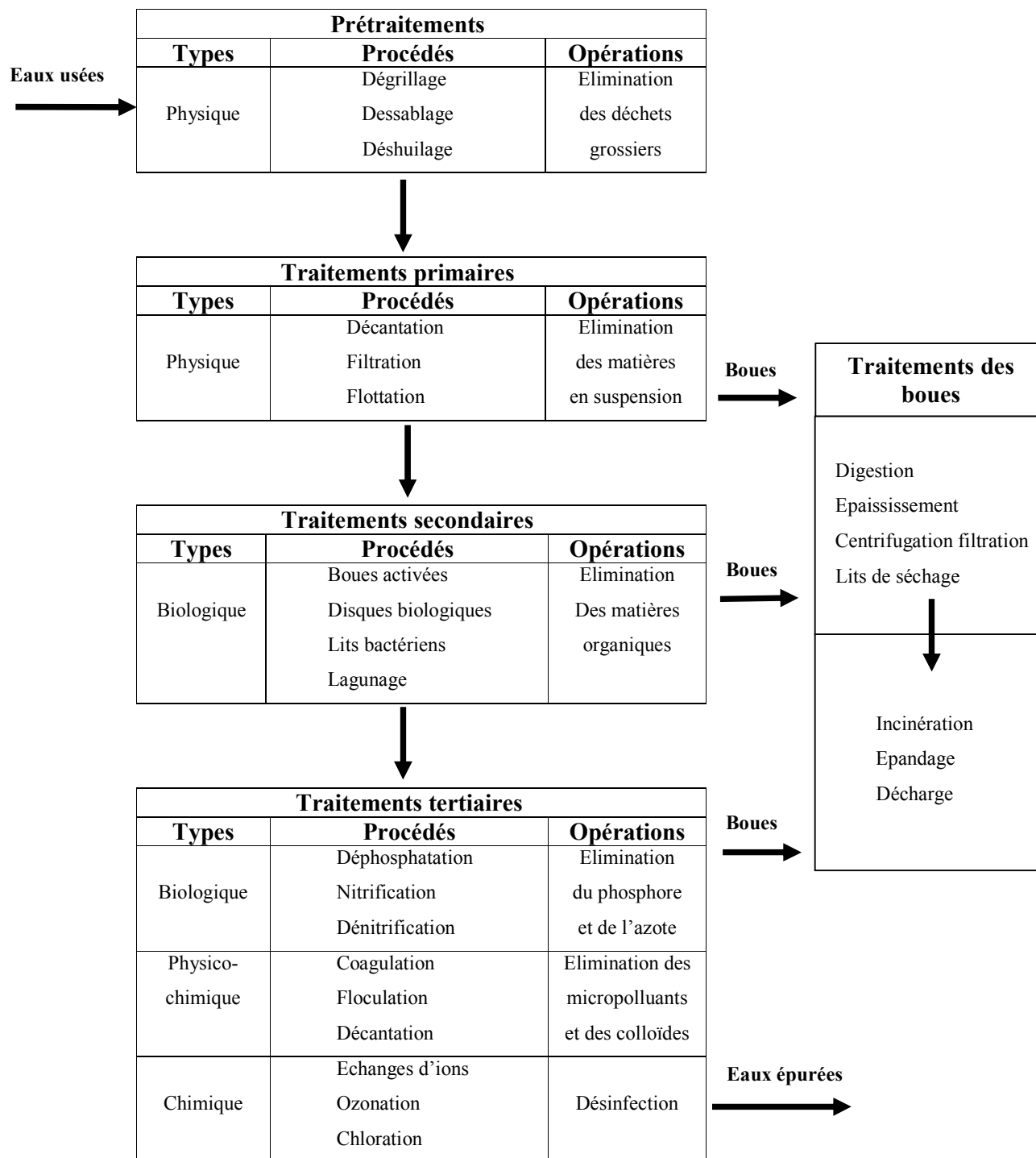


Figure 1-1 : Filière d'épuration

1-2 EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES (CULTURE LIBRE)

1-2.1 Présentation et importance du procédé

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'auto-épuration que l'on rencontre dans les milieux naturels [6]. Il a été développé à l'origine par Arden et Lockett en 1914 au Royaume Uni [7]. Les boues activées constituent la référence des traitements biologiques aérobies en cultures libres. On y maintient une concentration déterminée de bactéries (on fixe donc l'âge de la boue) grâce à la recirculation des boues. Elles sont séparées de l'eau traitée par décantation dans le clarificateur, puis réintroduites dans les bassins de traitement c'est-à-dire, dans le cas le plus simple, le bassin d'aération. L'aération est assurée mécaniquement, soit par des aérateurs de surface, soit par insufflation d'air. Les deux principes connaissent de nombreuses variantes [17]. Dans des conditions adéquates d'aération les micro-organismes présents naturellement dans l'effluent à épurer se multiplient et s'agglomèrent en petits flocons qui se déposent lorsqu'on arrête l'aération. Cette masse est appelée "floc bactérien". Si, après vidange de l'eau épurée, on recommence l'opération avec une nouvelle charge d'eau usée, en conservant la boue formée précédemment, l'épuration se révèle plus rapide, d'où l'idée de recycler les boues au cours d'un traitement en continu. Du fait de leurs propriétés particulières ces boues sont appelées boues activées [7].

Commencé depuis une quarantaine d'années, le développement des installations d'épuration dans les petites collectivités n'a réellement débuté que depuis 1970 [17]. Les avantages de ces techniques font qu'elles rencontrent un grand succès auprès de l'ensemble des agglomérations. Autre atout, en particulier pour les boues activées, elles font l'objet de recherches assez poussées de la part des grands groupes de l'eau et l'on peut trouver facilement des publications détaillées relatives à leur dimensionnement et aux innovations permettant d'améliorer les rendements sur tel ou tel paramètre [29]. Les avantages pour les petites communes sont multiples [7] :

- exploitation simplifiée de l'installation et bonne résistance aux à-coups de pollution grâce à l'importance des volumes mis en jeu,
- obtention de boues stables non fermentescibles en quantité minimale,
- faible emprise au sol par rapport au système extensif,
- performances épuratoires très élevées avec nitrification des effluents.

Berland et al. [6] qui ont réalisé une très bonne comparaison des principaux systèmes de traitement utilisés dans le monde, cite les inconvénients suivants :

- coûts d'investissement assez importants,
- consommation énergétique élevée,
- nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière,
- sensibilité aux surcharges hydrauliques,
- niveau de mécanisation élevé,
- besoin d'une filière d'élimination des boues.

Notons que la comparaison est réalisée avec des systèmes encore plus extensifs (lagune, infiltration) ou moins performants (filtre biologique, traitement anaérobie...) et que les commentaires concernent également les pays en voie de développement.

1-2.2 Principe de l'épuration biologique

Le principe du procédé consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation) en brassant suffisamment le milieu pour éviter la décantation des floes et en fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes [7]. Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables, et sera toujours suivi d'un clarificateur qui assurera la séparation de l'effluent épuré et des boues. Celles-ci seront recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer la concentration permanente et la masse produite en excès sera dirigée vers le traitement des boues (figure 1-2).

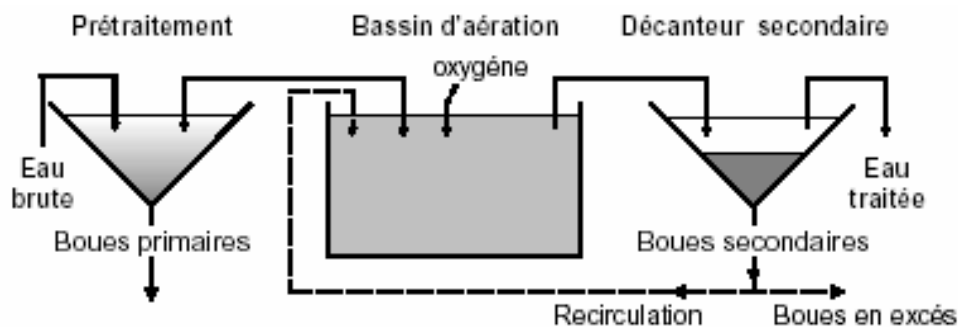


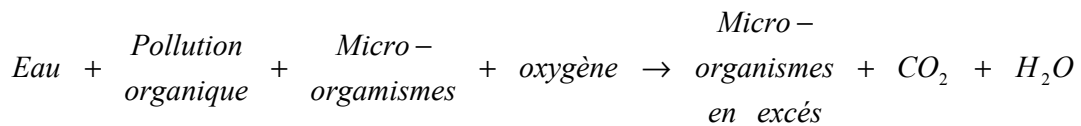
Figure1-2: Schéma d'une station d'épuration à boues activées.

1-2.2.1 Principaux paramètres de fonctionnement

Les micro-organismes sont nourris par les matières organiques et éliminent les polluants par différents processus [7]:

- par absorption des matières polluantes sur le floc bactérien,
- par conversion en matière cellulaire : croissance de la culture bactérienne et des micro-animaux associés,
- par oxydation en CO₂ et H₂O qui produit l'énergie nécessaire au fonctionnement et à la production de nouveaux matériaux cellulaires.

La métabolisation de la matière organique peut s'écrire:



Les grandeurs caractéristiques de traitement biologique sont fonction des proportions relatives des réactifs. La charge organique est la notion fondamentale, elle définit l'intensité de traitement et conditionne la production de boues et la consommation spécifique d'oxygène (voir tableau 1-3).

- **La charge organique** exprime le rapport:

$$\frac{\text{Quantité de pollution apportée par unité de temps}}{\text{Quantité de biomasse}}$$

Pour les cultures libres, on parle de charge massique (Cm). Le terme de numérateur est exprimé en DB0₅ ou DCO (Kg/j). Le dénominateur est exprimé en matières volatiles (MV en Kg), paramètre représentatif de la masse de biomasse viable du réacteur.

- **La production spécifique** de boue est exprimée en KgMS / KgDBO₅ éliminée, c'est le résultat de la transformation de la pollution brute par les micro-organismes.

- **L'âge de boue** représente le temps de rétention moyen des bactéries dans le réacteur biologique; c'est le rapport :

$$\frac{\text{Quantité de boues en aération}}{\text{Quantité de boues extraite par jour}} \quad (\text{en jour})$$

- **La consommation spécifique d'oxygène** est due à l'oxydation des matières organiques (environ $0.6 \text{ KgO}_2 / \text{KgDBO}_5$).

Tableau 1-3 : Dénomination du procédé en fonction de la charge massique appliquée et valeur indicative des principaux paramètres du processus [7,6].

<i>Nom du procédé</i>	<i>Aération prolongée (très faible charge)</i>	<i>Faible charge</i>	<i>Moyenne charge</i>	<i>Forte charge</i>
Charge massique (Kg DBO₅/KgMV.j)	0.05 à 0.1	0.2	0.5	1
Age des boues (jours)	14 à 33	6	2	0.8
Production spécifique de boue (KgMS/KgDBO₅)	0.6 à 0.7	0.8	1	1.2
Consommation spécifique d'oxygène (KgO₂/KgDBO₅)	0.8 à 0.9	0.65	0.30	0.13

La notion de **temps de séjour hydraulique** est par fois utilisée, c'est le rapport :

$$\frac{\text{Volume bassin d'aération}}{\text{débit entrant}} \quad (\text{en jour})$$

1-2.2.2 Les micro-organismes

La biocénose des boues activées est complexe et ne peut se définir qu'au moyen des principaux groupes écologiques: bactéries, champignons, algues et métazoaires. L'essentiel de l'épuration est due à des bactéries aérobies. Certaines espèces sont gênantes dans la mesure où elles interviennent pour contrarier la décantation des boues : ce sont les bactéries filamenteuses. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement assimilables ou dans les réseaux septiques [7].

La micro-faune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200 microns. On y trouve des **Flagellés**, des **Rhizopodes** et surtout des **Ciliés**. Les **Métazoaires**, de taille supérieure (10 à 150 microns) sont peu représentés, ce sont surtout des **Rotifères**, parfois des **Nématodes** et des vers **Oligochètes**. Pour chaque station, il s'établit un équilibre écologique donné, la longueur de la chaîne trophique sera alors fonction de la charge organique [7].

La biomasse épuratrice qui se développe aux dépens de la pollution, forme dans le bassin d'aération un mélange appelé "liqueur mixte". Ce mélange se compose d'une phase solide (micro-organismes, débris organiques, matières minérales) et d'une phase liquide correspondant à l'eau épurée. Au cours du processus d'épuration biologique, les microorganismes s'agglomèrent en flocons. C'est grâce à cette biofloculation qu'il est possible de séparer l'eau épurée de la biomasse [14].

La séparation liquide-solide s'effectue alors dans un bassin spécial: *le décanteur secondaire ou clarificateur*.

1-2.3 La décantation secondaire

Quelle que soit la filière retenue, la finalité du traitement des eaux consiste précisément à séparer les boues de l'eau, d'où le nom de "clarificateur", si on s'intéresse à l'eau traitée, et "décanteur" si on s'intéresse au devenir des boues et plus précisément à leur épaissement [30]. Notons qu'en aération prolongée le rendement demandé au décanteur secondaire est élevé. En effet, pour une concentration à l'entrée de 3 à 4 g/l en moyenne, on exige une concentration en sortie inférieure à 30 mg/l; soit un rendement supérieur à 99 % [7,31].

1-2.3.1 La décantabilité des boues

L'aptitude des boues à décanter est classiquement estimée par l'intermédiaire de tests de décantabilité effectués en éprouvette. Les limites de ces tests seront évoquées dans le troisième chapitre. Il existe trois protocoles différents (SVI, DSVI, SSVI) [7,32]. Ces indices quantifient le volume occupé par 1g de boue après 30 minutes de décantation en éprouvette et sont appelés également, indice de MOHLMAN (IM) [33]. Les limites retenues pour caractériser l'aptitude des boues à décanter sont [6] :

IM < 50 ml/g : aspect granuleux, risque de formation de dépôts

50 < IM < 150 ml/g : bonne décantabilité

IM > 150 ml/g : mauvaise décantabilité qui peut être due à la présence de bactéries filamenteuses suite à un déséquilibre nutritionnel ("bulking").

L'indice de MOHLMAN varie en fonction de la charge massique appliquée et des caractéristiques physico-chimiques des eaux à épurer, dont la température [18].

1-2.3.2 Les critères de dimensionnement

La surface des décanteurs est évaluée en fonction de la **charge hydraulique superficielle** qui est le rapport entre le débit (Q) et la surface du décanteur (A) :

$$Chs = \frac{Q}{A} \quad (m^3 / m^2 . h)$$

La charge hydraulique superficielle a les dimensions d'une vitesse, elle est également appelée **vitesse ascensionnelle**.

En règle générale, il est recommandé de retenir une vitesse ascensionnelle de 0,6 m³/m².h pour dimensionner les décanteurs de petites collectivités (boues activées en aération prolongée) [19].

Cette valeur correspond à une boue de qualité moyenne (IM = 180 ml/g) dont la concentration est voisine de 4 g/l. Il va de soi que tout dépassement de ces chiffres sur une durée prolongée se traduira par des pertes de boue même si le débit nominal d'entrée n'est pas dépassé [19]. Dans la littérature nous avons trouvé deux techniques de dimensionnement. Dans le premier cas, le dimensionnement est basé sur la théorie des flux; la décantabilité des boues peut être introduite par l'intermédiaire d'une relation fonctionnelle entre la vitesse de la décantation et la concentration des boues, intégrant un indice de boue. Dans le deuxième cas, le dimensionnement est empirique et concerne non seulement la surface, mais également la profondeur, la concentration maximale de recirculation, la concentration de transfert (bassin d'aération-décanteur) et la concentration moyenne de stockage dans le décanteur. Ces paramètres dépendent tous de la décantabilité.

Les chercheurs et les concepteurs de station s'intéressent de plus en plus à l'aménagement des bassins, notamment en ce qui concerne les conditions hydrauliques à l'intérieur du décanteur et donnent comme exemple pour les différents indices de boues, le critère suivant [7] :

$$\frac{\text{Vitesse}}{\text{ascensionnelle}} \times \frac{\text{Indice de}}{\text{boues}} \times \frac{\text{Concentration}}{\text{en boues}} < 400 \text{ l/m}^2\text{h}$$

1-2.3.3 Importance de l'hydrodynamique

La décantation est un processus lent et très sensible aux perturbations de flux [7].

D'une façon générale, des conditions opératoires douces, sans perturbation hydraulique, sont bénéfiques au déroulement du processus. Pour illustrer simplement ce principe Bergh (1996) [cité dans 6] donne l'exemple suivant :

"Si la recirculation diminue soudainement, le profil interne de flux dans le décanteur ne peut changer aussi rapidement que le débit de recirculation. Par conséquent l'eau qui se dirigeait vers le fond du bassin doit modifier son trajet et aller ailleurs, ce qui cause un état turbulent gênant la décantation des boues. Ceci jusqu'à l'obtention d'un nouveau régime permanent."

L'amélioration de la décantation passe par l'optimisation des dispositifs annexes au bassin de décantation [19]. Les Agences de l'eau attendent des constructeurs de stations qu'ils résolvent les problèmes de dissipation d'énergie, de répartition des flux hydrauliques et massiques, notamment sur les grands ouvrages fonctionnant à des débits de recirculation importants [17]. Les constructeurs de stations, après plusieurs essais hydrauliques, préconise une conception des clarificateurs qui privilégie une zone profonde de concentration des boues et une alimentation en diffusion horizontale proche de la surface par la mise en place d'un déflecteur sous le clifford qui doit être de grand diamètre mais peu profond [7].

1-3. REPONSE DU SYSTEME D'EPURATION PAR TEMPS DE PLUIE

Lors d'évènements pluvieux, l'effluent entrant en station d'épuration présente des variations quantitatives et qualitatives. Ces variations peuvent engendrer une perturbation du processus d'épuration par boues activées appelée couramment "choc". Rouleau (1987) [cité dans 7] classe ces chocs en quatre catégories :

- **Choc quantitatif**, qui correspond à une variation positive ou négative des concentrations en polluant.
- **Choc qualitatif**, qui correspond à la variation de la composition chimique des polluants ordinairement mesurés par temps sec, dont l'exemple type sont les MES, qui sont plus minérales et dont la distribution granulométrique est modifiée,
- **Choc hydraulique**, qui correspond à une variation brutale et positive du débit traversant la station,
- **Choc combiné**, qui est bien sûr le type le plus courant et qui correspond à une combinaison des trois types précédents.

Certains auteurs parlent également de choc toxique pour caractériser l'entrée de substances inhibitrices vis-à-vis des micro-organismes de la station.

1-3.1 Impact sur le traitement primaire

Par temps de pluie, les refus du dégrillage peuvent être cinq à dix fois plus importants que par temps sec et le volume de sable peut être multiplié par 2 à 20 [7]. L'afflux de sable représente alors un risque important s'il n'est pas convenablement retenu à l'entrée de la station (abrasion des pompes, dépôts en fond de bassin, bouchage des conduites,...) [20].

L'augmentation conjointe de la charge solide et du débit provoque une baisse importante de rendement du décanteur primaire car le temps de séjour se réduit et la vitesse ascensionnelle augmente. De plus, et ceci n'est pas incompatible avec la remarque précédente, la masse décantée peut fortement augmenter du fait de la nature minérale des particules lessivées par temps de pluie. Il est possible également que le contenu du décanteur soit en partie lessivé, ce qui provoque, avec un retard sur la pointe de débit, une augmentation de la concentration en sortie du décanteur primaire, notamment pour l'azote réduit [21].

1-3.2 Impact sur le décanteur secondaire

Le décanteur secondaire est l'ouvrage le plus concerné par l'admission de surcharges en station. Le dépassement de sa capacité de décantation peut, si elle se maintient dans le temps occasionner un débordement du lit de boues et polluer le milieu récepteur de différentes façons [7]:

- envasement par les MES,
- consommation d'oxygène au détriment de la faune locale,
- contamination bactériologique,
- apport de nutriments,
- apport de micro-polluants.

Les surcharges hydrauliques ont deux conséquences sur le décanteur [7,19]:

- **L'augmentation de la vitesse ascensionnelle** qui est purement hydraulique. Après une période transitoire, liée à l'augmentation de débit, la vitesse peut se stabiliser à une valeur fonction du débit maximal admis sur la station (qui dépend de la capacité de relevage et/ou de la limitation effectuée par écrêtement en amont du décanteur),
- **L'augmentation du flux massique** en provenance du décanteur qui est directement liée au processus précédent mais dont l'importance en intensité et en durée est variable. La variabilité est liée au comportement du couple bassin d'aération-décanteur et plus précisément au comportement des boues dans chacun d'eux.

1-4 CONCLUSION

Avant d'aborder les problèmes d'estimation et de modélisation représentant les principaux objectifs de ce mémoire, cette partie avait pour but de présenter les notions de base du traitement biologique.

Pour établir un modèle mathématique décrivant les diverses opérations de sédimentation, il faut d'abord mettre en relief les éléments mis en jeu, en spécifiant le rôle de chacun. C'est pourquoi la première partie introduit une caractérisation globale des constituants des eaux usées ainsi que des populations biologiques. Ces différentes classifications déterminent le choix du mode de traitement approprié pour chaque polluant et conditionnent de ce fait, la configuration de la filière générale d'épuration.

Une grande partie de ce chapitre était consacrée aux problèmes d'épuration. La présentation des différents procédés disponibles (physiques, chimiques, biologiques...) a contribué à une description globale d'une filière de traitement en mentionnant l'enchaînement des étapes de l'épuration. Le traitement biologique a suscité un intérêt particulier. Parmi les principaux dispositifs présentés, les procédés de boues activées feront l'objet de notre étude de modélisation et de simulation.

CHAPITRE 2
MOYENS EXPERIMENTAUX

CHAPITRE 2

MOYENS EXPERIMENTAUX

L'objectif principal de ce chapitre, est de présenter les moyens qui ont été entrepris jusqu'à ce jour, par l'Office National d'Assainissement (ONA) pour restaurer notre environnement, et à montrer l'importance de la gestion quotidienne des activités de la station d'épuration afin d'assurer la bonne marche de la station. Pour ce faire, nous présenterons:

- Une brève description de notre procédé et les résultats obtenus à la station d'épuration. Nous présenterons le site expérimental et les différents ouvrages utiles à notre étude qui permettent d'améliorer le fonctionnement de cette station d'épuration. Soulignons que les efforts sont entrepris pour une opération qui tienne compte du comportement dynamique des différents procédés.

- Dans la dernière partie, on consistera à tirer les conclusions de notre expérience dans ce domaine.

2-1 PRESENTATION DU SITE

La station d'épuration est située à 5 Km de Sétif dans la mechta de Ain S'fiha. Elle a été mise en service en mars 1996. Les rejets domestiques proviennent essentiellement de la ville de Sétif. Le traitement biologique se fait par boues activées en aération prolongée et en faible charge. Le tableau 2-1 donne la fiche technique sur ce site.

Tableau 2-1: Fiche technique de la station d'épuration de Sétif.

Montant de l'opération	351.885.000.00 DA
Date de démarrage des travaux	Décembre 1990
Date mise en service	Mars 1996
Entreprise de réalisation	Lot génie civil: entreprise nationale hydrotraitement
	Lot fourniture, montage et mise en service des équipements: société d'épuration et entreprise, Belgique
Principe de traitement	Biologique à faible charge en stabilisation aérobie des boues
Normes de rejet	DBO ₅ < 30 mg/l, MES < 30 mg/l, DCO < 90 mg/l

2-1.1 La station d'épuration de Sétif

2-1.1.1 Présentation générale

La station d'épuration de Sétif (Aïn S'Fiha) est alimentée par un réseau semi-séparatif. L'effluent est plutôt urbain, les rejets des industries ne passent pas par la station. La station est de conception récente. Elle a une capacité de 330 000 équivalent-habitants et a été conçue pour accueillir 66 000 m³/j par temps sec, dont la qualité moyenne a été estimée, lors de sa conception, à 270 mg/l de DBO₅, 780 mg/l de DCO, 350 mg/l de MES. Le débit horaire maximal dirigé dans la filière "traitement" peut atteindre 4 400 m³/h. Les concentrations rejetées doivent être inférieures à 30 mg/l de DBO₅, 90 mg/l de DCO et 30 mg/l de MES. La capacité de la station est résumée dans le tableau 2-2.

Tableau 2-2 : Capacité de la station d'épuration de Sétif.

	<i>1^{ère} phase</i>	<i>2^{ème} phase</i>
Horizon	2000	2013
Population	330 000 E-H	450 000 E-H
Débit journalier	66 000 m ³ /j	99 000 m ³ /j
Nature des eaux brutes	domestiques	domestiques
Type de réseau	semi-séparatif	semi-séparatif
Débit moyen horaire	2 750 m ³ /h	4 125 m ³ /h
Débit de pointe horaire	4 400 m ³ /h	6 600 m ³ /h
DBO ₅ journalière	17 820 Kg/j	243 000 Kg/j
Matières en suspension	23 100 Kg/j	31 000 Kg/j

2-1.1.2 Présentation des différents ouvrages

2-1.1.2.1 Schéma de la station

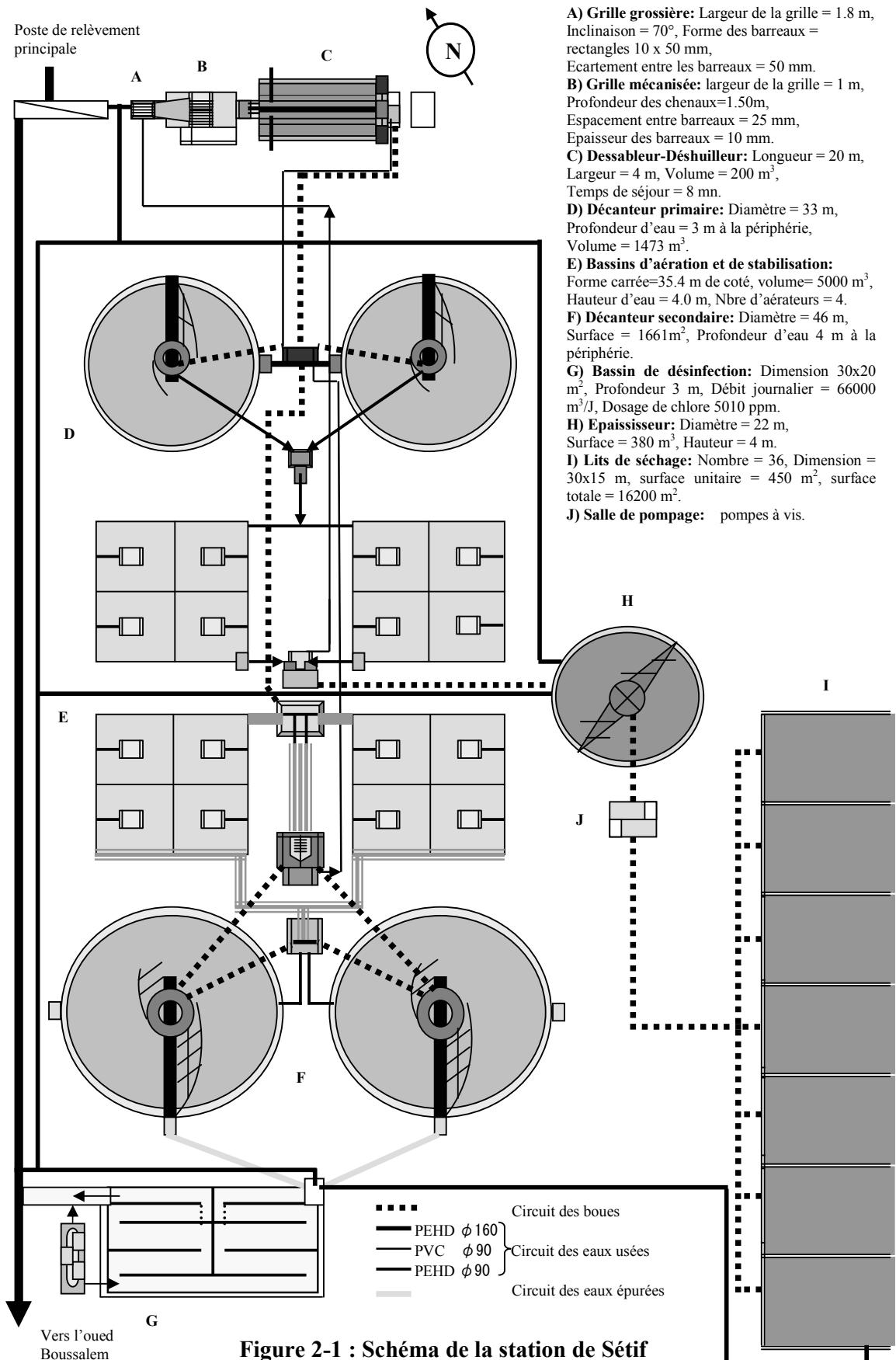


Figure 2-1 : Schéma de la station de Sétif

2-1.1.2.2 Description des ouvrages

a) Le prétraitement

Les prétraitements sont indispensables au bon fonctionnement de la station mais génèrent de fortes contraintes d'exploitation (récupération des refus, entretien, ...) [19].

L'accessibilité, la facilité des opérations manuelles doivent présider dans les choix technologiques. Dans le cas des petites stations, ces impératifs militent en faveur d'un rehaussement général des prétraitements qui se situeront à 1,5 m - 2 m au-dessus du sol [17]. Toute disposition visant à diminuer la fréquence des interventions manuelles sera préconisée dans la mesure où elle ne risque pas d'induire des dysfonctionnements ultérieurs [19].

Toute filière permettant une meilleure prise en compte du traitement et du devenir des déchets, issus des prétraitements, doit être privilégiée [19]:

- Compactage des refus de dégrillage,
- Lavage des sables,
- Biodigestion des graisses,

*** Le dégrillage**

Les dégrilleurs assurent la protection des équipements électromécaniques et réduisent les risques de colmatage des conduites mises en place dans la station d'épuration. Le plus souvent il s'agit de grilles qui récupèrent les déchets plus ou moins volumineux entraînés par les eaux s'écoulant dans les canalisations d'assainissement. Une grande diversité de grilles est disponible sur le marché (droite, courbe, nettoyage amont, aval, ...) [19].

La station de Sétif possède deux dégrilleurs : grille grossière, et grille mécanique (mécanisée).

*** Le dégraisseur-dessableur**

L'effluent est d'abord dégrillé avant d'entrer dans le dégraisseur-dessableur de 20 mètres de longueur, de 4 mètres de largeur et d'un volume total de 200 m³. Un surpresseur favorise la flottation des graisses et la décantation du sable. Un pont racleur recueille les flottants et une purge permet de soutirer le sable. Le temps de séjour est de 8 minutes.

b) Le traitement primaire

Il s'agit d'une décantation, habituellement sans coagulation chimique préalable, ayant pour but d'éliminer les matières organiques séparables par sédimentation [12].

*** Le décanteur primaire**

D'une forme cylindro-conique, son volume total est de 1473 m^3 , soit un diamètre de 33 m, La hauteur de la partie cylindrique est de 2.50 m.

c) Le traitement secondaire

Les bassins d'aération sont les réacteurs biologiques dans lesquels s'effectue la transformation de la matière organique par les microorganismes aérobies [17]. Ils constituent un élément fondamental de la filière définie sous le terme de boues activées [7]. Une bonne gestion de l'aération permet également d'assurer les réactions de nitrification et de dénitrification [19].

*** Le bassin d'aération et de stabilisation**

C'est l'ouvrage le plus important en volume de la filière de traitement (5000 m^3 , profondeur 4 m). Il se présente sous la forme carrée 35.4 m de côté, et chaque bassin contient quatre compartiments d'un chenal d'aération séparés en son centre par une cloison. Quatre turbines puissantes sont disposées aux centres de la cloison centrale (voir la figure 2-1).

*** Le décanteur secondaire**

Le bon fonctionnement de cet ouvrage implique le respect des règles de conception, une gestion rationnelle de la production de boue ainsi que la maîtrise de sa décantabilité [19].

Le décanteur secondaire est l'ouvrage le plus important dans cette étude, Il est de type cylindro-conique raclé de 46 mètres de diamètre, et 7.20 mètres de profondeur. Ce qui développe une surface de 1661 m^2 . La hauteur du cylindre est de 4 mètres et la partie conique sous-jacente mesure 3 mètres de haut. Le fond de l'ouvrage contient une petite fosse où les boues recirculées sont aspirées par les pompes se trouvant dans le puits de recirculation à côté du décanteur. L'effluent se déverse dans une goutte périphérique après être passé sous une cloison siphonide et par dessus une lame déversante dentée (Goutte de récupération de l'eau épurée). L'ouvrage est équipé d'un pont racleur qui dirige les boues décantées vers le puits de recirculation et qui écrème les flottants en

surface. Les flottants s'écoulent par une goulotte dans le puits à flottants, ceux-ci sont ensuite pompés et renvoyés au prétraitement.

d) Traitement tertiaire

Ils ont pour but de compléter plus au moins l'épuration, selon les normes de qualité applicables aux eaux épurées ou selon les utilisations ces eaux; absents ou peu nombreux dans le cas des rejets en rivière, ils deviennent en revanche multiples s'il s'agit d'affiner l'eau en vue d'une réutilisation [12].

*** Le bassin de désinfection**

Il existe de nombreuses techniques de désinfection des eaux. Les techniques disponibles actuellement dans le monde sont les suivantes:

- Désinfection à l'ozone,
- Désinfection par rayonnement UV,
- Désinfection utilisant le chlore.

Dans la station d'épuration de la ville de Sétif le bassin de désinfection est de volume de 15000 m³, de concentration de dosage du chlore est de 6000 mg/l.

2-1.2 Principe des prélèvements et méthodes

Une grande rigueur est toujours portée aux prélèvements qui constituent l'élément majeur pour l'appréciation des concentrations et charges traitées et rejetées par la STEP. Le prélèvement d'échantillons en entrée de STEP est problématique et très difficilement représentatif. Pour les STEP de forte capacité avec un personnel à temps plein, des prélèvements rigoureux sont effectués régulièrement à chaque étape de traitement pour les auto-contrôles; sur les eaux brutes d'entrée sans les cycles internes, à la sortie du décanteur primaire ainsi que sur les eaux traitées. Ces informations sont nécessaires et permettent de dresser un bilan assez précis du fonctionnement annuel des installations et d'exercer une exploitation rationnelle de celles-ci.

Pour étudier le fonctionnement de la station en temps sec, nous avons prélevé simultanément, à l'entrée et à la sortie de la station de Sétif, des échantillons de deux litres d'eaux par temps sec.

2-1.2.1 Objectifs du dispositif

Le but initial de notre travail sur ce site est d'évaluer les flux (débit x concentration) de pollution entrant et sortant de la station, ainsi que les flux de matières entre les différents ouvrages. Nous suivons également des paramètres caractéristiques du fonctionnement de la station comme la hauteur du voile de boues.

2-1.2.2 Les analyses

Parallèlement à la mesure en continu (sauf les jours fériés et les week-end), on effectue des prélèvements manuels. Les échantillons moyens journaliers sont asservis au débit par temps sec.

Les prélèvements sont situés aux endroits suivants:

- à l'entrée de la station avant et après le prétraitement (eau brute);
- à la sortie du décanteur primaire (après décantation primaire);
- au niveau du bassin d'aération ;
- à la sortie du décanteur secondaire (eau épurée);
- au niveau du décanteur secondaire (boues fraîches et boues de recirculation) vers l'épaississeur (boues épaissies).

Les paramètres analysés sont : T°, pH, O₂ dissous, conductivité, décantabilité des boues, transparence, MS, IM, MES, DCO, DBO₅, NO₃⁻, SO₄²⁻.

Pour les boues activées, on réalise des prélèvements à sortie du bassin d'aération (boues fraîches), sur le décanteur secondaire (boues recirculées), et sur l'épaississeur (boues épaissies). Les analyses réalisées peuvent être : pH, NO₃⁻, MES, MV, MS, IM (DSVI), observations microscopiques.

2-2 CONCLUSION

Pour cette étude nous travaillons dans une station d'épuration moderne et instrumentée pour connaître les flux de polluants entre bassins.

Ce site nous a permis d'évaluer les performances de la mesure en continu sur une période supérieure à deux années, donc ce chapitre a pour objectif de mieux comprendre et de suivre le fonctionnement des procédés d'assainissement biologique des eaux urbaines.

Afin de mener à bien l'étude structurale des différents ouvrages de système de traitement des eaux usées, il a fallu développer une méthode fiable permet de suivre le fonctionnement de différents ouvrages par temps sec.

CHAPITRE 3
RESULTATS EXPERIMENTAUX

CHAPITRE 3

RESULTATS EXPERIMENTAUX

En vue de limiter les rejets urbains de temps sec, une station d'épuration à boues activées à faible charge de la ville de Sétif, traite en stabilisation aérobie les effluents de type essentiellement domestique provenant de la commune, capacité nominale de 330 000 équivalent-habitants, 66 000 m³/j). Elle permet selon les objectifs du projet, la protection de l'oued Boussalem, qui est l'un des principaux affluents du barrage de Aïn Zada. Le but initial de nos études sur ce site est d'évaluer les flux (débit x concentration) de pollution entrant et sortant de la station, ainsi que les flux de matières entre les différents ouvrages. Nous suivons également des paramètres caractéristiques du fonctionnement de la station comme la concentration et la hauteur du voile de boues.

3-1 ANALYSE DES VOLUMES ENTRANT EN STATION (Variations hebdomadaires et quotidiennes)

Au pas de temps journalier, l'analyse suivante repose sur deux années de données et de mesures de débit relevées à la station. Depuis octobre 2003/2004, les volumes journaliers sont calculés à partir des données horaires de la mesure en continu. Les débits ou volumes calculés sont :

- Le **débit entrant** en station, mesuré sur la conduite de refoulement. Tout ce volume est prétraité, et se répartit en volume traité et non traité;
- Le **débit traité** mesuré en sortie du décanteur secondaire se compose d'une partie dont le traitement est **immédiat** (circuit "normal") et d'une partie dont le traitement est **différé** (stockage dans l'épaisseur);
- Le **débit non traité**- le volume d'eau ayant subi le prétraitement, mais ne passant pas dans la filière "boues activées".

La période étudiée est décomposée en deux années hydrologiques qui sont :

- Octobre 2003 à octobre 2004
- Octobre 2004 à octobre 2005

La figure 3-1 représente la répartition des volumes entrant vis-à-vis de la chaîne de traitement. Il est bon de rappeler que le volume dénommé ‘volume non traité’ correspond au volume d’eau rejeté par la station d’épuration au niveau du traitement physique. Pour l’année sèche 2004/2005 la répartition des volumes est comparable; environ 2% du volume annuel sont rejetés à la filière boues activées. Par contre, pour l’année pluvieuse 2003/2004, la fraction non traitée augmente légèrement avec la pluviométrie annuelle et atteinte près de 8 %. Cependant, le volume d’eau subissant un traitement différé reste relativement constant.

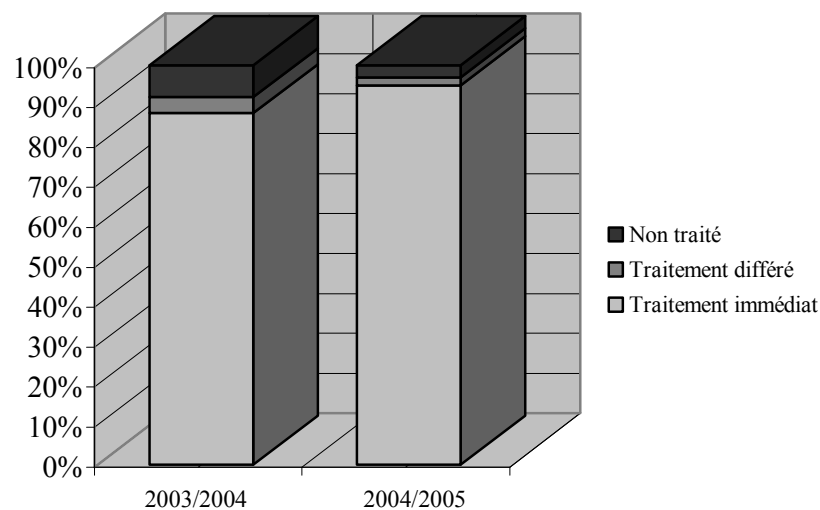


Figure 3-1 : Devenir des volumes entrants.

3-1.1 Exploitation des résultats

Un volume journalier de près de 9500 m³ a été mesuré sur la base des contrôles à l’entrée de la station d’épuration et 9000 m³ auraient été traités en biologie. Ces volumes sont approximativement les mêmes que ceux mesurés en 2003/2004 (voir tableau 3-1), bien que la pluviométrie, se situant entre 350 à 750 mm selon la station, soit sensiblement plus forte mais avec une répartition dans le temps relativement bien équilibrée.

Tableau 3-1 : Répartition des volumes entrants et sortants -période 2003-2004.

Désignation	unités	2003	2004
Volume mensuel entrant	m ³	282300	295340
Volume mensuel sortant	m ³	279920	293750
Débit min. journalier	m ³	4300	6500
Débit moyen journalier	m ³	9106	9527
Débit max. journalier	m ³	11700	11720
MES de boues	g/l	55	33

3-1.2 Evolution du débit au cours de la semaine

Après avoir redistribué et retranché les débits journaliers d'eaux usées, on constate que le débit journalier suit grossièrement la même évolution pour les différents jours de la semaine. L'augmentation du débit débute vers 6h du matin et est linéaire jusqu'à 8h. De 9h à 10h, le maximum journalier est atteint et le débit décroît progressivement jusqu'au soir où un pic apparaît après le déjeuner. Après 18h, le débit chute jusqu'à son minimum (débit de base) qui se maintient de 20h à 4h.

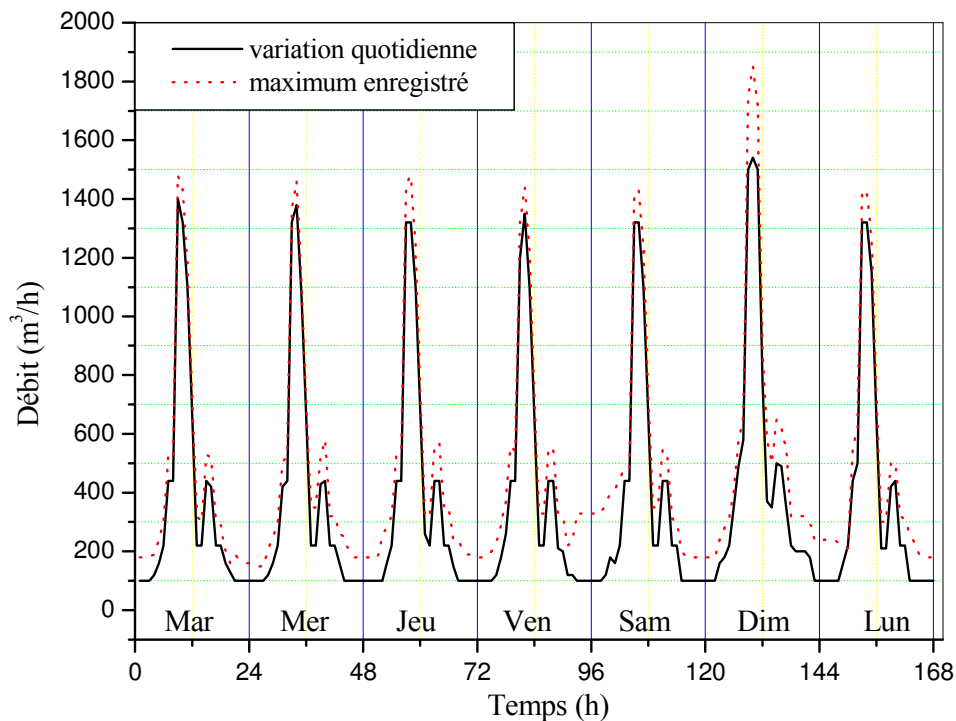


Figure 3-2: Evolution du débit de temps sec-période 2003-2004

Le maximum enregistré n'avoisine que rarement le débit de pointe de temps sec. La pointe constatée le dimanche correspond d'ailleurs à la fête de l'Aïd El Adha (1860 m³/h entre 9 et 11 heures le 01/02/04), c'est la seule fois où les deux décanteurs secondaires ont fonctionné simultanément par temps sec.

Par temps sec, le débit d'eaux usées est en moyenne plus élevé à la fin de la semaine (jeudi, vendredi). Le lundi se distingue par un débit nettement en dessous de la moyenne après 12 heures, par contre, le samedi est représentatif d'une journée moyenne. Le tableau 3-2 montre la distribution du volume journalier moyen au cours de la semaine.

Tableau 3-2: Volumes journaliers moyens par temps sec et par jour - période 2003/2004.

	<i>Eaux usées</i>	
	<i>Moyenne en m³/j</i>	<i>%</i>
Samedi	9180	100
Dimanche	9100	99
Lundi	8960	97
Mardi	9050	98
Mercredi	9070	99
Jeudi	9380	102
Vendredi	9610	105
Moyenne	9192	100

Ces données peuvent servir à construire des chroniques synthétiques de débit utiles pour optimiser des stratégies de gestion par modélisation.

3-1.3 Conclusion

Les deux années étudiées sont très différentes au niveau de la pluviométrie. Une variation de 25% du volume annuel est possible entre une année très sèche (2004/2005) et une année exceptionnellement pluvieuse (2003/2004). Sur ces deux années, de 88% à 95% du volume entrant en station passe par le traitement biologique. Les volumes d'eau parvenant à la station sont très fortement dépendant de la pluviométrie et de l'état hydrique du sol.

3-2 FONCTIONNEMENT DE LA STATION PAR TEMPS SEC

Dans cette partie nous caractériserons le fonctionnement moyen de la station par temps sec afin de définir un état de référence correspondant aux conditions normales d'exploitation.

3-2.1 Modalités de prélèvement

Le prélèvement, est proportionnel au débit et sur 24 h de temps sec. Le déclenchement du prélèvement de temps sec est effectué sur la conduite de refoulement.

A la fin du prélèvement l'échantillon global (environ de deux litres) est homogénéisé manuellement dans un récipient, puis les flacons de prélèvement sont remplis par immersion et transportés aux laboratoires d'analyses dans une glacière.

3-2.2 Résultats

Durant l'année 2004, six prélèvements de temps sec ont été réalisés de façon satisfaisante. Les résultats des analyses sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 3-3 : Prélèvements moyens 24 h de temps sec en entrée de station (après le prétraitement). Paramètres exprimés en concentrations.

<i>Date de départ</i>	<i>Débit m³/j</i>	<i>MES mg/l</i>	<i>DCO mgO₂/l</i>	<i>DBO₅ mgO₂/l</i>	<i>pH</i>	<i>SO₄⁻² Mg/l</i>	<i>NO₃⁻ mg/l</i>
Sam 31/01/2004 09h	11680	414	751	250	7.58	116	7.48
Mar 17/02/2004 11h	11060	465	1070	450	8.30	94	8.40
Lun 15/03/2004 14h	08160	553	910	400	7.75	136	11.0
Sam 03/04/2004 09h	09800	284	810	300	8.27	118	8.80
Mer 26/05/2004 14h	08720	656	946	430	7.93	127	13.5
Dim 04/07/2004 11h	10880	456	880	320	7.75	120	17.5

Ces analyses montrent que les caractéristiques physico-chimiques de l'effluent sont très différentes d'un événement à l'autre. Le rapport entre DCO et MES est relativement élevé (entre 1.50 et 2.85 g de DCO / g de MES).

Globalement, les concentrations moyennes diminuent lorsque le débit augmente (sauf pour les nitrates). Par contre les flux de pollution restent à peu près constants (figure 3-3), ce qui prouve qu'il y a bien une dilution de l'effluent.

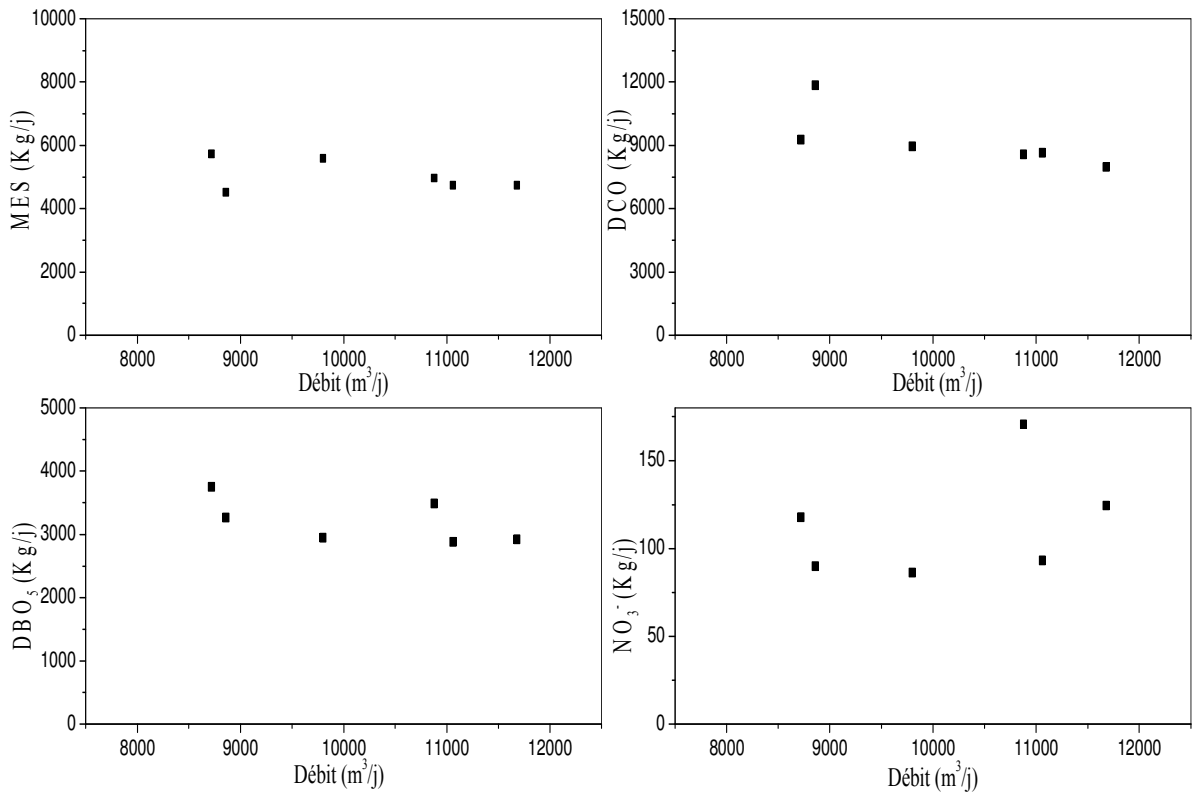


Figure 3-3: Evolution du flux de pollution en fonction du débit.

3-3 EFFICACITE DE LA STATION D'EPURATION

La politique et les normes liées aux réseaux communautaires d'eaux usées dans les collectivités sont décrites dans le document de politique de la nouvelle loi sur l'eau par l'Office National d'Assainissement sous la tutelle du ministère des ressources en eau. Le document de politique contient les nouvelles lois et normes de conception établie pour les réseaux communautaires d'eaux usées.

Le présent document présente l'information sur les réseaux communautaires d'eaux usées, notamment la collecte, le traitement et l'élimination de pollution. Il est conçu pour fournir de l'information aux administrateurs et aux agents des services de financement sur divers éléments des réseaux communautaires d'eaux usées :

- Caractéristiques des eaux usées et quantité,
- Collecte et élimination des eaux usées,
- Qualité des effluents,
- Bassins d'eaux usées,
- Systèmes de traitement mécanique.

3-3.1 Indicateurs de pollution en épuration biologique

Les mesures et les analyses des indicateurs de pollution constituent les moyens de contrôle du fonctionnement correct des stations d'épuration. Elles permettent, en outre, de vérifier si l'effluent épuré satisfait à la réglementation en vigueur [18].

Les prélèvements d'échantillons devront s'effectuer avec le plus grand soin. Si le but de mesure est de fournir un renseignement à un moment déterminé de la journée (débits de pointe), il faut procéder à une prise d'échantillon instantanée.

Avant de présenter les données approfondies sur les indicateurs de pollution à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration, nous nous sommes intéressés plus particulièrement aux différents éléments ayant chacun un rôle spécifique dans les opérations de purification biologique.

De ce fait, une gestion efficace de la station d'épuration, implique inévitablement des stratégies d'analyse de la composition des eaux polluées en amont et en aval de la station d'épuration. Par ailleurs, la supervision du bon déroulement de la procédure de traitement passe d'abord par la connaissance de l'évolution d'un certain nombre de paramètres

d'action du procédé, ainsi que par la disponibilité d'informations sur les variations des concentrations de certains composés influents dans l'unité de traitement biologique.

À cet égard, nous présentons dans le tableau 3-4 les principales grandeurs d'indicateur de pollution à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration.

Tableau 3-4 : Grandeurs principales d'indicateur de pollution en amont et en aval de la station d'épuration.

<i>Indicateur de pollution</i>	<i>Unités</i>	<i>Entrée</i>	<i>Sortie</i>
DBO₅	mg/l	342	8.0
DCO	mg/l	898	37
pH	----	7.20	7.60
O₂ dissous	mg/l	5.2	6.7
Conductivité	µs/cm	1075	1025

3-3.2 Efficacité de la dépollution des Bassins

La fiabilité des bassins pose également de sérieux problèmes en assainissement. Sur une station d'épuration une panne quelconque peut provoquer une sérieuse dégradation de la qualité de traitement voire l'absence totale de traitement.

Des travaux réalisés à la station d'épuration fournissent des résultats (rendements et les charges annuelles) très détaillés sur le réseau d'eaux usées de la région Sétifienne.

La charge s'exprime en fonction du débit et de la concentration en matières polluantes suivant la relation :

$$\text{Charge (Kg DBO}_5\text{/jour)} = \text{Débit (m}^3\text{/jour)} \times \text{Concentration (Kg DBO}_5\text{/m}^3\text{)}$$

Le rendement est calculé à partir de l'équation suivante :

$$r = \frac{C_e - C_s}{C_e} \cdot 100$$

C_e : Charge entrante,

C_s : Charge sortante,

r : Rendement d'épuration.

Il ressort très clairement du tableau 3-5 que le traitement est très efficace vis-à-vis de la pollution. Il est également instructif de comparer les résultats sur les deux années malgré la différence au niveau de la pluviométrie et de souligner la grande variabilité sur les charges massiques de nitrates et également sur les rendements.

Tableau 3-5 : Efficacité épuratoire en entrée de station (avant le prétraitement) et à la sortie du décanteur secondaire.

Indicateur de pollution	2003			2004		
	<i>C_e</i> (Kg/j)	<i>C_s</i> (Kg/j)	<i>r</i>	<i>C_e</i> (Kg/j)	<i>C_s</i> (Kg/j)	<i>r</i>
DBO₅	3114.25	72.85	97.66	3810.80	109.56	97.13
DCO	8177.19	336.92	95.88	9574.64	447.77	95.32
MES	4735.12	22.77	99.52	6859.44	28.58	99.58
NO ₃ ⁻	655.63	77.40	78.82	1172.56	114.32	90.25

L'ensemble de ces résultats confirme la très bonne aptitude à la décantation des eaux usées en temps sec. Par ailleurs, il a pu être démontré que les rendements de décantation dépendent des concentrations initiales; ainsi la décantation est plus rapide pour les eaux chargées.

3-4 ANALYSE DU FONCTIONNEMENT DU DECANTEUR

Dans une station d'épuration, le décanteur secondaire est l'ouvrage fondamental qui assure la séparation gravitaire de la boue et de l'eau épurée rejetée dans le milieu récepteur [19]. La bonne connaissance du procédé est un préalable à tout essai de modélisation [7]. C'est à partir de cette connaissance et des objectifs poursuivis que s'élabore le processus de traitement et de modélisation.

Le bon fonctionnement de cet ouvrage implique le respect des règles de conception, une gestion rationnelle de la production de boue ainsi que la maîtrise de sa décantabilité [19].

La figure ci-dessous (figure 3-4) est une représentation à l'échelle du décanteur de la station d'épuration de Sétif. C'est un décanteur cylindro-conique équipé d'un pont racleur et d'un clifford large ou (jupe de répartition), mais peu profond. Nous avons fixé l'emplacement des prélèvements effectués pour déterminer les profils de concentration (voir figure 3-4).

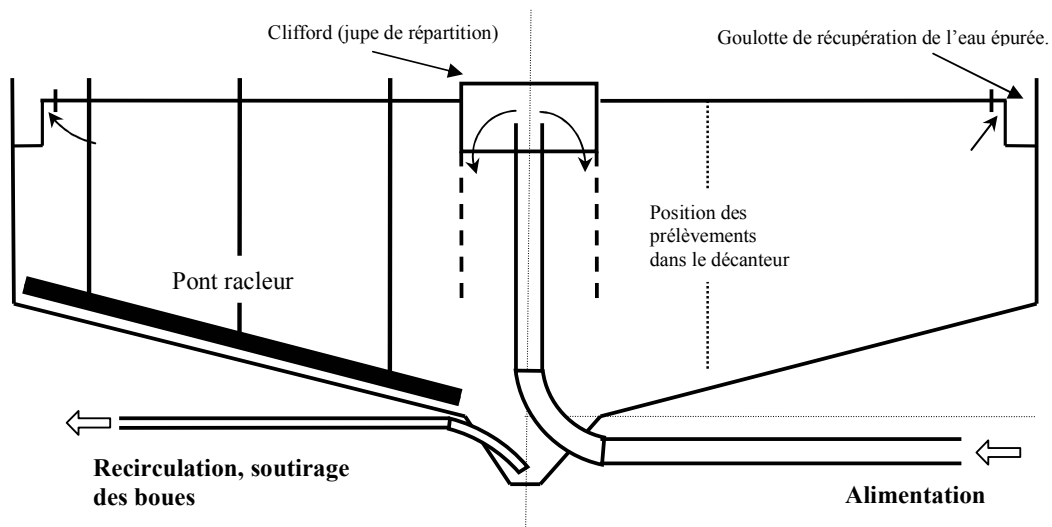


Figure 3-4: Géométrie du décanteur secondaire de la station d'épuration de Sétif.

3-4.1 Représentation hydrodynamique du décanteur

Les boues pénètrent dans le clarificateur par le clifford. Elles plongent vers le bas et alimentent horizontalement une couche de concentration équivalente. Dauphin et coll. [34] ont supposé que les boues s'écoulent verticalement dans un clifford virtuel où elles sont diluées.

Cette dilution provoque une cellule de convection entre la couche d'alimentation et une couche haute du décanteur [7].

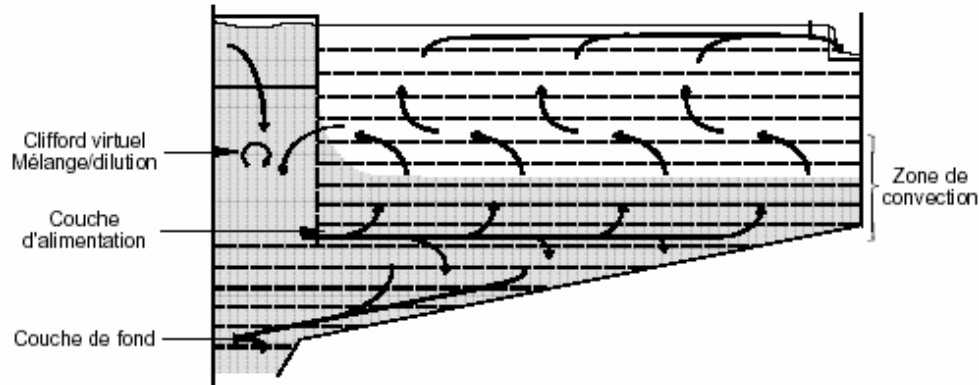


Figure 3-5 : Représentation conceptuelle du régime hydraulique [7].

Le clarificateur est affecté par les chocs hydrauliques (variation brutale et positive du débit traversant la station) pouvant influencer ses fonctions de clarification et l'épaississement [7]. Si le flux massique entrant est supérieur aux flux sortants (extraction et recirculation), la masse des boues du décanteur augmente et le voile de boue monte. Si le voile de boue atteint la surface, la boue rejetée dans le milieu récepteur peut contenir des valeurs élevées de MES (30-400 mg/l) [30,35].

3-4.2 Vérification de l'horizontalité du voile de boues

Une exploration manuelle de la surface du voile de boue a été effectuée à l'aide d'un disque blanc de 20 cm de diamètre câblé au centre avec un fil de 5 m gradué de 0.1 m. Cette exploration a été réalisée suivant quatre radiales perpendiculaires, à un instant "t" (la durée de la manipulation est d'environ une demi heure). Le voile de boues se trouve à une profondeur inférieure à la base du clifford (figure 3-6).

Hormis une zone turbulente à proximité du clifford (jupe de répartition), ces mesures montrent une bonne horizontalité (à ± 50 cm près) du voile de boues sur l'ensemble de la surface du décanteur.

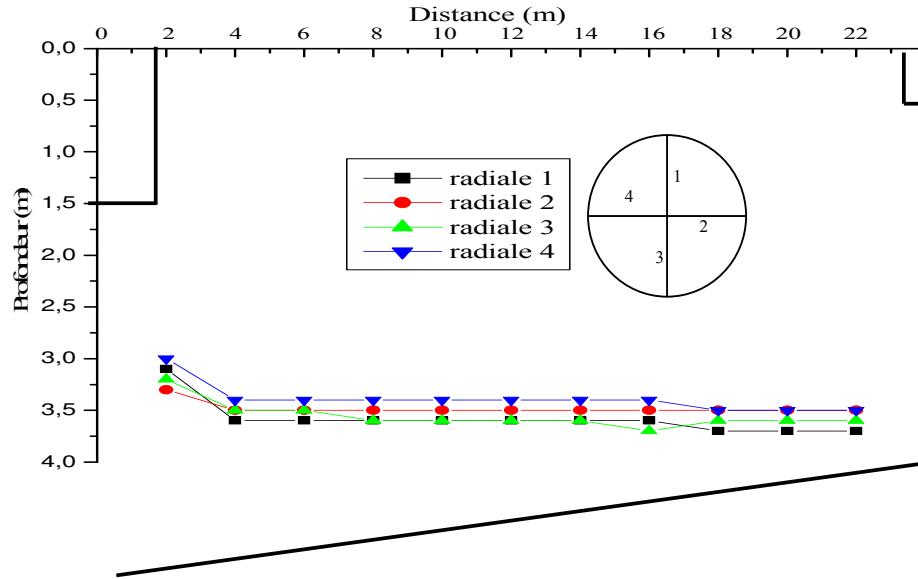


Figure 3-6 : Mesure manuelle de la profondeur du voile de boues.

De cette première observation découlent deux conséquences :

- un modèle à une dimension est envisageable.
- la couche d'alimentation du décanteur se trouve au niveau du clifford.

Remarque : l'horizontalité du voile de boues a également été constatée visuellement lorsque celui-ci approche la surface du décanteur.

La liqueur mixte apportée par l'alimentation est plus chargée que l'eau clarifiée du décanteur. Ayant une densité supérieure, la suspension plonge jusqu'à la rencontre de couches de densité équivalente. Il y a équilibre hydrostatique. Elle se répand alors et forme la couche d'alimentation. En conséquence, cette couche d'alimentation ne peut pas être fixe, elle est fonction des boues présentes dans le décanteur. Ce phénomène est bien connu des exploitants, mais est totalement ignoré par les modèles classiques basés sur la théorie des flux, qui supposent que la couche d'alimentation est au niveau du clifford, et qui prévoient que le voile de boues s'établit à ce niveau, sauf en cas de surcharges [7].

3-4.3 Profils de concentration des boues

Les manipulations consistent à exécuter des prélèvements dans le décanteur et parallèle au clifford (voir figure 3-4). Les prélèvements sont réalisés pour deux radiales. La concentration en boues est exprimée en matières en suspension (MES) et une moyenne est calculée pour chaque profondeur. Les manipulations sont réalisées par temps sec. Le voile de boues se situe à 3 m de profondeur.

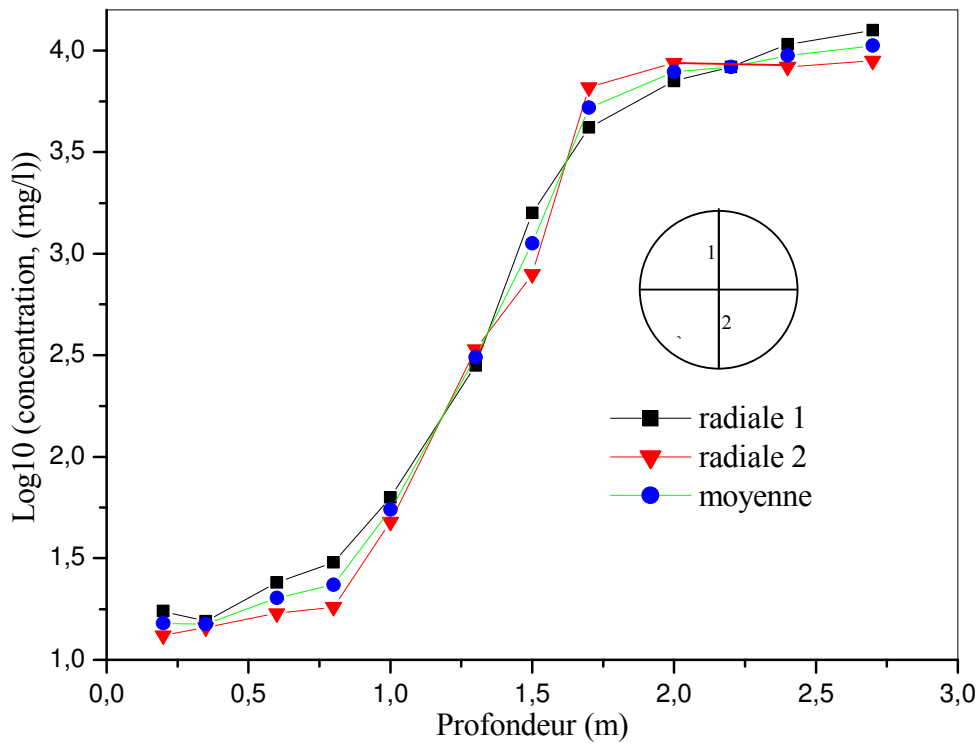


Figure 3-7: Concentration en MES mesurées en fonction de la profondeur dans le décanteur.

La concentration de transfert est de 5500 mg/l. En moyenne, la concentration dans le panache qui alimente le décanteur en boues n'est que de 2500 mg/l. La concentration est faible dès la sortie du clifford. L'eau présente dans la zone de clarification dilue rapidement les boues.

3-6 CONCLUSION

Les prélèvements réalisés en entrée de station indiquent qu'il y a une dilution de la charge entrante en fonction des saisons, mais que globalement le flux de pollution reste constant. La DCO correspond à environ deux fois la concentration en MES.

Par temps sec et à l'échelle horaire, les rythmes quotidiens et hebdomadaires sont bien marqués. La charge de pollution varie brutalement au cours de la journée, puisque la concentration en MES augmente avec le débit arrivant en station. A l'échelle hebdomadaire, la charge en MES varie du simple au double entre le jeudi et le vendredi.

En fonctionnement moyen de temps sec, la qualité de l'eau rejetée après décanteur est très bonne par contre les objectifs de qualité ne sont pas beaucoup plus sévère sur cette station.

En ce qui concerne le fonctionnement de la station par temps de pluie et la question d'admettre les surcharges hydrauliques en traitement biologique, nous pouvons dire que cela ne pose pas de réel problème lorsque les surcharges sont limitées à quelques heures mais, par contre les responsables de la station sont prennent souvent la décision de by passer toutes les surcharges par temps de pluie pour protéger la station. Cela permet même d'éviter de mobiliser un prétraitement ou à défaut de rejeter directement au milieu naturel, d'autant plus que les premières eaux sont fortement polluées.

Il existe de légères variations journalières de la concentration de transfert, de la hauteur du voile de boues et de la concentration recirculée sous l'effet de l'arrêt de la recirculation et de la baisse des temps d'aération la nuit. Nous avons ainsi pu constater que la concentration du bassin d'aération peut varier dans une gamme allant de 3 à 6 g/l, mais qu'elle se situe généralement entre 4.8 et 5.8 g/l. En connaissant le rapport DCO/MES et la charge de DBO₅, cette mesure permet d'estimer les principaux paramètres de fonctionnement de la station.

Enfin, l'objectif principal est de reproduire les variations de la hauteur du voile de boues en fonction des paramètres d'exploitation et de fonctionnement de la station d'épuration de Sétif tels que nous les enregistrerons. Ceci a pour but d'obtenir un modèle opérationnel, qui soit validé par l'expérience.

CHAPITRE 4
MODELISATION DYNAMIQUE
DU DECANTEUR SECONDAIRE

CHAPITRE 4

MODELISATION DYNAMIQUE DU DECANTEUR SECONDAIRE

Ce chapitre concerne l'étude de certains problèmes liés à la modélisation du procédé biologique des boues activées. Tout d'abord, un bref résumé sur l'évolution historique de ce procédé est présenté. On tentera d'établir un modèle relativement simple mais tenant compte de certains processus fondamentaux du comportement dynamique de cette unité de séparation solide/liquide.

Notre travail s'axera particulièrement sur la connaissance des processus mis en jeu lors de la décantation des boues activées dans le décanteur secondaire.

4-1 HISTORIQUE DES PRINCIPAUX MODELES DU BASSIN DE SEDIMENTATION

La caractérisation du bassin de sédimentation est moins développée comparé au bassin d'aération. Ceci est dû d'une part, à la diversité et la complexité des mécanismes qui entrent en jeu dans la séparation des phases liquide et solide; d'autre part, au manque de données suffisamment riches pour permettre une validation des connaissances acquises [8]. Les premiers travaux dans ce domaine datent de 1904, où Hazen [cité dans 25] modélisa le taux d'élimination des particules en fonction du rapport de la vitesse de sédimentation (supposée identique pour toutes les particules en suspension) sur le taux de charge hydraulique (rapport du débit d'entrée sur la section du bassin). En 1952, Kynch [36] a élaboré la théorie relative aux essais de décantation en éprouvette, mais Kynch ignore le processus de compression et s'adresse donc au régime de décantation en masse [25].

Le travail de Dauphin [7] présente un résumé des différentes procédures élaborées dans le but de modéliser le comportement statique et dynamique du décanteur.

4-2 CONCEPTS FONDAMENTAUX

Nous essayons de présenter dans cette partie quelques définitions majeures liées au mécanisme de décantation des composés dans le décanteur secondaire.

4-2.1 Les différents types de sédimentation

a) Définition de la sédimentation

La sédimentation (décantation) est définie comme une opération de séparation mécanique, par différence de la gravité de phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide. On peut séparer des phases liquides, une phase solide en suspension dans une phase liquide [14].

On parle de décantation lorsque l'on a en vue l'obtention d'un liquide clarifié, et de sédimentation lorsque l'on a à former une boue concentrée [20].

Bürger [25] décrit quatre régimes de sédimentation dont les facteurs sont la concentration en solide et la tendance des particules à la cohésion (figure 4-1). Ces régimes de sédimentation apparaissent dans les tests en éprouvette et l'on peut aisément distinguer leurs effets sur la vitesse de décantation enregistrée sur les courbes $h=f(t)$. Dans les décanteurs secondaires en épaissement continu il s'établit également une stratification due à ces différents types de sédimentation.

Par les modes ou bien les régimes d'introduction et de soutirage de l'eau décantée, Bürger distingue les zones suivantes :

- Zone de l'eau clarifier (A),
- Zone de concentration initiale (B),
- Zone de transition (C),
- Zone de compression (D).

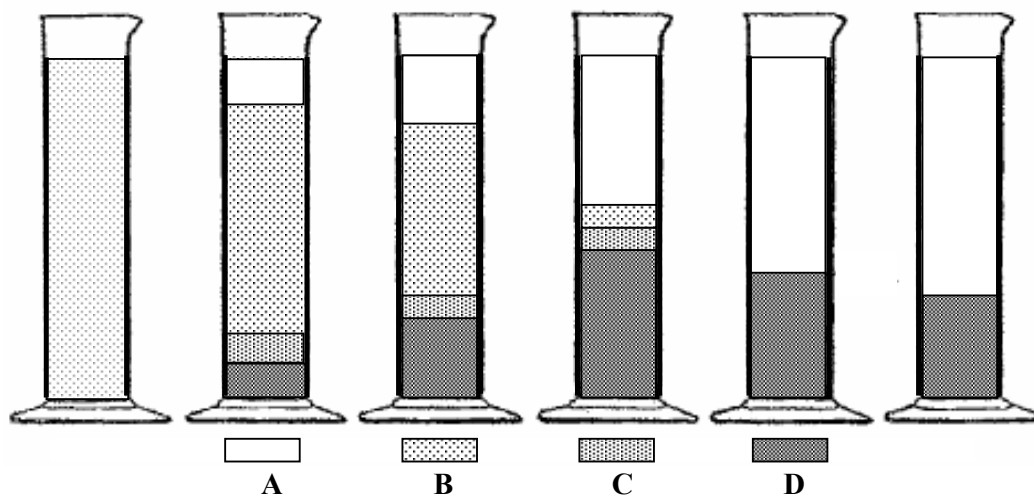


Figure 4-1: Régimes de sédimentation lors d'un test en éprouvette (adapté Bürger [25]).

Récemment, les auteurs Lee et coll., 1999 [37]; Diehu et coll. 1998 [38]; Wett, 2002 [39] ont intéressés particulièrement à trois modes de sédimentation (négligeant la zone de transition) dont les facteurs sont la concentration en solide et la tendance des particules à la cohésion (figure 4-2).

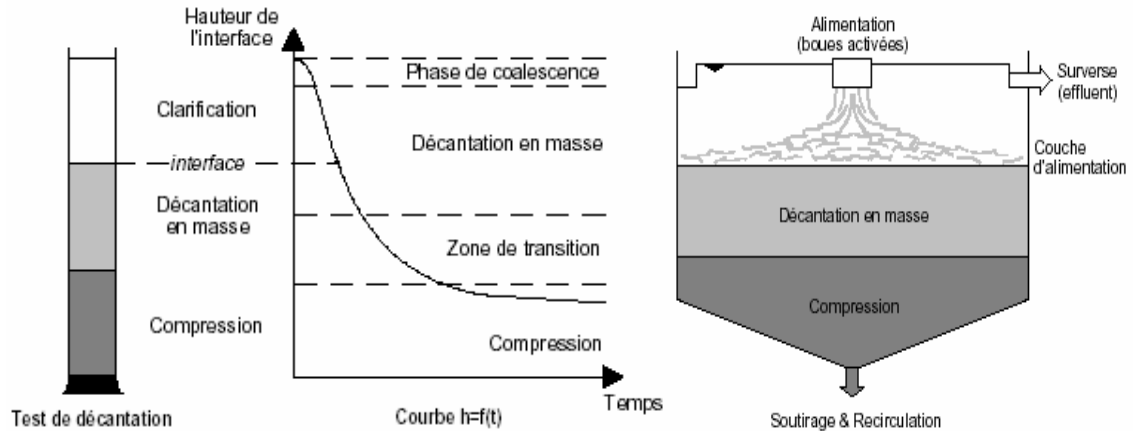


Figure 4-2: Stratification de la sédimentation dans un décanteur secondaire [18].

b) La clarification

La liqueur mixte apportée par l'alimentation est plus chargée que l'eau clarifiée du décanteur. Par conséquent, ayant une densité supérieure, la suspension va plonger et se répandre à travers les couches supérieures du décanteur jusqu'à ce que l'équilibre hydrostatique soit atteint [7]. L'eau de la couche d'alimentation ainsi formée peut contenir de fines particules non décantables qui s'acheminent vers la surverse du décanteur avec l'eau clarifiée. Si ces particules ne flocculent pas entre elles, elles s'en iront à la surverse; par contre si ces particules ont assez de temps pour s'agglomérer durant le trajet vers la surverse elles peuvent de nouveau décanter vers la couche d'alimentation. La sédimentation des particules ou floccules indépendants est propre à la clarification.

c) La décantation en masse

A ce régime les floccules, petit ou gros, sont incorporés dans la même structure solide et décantent tous plus ou moins à la même vitesse. De nombreux auteurs dénomment ce régime "sédimentation troublée" par opposition à la sédimentation de particules isolées [41]. En effet la concentration en boue est suffisamment élevée pour que les particules se gênent mutuellement pendant la décantation. Ainsi la vitesse de décantation devient

fortement inférieure à celle d'un flocc isolé. Le ralentissement est du au mouvement ascendant de l'eau à travers les couches de floccs [42].

Dans un décanteur, l'existence d'une zone où se produit la décantation en masse n'est, à priori, pas évidente en fonctionnement classique. Lee [37] la distingue clairement sur son travail, par contre Bürger [25] préfère parler de zone critique. En effet, selon la théorie classique de Marsilli-Libelli [32] et Chancelier [43,44] (à l'origine de la théorie des flux) la couche limitante pour un décanteur ne se forme qu'en régime de décantation en masse. Cependant Bürger [45] en 1998 a démontré que la zone critique pouvait également se former dans la zone de compression et Bolmstedt [27] en 2000 affirme que cette zone apparaît uniquement dans la zone de compression. Quoiqu'il en soit, quand le flux de solide sous la couche d'alimentation est supérieur à ce que la couche qui le reçoit peut accepter, l'excès de masse solide s'ajoute à la zone critique et augmente son niveau.

d) La compression

Dans cette zone la structure solide est suffisamment consolidée pour exercer une force de compression due à son propre poids. Si la matière est compressible les boues se compactent à une concentration plus élevée [7]. Certains auteurs pensent que seule une fraction de la matière est capable de produire la pression (structure rigide du flocc), ainsi, la concentration et la pression ne seraient pas une fonction évidente de la masse de matière et de sa hauteur.

4.2 2 Les mécanismes de bioflocculation

Dans ces dernières décennies de recherches, la connaissance du comportement des particules biologiques solides est trop limitée pour espérer son application systématique dans les diverses approches de modélisation. L'effort consacré à l'étude des composés solubles, est relativement plus important, ce qui explique la progression assez timide des connaissances sur les dynamiques des particules en suspension.

Un aspect majeur qui intervient dans le processus de sédimentation des floccs solides dans le décanteur secondaire, est la bioflocculation. De nombreuses études sur les cinétiques de bioflocculation ont été réalisées. Les publications les plus importantes traitant les mécanismes de flocculation, en général des travaux de Bürger et al [41] ont montré que le processus de bioflocculation est encore plus complexe que les autres phénomènes (coagulation, décantation).

4-2.3 La théorie du flux des particules solides

Historiquement, la théorie des flux apparaît en 1916 [7]. Le principe de cette théorie repose sur le fait que les particules solides dans le décanteur (de concentration X) sont soumises principalement à deux actions différentes provoquant leur transport vers le fond du bassin.

Le premier mécanisme est dû au mouvement descendant du contenu total du décanteur et qui est proportionnel au débit de sortie noté Q (recyclage et vidange). La vitesse de transport (V_h) dans un bassin de section constante (A) est directement calculée à partir du débit (Q).

Le flux massique F_h peut alors être exprimé par l'équation suivante :

$$F_h = X V_h = \frac{Q}{A} X \quad (4-1)$$

Le second phénomène influençant le mouvement vertical des particules en suspension est la gravité. Si on note V_s la vitesse de décantation, le flux massique F_s est défini par l'expression ci-dessous :

$$F_s = V_s X \quad (4-2)$$

Le problème délicat concerne la modélisation de la vitesse de sédimentation qui est fonction de la concentration des boues mais aussi d'autres facteurs (voir détermination des vitesses). Un grand nombre de testes de sédimentation en batch, sont souvent réalisés avec différentes concentrations initiales (figure 4-3(a)), afin d'établir des courbes de vitesse de sédimentation en fonction des concentrations (figure 4-3(b)). A partir de ce graphe, on peut déduire la courbe du flux des particules dû aux forces de gravité. Un exemple est illustré dans la figure (4-3(c)) où la courbe du flux massique représente le produit du graphe (4-3(b)) par la première bissectrice.

Le flux total des particules solides est alors déduit des deux équations (4-1) et (4-2)

$$F_t = F_h + F_s = (V_h + V_s)X \quad (4-3)$$

La courbe du flux massique total est évidemment obtenue par addition des deux courbes du flux de transport (droite de pente V_h) et du flux de sédimentation (figure 4-3(d)).

Le flux limite F_l est la capacité maximum du flux massique dans la zone d'épaississement dans les conditions d'équilibre. Maarten Biesheuvel [46] nota que le point minimum d'intersection de la courbe avec une droite horizontale fournissait la valeur de ce flux limite (F_l). La concentration limite X_l correspondante, représente la concentration des matières solides entre la couche de boue et le fond du bassin. La concentration X_h où le flux de transport est égale au flux total correspond à la concentration des composés solides dans le débit de recyclage. Cette approximation repose sur le fait que la sédimentation due à la gravité, est négligeable dans la partie inférieure du module de séparation.

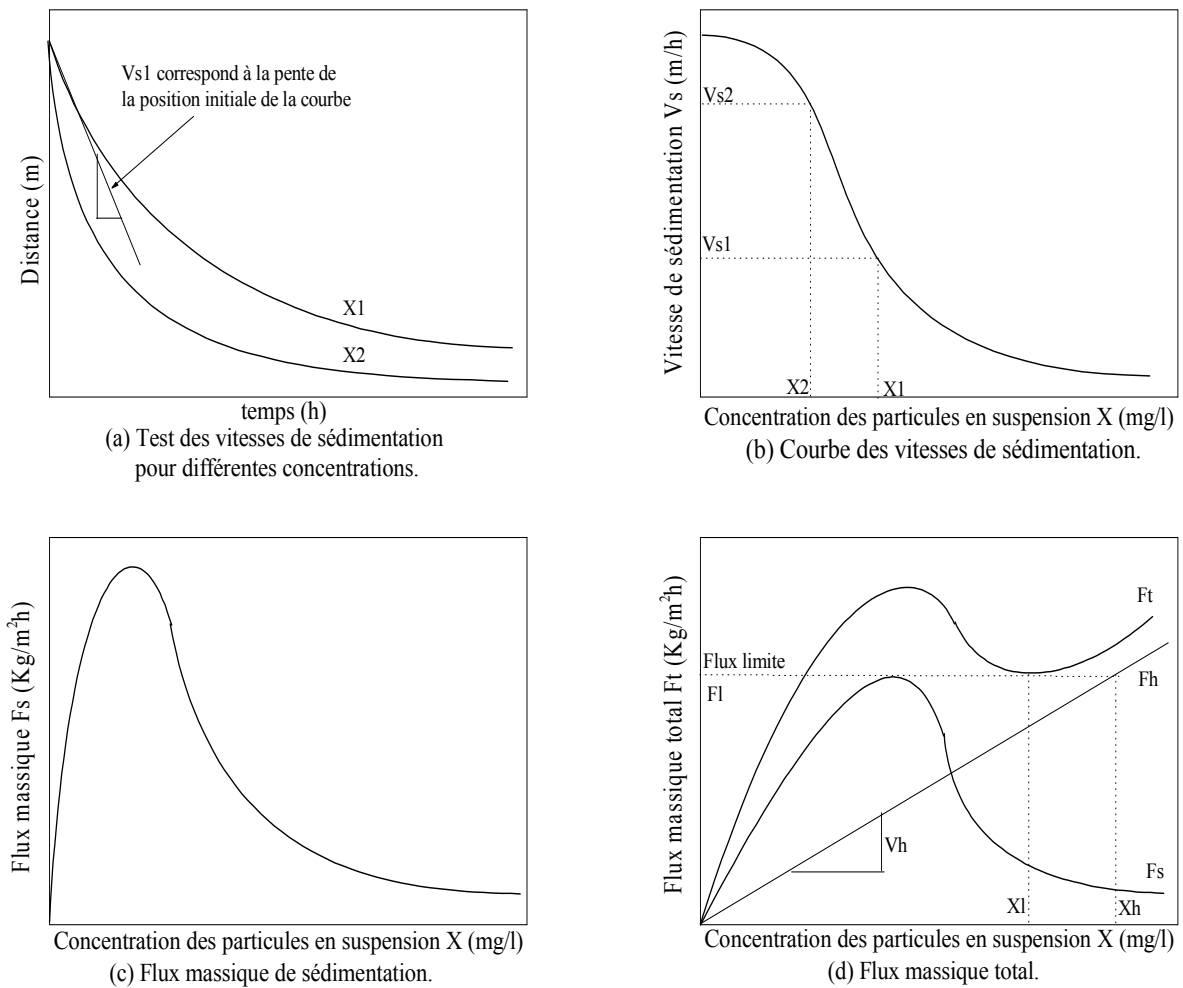


Figure 4-3 : Analyse graphique par la théorie des flux des particules solides.

La théorie du flux des particules solides qui a été développée à l'origine par Kynch (1952). Si on laisse reposer une suspension solide dans une phase liquide, on observe que les particules sous l'action de la pesanteur et de la poussée d'Archimède, tendent à tomber vers le fond ou à remonter à la surface selon leur densité et leur taille. Cette décantation peut cependant être relativement lente pour les très fines particules et les liquides particulièrement visqueux (équation 4-2).

Le bilan de masse autour d'un cylindre vertical d'épaisseur ΔZ , pour le flux F_S s'écrit :

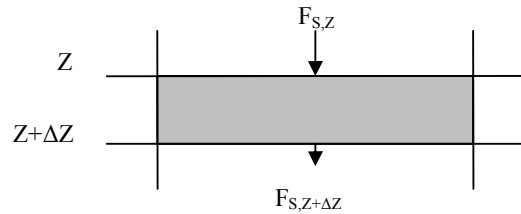


Figure 4-4 : Bilan de masse.

$$\frac{\partial(X \cdot dz)}{\partial t} = F_S(z + dz) - F_S(z) \quad (4-4)$$

L'équation de continuité prend alors la forme :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial F_S}{\partial z} \quad (4-5)$$

Les équations (4-2) et (4-5) permettent d'obtenir l'expression suivante :

$$\frac{\partial X}{\partial t} + \xi \frac{\partial X}{\partial z} = 0 \quad (4-6)$$

Où le $\xi = -\partial F_S / \partial X$ est défini comme la vitesse de sédimentation d'une couche de concentration constante X . Une autre équation des modèles dérivés de l'équation (4-6) est que le mouvement à l'intérieur du décanteur est ascensionnel au dessus de la couche d'alimentation (fonction du débit traité) et descendant en dessous de la couche (fonction du débit de recirculation), voir Figure 4-6.

$$X(z + dz, t + dt) = X(z, t) \quad (4-7)$$

En éliminant le terme commun $X(z, t)$, l'équation de continuité prend alors la forme :

$$\frac{\partial X}{\partial t} dt + \frac{\partial X}{\partial z} dz = 0 \quad (4-8)$$

L'équation (4-8) donne le modèle de décantation dynamique sans dispersion d'une seule couche d'hauteur z et une concentration constante X . On peut écrire l'expression suivante du rapport dz/dt , et on compare avec l'équation (4-6) :

$$\frac{dz}{dt} = -\frac{\partial X/\partial t}{\partial X/\partial z} = \xi, \quad X = \text{const.} \quad (4-9)$$

L'équation (4-9) signifie que si la vitesse de sédimentation dépend uniquement de la concentration, une couche ayant une concentration X se propage avec une vitesse constante ξ , ceci ne doit pas être confondu avec le mouvement vers le bas d'une particule unique V_s (éq. 4-2).

Les discontinuités se produisent toutes les fois qu'il y a un changement brusque de concentration. Dans ce cas l'équation de continuité (4-5) doit être remplacé par un bilan de masse à travers la discontinuité.

$$X_1(V_1 + U) = X_2(V_2 + U) \quad (4-10)$$

Où les indices '1' et '2' font référence au-dessous et au-dessus des couches '1' et '2' de la discontinuité, U est la vitesse entre les deux couches.

Équation (4-10) est satisfaite en général pour $U \neq 0$.

$$U = \frac{F_1 - F_2}{X_2 - X_1} \quad (4-11)$$

Pour des concentrations très petites, l'équation (4-11) prend la forme suivante :

$$U = -\frac{dF_s}{dX} = \xi \quad (4-12)$$

D'où ξ peut être considéré comme la vitesse de sédimentation d'une discontinuité décroissante de concentration X à $X + dX$. D'où $\xi = -dF_s/dX$ alors :

$$\frac{\partial \xi}{\partial X} = -\frac{d^2 F_s}{dX^2} \quad (4-13)$$

La condition nécessaire et suffisante pour qu'il y a une discontinuité, est reliée à l'allure de la courbe de sédimentation comme suit :

$$\left(\frac{d\xi}{dX}\right) < 0 \Rightarrow \frac{d^2 F_s}{dX^2} < 0 \quad (4-14)$$

Une discontinuité peut exister si la vitesse de sédimentation augmente avec l'augmentation de la concentration. Cela implique que la fonction $F_s(X)$ est concave vers l'axe X . En pratique, elle se produit quand une couche de haute concentration (qui se propage vers le haut) dépasse une couche d'une concentration plus faible et plus lente que celle-ci. Donc à partir de l'équation (4-14), une discontinuité peut être détectée par l'inspection de la courbe de sédimentation $F_s(X)$.

L'épaississement discontinu se produit pour les valeurs de concentration de la courbe $F_s(X)$ est concave vers le bas, par contre, il y a l'épaississement continu quand la courbe est concave vers le haut. S'il y a un point de flexion à une concentration X_f , la sédimentation sera discontinue dans la région de concentration initiale X_i (si $X_i < X_r$) au point tangentiel X_t , alors qu'il y aura l'épaississement continu de X_t jusqu'à la dernière concentration X_r , (voir figure 4-5).

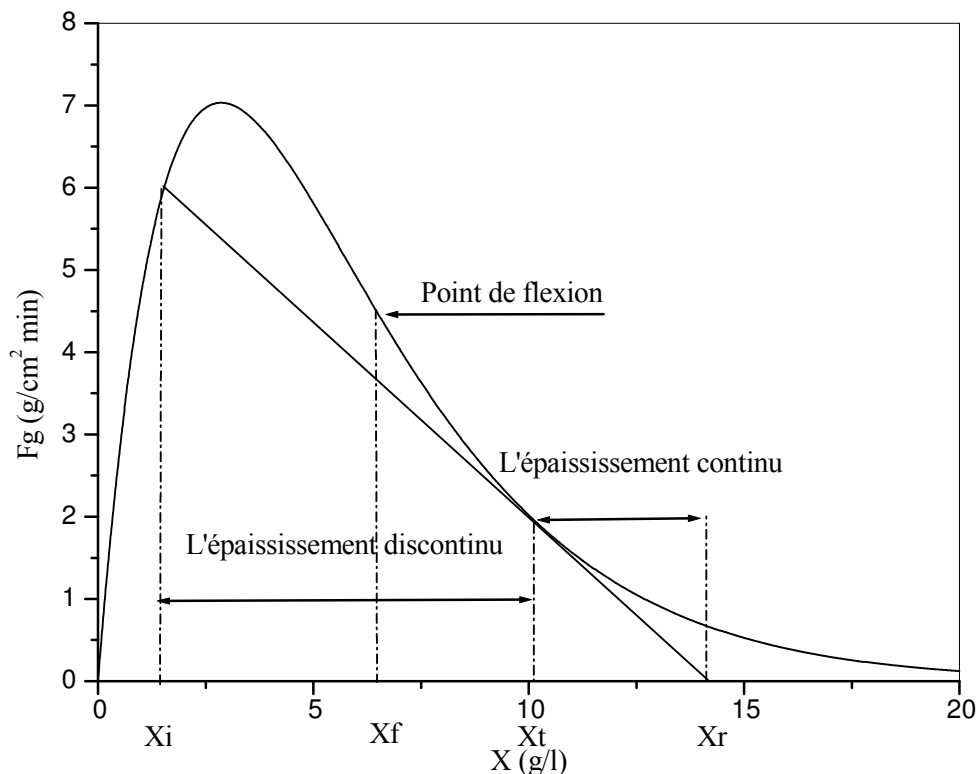


Figure 4-5 : Illustration de la courbe de sédimentation et détermination graphiquement les concentrations X_t et X_r

4-2.4 Analyse mathématique de la sédimentation

Aucune hypothèse spéciale n'a été faite tel que le cas du modèle mathématique du flux de sédimentation $F_s(X)$, surtout concernant les conditions pour l'existence d'une discontinuité et sa stabilité. Parmi les nombreuses expressions mathématiques existantes dans la littérature, on a utilisé celle qui prédit le mieux les résultats expérimentaux. L'expression en question est d'une forme exponentielle :

$$F_s = k_1 X \cdot \exp(-k_2 X) \quad \text{avec} \quad V_s = k_1 \exp(-k_2 X) \quad (4-15), (4-16)$$

Avec : k_1, k_2 paramètres caractéristiques de la biomasse, X concentration en boues activées et V_s vitesse de décantation.

La sédimentation dynamique est schématisée par la figure (4-5).

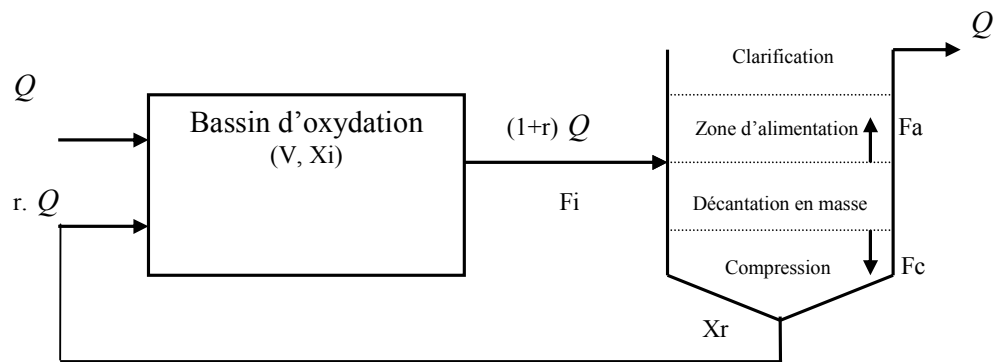


Figure 4-6 : Schéma d'un procédé à boues activées et stratification de la sédimentation dans un décanteur secondaire

La clarification peut être considérée comme un processus à deux temps. En premier les particules flocculent, puis dans un deuxième temps, les flocules décantent. La floculation demande du temps et la décantation de la surface [7]. Dans la zone de compression la structure solide est suffisamment consolidée pour exercer une force de compression due à son propre poids. Si la matière est compressible les boues se compactent à une concentration plus élevée. Certains auteurs pensent que seule une fraction de la matière est capable de produire la pression (structure rigide du floc), ainsi, la concentration et la pression ne seraient pas une fonction évidente de la masse de matière et de sa hauteur.

L'équation de bilan de masse au tour du décanteur est :

$$F_i = F_a + F_c \quad (4-17)$$

Où le flux ascendant F_a , est défini comme la différence entre le flux de la charge $X_a \frac{Q}{A}$, et le flux gravitationnel $X_a V_a$. L'expression du flux ascendant F_a est alors :

$$F_a = X_a \frac{Q}{A} - X_a V_a = X_a \frac{Q}{A} - X_a k_1 \exp(-k_2 X_a) \quad (4-18)$$

En substituant dans l'équation (4-17), on obtient l'expression suivante :

$$\frac{Q}{A}(1+r)X_i = \left[k_1 X_c \exp(-k_2 X_c) + X_c \frac{Q}{A} r \right] + \left[X_a \frac{Q}{A} - X_a k_1 \exp(-k_2 X_a) \right] \quad (4-19)$$

L'équation (4-19) peut être résolue avec une seule variable X_a , on peut écrire cette équation sous une forme de Newton- Raphson :

$$X|_N = X|_{N-1} - \frac{X \left(\frac{Q}{A} - K_1 \exp(-K_2 X) - \Delta F \right)}{\frac{Q}{A} + K_1 \exp(-K_2 X)(K_2 X - 1)} \Bigg|_{N-1} \quad (4-20)$$

Où $\Delta F = F_i - F_c$ et l'équation différentielle non linéaire (4-20) est résolue par la méthode itérative pour différentes valeurs de ΔF .

4-2.5 Technologie du fonctionnement de la dynamique de sédimentation

Ayant spécifiée la technologie du fonctionnement générale et l'analyse mathématique de la sédimentation, il est maintenant possible d'incorporer ceci dans un courant continu de processus à boues activées incluant une étape d'oxydation et une autre de sédimentation secondaire. D'où la masse dans le système est constante. (voir Figure 4-6)

a) Oxydation

On néglige la cinétique de la boue et indique la concentration de la boue dans l'aérateur comme X_i , et le bilan de masse cède la dynamique suivante :

$$\frac{dX_i}{dt} = \beta X_r r - \beta(1+r)X_i \quad (4-21)$$

Où V est le volume du bassin d'oxydation, Q est le débit à l'entrée du processus, r est le taux de recyclage et $\beta = Q/V$ est le taux de dilution.

b) Sédimentation

On suppose que la nouvelle masse qui arrive dans la zone de compression est épaissie immédiatement à X_c , un bilan de masse au-dessous de la discontinuité selon les cas suivants :

- Si $F_i = X_i Q(1+r) \leq F_c$, (charge critique) alors :

$$\frac{dM}{dt} = X_i Q(1+r) - AF_c \quad (4-22)$$

- Autrement, si $F_i > F_c$ (surcharger) alors :

$$\frac{dM}{dt} = X_i Q(1+r) - AF_c + AF_a \quad (4-23)$$

Pour démontrer que le modèle constitué par les deux équations précédentes (4-21 et 4-22), est en accord avec l'hypothèse que la biomasse est constante dans le système, on considère que :

$$VX_i + M = cont. \quad (4-24)$$

En dérivant l'équation 4-24 par rapport au temps et en substituant les deux termes de dérivées $\frac{dX_i}{dt}$ et $\frac{dM}{dt}$ par les expressions données par les équations 4-21 et 4-22, on obtient :

$$V \frac{Q}{V} X_{ro} r - V \frac{Q}{V} (1+r) X_i + X_i Q(1+r) - AF_c = AF_i - AF_c = 0$$

$$\text{Avec : } X_{ro} = \frac{F_c}{r} \frac{A}{Q}$$

Dans le cas d'une charge critique, et en considérant le cas d'un régime stationnaire, on a alors :

$$\frac{dM}{dt} = 0 \Rightarrow X_i \frac{Q}{A} (1+r) = F_c \quad (4-25)$$

$$\text{Et} \quad \frac{dX_i}{dt} = 0 \Rightarrow X_i = \frac{r}{1+r} X_{ro} \quad (4-26)$$

En éliminant X_i , alors :

$$X_{ro} \frac{Q}{A} r = F_c \quad (4-27)$$

Pour un débit donné Q , la masse totale qui circule dans le système dépend du flux de compression F_c et le taux de recyclage r . Notons que pour démontrer le mouvement de la boue due à la sédimentation représenté par le modèle ainsi développé, on a émis délibérément les hypothèses suivantes à savoir que la croissance de la boue est négligeable et la masse totale du système est constante.

4-2.6 Les vitesses de sédimentation

4-2.6.1 Loi de vitesse

En raison de la difficulté de décrire la vitesse de sédimentation des boues en fonction des propriétés des flocs biologiques, une grande partie des recherches était consacrée à relier empiriquement ce paramètre aux variables opérationnelles. Parmi les fonctions les plus populaires, on peut citer la traditionnelle vitesse exponentielle de Vesilind [cité dans 47] V_{s1} et la fonction exposant de Yoshioka [cité dans 8] V_{s2} :

$$V_{s1} = k_1 e^{-n_1 X} \quad (4-28)$$

$$V_{s2} = k_2 X^{-n_2} \quad (4-29)$$

Où k_i , n_i paramètres caractéristiques de la biomasse, X concentration en boues activées (concentration des matières en suspension) et V_{si} vitesses de décantation.

4-2.6.2 Détermination des vitesses, approche classique et essais en éprouvette

Dans la théorie classique, la vitesse de décantation est estimée à partir d'essais en éprouvettes où l'on suit la hauteur de l'interface liquide/solide en fonction du temps. Ce n'est qu'en 1952 que Kynch a élaboré la théorie relative aux essais de décantation en éprouvette [48]. Les hypothèses liées à la théorie de Kynch sont [25]:

- la vitesse de décantation des particules dépend uniquement de la concentration locale en particules,
- la concentration est uniforme dans chaque couche horizontale,
- la suspension est homogène (même particule)
- une concentration maximale est immédiatement formée au fond de l'éprouvette,
- les effets de parois sont ignorés.

Pour Vanderhasselt et Vanrolleghem [49] la vitesse se détermine à partir de plusieurs essais à concentrations différentes. Vanderhasselt et al [50] ont repris les idées de Kynch pour montrer comment la vitesse pouvait être déterminée pour toutes les concentrations à partir d'un seul test de décantation. Renko [47] a mis au point une méthode pour évaluer la vitesse de sédimentation sur une suspension de craie. Les essais réalisés montrent que cette méthode donne systématiquement une vitesse plus proche que celle issue de l'approche de Kynch. Vanderhasselt conclut qu'on ne peut déterminer la vitesse de sédimentation d'une suspension floclée par un seul essai en éprouvette puisqu'il n'existe pas de courbe de vitesse unique, mais que la courbe $V_s=f(X)$ dépend de la concentration initiale.

Le modèle de Vanderhasselt et Vanrolleghem et la théorie de Kynch ignorent le processus de compression et s'adressent donc au régime de décantation en masse. Avec la théorie de Kynch, l'interprétation physique du test de décantation en éprouvette est le suivant [7] :

- au départ de l'essai la suspension homogène décante en masse sans variation de concentration dans la plus grande partie de l'éprouvette;
- la perte de hauteur est compensée par l'apparition immédiate d'une zone de concentration élevée au fond de l'éprouvette;
- cette zone de concentration élevée va alors progresser vers le haut en s'enrichissant des floes qui sédimentent et la traversent.

Il n'est pas besoin d'une longue démonstration pour comprendre que cette interprétation ne s'applique pas rigoureusement aux boues activées. Le principal reproche concernant la théorie de Kynch n'est pas que la loi est fautive mais qu'elle ne s'applique qu'à une suspension idéale [51,52]. Une autre façon de dire ceci est, que le comportement des suspensions des floes ne correspond pas aux théories de Kynch sur la sédimentation [37]. Pour Vesilind et Jones [51], les déviations par rapport à la théorie proviennent de la dilution progressive des couches hautes par l'eau éjectée des couches basses qui se compressent, (figure 4-7). Joannis et al [53], observant également le phénomène de chenalisation pour les essais à fortes concentrations. Ils distinguent également à l'opposé pour les faibles concentrations une agrégation rapide en gros floes. Ces deux processus favorisent la sédimentation.

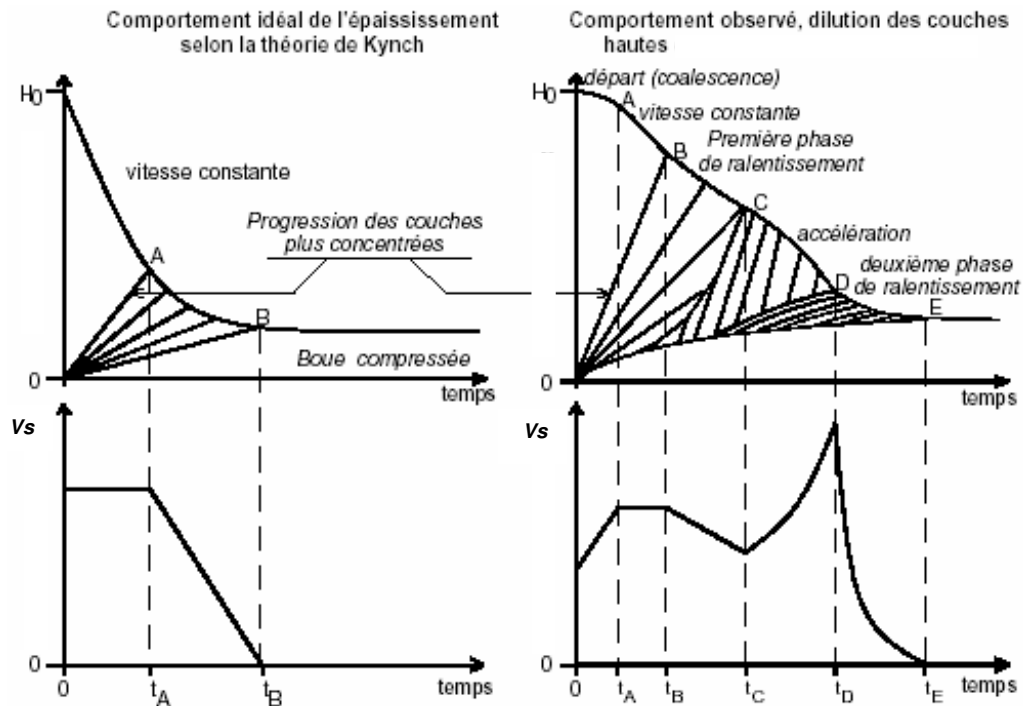


Figure 4-7: Interprétation des tests de décantation et limites de la théorie de Kynch (d'après Vesilind et Jones [51]).

4-2.6.3 Les principaux modèles vitesse-concentration

Les modèles de décantation des boues activées les plus couramment utilisés sont basés sur la théorie des flux, telle qu'elle a été décrite par Kynch. Cette théorie suppose que la vitesse de sédimentation des floes de boues activées, lors de la décantation en masse, varie uniquement en fonction de la concentration locale en boues activées.

Pour décrire mathématiquement la sédimentation il est alors devenu nécessaire de disposer d'une relation fonctionnelle entre la vitesse de sédimentation et la concentration [54]. Quelques exemples de fonctions de vitesse sont résumés dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 : Les principaux modèles vitesse-concentration.

<i>Année</i>	<i>Modèles</i>	<i>Référence</i>
1944	$k(1 - nX)^2 e^{-4.19X}$	[cité dans 8]
1954	$k(1 - nX) 4.65$	[cité dans 8]
1963	$k(1 - nX)^2 e^{-4.19X}$	[cité dans 8]
1966	$k(1 - nX)^3 / X$	[cité dans 8]
1968	$kX(1 - X)$	[cité dans 8]
1980	$k(1 - n_1 X)^{n_2}$	[55]
1980	$k_1(1 - n_1 X)^{n_2} + k_2$	[55]
1991	$\max(0, \min(V_0', V_0 (e^{-r_i(X-X \min)} - e^{-r_p(X-X \min)})))$	[56]
1993	$k(1 - nX)^4 / X$	[57]
1993	$k e^{-nX} / X$	[57]
1993	$(k(1 - n_1 X)^4 / X) e^{-n_2 X}$	[57]

4-2.6.4 Estimation de l'indice de boue

Le problème délicat concerne la calibration des fonctions de vitesse aux caractéristiques de décantation des boues. L'idée est d'intégrer dans le modèle un estimateur de la décantabilité des boues similaire à ce qui est mesuré en pratique. Ce paramètre sera ajusté au fur et à mesure du calcul à chaque pas de temps. De nombreux travaux ont donc été entrepris dans le but de relier les indices de décantation (selon les trois protocoles: SVI, DSVI et SSVI) aux paramètres de la loi de vitesse (Marsilli-Libelli [32], Lee et al [37], Renko [47], Vanderhasselt [49], De Clercq et al [58], Jobbágy et al [59], Von Sperling et al [60]...). Les paramètres k_i et n_i deviennent alors des fonctions de l'indice de boues.

Malheureusement, ces fonctions traditionnelles de la vitesse de sédimentation, ont montré leurs limites pour l'approximation du comportement dynamique dans la zone de compression du décanteur. Afin de compenser ce défaut, des fonctions empiriques de correction ont été développées, dépendant de la profondeur du bassin, des paramètres SVI, SSVI, DSVI et de la concentration des particules solides dans l'affluent [61]. Des exemples fondamentaux de ce type de modèles sont énumérés dans le tableau 4-2.

Tableau 4-2: Vitesse de sédimentation en fonction des indices de décantation.

<i>Année</i>	<i>Modèle</i>	<i>Référence</i>
1985	$7.8 e^{-(0.148+0.0021 SVI)X}$	[cité dans 8]
1988	$(15.3 - 0.0615 SVI)e^{-(0.0426+0.00384 SVI-0.0000543 SVI^2)X}$	[cité dans 8]
1992	$(17.4 e^{-(0.0113 SVI+3.931)})e^{-(1.043-0.9834 e^{-0.00581 SVI})X}$	[61]
1993	$(9.127 - 0.0366 SSVI)e^{-(0.277+0.0011 SSVI)X}$	[32]
1999	$((0.13DSVI + 26.5)e^{-(63.8e^{-(0.04DSVI)}-0.56)})X$	[53]

La figure 4-8 nous a permis de mentionner l'effet des paramètres et des indices de décantation sur la vitesse de décantation.

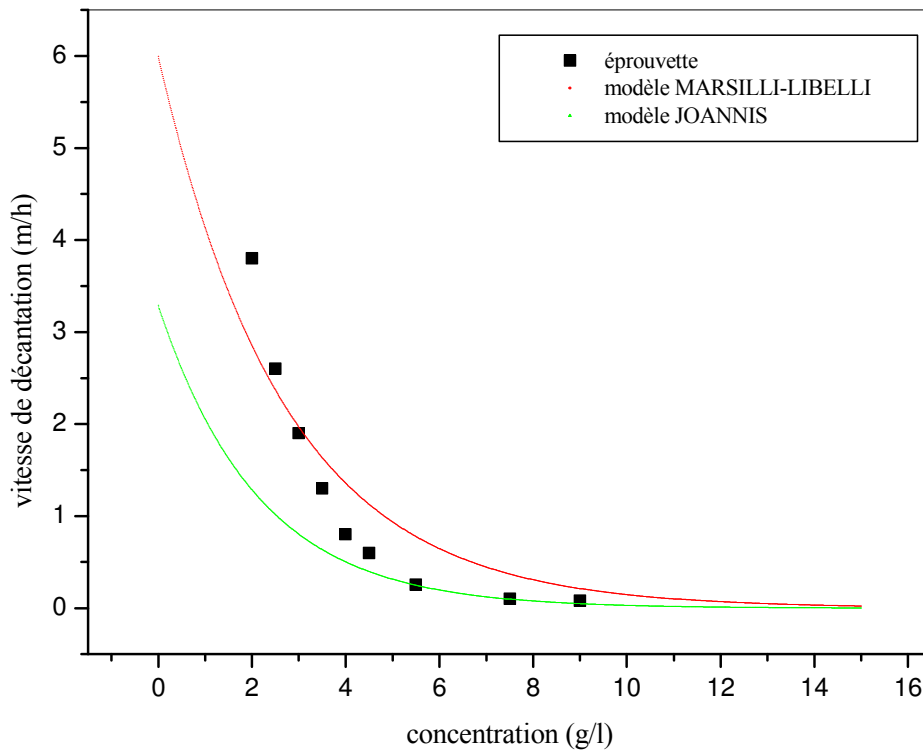


Figure 4-8 : Evolution des vitesses de décantation en fonction de la concentration en boue

4-3 MODELISATION DYNAMIQUE DU DECANTEUR

La modélisation du décanteur secondaire est utilisée pour différents objectifs: le dimensionnement, l'analyse des flux, le contrôle, ou encore, dans les modèles de station d'épuration. A l'origine, pour le dimensionnement, les modèles sont conceptuels et statiques, ils se basent sur le concept de vitesse ascensionnelle [62].

Depuis quelques années, des modèles numériques plus sophistiqués sont utilisés pour analyser le fonctionnement des ouvrages existants. Ces modèles sont de deux types [7]:

(1) les modèles à une dimension, ils sont basés généralement sur la théorie des flux et portent essentiellement sur les problèmes d'épaississement. Les variables simulées sont alors la hauteur du voile de boues et la concentration des boues recirculées. Plus récemment, ce type de modèle a été adapté pour modéliser la concentration en MES de l'effluent. Des efforts sont entrepris pour utiliser ce type de modèle dans le contrôle des stations d'épuration en temps réel.

(2) les modèles hydrodynamiques, ils sont plus complexes que les premiers et à deux ou trois dimensions. Ces modèles sont essentiellement utilisés pour analyser la distribution spatiale des flux (solide et liquide) à l'intérieur du décanteur et l'interaction entre flux hydrauliques et boues en décantation. Ils sont destinés, par exemple, à étudier de nouvelles techniques relatives à l'aménagement des bassins.

Nous nous limiterons ici au premier type de modèle, ils sont plus accessibles et mieux connus.

4-3.1 Le modèle classique (1 dimension, basé sur la théorie des flux)

Il repose sur une équation aux dérivées partielles (P.D.E.) de conservation de la masse ou équation de continuité. L'équation exprime une idée simple: "les variations de concentration dans le temps correspondent aux variations de flux dans l'espace".

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial z} \quad (4-30)$$

avec : X : concentration en solide (KgMES/m³)

t : temps (h)

z : profondeur (m)

F : flux solide (KgMES/m².h)

Le modèle est lié à la théorie des flux quand l'équation (1-3) remplace le terme de flux. Ce qui nous donne la formulation la plus simple, établie par Stenstrom en 1976 (Hill [63]).

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{\partial(V_s X)}{\partial z} + V_h \frac{\partial X}{\partial z} \quad (4-31)$$

avec : $V_s = f(X)$: vitesse de sédimentation (m/h)

$V_h = -Q_r / A$ et/ou Q_s / A : vitesse hydraulique (m/h)

Q_r : débit de recirculation (m³/h)

Q_s : débit en sortie du décanteur (m³/h)

A : surface du décanteur (m²).

L'utilisation de l'équation (4-31) repose sur plusieurs hypothèses simplificatrices (Hill [63]):

- écoulement de type piston (pas de dispersion),
- la vitesse de sédimentation (vs) ne dépend que de la concentration,
- la concentration dans un plan horizontal est uniforme,
- il y a conservation de la masse, les réactions biologiques sont négligées,
- la vitesse de sédimentation est nulle au fond du décanteur.

Une autre caractéristique des modèles dérivés de l'équation (4-31) est que la vitesse hydraulique à l'intérieur du décanteur est ascensionnelle au dessus de la couche d'alimentation (fonction du débit traité) et descendante en dessous (fonction de la recirculation), voir Figure 4-9. Les décanteurs modélisés ont d'ailleurs généralement un clifford profond s'adaptant bien à ce partage du flux puisque la couche d'alimentation se situe alors toujours en dessous du voile de boues (Vitasovic [64], Hill [63], Laikari [65]; Zaied [66]; Takacs et al [56]; etc...).

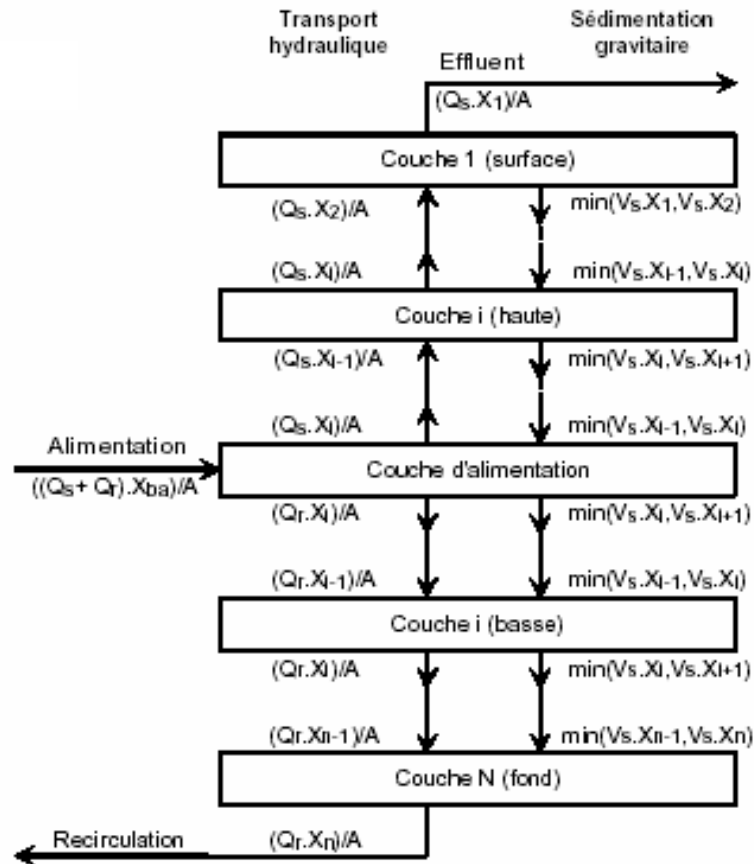


Figure 4-9: Modèle classique de décanteur (Takacs et al, 1990 [56])

4-3.2 Evolution du modèle classique

Récemment, différentes évolutions du modèle classique ont été proposées. Les modifications ont différents objectifs. Certains chercheurs améliorent le modèle afin de modéliser la décantation dans la zone clarifiée et ainsi simuler la qualité de l'effluent traité.

D'autres adaptent le modèle afin de le rendre plus réaliste, en tenant compte des phénomènes de court circuit, des courants de densité, de la compression.

4-3.2.1 Modèle de Takacs et al., 1990

Patry et Takacs [56] ont montré que la concentration de l'effluent traité d'un décanteur pouvait être relié au diamètre des floes de la zone clarifiée et à leur vitesse de décantation. Cette notion est reprise dans leur modèle dont la principale nouveauté est que la loi vitesse-concentration est adaptée pour être validée à la fois dans la zone clarifiée et dans la zone d'épaississement (Figure 4-10). La loi est une double exponentielle qui nécessite cinq paramètres.

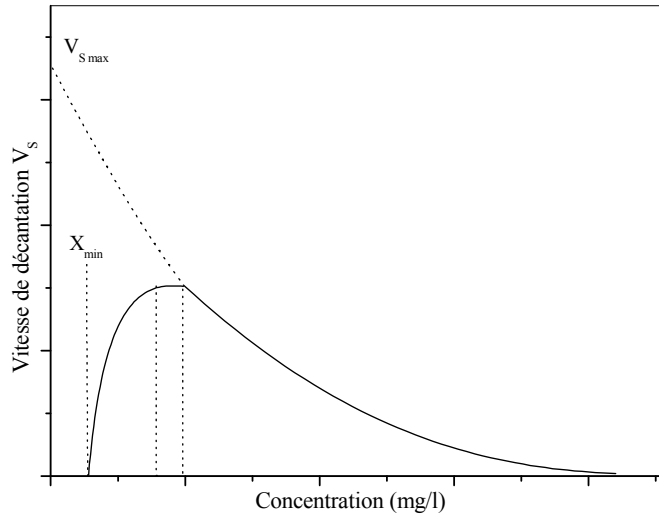


Figure 4-10 : Loi de vitesse utilisé par Takacs et al [56]

$$V_s = V_{S\max} \left(e^{-k_1(x-x_{\min})} - e^{-k_2(x-x_{\min})} \right) \quad (4-32)$$

Avec : $V_{S\max}$: Vitesse maximale de sédimentation (m/h),

k_1 : Paramètre de décantation relatif aux faibles concentrations (m^3/Kg),

k_2 : Paramètre de décantation relatif au fortes concentrations (m^3/Kg),

$X_{\min} = f_{ns} \cdot X$, concentration minimum de l'effluent (mg/l),

f_{ns} : Fraction de solides non décantables.

Ainsi, avec une loi de ce type, la vitesse de chute des floes contenus dans la zone de clarification est inférieure ou du même ordre de grandeur que la vitesse ascensionnelle.

Ce qui permet de maintenir une faible concentration dans les couches hautes du décanteur. De plus, la forme de l'expression permet de paramétrer la clarification (facteurs f_{ns} et k_2) indépendamment de l'épaississement.

4-3.2.2 Modèle de Dupont et Dahl, 1995

Dupont et Dahl [67] distinguent deux populations de particules, appelées "les particules primaires" et les "floes". Par contre, pour eux, la concentration de particules primaires est exprimée par la relation :

$$X_{pp} = X_{\min} + k_1 \left(\frac{Q_s}{A} \right)^{k_2} \quad (4-33)$$

avec : X_{pp} = concentration de particules primaires (mg/l),
 X_{\min} = concentration minimale en particule primaires (mg/l),
 Q_s = débit à la sortie du décanteur (m³/h),
 A = surface de décanteur (m²),
 K_1, K_2 = constantes.

La concentration en macroflocs est obtenue en retranchant la concentration en particules primaires à la concentration d'alimentation. La loi de vitesse est commune aux deux populations et s'apparente par la forme à celle de Takacs et al [56]. Cette loi a été calée sur des expérimentations conduites sur deux types de colonne, une pour la décantation libre (faible concentration) et une pour la décantation en masse.

$$\text{La loi de vitesse est : } V_S = V_{S\max} e^{-0.5 \frac{\ln \frac{X_{MF} + X_{pp}}{k_3}}{k_4}} \quad (4-34)$$

avec : $X_{MF} = X - X_{pp}$ = concentration en macroflocs (mg/l),
 $V_{S\max}$ = vitesse maximale de décantation des macroflocs (m/s),
 K_3, K_4 = constantes.

4-3.3 Modèles avec dispersion

L'ajout du terme de dispersion a deux avantages (Krebs [68]) d'une part, le profil de concentration est lissé et d'autre part il est toujours possible d'obtenir un profil même quand le flux d'alimentation est inférieur au flux limitant. Selon Krebs, le terme de dispersion englobe des informations hydrauliques et peut être calé dans une gamme acceptable.

4-3.3.1 Modèle de Laikari, 1988

Le premier modèle de décantation dynamique avec dispersion est apparu avec Laikari [65]. L'équation de continuité prend alors la forme :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial (V_S X)}{\partial z} + V_h \frac{\partial X}{\partial z} + D \frac{\partial X}{\partial z} \quad (4-35)$$

avec : $D = f(Q_s / A)$ = coefficient de dispersion (m²/s).

Selon Laikari, le phénomène de diffusion est du au mélange turbulent crée par le mouvement ascendant de l'eau d'une part, et le mouvement descendant des particules d'autre part (Zaied, [66]). Pour cette raison Laikari ne fait intervenir le phénomène uniquement dans la zone au dessus du point d'alimentation, en dessous, c'est l'équation

classique qui est utilisée. Laikari utilise une expression de la dispersion qui est une fonction puissance de la vitesse ascensionnelle de l'eau.

4-3.3.2 Modèle de Hamilton et al, 1990

Hamilton et al [69] utilisent une équation parabolique, c'est à dire comportant un terme du second ordre :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial(V_s X)}{\partial z} + V_h \frac{\partial X}{\partial z} + D \frac{\partial^2 X}{\partial z^2} \quad (4-36)$$

avec : $D = cte$ = coefficient de dispersion (m^2/s).

Récemment, Watts et al (1995) [70] ont réalisé un comparatif entre modèle classique, en l'occurrence, le modèle de Takacs et al, et un modèle analogue à Hamilton et al, où l'expression de la dispersion est fonction de la concentration en boues activées et du débit d'alimentation :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial(V_s X)}{\partial z} + V_h \frac{\partial X}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial X}{\partial z} \right) \quad (4-37)$$

avec : $D = f((Q_s + Q_r) / A; X)$ = coefficient de dispersion (m^2/s).

4-3.4 Présentation du modèle

Notre modèle de départ est donc est un modèle à une dimension basé sur la théorie des flux et intégrant la dispersion.

4-3.4.1 Description

La biomasse produite dans le réacteur biologique (Bassin d'aération) est normalement séparée de l'effluent au moyen d'un décanteur secondaire par gravité (figure 4-6), bien que dans certains cas cela peut se faire par flottation à air dissous ou encore par membrane dans certaines nouvelles technologies [71]. Les principaux critères de conception d'un décanteur secondaire sont la charge hydraulique à débit moyen et à débit maximal, la charge massique, la profondeur minimale et le taux de débordement [72]. Puisque la station étudiée de type boues activées est exploitée à des âges de boues relativement élevés, les critères de décantation secondaire présentés sont ceux applicables dans des stations dites à aération prolongée. Des autres critères sont définis dans la littérature pour des boues activées conventionnelles pour de grandes stations conçues pour fonctionner dans des conditions optimales de décantabilité, parmi ces critères, la

concentration de liqueur mixte, l'indice de volume des boues et le taux de recirculation (voir section 1-2.3.2).

4-3.4.2 Objectifs

Les objectifs envisagés pour ce travail de modélisation sont les suivants :

- Mettre en évidence les différentes phases qui spécifient le processus de séparation solide/liquide.
- Modéliser les mécanismes de sédimentation des floccs.

4-3.4.3 Hypothèses

Notre modèle de départ est donc un modèle à une dimension basé sur la théorie des flux et intégrant la dispersion. Nous rappelons que ce modèle repose sur plusieurs hypothèses simplificatrices :

- la vitesse de sédimentation (V_s) ne dépend que de la concentration,
- la concentration dans un plan horizontal est uniforme,
- les comportements indésirables comme le gonflement des boues sont considérés inexistantes,
- il y a conservation de la masse, les réactions biologiques sont négligées,
- chacune des trois zones de clarification, d'épaississement et compression des boues est supposée homogène,
- la vitesse de sédimentation est nulle au fond du décanteur.

4-3.4.4 Résolution numérique

La sédimentation des composés solides dans le décanteur secondaire engendre une accumulation des boues qui devient de plus en plus compacte dans la partie inférieure de cette unité. Cette variation de concentration conduit à distinguer deux compartiments différents: le clarificateur où la concentration des floccs est assez faible et l'épaississeur étant hétérogène, celui-ci est divisé en deux régions distinctes: une zone d'épaississement qui est représentée la couche de la boue formée par la sédimentation des particules solides et une zone de compression dans la partie inférieure du séparateur où sont stockées les boues (figure 4-6).

Pour chaque couche, la variation de concentration peut être due à quatre processus, correspondant au quatre termes de l'équation (4-38):

- Le transport lié au régime hydraulique, les floes sont entraînés par le déplacement de l'eau environnante,
- La gravité qui permet à ces mêmes particules de décanter,
- La diffusion entre couches, dont l'effet reste marginale,
- L'apport (pour la couche d'alimentation) ou la perte de matière (par la couche de surface ou par la couche de fond).

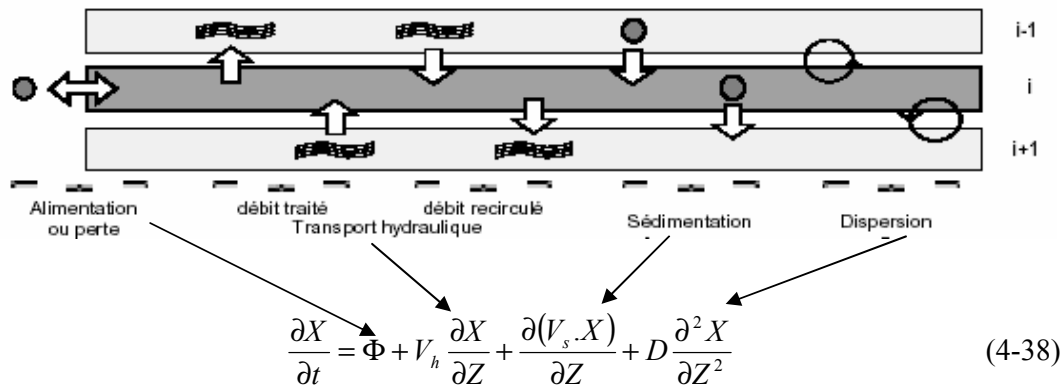


Figure 4-11: Equation aux dérivées partielles du modèle.

Avec :

$V_s = f(X)$: Vitesse de sédimentation (m/h)

V_h : Vitesse hydraulique (m/h)

X : Concentration en boues (g/l)

$D = cte$: Coefficient de dispersion (m²/h)

A : Surface du décanteur (m²).

Φ : Terme source ou perte

Pour ne pas sur-paramétrer notre modèle et par manque de connaissance sur la variabilité de la dispersion, nous utilisons un coefficient de dispersion constant.

L'équation aux dérivées partielles (4-38) est identique au modèle de Lee (1999) [37].

4-3.4.4 1 Zone de clarification

La zone de clarification constitue la partie supérieure du décanteur par laquelle l'effluent est rejeté de l'unité d'épuration. Le taux des particules en suspension est donc très faible. Le débit de la liqueur mixte provenant du bassin d'oxydation (Q_a) est recirculé vers le décanteur au niveau de l'épaississeur (figure 4-12).

Les composés corpusculaires en suspension dans le clarificateur, sont issus des interactions au niveau de l'interface clarificateur/épaississeur (flux hydraulique F_h).

Les matières en suspension dans la zone de clarification sont aussi soumises aux processus de décantation (flux de sédimentation).

4-3.4.4 2 Zone d'épaississement

La zone d'épaississement est la couche intermédiaire entre le clarificateur qui est la partie supérieure du décanteur et où l'effluent clarifié est reconduit hors des unités de traitement, et la zone de compression qui constitue la partie la plus profonde du bassin.

Les matières provenant du bassin d'aération pénètrent dans le décanteur au niveau de la zone d'épaississement. Une partie de la fraction soluble est recirculée vers le décanteur avant son rejet, tandis que l'autre partie est reconduite vers la partie inférieure du décanteur avant son recyclage vers l'aérateur.

Le transfert des boues entre les zones de clarification et d'épaississement est régi par les phénomènes de suspension et décantation. Les matières décantables dans la zone d'épaississement circulent sous l'effet de la gravité et des débits de recyclage et de purge.

4-3.4.4 3 Zone de compression

La région de compression constitue la partie inférieure du décanteur où sont stockées les boues puis compactées avant leur recyclage vers l'aérateur ainsi que leur purge vers d'autres unités de traitement des boues.

Les composés en suspension ou solubles proviennent de la zone d'épaississement sous les effets de la gravité et des débits de sortie. Les boues activées ne sont plus soumises aux effets de la gravité dans la zone de compression, étant donnée la densité très élevée de la matière solide.

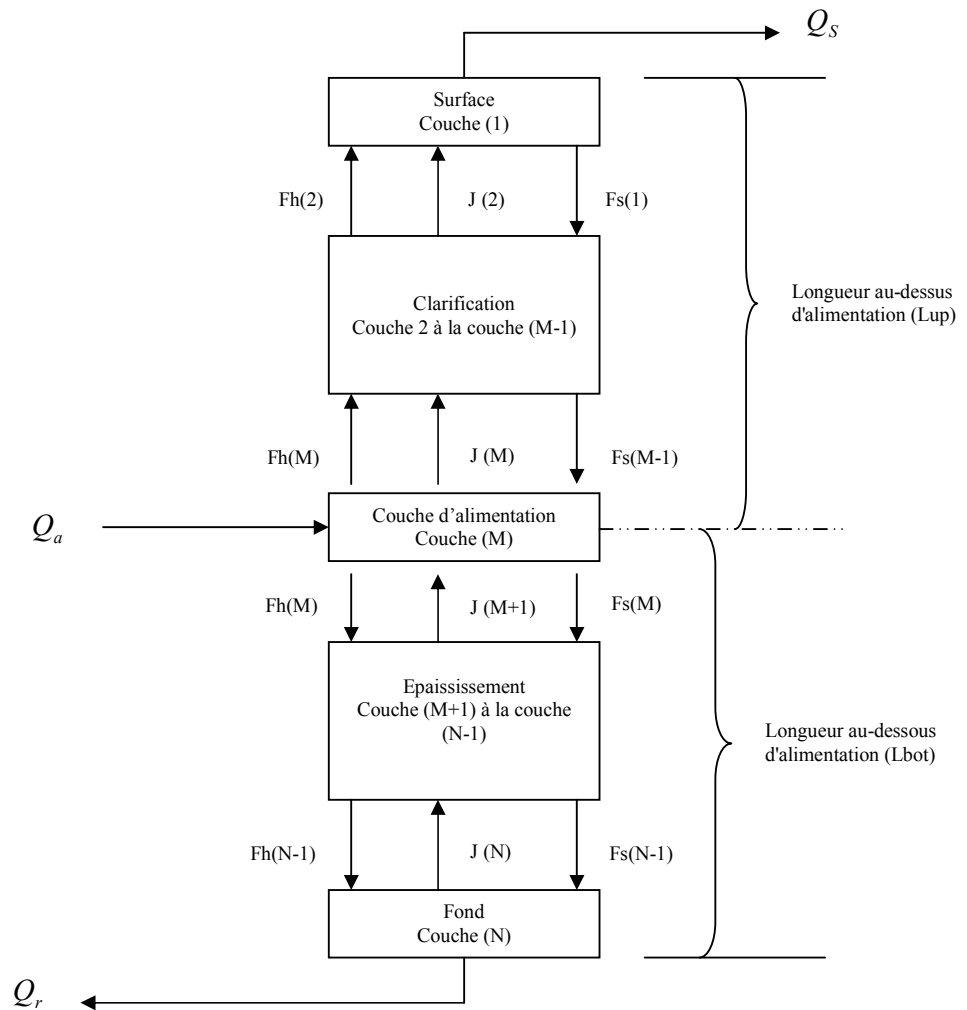
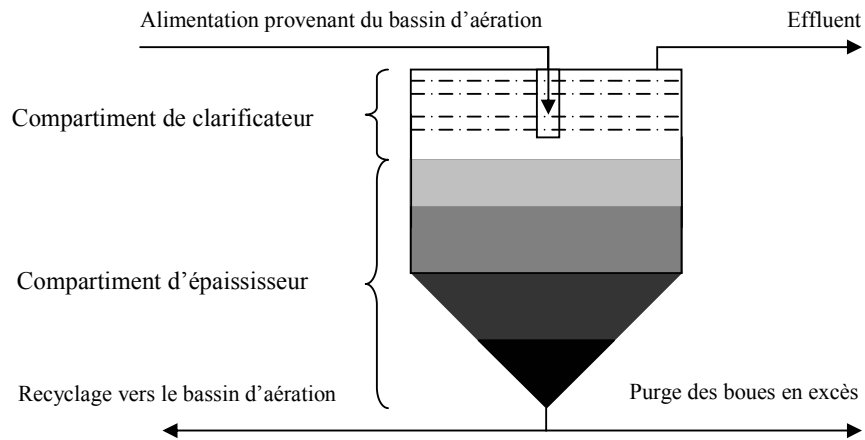


Figure 4-12 : Répartition des flux de matières d'un modèle du décanteur secondaire

La figure 4-13 montre les composants individuels des flux des particules solides dans une couche d'épaisseur ΔZ , au niveau de la zone d'épaississement.

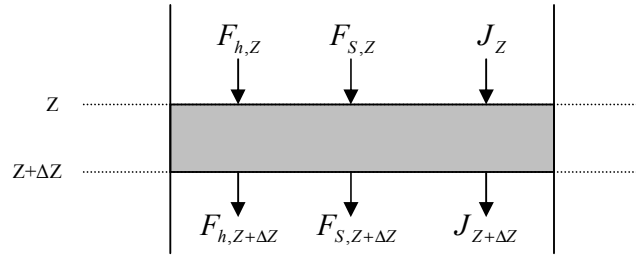


Figure 4-13: Bilan de masse dans la zone d'épaississement.

L'équation de bilan (figure 4-13) est la suivante :

$$A.\Delta Z.\frac{\partial X}{\partial t} = A.F_h|_z - A.F_h|_{z+\Delta z} + A.F_S|_z - A.F_S|_{z+\Delta z} + A.J|_z - A.J|_{z+\Delta z} \quad (4-39)$$

Avec : $J = -D_s \frac{\partial X}{\partial Z}$, $F_h = \frac{Q_r}{A} X$ et $F_S = V_s X$

L'équation (4-39) prend la forme suivante :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{\partial F_h}{\partial Z} - \frac{\partial F_S}{\partial Z} + \frac{\partial}{\partial Z} \left(D_s \frac{\partial X}{\partial Z} \right) \quad (4-40)$$

Après la différenciation de l'équation (4-40) :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{Q_r}{A} \frac{\partial X}{\partial Z} - \frac{\partial(V_s X)}{\partial Z} + D_s \frac{\partial^2 X}{\partial Z^2} \quad (4-41)$$

D_s : Coefficient de dispersion dans la zone d'épaississement (m^2/h).

On peut simuler avec l'équation (4-41) pour la zone de clarification, (voir figure 4-12), on a donc :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{Q_s}{A} \frac{\partial X}{\partial Z} - \frac{\partial(V_s X)}{\partial Z} + D'_s \frac{\partial^2 X}{\partial Z^2} \quad (4-42)$$

D'_s : Coefficient de dispersion dans la zone de clarification (m^2/h).

Pour la couche de surface (i=1) :

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{Q_S(X_2 - X_1) - V_{S,1}X_1A + \frac{Q_S L_{up}}{Pe_{up}} \left(\frac{X_2 - X_1}{\Delta Z} \right)}{A \Delta Z} \quad (4-43)$$

D'où Pe_{up} Nombre de Peclet dans la zone de clarification, et Q_S Débit à la sortie du décanteur (m³/h).

Pour les couches au dessus de la couche d'alimentation:

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{Q_S(X_{i+1} - X_i) - V_{S,i-1}X_{i-1}A - V_{S,i}X_iA + \frac{Q_S L_{up}}{Pe_{up}} \left(\frac{X_{i+1} - 2X_i + X_{i-1}}{\Delta Z} \right)}{A \Delta Z} \quad (4-44)$$

Pour la couche d'alimentation :

$$\frac{dX_M}{dt} = \frac{Q_f(X_f - X_M) + V_{S,M-1}X_{M-1}A - V_{S,M}X_M A + \frac{Q_S L_{up}}{Pe_{up}} \left(\frac{X_{M+1} - X_M}{\Delta Z} \right) - \frac{Q_r L_{bot}}{Pe_{bot}} \left(\frac{X_M - X_{M-1}}{\Delta Z} \right)}{A \Delta Z} \quad (4-45)$$

D'où Pe_{bot} Nombre de Peclet dans la zone d'épaississement, et Q_r Débit recirculé (m³/h).

Pour les couches sous la couche d'alimentation :

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{Q_r(X_{i-1} - X_i) + V_{S,i-1}X_{i-1}A - V_{S,i}X_iA + \frac{Q_r L_{bot}}{Pe_{bot}} \left(\frac{X_{i+1} - 2X_i + X_{i-1}}{\Delta Z} \right)}{A \Delta Z} \quad (4-46)$$

Pour la couche de fond (i=n) :

$$\frac{dX_N}{dt} = \frac{Q_r(X_{N-1} - X_N) + V_{S,N-1}A - \frac{Q_r L_{bot}}{Pe_{bot}} \left(\frac{X_N - X_{N-1}}{\Delta Z} \right)}{A \Delta Z} \quad (4-47)$$

Équation (4-47) donne le modèle de décantation dynamique avec un terme de dispersion à une concentration X et N couches et d'hauteur Z .

Les N équations différentielles non linéaires correspondantes sont résolues par la méthode itérative.

4-4 RESULTATS ET DISCUSSION

Pour ne pas compliquer notre modèle et par manque de connaissance sur la variabilité de la dispersion, nous utilisons un coefficient de dispersion constant à chaque zone, c'est-à-dire le nombre de Peclet ne dépend pratiquement pas des débits à l'entrée et à la sortie du décanteur pour chaque zone.

La loi de vitesse de décantation dans chaque couche est décrite par une double exponentielle de décantation, cette vitesse, décrite par Takács et al. (1991) [56], est donnée par:

$$V_s = V_{S_{\max}} \left(e^{-k_1(x-x_{\min})} - e^{-k_2(x-x_{\min})} \right) \quad (4-48)$$

Avec :

$V_{S_{\max}}$: Vitesse maximale de sédimentation (m/h),

k_1 : Paramètre de décantation relatif aux faibles concentrations (m^3/Kg),

k_2 : Paramètre de décantation relatif aux fortes concentrations (m^3/Kg),

$X_{\min} = f_{ns} \cdot X$, concentration minimum de l'effluent (mg/l),

f_{ns} : Fraction de solides non décantables.

Les essais sont réalisés en régime permanent pour des différentes charges.

4-4.1 Comparaison avec la littérature

Nous allons présenter les résultats expérimentaux de Pflanz (1969) [cité dans 37] avec les modèles de la littérature, les valeurs sont obtenues par la variation de la concentration des boues en fonction de la hauteur du voile de boues qui sont portées sur la figure 4-14.

Dans nos conditions de travail (le décanteur d'un volume de 1800 m^3 , 33 m de diamètre, 2.27 m de profondeur, 1.25 m le niveau de point d'alimentation, et le débit varie entre 360 à $600 \text{ m}^3/\text{h}$), on voit que, d'une part, la concordance est presque bonne, et d'autre part, que les modèles de Takács et al [56] et Lee et al [37] entre les deux zones de clarification et d'épaississement (1.0 et 1.5 m) dépassent la plage des résultats expérimentaux. En fin, on peut dire que la précision de notre modèle est très bonne.

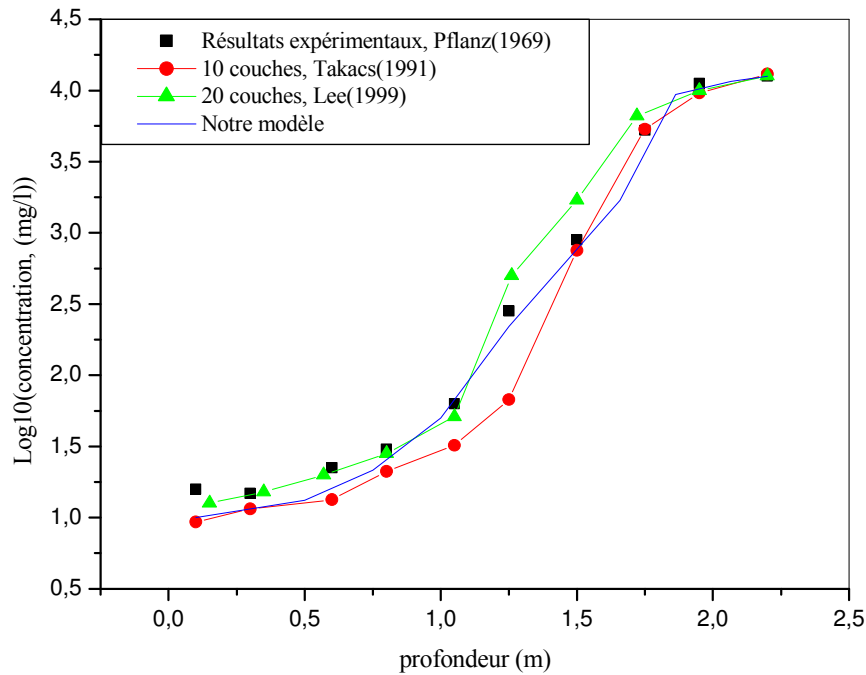


Figure 4-14: Comparaison des modèles de la littérature avec des résultats expérimentaux de Pflanz (1969) dans le décanteur secondaire.

4-4.2 Utilisation sur site et résultats obtenus

Dans la partie précédente, nous avons vu que la concordance entre les études existantes est bien réalisée. Ici nous allons comparer nos résultats expérimentaux avec notre modèle, et les conditions de travail dans la station d'épuration de Sétif qui sont rassemblées dans le tableau 4-3.

Tableau 4-3: Caractéristiques du décanteur secondaire (station de Sétif).

<i>paramètres</i>	<i>valeur</i>
A	1661 m ²
Q	100-1320 m ³ /h
Xf	1.5-7.0 Kg/m ³
L _{up}	4.00 m
L _{bot}	3.00 m

Sur la figure 4-15 (moyenne et basse charge), on voit que la coïncidence est bien réalisée aux faibles valeurs de la profondeur (0.0-2.0 m). Aux fortes valeurs de la profondeur, les résultats expérimentaux sont généralement plus grands que les résultats

simulés. Il est intéressant de noter que les écarts les plus importants correspondent à la zone d'épaississement. Ces écarts peuvent être liés à la difficulté de prendre les échantillons à profondeur supérieure à 2m.

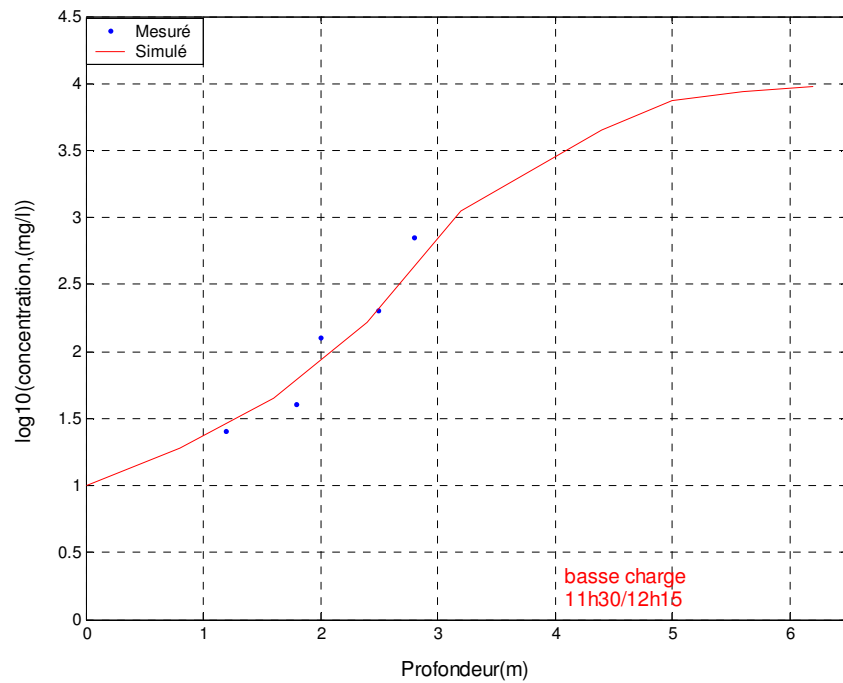
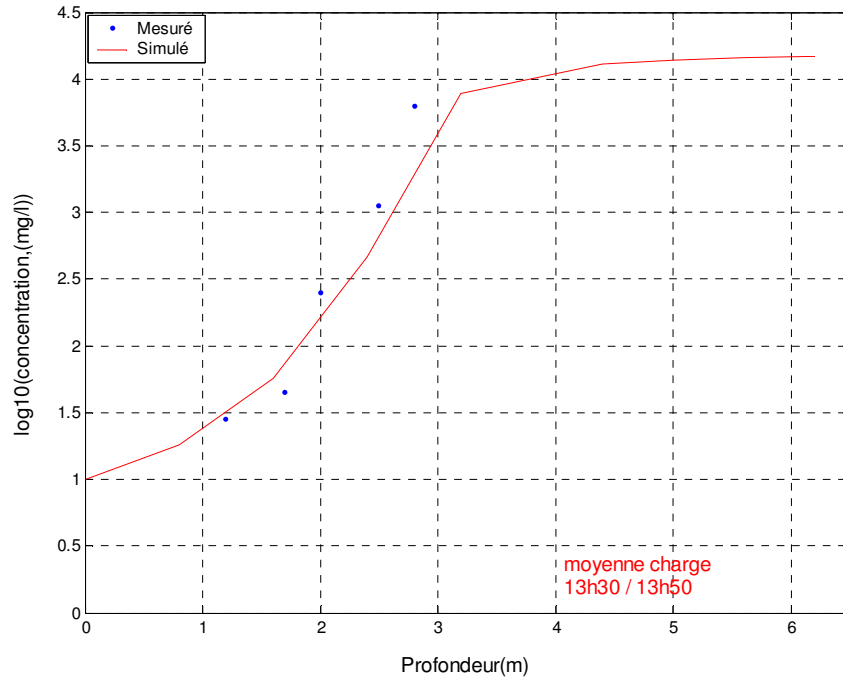


Figure 4-15: Concentrations de boue mesurées et simulées en fonction de la profondeur dans le décanteur secondaire.

4-4.3 Influence du nombre de couches

La sensibilité au nombre de couches a été testée avec plusieurs auteurs (Dauphin (1998) [7], Lee (1999) [37]). Les résultats de notre travail obtenus sont visualisés figure 4-16, on constate que les résultats convergent rapidement vers la solution si le nombre de couches choisi est suffisamment petit. Il n'y a plus d'incidence lors des essais à 10 couches.

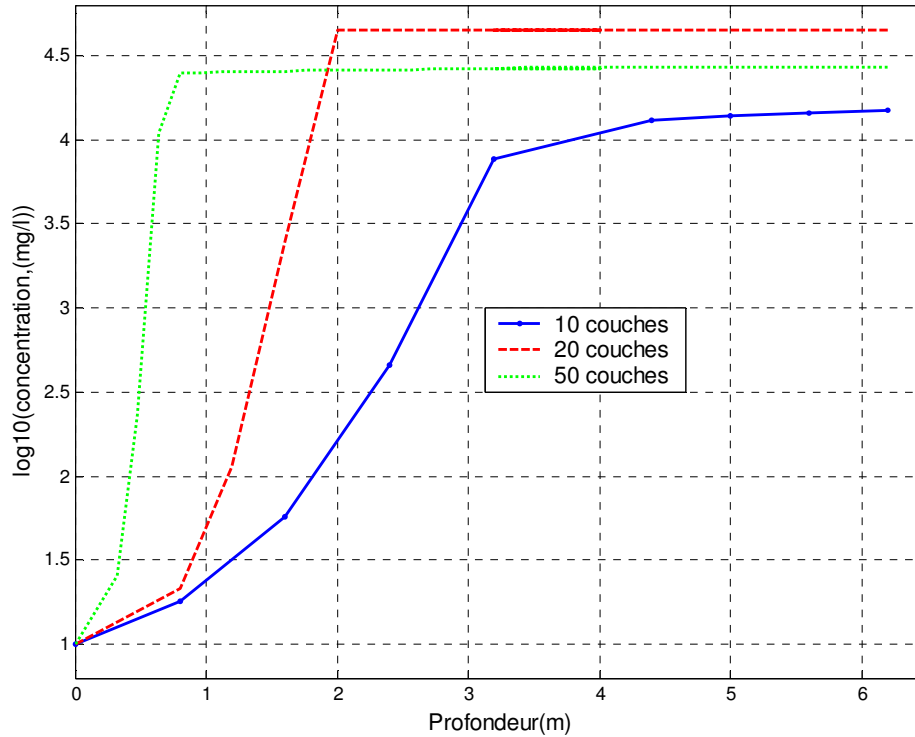


Figure 4-16: Sensibilité au nombre de couche.

Pour les autres courbes, l'ensemble des simulations est réalisé avec une discrétisation en 10 couches.

4-5 CONCLUSION

Ce chapitre concernait la modélisation d'un procédé des boues activées abordant les problèmes liés à la nature différente des processus de sédimentation. Le modèle dynamique unidimensionnel de décanteur a été modifié pour être conforme aux observations réalisées sur le décanteur de la station d'épuration de la ville de Sétif. Nous avons donc modifié le schéma de répartition des flux en conséquence.

Les comparaisons entre nos résultats et les modèles de la littérature montrent généralement une coïncidence qualitative; bien que, la convergence avec les résultats expérimentaux de la littérature soit très bonne.

La simulation de concentrations de boues et de la hauteur du voile de boues correspondent également bien à nos résultats expérimentaux. Cette simulation serait tout à fait complémentaire du dispositif adopté pour la maîtrise des surcharges hydrauliques.

Finalement, il nous avait été demandé, d'examiner et de développer l'état des connaissances de la dynamique des décanteurs. Cependant, il serait nécessaire de poursuivre les travaux sur la compréhension de la décantation des boues afin d'obtenir un modèle encore plus réaliste.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

D'un point de vue qualité des eaux, la gestion intégrée du système d'assainissement (réseau d'assainissement, station d'épuration et milieu naturel récepteur) permet d'optimiser le traitement des effluents. En effet, connaître la qualité des eaux sortant du réseau c'est connaître la qualité des eaux entrant dans la station d'épuration et c'est indispensable à la détermination des filières de traitement ainsi qu'à leur dimensionnement; de même connaître les objectifs de qualité du milieu récepteur permet de définir des normes de rejet en sortie de station d'épuration, ce qui conditionne les choix des types d'ouvrage d'assainissement à mettre en place en amont.

Par conséquent, dans le cadre de cette étude, un effort préliminaire consiste à acquérir un maximum de connaissance dans chaque discipline impliquée. Cette adaptation au système étudié permettra, dans un premier temps, de situer les problématiques posées afin d'apporter une contribution efficace pour une solution adéquate. Nous avons donc tenté dans la première partie de ce manuscrit, de mettre en relief les principaux concepts de l'épuration biologique en abordant brièvement des thèmes comme la pollution, les filières d'épuration et les problèmes liés au traitement dans les procédés de dépollution.

Pour cette étude nous travaillons dans une station d'épuration moderne et instrumentée. Cette instrumentation nous a permis d'évaluer les performances de la mesure en continu sur une période supérieure à deux ans.

Pour l'eau brute prétraitée et l'eau traitée nous avons réalisé plusieurs séries de suivi à des échelles de temps s'étendant de l'heure à l'année. L'analyse est cependant limitée par la justesse des mesures de débit et de concentration et leur relation avec les paramètres de pollution, et pour le temps de pluies, par le manque événements pluvieux durant les deux années de suivi de la station et des réglages de la mise en marche de la station. Ce travail est basé sur la mesure en continu des débits et des concentrations à l'entrée et à la sortie des bassins afin d'estimer les flux de matières. Nous suivrons également la profondeur et les concentrations du voile de boues.

Pour les boues activées, la mesure de concentration sur les boues activées est délicate, le milieu est assez ingrat, les concentrations sont élevées et la suspension de floccs n'est pas forcément homogène. Dans notre cas nous avons mesuré deux types de boues

différentes. Le premier à la sortie du bassin d'aération, l'amélioration de la mesure passe par un traitement des données par filtrage et en ligne. Le deuxième sur les boues recirculées, la principale difficulté provient de la chasse des boues vers le décanteur, qui provoque une diminution de la capacité épuratoire et un engorgement du décanteur. Le départ de boues représente d'ailleurs le plus gros risque. Nous avons présenté aussi la stratégie de contrôle de la hauteur du voile des boues et le stockage des boues dans le décanteur secondaire pour le bon fonctionnement de la station. Le domaine d'application de cette stratégie correspond au type de station d'épuration le plus répandu en Algérie: les stations d'épuration biologique par boues activées en aération prolongée.

Pour la modélisation et la simulation, nous avons progressé dans la description de processus de décantation, en modifiant le modèle classique (modèle à une dimension, basé sur la théorie des flux) en fonctions d'observations précises réalisées sur site. On peut envisager d'utiliser ce modèle en temps réel, pour détecter des anomalies de fonctionnement et/ou pour suivre l'évolution de la décantabilité des boues. Une utilisation en temps différé, pour optimiser le dimensionnement du décanteur ou des principes de gestion, est plus problématique car sans doute trop sensible aux conditions réelles d'exploitation.

Pour ce qui concerne le fonctionnement du décanteur, une étude hydrodynamique permettrait d'établir un modèle qui puisse tenir compte des principaux phénomènes physiques en maintenant une structure suffisamment simple pour envisager d'éventuelles applications. Enfin, au niveau technique, le développement d'un système de contrôle dynamique et de supervision basée sur la hauteur du voile de boues, la concentration de transfert (entre bassin d'aération et décanteur) et un outil de simulation devrait s'avérer très utile pour la gestion des stations.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **Lindberg, C. F., 1997**
Control and estimation strategies applied to the activated sludge process.
-Thèse: Department of Materials Science Systems and Control Group, Uppsala University, Sweden.
- [2] **Jeppsson, U., 1996**
Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes.
-Thèse: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden.
- [3] **Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G.T., 1986**
Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming.
-Water Res., Commision, Pretoria, p 165.
- [4] **Andreadakis, A. D., 1993**
Physical and chemical properties of activated sludge flocs.
-Water Res., Vol 27, 12, pp 1707-1714.
- [5] **Tixier, N., 2003**
Approche des propriétés rhéologiques de suspensions biologiques floculées.
-Thèse : Faculté des Sciences et Techniques de l'eau, Université de Limoges, France.
- [6] **Berland, J. M., Boutin, C., Molle, P. and Cooper, P., 2001**
Procédés extensifs d'épuration des eaux usées.
-Office des publications des communautés européennes, Luxembourg.
- [7] **Dauphin, S., 1998**
Connaissance et contrôle du fonctionnement des stations d'épuration, intérêt et limites des moyens métrologiques actuels : application à la gestion hydraulique d'un décanteur secondaire.
-Thèse : Faculté des sciences et techniques de l'eau, Université Luis Pasteur de Strasbourg, France.
- [8] **Hadj-Sadok, Z. M., 1999**
Modélisation et estimation dans les bioréacteurs ; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau.
-Thèse : Faculté des sciences de l'ingénieur, Université de Nice – Sophia Antipolis, France.
- [9] **Boari, G., Mancini, I.M. and Trulli, E., 1997**
Technologies for water and wastewater treatment.
-Séminaires Méditerranéens, Sér. A /n037, Università degli Studi della Basilicata Dipartimento di Ingegneria e Fisica dell'Ambiente Potenza, Italy.
- [10] **Jooste, S., Palmer, C., Kühn, A. and Kempster, P., 2003**
The management of complex industrial wastewater discharges.
-Institute for Water Quality Studies, Department of Water Affairs and Forestry, Private Bag X313, Pretoria, South Africa.
- [11] **Baumont, S., 2004**
Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France.
-Observatoire régional de santé d'Ile-de-France, Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, École nationale supérieure agronomique de Toulouse (ENSAT), France.
- [12] **Ouali, M.S., 2001**
Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux.
-Office des publications universitaires, Algérie.
- [13] **Henze, M., 1992**
Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes.
-Wat. Sci. Tech., Vol 25, 6, pp 1-15.

- [14] **Gaid, A.,**
Epuration biologique des eaux usées urbaines.
 -Office des publications universitaires, Algérie.
- [15] **Norström, A., 2005**
Treatment of domestic wastewater using microbiological processes and hydroponics in Sweden
 -Department of Biotechnology, Division of Applied Environmental Microbiology, Royal Institute of Technology, AlbaNova University Center, Stockholm, Sweden, Printed at Intellecta DocuSys AB, Nacka, Sweden.
- [16] **Horan, N.J., 1990**
Biological wastewater treatment systems, theory and operation.
 -John Wiley and Sons.
- [17] **Alexandre, O, Boutin, C., Duchène, Ph., Lagrange C., Lakel, A., Liénard, A. and Orditz, D., 1998**
Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités.
 -Technique et documentation Lavoisier (FNDAE N22), Paris, France.
- [18] **Gomella C. and Guerrée, H., 1978**
Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales (II- Le traitement).
 -Editions EYROLLES, Paris, France.
- [19] **Pronost, J., Pronost, R., Deplat, L., Malrieu, J. and Berland, J., 2002**
Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation.
 - Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, et des affaires rurales (FNDAE n°22 bis), document technique, France.
- [20] **Tassin, B. and Thevenot, D., 1993**
Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances.
 -Edition Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France.
- [21] **Roumieu, P., Mazet, E. and Ghilhem, P., 2003**
La modélisation physique d'ouvrages d'assainissement source intéressante de gains technico-Economiques.
 -Colloque SHF « quels modèles physiques pour le XXI^{ème} siècle ? » Lyon, France.
- [22] **Repšyte, J. and Simutis, R., 2004**
Process simulator for wastewater treatment plant.
 - Information technology and control, Kaunas, Technologija, Vol 32, 3, pp 14-20.
- [23] **Xanthoulis, D., 2004**
Systèmes d'épuration de petites tailles.
 -Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Asbl Epuvaleur, Gembloux, Belgique.
- [24] **Iwema, A., Raby, D., Lesavre, J. and Boutin, C., 2005**
Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantes de macrophytes : recommandations techniques pour la conception et la réalisation.
 -Groupe macrophytes et traitement des eaux, Agence de l'eau, France.
- [25] **Bürger, R and Wendland, W., 2001**
Sedimentation and suspension flows: Historical perspective and some recent developments.
 -Journal of Engineering Mathematics Vol 41, pp 101-116.
- [26] **Menoret, C., 2001**
Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolan.
 -Thèse : Académie des sciences et techniques du Languedoc, université Montpellier II, France.

- [27] **Bolmstedt, J., 2000**
Dynamic modelling of an activated sludge process at a pulp and paper mill.
 -Thèse: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden.
- [28] **Wallace, T.H., 2001**
Biological Treatment of a Synthetic Dye Water and an Industrial Textile Wastewater Containing Azo Dye Compounds.
 -Thèse: Department of Civil and Environmental Engineering, faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfilment Blacksburg, Virginia, Etats-Unis.
- [29] **Cortés De La Fuente C., 2002**
Supervisory systems in wastewater treatment plants: sistematise their implantation.
 -Thèse: Departament d'enginyeria química agrària i technologies agroalimentàries, Universitat de Girona, Espagne.
- [30] **Bergh, S.V., 1996**
Diagnosis problems in wastewater settling.
 -Thèse: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden.
- [31] **Deronzier, G. and Choubert, J.M., 2004**
Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées : Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique.
 -Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, et des affaires rurales (FNDAE n°29), document technique, France.
- [32] **Marsilli-Libelli, S., 1993**
Dynamic modelling of sedimentation in the activated sludge.
 -Civil. Eng. Syst., Vol 10, pp 207-224.
- [33] **Biesheuvel, M. and Verweij, H., 2000**
Calculation of the Composition Profile of a Functionally Graded Material Produced by Centrifugal Casting.
 -J. Am. Ceram. Soc., Vol 83, 4, pp 743-749.
- [34] **Dauphin, S., Joannis, C., Deguin, A., Bridoux, G., Ruban, G. and Aumond, M., 1997**
Influent flow control to increase the pollution load treated during rainy periods.
 -Wat. Sci. Tech., Vol 37, 12, pp 131-139.
- [35] **Canler, J.P., 1994**
La décantation lamellaire des boues actives.
 -Centre d'information et de formation sur l'aménagement rural (CIFAR), Imprimé par Watelet-Arbelot-Pantin, France.
- [36] **Kynch, G.J., 1952**
A theory of sedimentation.
 -Trans. Faraday Soc., Vol 48, pp 166-176.
- [37] **Lee, T. T., Wang, F. Y. and Newell, R. B., 1999**
Distributed parameter approach to the dynamics of complex biological processes.
 -AIChE Journal, Vol. 45, No 10, pp. 2245-2268.
- [38] **Diehu, S. and Jeppsson, U., 1998**
A model of the settler coupled to the biological reactor.
 -War. Res., Vol 32, 2, pp 331-342.
- [39] **Wett, B., 2002**
A straight interpretation of the solids flux theory for a three-layer sedimentation model.
 Wat. Res., Vol 36, pp 2949-2958.

- [40] **Bürger, R., 2005**
A Relaxation Scheme for Continuous Sedimentation in Ideal Clarifier-Thickener Units.
 -Computers and Mathematics with Applications, Vol 50, pp 993-1009.
- [41] **Bürger, R., Damasceno, J.J.R. and Karlsen, K.H., 2004**
A mathematical model for batch and continuous thickening of flocculated suspensions in vessels with varying cross-section.
 -Int. J. Miner. Process. Vol 73, pp 183-208.
- [42] **Vanderhasselt, A., Aspegren, H., Vanrolleghem P. and Verstraete W., 1999**
Settling characterisation using on-line sensors at a full-scale wastewater treatment plant.
 -Water SA, Vol 25, 4, pp 453-458.
- [43] **Chancelier, J.Ph., Cohen De Lara, M., Joannis, C. and Pacard, F.,1997**
New insights in dynamic modelling of a secondary settler-I. Flux theory and steady-states analysis.
 -Wat. Res. Vol 31, 8, pp 1847-1856.
- [44] **Chancelier, J.Ph., Cohen De Lara, M., Joannis, C. and Pacard, F.,1997**
New insights in dynamic modelling of a secondary settler-II. Dynamical analysis.
 -Wat. Res. Vol 31, 8, pp 1857-1866.
- [45] **Bürger, R and Concha, F. 1998**
Mathematical model and numerical simulation of the settling of flocculated suspensions
 -International Journal of Multiphase Flow, Vol 24, pp 1005-1023.
- [46] **Maarten Biesheuvel, P. and Verweij, H., 2000**
Influence of suspension concentration on cast formation time in pressure filtration.
 -Journal of the European Ceramic Society, Vol 20, pp 835-842.
- [47] **Renko, E. K., 1998**
Modelling hindered batch settling Part I: A model for linking zone settling velocity and stirred sludge volume index.
 -Water SA, Vol 24, 4, pp 325-330.
- [48] **Font, R. and Caballero, J.A., 2001**
Particulate character, inertial effects and diffusion effects in concentrated suspensions.
 -Powder Technology, Vol 120, pp 264-272.
- [49] **Vanderhasselt, A. and Vanrolleghem, P.A., 2000**
Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves.
 -Wat. Res., Vol 34, 2, pp 395-406.
- [50] **Vanderhasselt, A., De Clercq, B., Vanderhaegen, B., Vanrolleghem P. and Verstraete W., 1999**
On-line control of polymer addition to prevent massive sludge washout.
 -Journal of Environmental Engineering, Vol 125, 11, pp 1014-1021.
- [51] **Vesilind, P.A. and Jones, G.N., 1990**
A re-examination of the batch thickening curve.
 -Research journal of the water pollution control federation, Vol 62, 7, pp 887-893.
- [52] **Elmer M. Tory, 2000**
Stochastic sedimentation and hydrodynamic diffusion.
 -Chemical Engineering Journal, Vol 80, pp 81-89.
- [53] **Joannis, C., Aumond, M., Dauphin, S., Ruban, G., Deguin, A., Bridoux, G., 1999**
Modelling activated sludge mass transfer in a treatment plant.
 -Wat. Sci. Tech., Vol 39, 4, pp 29-36.

- [54] **Dauphin, S., Joannis, C., Deguin, A., Bridoux, G., Ruban, G. and Aumond, M., 1998**
Traitement des surcharges hydrauliques en station d'épuration.
 -3^{ème} conférence internationale sur les nouvelles technologies en assainissement Pluvial-NOVATECH
 98, Lyon 4-6 mai 1998, pp 353-360, France.
- [55] **Vaerenbergh, E.V., 1980**
Numerical computation of secondary settler area using batch settling data.
 -Trib. Cebedeau, Vol 33, pp 369-374.
- [56] **Takács, I.; Patry, G.G.; Nolasco, D., 1991**
A dynamic model of the clarification-thickening process.
 -Water Research, vol 25, 10, pp 1263-1271.
- [57] **Cho, S.H., Colin, F., Sardin, M. and Prost, C., 1993**
Settling velocity model of activated sludge.
 --Water Research, vol 27, 7, pp 1237-1242.
- [58] **De Clercq, J., Devisscher, M., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A. and Defrancq, J., 2003**
A new one-dimensional clarifier model – verification using full-scale experimental data.
 -Wat. Sci. Tech., Vol 47, 12, pp 105–112.
- [59] **Jobbágy, A., Farkas, F., Garai, G., Sevelle, B. and Oszoly, T., 2001**
Trial operation of a selector at the Northpest wastewater treatment plant.
 -Periodica Polytechnica, SER. CHEM. ENG., Vol 45, 1, pp 41-52.
- [60] **Von Sperling, M. and Vasconcellos Froas, C.M., 1999**
Determination of the required surface area for activated sludge final clarifiers based on a unified database.
 -Wat. Res., Vol 33, 8, pp 1884-1894.
- [61] **Hartel, L. and Popel, H. J., 1992**
A dynamic secondary clarifier model including processes of sludge thickening.
 -Wat. Sci. Tech., Vol 25, 6, pp 267-284.
- [62] **Joannis, C., Ruban, G., Zaied, N., Cornier, J.C. and Baptiste P., 1994**
Quelle est la capacité de pointe d'un décanteur secondaire?
 -11^{ème} congrès "Journées Information Eaux", Ecole supérieure d'ingénieurs de Poitiers, 28-30 septembre
 No 27, 16 pp, France.
- [63] **Hill, R. D., 1985**
Dynamics and control of solids-liquid separation in the activated sludge process.
 -Thèse, Rice University, Houston, Texas, Etats-Unis.
- [64] **Vitasovic, Z.Z., 1986**
An integrated control strategy for the activated sludge process.
 -Thèse, Rice University; Houston, Texas, Etats-Unis.
- [65] **Laikari, H., 1988**
Simulation of sludge blanket of a vertical clarifier in a activated sludge process.
 -Helsinki : Publication of the Water Research Institute, p. 38.
- [66] **Zaied, N., 1995**
Les surcharges hydrauliques dans les stations d'épuration.
 -Thèse : Sciences et techniques de l'eau, Strasbourg : Université Louis Pasteur, France.
- [67] **Dupont, R.; Dahl, C., 1995**
An one-dimensional model for a settling tank including density current and short-circuiting.
 -Water Science and Technology, Vol 31, 2; pp 215-224.

- [68] **Krebs, P., 1995**
Success and shortcomings of clarifier modelling.
-Water Science and Technology, Vol 31, 2; pp 181-191 .
- [69] **Hamilton, J.; Jain, R.; Antoniou, P.; Svoros, S.A.; Koopman, B., 1990**
Modelling and pilot-scale experimental verification for predenitrification process.
-Journal of Environmental Engineering, Vol 118, pp 38-55.
- [70] **Watts, R.W.; Svoronos, S.A.; Koopman, B., 1995**
One dimensional modelling of secondary clarifiers using a concentration and feed Velocity dependent dispersion coefficient.
-Water Research, Vol 30, 9, pp 3113-3124.
- [71] **Vanhooren, H., Yuan, Z. and Vanrolleghem, P.A., 2002**
Benchmarking nitrogen removal suspended-carrier biofilm systems using dynamic simulation.
-Wat. Sci. Tech., Vol 46, 1-2, pp 327-332.
- [72] **Guergachi, A. and Patry, G., 2003**
Identification, verification and validation of process models in wastewater engineering: a critical review.
-Journal of Hydroinformatics, Vol 5, 3, pp 181-188.

ANNEXES

Annexe A (Lexique)

Aérobic : se dit des micro-organismes qui ne peuvent se développer que dans un milieu aéré, ainsi que des réactions biochimiques ayant lieu en présence d'oxygène. Certains de ces micro-organismes, principalement des bactéries, sont utilisés comme agents épurateurs des eaux résiduaires (oxydation).

Affluent : eaux résiduaires à l'entrée de la station d'épuration.

Anaérobic : se dit des êtres vivants qui peuvent ou doivent vivre en absence d'oxygène libre, ainsi que des réactions chimiques se faisant à l'abri de l'air (fermentations lactique ou alcoolique, par exemple).

Anoxie : qualifie les milieux ou les processus dans lesquels l'oxygène est présent sous forme de nitrate.

Auto-épuration : capacité d'un milieu à éliminer les substances indésirables du seul fait de son fonctionnement naturel. Dans les milieux aquatiques, cette capacité dépend de l'activité des plantes et des micro-organismes présents dans l'eau, dont l'action élimine la pollution. Le sol peut aussi avoir une capacité d'auto-épuration utilisée dans l'assainissement autonome (épandage).

Azote global : somme de différentes formes d'azote analysées (exprimées en N), terme utilisé pour définir le niveau des rejets urbains.

Azote de Kjeldahl : analyse donnant la quantité d'azote organique et l'azote ammoniacal contenue dans l'eau.

Azote organique : azote lié à des composés carbonés (urée,...).

Biodégradabilité : capacité d'une substance organique à être décomposée par des processus biochimiques. Selon la structure moléculaire de ces substances, leur biodégradabilité sera plus ou moins effective.

Boues activées : flocons bactériens décantables produits au cours de l'épuration biologique (floculation).

Charge hydraulique :- poids h d'une colonne d'eau de hauteur H au-dessus d'un niveau de référence. Exprimée en mètre de hauteur d'eau (pour un filtre) ;

- volume horaire ou journalier d'eau à traiter (pour une station d'épuration).

Colloïde : système dans lequel des particules se trouvent suspendues dans un fluide. Celles-ci ont un diamètre inférieur à 100 microns. Les émulsions d'huile dans l'eau, les fumées et les brouillards, les peintures, les cosmétiques sont le plus souvent des colloïdes.

DBO₅ : la demande biochimique en oxygène est une mesure des matières organiques aisément biodégradables. C'est la quantité d'oxygène dissous dans l'eau nécessaire pour oxyder par voie biologique ces matières organiques. Cette mesure s'effectue suivant un protocole normalisé en 5 jours, d'où le terme de DBO₅.

DCO : la demande chimique en oxygène est une autre mesure de la concentration de matières organiques (et partiellement inorganiques) contenues dans une eau. Mesure après oxydation chimique intense, elle représente la concentration d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la totalité des matières organiques. La DCO inclut donc la DBO et, pour essentiel (90%), est biodégradable ou séparable dans les installations biologiques d'épuration des eaux usées.

Décantation : action de clarifier, de séparer par différence de gravité, des produits non miscibles, dont l'un au moins est liquide.

Dénitrification : conversion des nitrates en nitrites puis en N₂O ou en azote sous l'action des bactéries : la dénitrification des eaux usées urbaines prend place essentiellement au niveau du traitement tertiaire où elle s'effectue en partie ou totalement par une épuration microbiologique.

Eaux industrielle usées : toutes les eaux usées provenant de locaux utilisés à des fins commerciales ou industrielles, autre que les eaux ménagères usées et les eaux de ruissellement.

Eaux ménagères usées : eaux usées provenant des établissements et des services résidentiels et produites essentiellement par le métabolisme humain et les activités ménagères.

Eaux urbaines résiduaires : eaux ménagères usées ou mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industrielles usées et/ou des eaux de ruissellement.

Effluent : eaux épurées à la sortie de l'unité de traitement.

Enzymes : catalyseur d'une réaction biologique.

Epandage : consiste à répandre des boues d'épuration à la surface du sol, afin de les dégrader par l'action des micro-organismes du sol, de la flore présente à la surface du sol et du soleil.

Equivalent habitant (EH) : charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour.

Eutrophisation : enrichissement artificiel ou naturel d'une eau en matières nutritives. Les nitrates et les phosphates solubles, issus de l'action des bactéries sur les déchets, diffusent jusqu'à la surface et favorisent la prolifération des algues et autres plantes vertes, causant l'asphyxie des milieux aquatiques.

Floculation : mécanisme conduisant à la formation de floccs décantables.

Lagunage : épuration naturelle ou artificielle des eaux résiduaires séjournant à l'air libre dans de grands bassins, où les phénomènes d'auto-épuration entrent en jeu.

Lessivage : écoulement de l'eau sur le sol, par gravité, entraînant avec lui des substances solubles et polluantes. Ce phénomène est accentué lors de fortes précipitations.

Lits bactériens : procédé qui consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur une masse de matériau de grande surface servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un feutrage percolateur.

MES : les matières en suspension est l'ensemble des particules minérales et (ou) organiques présentes dans une eau naturelle ou polluée.

Métabolisme : ensemble des processus complexes et incessants de transformation de matière et d'énergie par la cellule ou l'organisme, au cours des phénomènes d'édification ou de dégradation organiques.

Nitrification : transformation de l'azote ammoniacal en nitrates sous l'action des bactéries.

Turbidité : caractère plus au moins trouble d'un liquide. Mesure indirecte du contenu en matière en suspension.

Annexe B (Matériels et Méthodes)

Matières totales en suspension (MES)

But : Mesurer le poids des matières flottantes en suspension et décantables contenues dans les eaux décantées et épurées, dans le but de contrôler le fonctionnement des bassins de décantation.

Principe : L'échantillon mélangé avec soin est filtré sur une membrane filtrante de 0.45 microns. La pesée des matières retenues sur le filtre est effectuée après séchage à 105°C.

Matériel : Appareillage de filtration sur membrane ; Fiole à vide (1000 ml) raccordée à une trompe à vide ; Filtre à membrane ϕ 50mm, 0.45microns, sans plastifiant ou membranes filtrantes 0.45 μ prépesées à 0.1mg près. Etuve, Dessiccateur, Balance de précision 0.1mg, Event, 1mg, Cylindre gradué 100 ou 250ml, Pincette.

Mode opératoire : Sécher les membranes à 105°C pendant une heure (préparer un stock de membranes et le placer dans le dessiccateur). Tarer le membrane (A) et la placer dans l'appareil à filtrer. Mélanger avec précaution l'échantillon fraîchement prélevé. Mesurer au minimum 100ml avec un cylindre gradué. Mouiller la membrane avec de l'eau distillée. Verser la prise dans l'appareil à filtrer et mettre sous vide. Rincer les parois du récipient avec un peu d'eau distillée, si nécessaire racler les parois au moyen d'une torche en caoutchouc. Le filtrat doit être limpide. Retirer la membrane avec une pincette et placer le filtre dans un creuset de verre ou de porcelaine. Faire sécher à 105°C (en général, une heure suffit). Après séchage, placer la coupelle dans le dessiccateur durant une heure. Peser rapidement en plaçant le filtre au centre du plateau de la balance (B).

Expression des résultats : MES en mg/l près.

Calcul :
$$MES = \frac{B - A}{prise} \times 1000$$

Exemple : Prise 100ml

Poids de la membrane (tare) A =52.7mg

Poids de la membrane et du résidu sec B =72.1

$$MES = \frac{72.1 - 52.7}{100} \times 1000 = 194mg/l$$

Norme fédérale : Dans l'effluent de la STEP : 20mg/l en moyenne au cours de 24 heures : 4 examens sur 5 doivent donner des valeurs égales ou inférieurs (membrane filtrante 0.45 μ).

Indice de Mohlman (IM)

But :

La détermination de l'indice de Mohlman permet de contrôler le fonctionnement des bassins de boues activées.

Principe :

L'indice de Mohlman est le rapport entre le volume de boues en ml/l et le teneur en matières sèches du même échantillon de boues en g/l. On obtient ainsi un chiffre en ml/g de matières sèches après 30 minutes de décantation. Cette valeur caractérise la capacité de décantation des boues activées.

En pratique, la détermination de l'indice de Mohlman revient à :

1. mesure de volume de matières décantables en 30 min ;
2. mesure la teneur en matières sèches à 105°C ;

L'indice est calculé sur la base de ces deux analyses.

Calcul :

$$\text{Indice de Mohlman} = \frac{\text{Volume de boues après 30 Minutes en ml/l}}{\text{Teneur en matières sèches en g/l}}$$

Expression des résultats :

Indice de Mohlman ou Indice en ml/g

- Indice plus petit que 50ml/g arrondi à 1ml/g ;
- Indice plus petit que 100ml/g arrondi à 5ml/g ;
- Indice plus petit que 1000ml/g arrondi à 10ml/g.

Exemple :

- Volume de boues après 30min =360 ml/g ;
- Teneur en matières sèches =3.5g/l ;
- Indice de Mohlman (ou index) =360/3.5=102.9 ml/g.

Recommandations :

- Une installation de boues activées en bon état de fonctionnement présente des index allant de 50à 150 ml/g ;
- Des boues activées ayant de mauvaises caractéristiques de décantation présentent des valeurs à 200ml/g.

Matières sèches (MS)

But : mesure de la totalité des substances présentes dans l'eau ou la boue (à l'exception des gaz dissous) dans le but de déterminer les quantités de matières amenées par les eaux usées ou extraites avec les boues.

En soustrayant les matières en suspension des matières sèches, on obtient les matières dissoutes.

Principe : un échantillon de boue ou d'eau de volume connu est séché à étuve à 105°C jusqu'à constante du poids dans un creuset taré, refroidi au dessiccateur et pesé. Les matières sèches ainsi obtenues serviront, le cas échéant, à la détermination de la teneur en matières minérales et organiques.

Matériel : Creusets de porcelaine, 150ml, étuve, si possible à circulation d'air, dessiccateur garni de gel de silice avec indicateur d'humidité, cylindre gradué 100ml, pissette d'eau distillée, balance de précision, lecture au mg près pour les eau, lecture à 0.1g près pour les boues.

Mode opératoire :

- Mesurer 100ml de l'échantillon fraîchement prélevé et mélangé, au moyen d'un cylindre gradué A. Si la boue est trop consistante, peser 100g de boues.
- Verser le contenu du cylindre dans un creuset préalablement séché et taré B.
- Rincer le cylindre avec de l'eau distillée jusqu'au transfert complet des particules adhérant aux parois.
- Sécher le contenu du creuset dans l'étuve à 105°C. Le séchage intégral dure plusieurs heures, il donc judicieux de laisser les échantillons à l'étuve durant la nuit. Temps de séchage minimum 5-6 heures.
- Placer le creuset dans le dessiccateur et laisser refroidir une heure. Peser C.

Expression des résultats :

MS en mg/l pour les eaux à 1mg près ;

MS en g/l pour les boues à 1g près ou ;

MS en g/Kg pour les boues à 1g près.

Calcul : volume de la prise A (ml)

Poids du creuset vide B (g ou mg)

Poids du creuset avec *MS* après séchage C (g ou mg)

$$MS = \frac{C - B}{A} \times 1000$$

Exemple : A=100 ml de boue, B=84.6 g, C=89.7 g, *MS* =51 g/l

Demande chimique en oxygène (DCO)

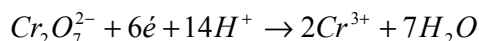
But : détermination de la charge d'une eau usée à des fins de contrôle de fonctionnement de la STEP.

Contrôle de l'influence du rejet de la STEP sur la qualité de l'exutoire.

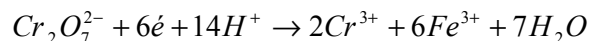
Principe : de nombreux produits organiques et certains composés minéraux sont plus ou moins oxydés en milieu acide par le bichromate de potassium.

La quantité de bichromate de potassium consommée est déterminée par titration.

L'oxydation dépend de la nature des composés en présence, de la concentration de l'oxydant, du pH, de la température et du temps de la réaction. C'est pourquoi des conditions d'exécution précises doivent être en milieu acide, le chromate VI, l'ion dichromate $Cr_2O_7^{2-}$ est réduit en chrome trivalent Cr III.



Après réaction, l'excès de bichromate est titré à l'aide d'une solution de fer (II) ammonium sulfate $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$ en présence de ferroïne comme indicateur.



Matériel : 3 erlenmeyer 500 ml, col rodé 29/32, ou 3 ballons ronds 500 ml, col rodé 29/32, pipette jaugée 10ml, 25ml, 50ml, cylindre gradué 50ml, 100ml, burette de 50ml, graduation de 0.1ml, 3 réfrigérant à boule, rodés 29/32, 1 rampe de brûleurs infra-rouge, ou 1 rampe de plaques chauffantes, 3 minuteries de laboratoire, 1 agitateur magnétique, billes de verre.

Réactifs :

1) sulfate de mercure (II) $HgSO_4$ p.a. (élimine l'interférence due au chlorure),

2) solution de bichromate 0.25N :

Dissolution 12.259g de bichromate de potassium p.a. $K_2Cr_2O_7$, préalablement séché 2 heures à 105 °C, dans de l'eau distillée ou déminéralisée.

Introduire la solution dans un jaugé de 1000 ml.

Ajouter 0.12g d'acide amino-sulfonique : p.a. H_2NSO_4H et compléter à 1000ml avec de l'eau distillée ou déminéralisée.

3) solution de bichromate 0.05N :

Introduire 20ml de solution de bichromate de potassium 0.25N dans un jaugé de 100ml et diluer à 100ml avec de l'eau distillée ou déminéralisée (dilution 5x).

4) solution de sulfate de fer II et d'ammonium 0.25N (sel de Mohr) :

Dissoudre 98.0g de $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, séchés 2 heures, à 105°C , dans l'eau distillée ou déminéralisée.

Introduire la solution dans un ballon jaugé de 1000ml.

Ajouter 20ml de l'acide sulfurique concentré p.a., mélanger et laisser refroidir, compléter à 1000ml.

5) solution de sel de Mohr 0.05N :

Diluer 20ml de solution de sel de Mohr 0.25N à 100ml dans un jaugé de 100ml avec de l'eau distillée ou déminéralisée.

6) solution d'acide sulfurique-sulfate d'argent :

Introduire 20g de sulfate d'argent p.a. Ag_2SO_4 dans un ballon jaugé de 1000ml.

Verser environ 500ml d'acide sulfurique concentré p.a. et mélanger à chaud (50°C).

Refroidir et compléter à 1000ml avec de l'acide sulfurique concentré p.a. le sulfate d'argent favorise l'oxydation des hydrocarbures.

7) solution de ferroïne:

a) Diluer 1.76g de 1,10-chlorure de phénantroline p.a. dans de l'eau distillée ou déminéralisée et introduire la solution dans un jaugé de 100ml, ajouter 0.695g de sulfate de fer II p.a. $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

b) indicateur ferroïne 1/40M du commerce.

Mode opératoire:

1) Introduire une pointe de spatule de sulfate de mercure II et 3 à 4 billes de verre dans un erlenmeyer de 500ml.

2) ajouter 40ml d'échantillon.

3) introduire 10ml de solution de bichromate de potassium 0.25N (ou 0.05N selon le cas), avec une pipette jaugée. Si une solution de 0.05N utilisée, diluer les échantillons comme suites :

eaux épurées : sans dilution, eaux décantées : diluer 2x, eaux brutes : diluer 4x

4) ajouter 60ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant (porter des lunettes).

5) porter à l'échantillon à reflux pendant deux heures, si la solution vire au vert, recommencer avec une dilution plus forte.

6) laisser refroidir, puis rincer le réfrigérant à l'eau distillée ou déminéralisée.

7) ajouter environ 200ml d'eau distillée ou déminéralisée et 10 gouttes d'indicateur ferroïne (0.4ml).

8) titrer avec la solution de sel de Mohr 0.25 (ou 0.05N selon le cas) jusqu'au virage de vert-bleu à brun.

Pour chaque série, contrôler le titre de la solution de sel de Mohr :

-introduire 10ml de solution de bichromate 0.25N (ou 0.05n) dans un erlenmeyer de 500ml avec une pipette jaugées.

-ajouter 200ml d'eau distillée ou déminéralisée et 10 gouttes de ferroïne.

-titrer avec la solution de sel de Mohr 0.25 (0.05N).

Calcul :

Calcul de la normalité :

$$N_{f_e} = \frac{\text{normalité du bichromate ml / bichromate}}{\text{ml sel de Mohr}}$$

Calcul de la DCO :

$$DCO = \frac{(a-b).N_{f_e}.8000}{e} \text{mgO}_2 / l$$

a : ml titrés pour le blan (sel de Mohr)

b : ml titrés pour l'échantillon

N_{f_e} : titre de la solution de Mohr

e : prise de l'échantillon en ml.

Expériences des résultats : DCO en mg O₂/l

Solution 0.25N à l'unité près,

Solution 0.05n au dixième près.

Exemple :

a=10ml (solution 0.25N),

b=10.4ml (solution 0.25n),

e=10ml,

N_{f_e} =0.958

DCO= (12-10.4)0.25*0.958*8000/10

DCO=307mgO₂/l.

