

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

BADJI MOKHTAR-ANNABA UNIVERSITY
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA



جامعة باجي مختار – عنابة

Faculté des Sciences de l'Ingéniorat
Département de Génie des Procédés

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de **MAGISTER**

Etude de station de traitement des eaux à boues activées : Optimisation de l'aération et la clarification en vue d'une bonne décantabilité des boues

Option :

Génie des Procédés

Par

M^{me} SAHTOUT Naziha née SID

Ingénieur d'État en Génie Chimique

DEVANT LE JURY

TIFOUTI Lakhdar

ZERDAOUI Mostafa

BOUHIDEL Kamel-Eddine

HAMDAOUI Oualid

Pr Université de Annaba Président

Pr Université de Annaba Rapporteur

Pr Université de Batna Examineur

Pr Université de Annaba Examineur

Année 2012

REMERCIEMENTS

Ce mémoire est présenté en vue de l'obtention du diplôme de MAGISTER.

Je tiens à remercier :

Monsieur ZERDAOUI Mostefa, pour m'avoir encadrée durant toutes ces années, fait partager ses connaissances scientifiques, et m'avoir prodiguée ses conseils avisés, souvent avec humour.

Monsieur TIFOUTI Lakhadar, président de jury, et Mr HAMDAOUI Oualid , BOUHIDEL Kamel-Eddine membres de jury, pour avoir accepté de bien vouloir juger mon mémoire, et y avoir contribué par ses remarques et ses corrections.

Monsieur ABDELHAK GheidProfesseur à l'université de S/A, pour son aide et ses conseils utiles.

J'adresse aussi mes remerciements à toutes les personnes, qui, de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration de ce mémoire.

Dédicaces

*Je dédie ce mémoire à ma mère et mon père
pour leur soutien tant*

*moral que physique à mon cher mari Sofiane,
ma sœur Wahiba mes*

*frères Allaoua, Fayça, Sabri et particulièrement
Billel*

et toute ma belle-famille à toutes mes amies.

*Je le dédie aussi à mon encadreur Mr
ZERDAOUI Mostefa pour son soutien
indéniable*

Etude de la station de traitement des eaux à boues activées : Optimisation de l'aération et la clarification en vue d'une bonne décantabilité des boues

Résumé

Les problèmes biologiques, encore fréquents, limitent la fiabilité des stations d'épuration à boues activées. Complexes dans leur compréhension, leur maîtrise est parfois délicate pour les opérateurs chargés d'assurer le bon fonctionnement des installations.

Dans la wilaya de Souk-Ahras, il existe deux stations d'épuration à boues activées : STEP de Souk-Ahras et STEP de Sedrata. Elles sont alimentées par un réseau unitaire.

L'objectif recherché dans notre travail est l'étude et le diagnostic des deux stations d'épuration à boues activées, l'étude et le contrôle de différents paramètres de performance de l'aération et clarification pour obtenir une bonne décantation des boues selon le fonctionnement des deux STEP.

Ensuite une observation microscopique de la boue activée pour les STEP (Souk-Ahras et Sedrata) pendant une période de trois mois pour détecter différentes espèces protozoaires et métazoaires et vérifier la présence ou l'absence de bactéries filamenteuses qui sont à l'origine des problèmes de décantation au niveau du clarificateur.

Notre étude montre un bon fonctionnement et une exploitation de la STEP de Sedrata, alors que celle de Souk-Ahras, rencontre certains problèmes liés à une mauvaise exploitation.

Mots clé : eau usée, traitement biologique, aération et transfert d'oxygène, décantation, bactérie filamenteuse.

Study of water treatment plant activated sludge: Optimization of aeration and clarification to a good settling of sludge

Abstract

Biological problems, yet common, limited reliability of treatment plants using activated sludge. Complex in their understanding, control is sometimes difficult for operators to ensure the smooth operation of the facility.

In the wilaya of Souk-Ahras, there are two treatment plants activated sludge: WWTP Souk-Ahras and WWTP Sedrata, both are provided by a network feed unit.

The aim of our work is the study and diagnosis of the treatment plants with activated sludge, the study and control of various performance parameters of aeration and clarification to achieve a good settling of sludge and operation of these WWTP.

Then there is the microscopic observation of sludge for the WWTP (Souk-ahras and Sedrata) for a period of three months to detect different species of protozoa and metazoan, in the presence or absence of filamentous bacteria causing major problems settling in the clarifier.

Our study has mounted a good function and operation of the WWTP Sedrata, while that of Souk-Ahras, encounter some problems due to improper operation.

Keywords: wastewater treatment, biological treatment, aeration and oxygen transfer, settling, filamentous bacteria.

دراسة محطة الصرف الصحي ذات طينة ناشطة : عقلنه التهوية وحوض الترسيب من أجل ترسب جيد للطينة الناشطة

ملخص

المشاكل البيولوجية جد متكررة و معقدة, فهي تحد من مرد ودية محطات الصرف الصحي ,فمن الصعب التحكم في مراقبة ضمان حسن تشغيلها.

يوجد في ولاية سوق أهراس عدة محطات لتصفية المياه المستعملة منها محطة التطهير سوق أهراس و محطة التطهير سدراتة,حيث يزودهما شبكة أحادية لمياه الصرف الصحي.

الهدف من عملنا هو دراسة و تشخيص هاتين المحطتين للصرف الصحي, دراسة و مراقبة مختلف العناصر التي تؤثر على التهوية حوض الترسيب لتحقيق ترسب جيد للحماة و السير الحسن لهذه المحطات المعالجة.

الدراسة المجهرية للطينة الناشطة لكل من هاتين المحطتين لمدة ثلاثة أشهر,و ذلك للكشف عن أنواع مختلفة من البكتيريا و خاصة منها البكتيريا الخيطية ,حيث هذه الأخيرة تسبب مشاكل كبيرة في حوض الترسيب و حوض التهوية مما يؤثر سلبا على مرودية المحطة.

نتائج هذا البحث أظهرت أن محطة التطهير للصرف الصحي سدراتة تعمل جيدا مقارنة بمحطة الصرف الصحي سوق أهراس حيث تواجه بعض المشاكل بسبب سوء الاستغلال.

الكلمات الدالة: مياه الصرف الصحي,المعالجة البيولوجية, حوض التهوية وتحويل الأوكسجين,حوض الترسيب,البكتيريا الخيطية.

LISTE DES FIGURES

Chapitre I

Figure I-1 : procédé de traitement par boues activées	3
Figure I-2 : Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée	10
Figure I-3 : Principales étapes de la déphosphatation biologique	11
Figure I-4 : Performances épurations en fonction de la charge	12

Chapitre II

Figure II-1 : Turbine lentes ouvertes	15
Figure II-2 : Aérateur de brosse	16
Figure II-3 : Turbine de surface à vitesse lente	16
Figure II-4 : Aérateur de fond TA de ABS	17
Figure II-5 : Ventoxal d'Air Liquide	18
Figure II-6 : Systèmes d'aération par air surpressé	19
Figure II-7 : Etapes et résistances pour transfert d'oxygène a partir des bulles de gaz dans la cellule	21
Figure II-8 : Représentation schématique du profil de concentration selon la théorie des deux film.	23

Chapitre III

Figure III-1 : Coupe verticale du clarificateur-épaississeur CPM	28
Figure III-2 : Coupe verticale du clarificateur- épaississeur CPB	29
Figure III-3 : Coupe verticale du décanteur- épaississeur CFS	29
Figure III-4 : Vue en perspective du décanteur à lit de boues Pulsator	31
Figure III-5 : Coupe verticale du clarificateur-épaississeur à lit de boues Clariflux (Neyrtec)	31
Figure III-6 : Coupe verticale du décanteur à recirculation de boues Densadeg (Degrémont)	32
Figure III-7 : Schéma d'un décanteur circulaire classique	33
Figure III-8 : Coupe verticale d'un décanteur à traction par câbles	34
Figure III-9 : Schéma de dispositif de raclage par des lames fixées aux Bras par des tiges (Dorr-Oliver)	35
Figure III-10 : Coupe verticale du décanteur-épaississeur Hi-Capacity (Eimco)	35

Chapitre V

Figure V-1 : Concentration en MES à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009	53
Figure V-2 : Pourcentage d'abattement de la MES de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009	54

Figure V-3 : DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009	54
Figure V-4 : Pourcentage d'abattement de la DCO de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009	55
Figure V-5 : DBO ₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009	55
Figure V-6 : Pourcentage d'abattement de la DBO ₅ de la STEP de la Souk-Ahras pendant l'année 2009	56
Figure V-7 : Concentration en NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras	57
Figure V-8 : Pourcentage d'abattement de NH ₄ ⁺ de la STEP de la Souk-Ahras pendant l'année 2009	57
Figure V-9 : Concentration en NO ₃ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009	58
Figure V-10 : Pourcentage d'abattement de NO ₃ ⁻ de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009	58
Figure V-11 : Concentration en PO ₄ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009	59
Figure V-12 : Pourcentage d'abattement de PO ₄ ³⁻ de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009	59
Figure V-13 : Couche de mousse biologique en surface de bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras	63
Figure V-14 : Test de décantation : présence de flottants (STEP de Souk-Ahras)	63
Figure V-15 : Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à l'état frais (bactérie filamenteuse NACARDIO – contraste de phase 1000X)	64
Figure V-16 : Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à coloration de GRAM (bactérie filamenteuse MICROTHIX PARVICELLA, contraste de phase 1000X)	64
Figure V-17 : Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à coloration de Bleu de Méthylène (bactérie filamenteuse MICROTHIX PARVICELLA contraste de phase 1000X)	64
Figure V-18 : NEMATODE. Contraste de phase 1000X	65
Figure V-19 : ZOOTHMUIIM Contraste de phase 100X	65
Figure V-20 : ASPIDISCA, ZOOTHMUIIM Contraste de phase 100X	65
Figure V-21 : EPISTYLI Contraste de phase 1000X	65
Figure V-22 : DIPLOMONADIDA Contraste de phase 1000X	65

Chapitre VI

Figure VI-1 : Concentration en MES à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009	69
---	----

Figure VI-2 : Pourcentage d'abattement de la MES de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009	69
Figure VI-3 : DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009	70
Figure VI-4 : Pourcentage d'abattement de la DCO de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009	70
Figure VI-5 : DBO ₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009	71
Figure VI-6 : Pourcentage d'abattement de la DBO ₅ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009	72
Figure VI-7 : Concentration en NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA	72
Figure VI-8 : Concentration en NO ₃ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009	73
Figure VI-9 : Pourcentage d'abattement de NH ₄ ⁺ de la STEP de SEDRATA	73
Figure VI-10 : Pourcentage d'abattement de NO ₃ ⁻ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009	74
Figure VI-11 : Concentration en PO ₄ ³⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009	74
Figure VI-12 Pourcentage d'abattement de PO ₄ ³⁻ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009	75
Figure VI-13 : MONA Contraste de phase 1000X	78
Figure VI-14 : ARCELLA Contraste de phase 1000X	78
Figure VI-15 : VAGINOCOLA Contraste de phase 1000X	78
Figure VI-16 : OXYTRICHES Contraste de phase 1000X	78
Figure VI-17 : COLURELLA Contraste de phase 1000X	78

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I

Tableau I.1 : Mise en œuvre des différentes technologies à cultures libres	6
Tableau I-2 : Performances épuratoires et temps de séjour en aération des eaux résiduaires urbaines pour les différents procédés	13

Chapitre II

Tableau II-1 : Valeurs de α et β pour les différents types de traitement par boues activées	24
Tableau II-2 : Facteurs de correction du transfert d'oxygène en eau claire/liqueur mixte	26

Chapitre III

Tableau III-1 : Caractéristiques dimensionnelles des clarificateurs- épaisseurs et des décanteurs- épaisseurs Degremont CPM, CPB et CFS	28
--	----

Chapitre IV

Tableau IV-1 : Table de conversion pour mesurer la DBO_5	42
Tableau IV-2 : Valeurs seuil de l'indice de boue	44

Chapitre V

Tableau V- 1 : Caractéristiques des eaux brutes de la STEP de Souk-Ahras	51
Tableau V- 2 : Débits des eaux brutes de la STEP de Souk-Ahras	51
Tableau V- 3 : Caractéristiques du processus de l'installation : Très faible charge massique de boues	52
Tableau V- 4 : Valeurs annuelles de rendements des paramètres de pollution de l'année 2009 de la STEP de Souk-Ahras	60
Tableau V-5 : La charge massique de la station de Souk-Ahras	60
Tableau V-6 : Les valeurs de l'âge des boues de la STEP Souk-Ahras	61
Tableau V-7 : Les valeurs de l'indice de boue de la STEP Souk-Ahras	61
Tableau V8 : Les valeurs de la vitesse ascensionnelle de clarificateur de la STEP de Souk-Ahras	62
Tableau V-9 : Observation microscopique de boue activée de la STEP de Souk-Ahras	63

Chapitre VI

Tableau VI- 1 : Caractéristiques des eaux brutes de la STEP de SEDRATA	67
Tableau VI- 2 : Débits des eaux brutes de la STEP de SEDRATA	67
Tableau VI- 3 : Valeurs annuelles de rendements des paramètres de pollution de l'année 2009 de la STEP de Sedrata	75
Tableau VI-4 : Les valeurs de la charge massique de la station de SEDRATA	76
Tableau VI-5 : Les valeurs de l'âge des boues de la STEP de SEDRATA	76
Tableau VI-6 : Les valeurs de l'indice de boue de la STEP SEDRATA	77
Tableau VI-7 : Les valeurs de la vitesse ascensionnelle de clarificateur de la STEP de SEDRATA	77
Tableau VI-8 : Observation microscopique de boue activée de la STEP de SEDRATA	78

TABLE DES MATIERES

Liste des figures	I
Liste des tableaux	IV
Introduction générale	1

Chapitre I : PRINCIPES DE FONCTIONNEMENT D'UNE STEP A BOUES ACTIVEES

I.1 Principe	3
I.2. Les étapes de traitement	3
I.2.1. Les prétraitements	3
I.2.1.1. Dégrillage	3
I.2.1.2. Dessablage	4
I.2.1.3. Dégraissage-Déshuilage	4
I.2.2. Traitement primaire	4
I.2.3. Traitement secondaire	5
I.1.3.1. Procédé à cultures libres	5
I.1.3.1.1. Description	5
I.1.3.1.2. Composition et propriétés du floc biologique	6
I.1.3.1.3. Type de croissance des bactéries	7
a) Dispersée	7
b) Floclée	8
c) Filamenteuse	8
I.2.4. Traitement tertiaire	8
I.2.5. Traitement des boues	9
I.2.6. Autosurveillance	9
I.3. Elimination de la pollution azotée	9
a) L'ammonification	9
b) L'assimilation	10
c) La nitrification	10
d) La dénitrification	10
I.4. Mécanisme de l'élimination biologique du phosphate	10
a) Zone anaérobie	11
b) Zone aérobie	11
I.5. Grandeurs caractéristiques du traitement biologique	11
I.5.1. Facteurs liés à l'épuration biologique	11
I.5.1.1. Charge massique	12
I.5.1.2. Charge volumique	12
I.5.1.3. Age des boues	12
I.5.1.4. Production journalière de boues	13

Chapitre II : LES SYSTEMES D'AERATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

II.1. Aérateurs de surface	14
II.1.1. Aérateurs à vitesse lente	14
II.1.1.1. Aérateur à vitesse lente à axe vertical	14
II.1.1.2. Aérateur à vitesse lente à axe horizontal	15
II.1.2. Aérateurs à vitesse rapide	16

II.1.2.1. Aérateur à vitesse rapide à axe vertical	16
II.1.2.2. Aérateur à vitesse rapide à axe horizontal	17
II.2. Aérateurs de fond	17
II.3. Hydrojecteurs	18
II.4. Aérateurs par air surpressé	18
II.5. Aérateurs mixtes : Fonction aération /agitation séparée	20
II.6. Condition requise pour le brassage des systèmes d'aération	20
II.7. Performance des systèmes d'aération	20
II.7.1. Notion de transfert d'oxygène	20
II.7.2. Etape impliquées dans le processus de transfert d'oxygène	21
II.7.3. Equation du transfert d'oxygène	21
II.7.4. Détermination expérimentale du coefficient de transfert de masse volumétrique	23
II.7.5. Détermination du coefficient de transfert de masse globale de l'aération à l'état non stationnaire de l'eau du robinet	24
II.7.6. Aération à l'état non stationnaire de la liqueur de boues activées	25
II.7.7. Capacité d'oxygénation	25
II.7.8. Effet des caractéristiques des eaux usées sur le transfert de l'oxygène	26

Chapitre III : LES SYSTEMES DE DECANTATION ET LES PROBLEMES DE DECANTATION

III.1. Différents types des décanteurs	27
III.1.1. Décantation d'ultrafines en suspension diluée	27
III.1.1.1. Décanteur statique	27
III.1.1.2. Décanteur accéléré	29
III.1.1.2.1. Décanteur à lit de boues et recirculation de boues	30
III.1.1.2.2. Décanteurs à plaques et tubes	32
III.1.2.2. Décanteur –épaisseurs de suspension	33
III.1.2.1. Décanteurs circulaires classiques	33
III.1.2.2. Décanteurs circulation à étages	35
III.1.2.3. Décanteurs circulation à courants antagonistes	36
III.1.2.4. Décanteurs rectangulaires	36
III.2. Typologie des difficultés de décantation	36
III.2.1. Les Principaux problèmes de décantation	36
III.2.1.1. Les difficultés liées à la floculation des boues	37
III.2.1.1.1. Croissance dispersée	37
III.2.1.1.2. Défloculation	37
III.2.1.2. Les difficultés liées à la densité des boues	37
III.2.1.2.1. Fermentation des boues	37
III.2.1.2.2. Dénitrification « sauvage » dans le décanteur	37
III.2.1.2.3. Mousses stables	38
III.2.1.3. Difficultés liées à la compaction des boues	39
III.2.1.3.1. Gestion de la concentration des boues	39
III.2.1.3.2. Le foisonnement	39
III.2.1.3.2.1. Les cause de foisonnement	39
III.2.1.3.2.2. Les principaux mécanismes de développement des germes filamenteux	40

Chapitre IV : MATERIELS ET METHODES

IV.1. Méthodes d'analyses des paramètres de pollution	41
IV.1.1. Matières en suspension (MES)	41
IV.1.2. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	41
IV.1.3. Demande chimique en oxygène (DCO)	42
IV.1.4. Ammonium (NH ₄ ⁺)	42
IV.1.5. Nitrate (NO ₃ ⁻)	43
IV.1.6. Phosphate (PO ₃ ⁴⁻)	43
IV.2. Détermination expérimentale de l'indice de boues	43
IV.2.1. Définition de l'indice de boue (IB)	43
IV.2.2. Matériels	45
IV.2.3. Protocole de calcul	45
IV.2.4. Exemple de calcul	46
IV.3. Vitesse ascensionnelle	46
IV.3.1. Définition de la vitesse ascensionnelle	46
IV.3.2. Exemple de calcul de la vitesse ascensionnelle	47
IV.4. Détermination les paramètres fondamentaux du clarificateur	47
IV.4.1 Calcul de la charge massique (Cm)	47
IV.4.2. Calcul de la production journalière de boues (ΔMES)	48
IV.4.3. Calcul de l'âge de boues (A)	48
IV.5. Observations microscopiques des boues	49
IV.5.1. Observation à l'état frais	49
IV.5.2. Procédure de la coloration de GRAM	49
IV.5.3. Procédure de la coloration de bleu de méthylène	50

Chapitre V : ETUDE DE LA STATION D'EPURATION A BOUES ACTIVEES DE SOUK-AHRAS

V.1. Description et diagnostic de la STEP de Souk-Ahras	51
V.1.1. Finalité du traitement	51
V.1.2. Bassin d'aération	51
V.1.3. Clarificateur	52
V.1.4. Filière de traitement adoptée	52
V.1.5. Les problèmes rencontrés	52
V.2. Résultats et discussion	53
V.2.1. Paramètres de pollution	53
V.2.1.1. MES	53
V.2.1.2. DCO	54
V.2.1.3. DBO ₅	55
V.2.1.4. NH ₄ ⁺	56
V.2.1.5. NO ₃ ⁻	58
V.2.1.6. PO ₃ ⁴⁻	59
V.2.2. Détermination les paramètres fondamentaux du clarificateur	60
V.2.2.1. La charge massique et l'âge de boues	60
V.2.2.2. L'indice de boues	61
V.2.2.3. La vitesse ascensionnelle	62
V.2.3. Observation microscopique de boues activées	62

**Chapitre VI : ETUDE DE LA STATION D'EPURATION A BOUES ACTIVEES
DE SEDRATA**

VI.1. Description et diagnostic de la STEP de Sedrata	67
VI. 1.1. Bassin d'aération	67
VI.1.2. Clarificateur	67
VI.1.3. Filière de traitement adoptée	68
VI.2. Résultats et discussion	68
VI.2.1. Paramètres de pollution	68
VI.2.1.1. MES	68
VI.2.1.2. DCO	70
VI.2.1.3. DBO_5	71
VI.2.1.4. NH_4^+ et NO_3^-	72
VI.2.1.5. PO_3^{4-}	74
VI.2.2. Détermination les paramètres fondamentaux du clarificateur	75
VI.2.2.1. La charge massique et l'âge de boues	75
VI.2.2.2. L'indice de boues	77
VI.2.2.3. La vitesse ascensionnelle	77
VI.2.3. Observation microscopique de boues activées	78
CONCLUSION GENERALE	80
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	83

INTRODUCTION GENERALE

Les eaux usées issues des industries et des collectivités ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car sans traitement elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Par conséquent, elles devraient être dirigées vers les stations d'épuration qui ont pour rôle de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme d'un petit volume de résidu, les boues, et de rejeter une eau épurée répondant aux normes admises, et cela grâce à des procédés physico-chimiques ou biologiques.

Le traitement biologique à boues activées utilise les bactéries qui représentent la biomasse afin de dégrader la pollution présente dans le substrat. Ces réactions fonctionnent en aérobie, elles nécessitent donc de l'oxygène. L'épuration est une synergie entre la présence d'oxygène dans le bassin d'aération, et l'apport constant de pollution carbonée, « nourriture » des bactéries, via les effluents et à un brassage optimum (mise en contact de la biologie avec le substrat).

Le développement de microorganismes est une condition nécessaire au bon fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées. Bien que nécessaire, cette condition n'est cependant pas suffisante, les caractéristiques de la biomasse influent directement sur la structure des floes, leur densité et donc en définitive sur l'aptitude des boues à la décantation. [1] En conséquence, difficultés d'ordre biologique riment le plus souvent avec difficultés de décantation.

Le bassin d'aération est l'élément clé d'une station de traitement des eaux en boues activées. Au sein de cet ouvrage doivent être assurés la couverture des besoins en oxygène liés à la dégradation bactérienne aérobie et la maîtrise de la nitrification et de la dénitrification. Ce poste représente, dans une installation à boues activées, 60 à 80 % de la dépense énergétique totale de fonctionnement [2]

L'oxygène est le facteur primordial du bon fonctionnement du bassin, il va conditionner la croissance des bactéries qui vont dégrader la pollution. Une bonne aération optimise la dépollution. Cependant, l'oxygène est fourni par un système d'aération.

L'efficacité et la fiabilité de l'épuration restent étroitement dépendantes du bon déroulement de la phase de décantation. Celle-ci constitue en effet le dernier maillon de la chaîne de traitement avant rejet dans le milieu naturel.

Les problèmes biologiques limitent les capacités hydrauliques de la station, L'origine de ces difficultés est à rapprocher des désordres ou déséquilibres biologiques qui le plus souvent se traduisent par des problèmes de décantation secondaire : mauvaise séparation de la boue et du surnageant épuré.

Le procédé d'épuration à boue activée est le procédé le plus utilisé en Algérie pour traiter les eaux usées (EU). Bien que les performances épuratoires et la fiabilité de ce procédé soient approuvées, plusieurs types de dysfonctionnements biologiques peuvent apparaître. Le plus fréquent est le développement excessif de bactéries filamenteuses, susceptibles d'entraîner une dégradation de la décantation des boues (consécutive à l'augmentation de l'indice de boue) ou un moussage stable. [3]

Les mousses biologiques qui touchent les boues activées impliquent un surcoût d'exploitation (débouchage des canalisations de retour en tête des flottants - nettoyage des débordements - recyclage d'eaux excessif - recyclage de quantités élevées de flottants), et conduisent à une dégradation de la qualité de l'effluent épuré. [4]

Les dysfonctionnements biologiques et les problèmes de décantation vont de pair, leur complexité et le manque de moyens mis en œuvre pour les résoudre fut longtemps la cause d'une certaine confusion et de discussions souvent stériles.

Ce travail est organisé en six chapitres :

- ↳ Le premier chapitre traite les étapes du procédé d'épuration à boues activées.
- ↳ Le deuxième chapitre est dévolu à l'étude des performances des systèmes d'aérations.
- ↳ Le troisième chapitre traite les systèmes et les difficultés de décantation.
- ↳ Le quatrième chapitre traite de matériels et méthodes utilisés.
- ↳ Les chapitres V et VI sont des études de cas : la station de Souk-Ahras et la station de Sedrata. Enfin une conclusion générale.

Chapitre I

PRINCIPES DE FONCTIONNEMENT D'UNE STEP
A BOUES ACTIVEES

I.1. PRINCIPE

Le procédé à boue activée (Figure I-1) consiste en un réacteur biologique aérobie, où les microorganismes flottent librement dans un liquide aéré, sous forme de petits amas appelés BIOFLOCS. Le mélange eau usée-bioflocs est appelé liqueur mixte [5].

Le procédé, inventé à Manchester en 1914, reproduit industriellement l'effet épurateur des rivières. Il est devenu le principal procédé actuel d'épuration [2].

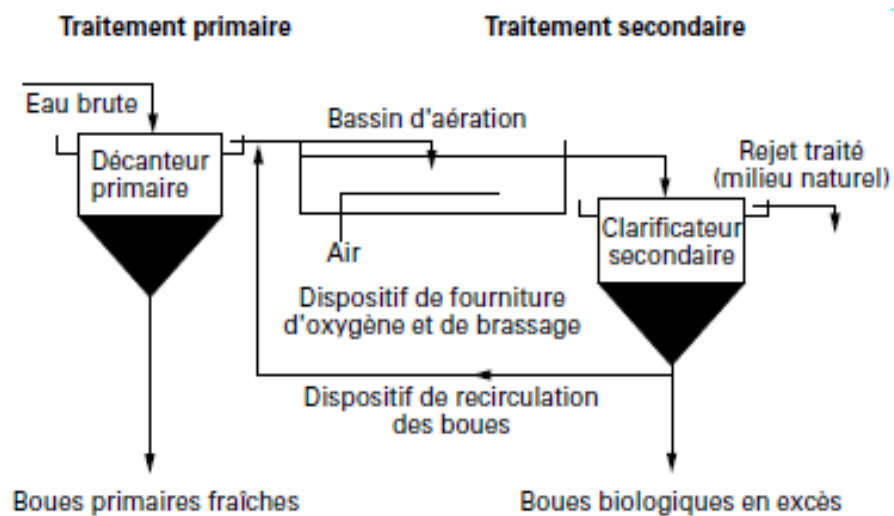


Figure I-1 : procédé de traitement par boues activées [2].

I.2. LES ETAPES DE TRAITEMENT

I.2.1. LES PRETRAITEMENTS

Les dispositifs de prétraitement sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre à l'aval [6].

Le prétraitement a pour objectif de séparer les matières les plus grossières et les éléments susceptibles de gêner les traitements ultérieurs ou d'endommager les équipements [7].

I.2.1.1. DEGRILLAGE [8]

Le dégrillage, premier poste de traitement, indispensable aussi bien en eau de surface qu'en eau résiduaire, permet :

- De protéger les ouvrages aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation.
- De séparer et d'évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants, ou en compliquer l'exécution.

L'opération est plus ou moins efficace, en fonction de l'écartement entre barreaux de grille; on peut distinguer :

- Dégrillage fin, pour écartement inférieur à 10 mm.
- Dégrillage moyen, pour écartement de 10 à 40 mm.
- Pré dégrillage, pour écartement supérieur à 40 mm.

I.2.1.2. DESSABLAGE [9]

Le dessablage s'effectue sur des particules de dimensions supérieures à 200 μm . La vitesse de sédimentation se calcule par la loi de Stokes (chute libre). On calcule la section du dessaleur de manière que la vitesse de l'eau ne descende pas au-dessous de 0,20 à 0,30 m/s, on évite ainsi que les matières organiques se déposent en même temps que les sables.

Les ouvrages à prévoir pour obtenir une vitesse d'écoulement de 0,30 m/s sont, par ordre d'importance :

- ✓ Les dessableurs couloirs (à écoulement rectiligne), dont la vitesse d'écoulement est variable ou constante.
- ✓ Les dessableurs circulaires à alimentation tangentielle ou à brassage mécanique ou à insufflation d'air (pour éviter le dépôt de matières organiques, en heures creuses, avec faible débit).
- ✓ Les dessableurs rectangulaires à insufflation d'air. On insuffle de l'air qui provoque une rotation de liquide et crée ainsi une vitesse constante de balayage du fond, perpendiculaire à la vitesse du transit, laquelle, beaucoup plus faible, peut alors être variable sans inconvénient. Le sable est extrait soit mécaniquement par raclage vers un poste de réception, puis repris par pompage, soit directement par pompe suceuse montée sur pont roulant.

I.2.1.3. DEGRAISSAGE-DESHUILAGE [10]

L'opération dégraissage-déshuilage consiste à séparer de l'effluent brut, les huiles et les graissages par flottation. Souvent ces opérations sont combinées dans un même ouvrage où la réduction de vitesse dépose les sables et laisse flotter les graisses. On enlève ainsi de l'eau les éléments grossiers et les sables de dimension supérieure à 200 microns ainsi que 80 à 90 % des graisses et matières flottantes (soit 30 à 40 % des graisses totales).

I.2.2. TRAITEMENT PRIMAIRE

Le traitement primaire consiste à réaliser l'étape de décantation qui élimine jusqu'à 60 % des matières en suspension (MES), et environ le tiers de la DBO_5 entrante. Les boues produites fortement organiques et fermentescibles sont acheminées vers l'unité de traitement

des boues. La phase aqueuse résultante, non-conforme aux seuils de rejet, est acheminée vers le traitement secondaire [11]. Si le traitement secondaire n'existe pas, comme c'est le cas dans de nombreuses villes côtières ou riveraines d'un grand fleuve, la décantation est optimisée par ajout de coagulant et de floculant qui améliorent notablement l'épuration.

La décantation a lieu dans des décanteurs circulaires raclés ou dans des décanteurs lamellaires.

Le traitement primaire est une étape facultative. Dans de nombreuses stations, le flux prétraité est directement envoyé vers la phase de traitement secondaire.

I.2.3. TRAITEMENT SECONDAIRE [11]

A l'issue des traitements précédents, la majorité des polluants est présente à l'état dissous. Le traitement secondaire de nature biologique a pour but d'éliminer la pollution carbone, azote et phosphore. Il utilise la capacité auto-épuratrice de microorganismes dédiés dont l'activité est améliorée en les plaçant dans des conditions optimales. De nombreux procédés peuvent être utilisés [8]:

- ✓ boues activées.
- ✓ Lit bactrien.
- ✓ Lagunage.
- ✓ Biofiltration.
- ✓ Disques biologiques.

I.2.3.1. PROCEDE A CULTURES LIBRES [12]

I.2.3.1.1. DESCRIPTION

Les techniques à cultures libres, de par leurs performances au niveau rendement et leur souplesse vis-à-vis de variations de charge, sont les plus utilisées. Les procédés les plus répandus en cultures libres sont [11, 12] :

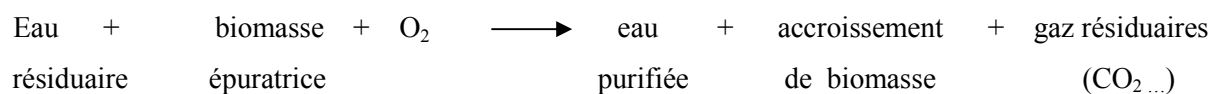
- ✓ L'élimination de la pollution carbonée en simple ou double étage. Pour les effluents difficiles, le double étage permet d'augmenter les performances de traitement.
- ✓ La nitrification/dénitrification avec zone anoxique en tête, généralement appliquée pour traiter des concentrations élevées en azote.
- ✓ La nitrification/dénitrification en un seul bassin, procédé d'alternance, mis en œuvre pour de faibles concentrations en azote des effluents à traiter.
- ✓ Les procédés en deux étapes ou en série s'utilisent pour respecter des normes de rejet en DCO ou en azote total relativement sévères.

Les procédés à cultures libres sont classés en fonction de la charge polluante (DCO, DBO₅) appliquée sur le traitement biologique. En fonction de la charge massique appliquée, l'installation de traitement permettra ou non le traitement de l'azote [10].

Tableau I.1 : Mise en œuvre des différentes technologies à cultures libres [2].

		Forte Charge	Moyenne charge	Faible charge	Aération prolongée	Procédés d'alternance	Boues activées en série
	Charge appliquées globales (kg DBO. m ³ .j ⁻¹)	1 à 5	0,5 à 1	0,1 à 0,5	0,35	0,07 à 0,3	0,75 à 1,5
	Rendement (% DBO ₅)	70/80	85	≥ 90	≥ 90	≥ 90	≥ 90
Avantages	Fiabilité d'exploitation	**	*	***	***	**	**
	Volume d'Aération (investissement)	***	**	*	*	*	**
	Consommation énergétique	***	**	*	*	*	**
	Production de boues	Forte	Forte	limitée	limitée	limitée	Limitée
	Stabilisation des boues	*	*	***	***	**	**
	Nitrification	*	*	***	***	***	***
	Dénitrification	*(sauf nitrate eau brute)	*(sauf nitrate eau brute)	***	***	***	***
	Décantabilité des boues	**	*	***	**	***	**
	Résistance vis-à-vis des pointes de pollution (**)	**	*	***	***	**	***
(*) Sous réserve d'une zone anoxie. (**) Sous réserve d'apporter l'oxygène nécessaire. *** Très favorable. ** Favorable. * Peu favorable.							

Le procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien, dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation ou d'aération), en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des floccs, et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes. En simplifiant, on peut décrire ce processus par l'équation :



La biomasse utilisée dans le traitement des eaux usées constitue un écosystème très simplifié, ne faisant appel qu'à des micro-organismes [10].

I.2.3.1.2. COMPOSITION ET PROPRIETES DU FLOC BIOLOGIQUE [2, 13]

La boue activée apparaît comme une suspension de particules floconneuses de quelques dixièmes de millimètre à quelques millimètres de diamètre, ou floccs, constituées de bactéries, de matières organiques inertes ou minérales, maintenues par une substance mucilagineuse, produit de l'activité bactérienne. Une boue activée normale contient également une microfaune abondante de Protozoaires et petits métazoaires [2].

Les populations microbiennes des boues activées sont complexes et ne peuvent se définir qu'au moyen des principaux groupes écologiques : bactéries, champignons, protozoaires et métazoaires. L'essentiel de l'épuration est dû à des bactéries Gram négatives, mobiles, parmi lesquelles nous citerons : Pseudomonas, Aeromonas, Arthrobacter, Lavobacter, Achromobacter, Alcaligenes. Il faut également signaler certaines espèces dont la présence est gênante dans la mesure où elles interviennent pour contrarier la décantation des boues : ce sont les bactéries filamenteuses dont l'espèce la plus connue est le Sphaerotilus. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement assimilables (cas des rejets de laiteries, de sucreries). La microfaune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200 μm . On y trouve des **flagellés**, des rhizopodes et surtout des **ciliés**. Les métazoaires, de taille supérieure (100 à 150 μm) sont peu représentés ; ce sont surtout des rotifères, parfois des nématodes et des vers cligochètes.

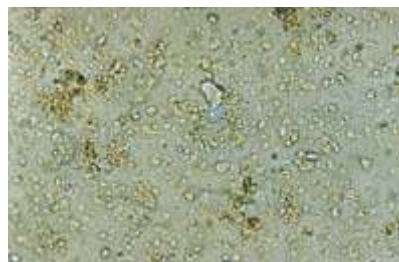
La plupart des protozoaires des boues activées sont bactériophages. Ils semblent présenter une certaine spécificité et de plus ne se nourrissent que de bactéries disponibles, c'est-à-dire non floculées et en suspension ou à la surface du floc. De ce fait, ils peuvent jouer un rôle important dans la clarification des effluents.

L'examen de la microfaune prédatrice est très révélateur de l'état d'une boue activée et il constitue, pour un biologiste, le plus sûr moyen de diagnostiquer le fonctionnement d'un bassin de boues activées et de connaître les éventuelles solutions à apporter en cas de mauvais fonctionnement.

I.2.3.1.3. TYPE DE CROISSANCE DES BACTERIES [2, 13]

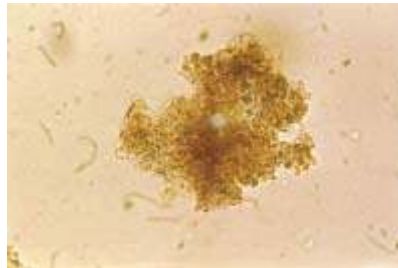
La population bactérienne possède trois types différents de croissance :

a) DISPERSEE : Les bactéries sont libres les unes par rapport aux autres dans le liquide interstitiel. Cette situation s'observe lors du démarrage de la station, en condition de forte charge massique. Les nouvelles cellules peuvent se disperser ou bien rester groupées au sein d'une colonie structurée par un mucilage exopolysaccharidique.



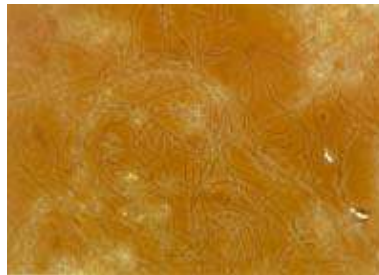
Croissance dispersée X 1000

b) FLOCULEE : Les bactéries sont regroupées en amas, très souvent autour d'un support organique ou minéral (le floc). La cohésion de l'ensemble est assurée par la production d'exopolysaccharides (EPS). Ce type de croissance est recherché dans le traitement de l'eau usée pour faciliter la séparation floc bactérien-eau traitée au niveau du clarificateur et garantir une bonne qualité de l'eau rejetée.



Croissance floculée X 400

c) FILAMENTEUSE : Lors de la multiplication cellulaire, la séparation des cellules mère et fille n'a pas lieu en totalité, les cellules mère et fille restent en contact voire partagent une paroi cellulaire. Ce type de croissance, que l'on observe également chez les champignons conduit à la formation de filaments pouvant atteindre 500 μm de long. Les conditions du milieu sont un facteur déterminant.



Croissance filamenteuse X 100

I.2.4. TRAITEMENT TERTIAIRE [11]

Ce type de traitement a pour but d'améliorer certains paramètres spécifiques de la qualité des rejets dans un milieu naturel vulnérable. Parmi ces traitements, les plus importants sont les suivants :

- ✓ Désinfection lorsque le rejet a lieu dans un milieu aquatique à usage balnéaire, pour diminuer les risques de contamination (eau potable, conchyliculture...) ou pour réduire les risques liés aux perturbateurs endocriniens. L'oxydation par les UV ou par l'ozone est la plus utilisée actuellement.
- ✓ Traitement de finition afin de diminuer au maximum les MES, la DBO₅, la DCO (filtre sable), les teneurs en phosphore (précipitation chimique).
- ✓ Traitement sur charbon actif utilisé pour éliminer par adsorption les molécules résistantes aux traitements biologiques (c'est le cas lorsque les STEP recueillent des eaux usées industrielles). Ce traitement élimine également les couleurs et les odeurs des rejets.

I.2.5. TRAITEMENT DES BOUES [6,11]

Les boues à traiter sont constituées de la pollution particulaire provenant du décanteur primaire et des boues biologiques en excès provenant du clarificateur. Différentes étapes sont alors nécessaires afin de les éliminer ou éventuellement de les valoriser :

- ✓ Réduction de volume : épaissement gravitaire ou dynamique, déshydratation (filtration, centrifugation), digestion anaérobie ou aérobie, séchage thermique.
- ✓ Réduction des nuisances olfactives : compostage.
- ✓ Réduction des germes pathogènes : chaulage, digestion aérobie ou anaérobie.
- ✓ Incinération.

I.2.6. AUTOSURVEILLANCE [11]

L'auto surveillance, qui concerne l'ensemble du système d'assainissement, consiste mesurer l'efficacité de l'épuration, s'assurer du respect des seuils de rejet, de la bonne évacuation des sous-produits et de détecter les éventuels dysfonctionnements des installations. Les paramètres généralement mesurés sont les suivants : débits amont et aval, MES, DCO, DBO₅, azote total, azote ammoniacal, nitrites, nitrates et phosphore. La fréquence des analyses est fixée par la réglementation et varie en fonction de la taille des installations.

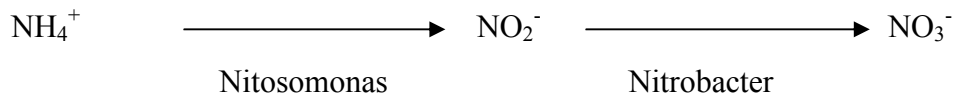
I.3. ÉLIMINATION DE LA POLLUTION AZOTÉE [2]

La dégradation bactérienne de la pollution azotée s'effectue en plusieurs étapes représentées sur la figure I-2.

a) L'AMMONIFICATION : Il s'agit de la transformation de l'azote organique (c'est-à-dire lié à un radical carboné) en azote ammoniacal, réalisée par des réactions de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.

b) L'ASSIMILATION : Il s'agit de l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal pour la synthèse cellulaire, c'est-à-dire comme élément constitutif de la biomasse.

c) LA NITRIFICATION : Cette réaction réalise l'oxydation par voie biologique de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates en faisant intervenir des micro-organismes strictement aérobies caractérisés par un métabolisme autotrophe vis-à-vis du carbone, c'est-à-dire qu'ils synthétisent leur matière vivante à partir du carbone minéral (carbonate).



d) LA DENITRIFICATION : Consiste en la réduction des nitrates formés en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes placées dans un milieu pauvre en oxygène. L'oxygène combiné des nitrates sert à dégrader le carbone organique nécessaire à la croissance de ces bactéries [5].

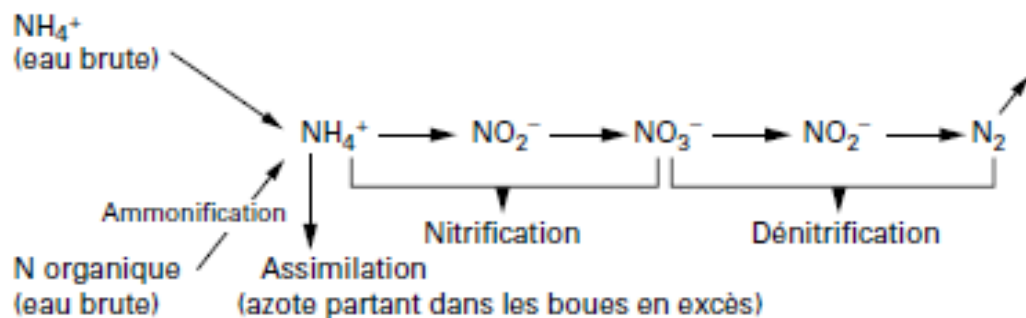


Figure I-2 : Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée [6].

I.4. MECANISME DE L'ELIMINATION BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une suraccumulation de phosphore dans une biomasse. Si des teneurs de 2 à 3 % en phosphore dans les boues sont obtenues sous des conditions normales de dégradation d'un substrat organique, le mécanisme de suraccumulation nécessite de placer la biomasse alternativement en phase anaérobie (sans oxygène même lié à un composé chimique) et aérobie [10].

En globalité, une biomasse déphosphatante, dans laquelle bien entendu existent d'autres bactéries, pourra stocker jusqu'à 6 % de son poids sec en phosphore.

Les réactions intervenant dans chaque zone peuvent être résumées ainsi (figure I-3) :

a) **ZONE ANAÉROBIE** : Synthèse de réserves de polyhydroxybutyrate (PHB) via les ions acétate produits à partir du substrat organique de l'eau à traiter, relargage par les micro-organismes déphosphatants du phosphore intracellulaire [6, 10].

b) **ZONE AÉROBIE** : Suraccumulation du phosphore sous forme de granulés de polyphosphate, consommation des réserves de PHB.

Ces phénomènes, indispensables au processus de déphosphatation biologique, vont conditionner la conception des filières de traitement [10].

Le schéma de base devra comporter au moins une zone anaérobie où se produira le relargage du phosphore et au moins une zone aérée où les réactions de surassimilation se réaliseront.

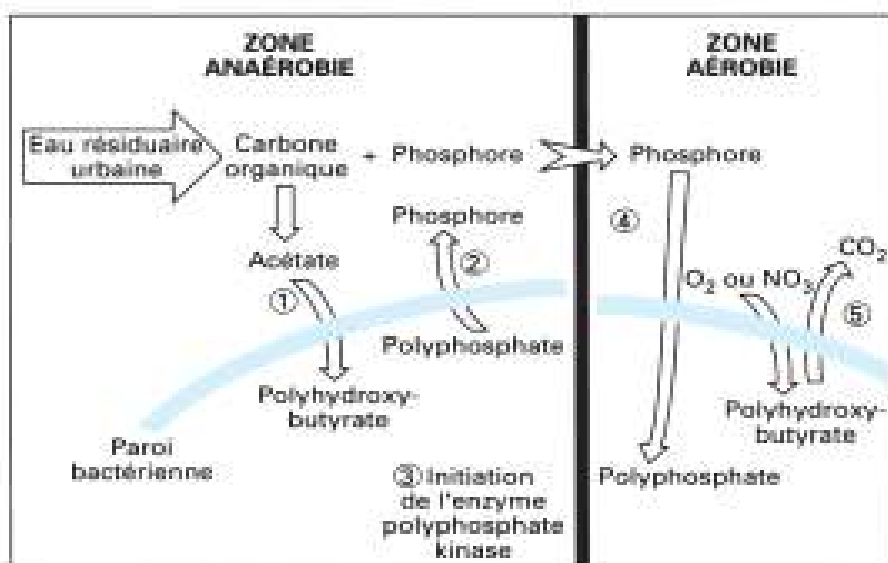


Figure I-3: Principales étapes de la déphosphatation biologique [10].

I.5. GRANDEURS CARACTERISTIQUES DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE

I.5.1. FACTEURS LIES A L'EPURATION BIOLOGIQUE

Différents paramètres permettent de définir le fonctionnement d'une boue activée : L'efficacité d'un traitement biologique, garantissant une qualité d'eau traitée, est intimement liée à la valeur de la charge de fonctionnement du réacteur biologique (Figure I-4) qui, en pratique, est exprimée par les paramètres suivants [2].

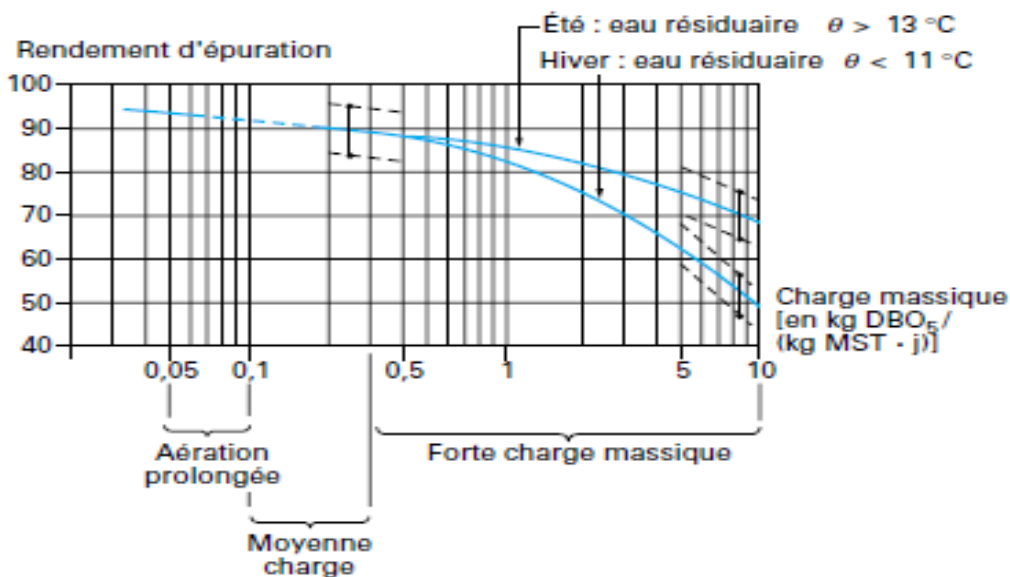


Figure I-4 : Performances épurations en fonction de la charge [2].

I.5.1.1. CHARGE MASSIQUE (C_m)

C'est la quantité de DBO₅ (en kg/j) rapportée à la masse de matières en suspension totales contenues dans l'ouvrage de volume V. Elle s'exprime en kg DBO₅ / (kg MEST · j), est parfois rapportée à la masse de micro-organismes ou de matières volatiles sèches (MVS) contenues dans l'ouvrage. Elle s'exprime alors en kg DBO / (j · kg MVS) [7,11].

$$C_m = \text{DBO}_5 \text{ entrée} / V * [\text{MVS}_{\text{bassin}}] \quad (\text{I-1})$$

DBO₅ : masse de DBO apportée par jour (kg/j)

V : volume du bassin d'aération (m³)

[MVS_{bassin}] : concentration nominale de MVS dans le bassin d'aération (g/L).

I.5.1.2. CHARGE VOLUMIQUE (C_v)

Elle correspond à la quantité journalière de DBO₅ (en kg/j) à dégrader dans le volume V (m³) de l'ouvrage. Elle s'exprime en kg DBO₅ / (j · m³) [11].

$$C_v = \text{DBO}_5 \text{ entrée} / V \quad (\text{I-2})$$

I.5.1.3. L'AGE DES BOUES (A)

C'est le rapport entre la masse de boues présente dans le réacteur et la production journalière de boues [14].

$$A = V [\text{MES}_{\text{bassin}}] / \Delta\text{MES} \quad (\text{I-3})$$

A : âge de boues (j)

ΔMES: production journalière de boues (kg/j)

V : volume du bassin d'aération (m³)

[MES_{bassin}] : concentration nominale de matières en suspension dans le bassin d'aération (g/L).

I.5.1.4. PRODUCTION JOURNALIERE DE BOUES (ΔMES)

Elle s'exprime par la relation suivante [14] :

$$\Delta\text{MES} = 0,84 [\text{DBO}_5_{\text{entrée}} + \text{MES}_{\text{entrée}}] / 2 \quad (\text{I-4})$$

DBO₅ entrée: masse de DBO apportée par jour (kg/j)

MES entrée: masse de MES apportée par jour (kg/j)

Le tableau I-2 situe les performances épuratoires et les temps de séjour en aération des effluents résiduaires urbains pour les différents procédés [2].

Tableau I-2 : Performances épuratoires et temps de séjour en aération des eaux résiduaires urbaines pour les différents procédés [6].

Charge massique C _{m'} Kg DBO ₅ / (kg MVS.j)	Rendements (en %)		Temps de séjour des effluents (h)
	/DBO ₅	/DCO	
0,07 à 0,5 (procédés à faible charge ou aération prolongée)	> 95	> 90	12 à 24
0,2 à 0,5 (procédés conventionnels à moyenne charge)	Environ 90	Environ 85	2 à 4
1,5 à 2,5 (procédés à forte charge)	65 à 75	60 à 70	0,5 à 1

Chapitre II

LES SYSTEMES D'AERATION DES STATIONS
D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

INTRODUCTION

Le développement important des procédés d'épuration biologique par boues activées, dès l'origine, posait le problème de l'apport de l'oxygène nécessaire à la vie bactérienne en suspension.

Les systèmes d'aération équipant un bassin d'épuration biologique ont un double but [8, 15, 16] :

✓ Apporter aux micro-organismes aérobies l'oxygène, généralement emprunté à l'air, dont ils ont besoin.

✓ Provoquer une homogénéisation et un brassage suffisants de façon à assurer un contact renouvelé entre le milieu vivant, les éléments polluants et l'eau ainsi oxygénée.

Ces systèmes sont constitués le plus souvent d'un appareil ou d'un ensemble d'appareils placés dans un bassin de volume et de forme déterminés réalisant ces deux fonctions.

Les systèmes utilisés de nos jours sont :

II.1. AERATEURS DE SURFACE

Les aérateurs de surface se divisent en deux groupes :

- Les aérateurs à vitesse lente.
- Les aérateurs à vitesse rapide.

Ces systèmes peuvent être fixés ou bien flottants et présenter un montage à axe vertical ou bien à axe horizontal.

II.1.1. AERATEURS A VITESSE LENTE

II.1.1.1. AERATEUR A VITESSE LENTE A AXE VERTICAL [8,17]

Les aérateurs de cette catégorie, la plus ancienne, génèrent un écoulement axial ascendant dans les bassins. L'eau est aspirée depuis le fond du bassin puis est projetée latéralement dans l'air. Ils créent donc un flux de renouvellement du liquide aussi élevé que possible à l'interface air-liquide.

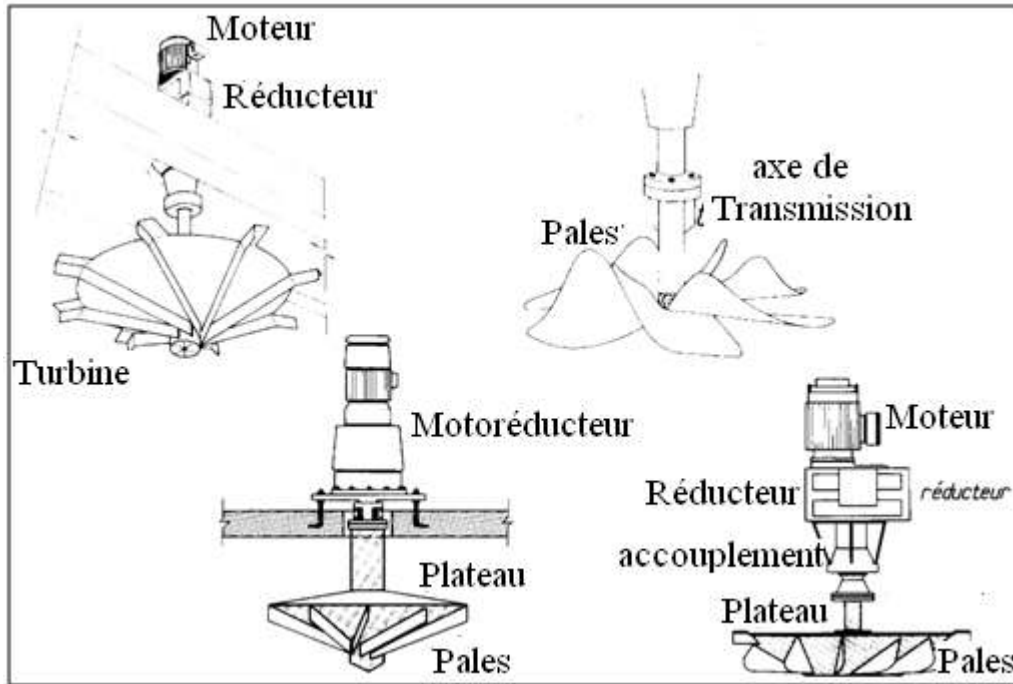


Figure II-1: Turbine lentes ouvertes

Le rôle des bulles formées par le déferlement des instabilités de surface devient mineur devant l'apport d'oxygène dû au renouvellement rapide de la surface. Ces aérateurs ont une grande capacité de mise en circulation du liquide et un bon taux de transfert de l'oxygène, mais souffrent de coûts d'achat et de maintenance élevés.

Ces systèmes génèrent également un certain risque de nuisances (aérosols, bruits, odeurs nauséabondes) qui peuvent être réduites par une couverture de la gerbe complétée d'une insonorisation du groupe motoréducteur. La vitesse périphérique en bout de pales varie entre 4 et $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui correspond à des vitesses de rotation allant de $40 \text{ tr} \cdot \text{min}^{-1}$ pour les mobiles les plus puissants (75 kW) à $100 \text{ tr} \cdot \text{min}^{-1}$ pour les petites unités [6, 9]. La puissance volumique consommée varie de 30 à $80 \text{ W} \cdot \text{m}$.

II.1.1.2. AERATEUR A VITESSE LENTE A AXE HORIZONTAL [15, 16, 17]

Ces appareils sont similaires aux aérateurs à axe vertical du fait de leurs fonctions simultanées d'oxygénation par projection aérienne et de brassage par mise en mouvement de la masse liquide. Ils sont destinés à des bassins d'aération en boucle fermée (canaux) de profondeur modérée, dans lesquels ils induisent un flux horizontal. Pour ces aérateurs, les mobiles d'agitation sont des cylindres horizontaux (appelés aussi brosses) sur lesquels sont soudées des pales de formes diverses (Figure II-2).



Figure II-2 : Aérateur de brosse

Le diamètre des rouleaux varie de 0,7 à 0,9 m et la puissance volumique dissipée est de l'ordre de $30 \text{ W} \cdot \text{m}$. Avec des rouleaux de 0,7 m de diamètre, la vitesse périphérique en bout de pales est de $4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ environ [16]. Les avantages de ces systèmes résident dans une bonne capacité de mélange et dans un bon taux de transfert de l'oxygène, mais leur coût d'achat reste élevé.

II.1.2 AERATEURS A VITESSE RAPIDE

II.1.2.1 AERATEUR A VITESSE RAPIDE A AXE VERTICAL [17]

Ces aérateurs sont entraînés directement par un moteur électrique à 750 ou 1 500 min^{-1} sans réducteur intermédiaire [6,18]. Une hélice de petit diamètre est généralement placée à l'intérieur d'une courte cheminée. L'ensemble mécanique est fréquemment supporté par un ou plusieurs flotteurs.

Les deux avantages de ces systèmes sont leur prix modéré et une grande flexibilité d'emploi. Mais ils sont gourmands en énergie, ont une faible capacité d'agitation et le transfert d'oxygène est peu élevé. Ils sont mieux adaptés au lagunage qu'aux bassins à boues activées, où les dépôts sont à éviter. Leur conception est totalement analogue à celle présentée sur la Figure II-3.



Figure II-3: Turbine de surface à vitesse lente

II.1.2.2. AERATEUR A VITESSE RAPIDE A AXE HORIZONTAL [6, 8,17]

Ils sont constitués d'une hélice située sous l'eau (et non à l'interface air-eau) et attachée à un arbre plein ou creux. L'autre extrémité de l'arbre est hors de l'eau et fixée au moteur électrique. Quand l'hélice tourne à grande vitesse, entre 1 800 et 3 600 $\text{tr} \cdot \text{min}^{-1}$, une dépression se forme autour d'elle. Ainsi l'air est aspiré, mélangé à l'eau et évacué.

Les avantages de ces systèmes sont l'absence de projection d'eau et de limitation de taille des bassins, un faible coût d'achat et une bonne capacité de mélange. De plus, ils sont portables et génèrent moins de bruit que les autres systèmes [6, 16].

Les inconvénients sont la mauvaise aptitude à transférer l'oxygène et les difficultés liées à la conception mécanique.

II.2. AERATEURS DE FOND [17]

Ces aérateurs disposés au fond des bassins (Figure II-4) se composent généralement :

- ✓ D'un bloc moteur électro submersible.
- ✓ D'une chambre déprimogène circulaire composée d'un double plateau raccordée à un tube d'aspiration d'air. La partie supérieure de cette chambre est équipée d'une multitude de diffuseurs horizontaux disposés radialement sur le plateau.
- ✓ D'une turbine qui assure à la fois le pompage de l'eau, l'aspiration d'air et le refoulement du mélange diphasique obtenu.

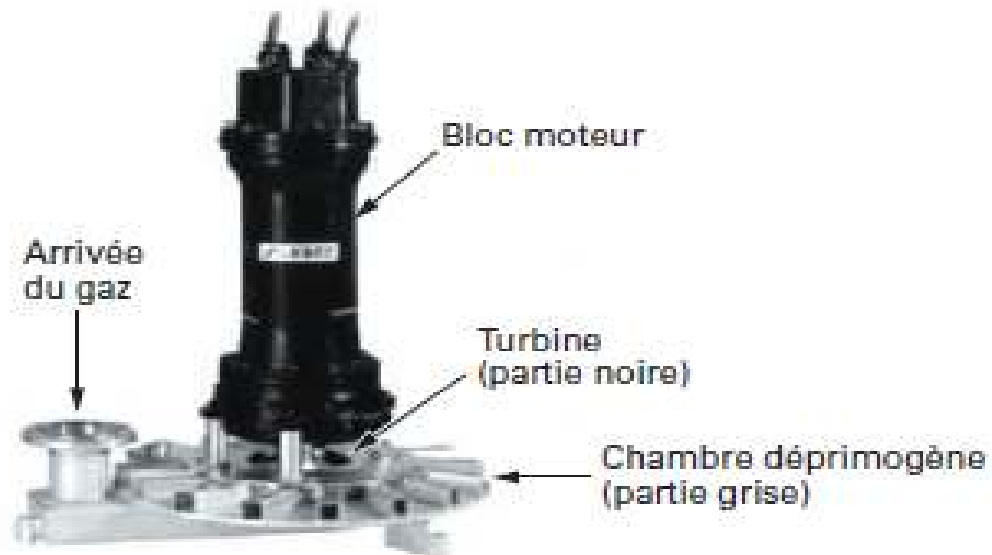


Figure II-4 : Aérateur de fond TA de ABS [3].

La rotation de la turbine à l'intérieur de la chambre engendre dans la partie inférieure une dépression qui entraîne une introduction importante d'air par l'intermédiaire d'un tube

d'aspiration débouchant à l'extérieur [6,16]. Simultanément, les aubes évidées de la turbine assurent le pompage du liquide par sa partie supérieure. Ainsi, un mélange intime est obtenu par cisaillement de l'air en fines bulles. L'éjection de ce mélange diphasique est réalisée radialement par l'intermédiaire des diffuseurs placés horizontalement.

II.3. HYDROEJECTEURS [17]

Les hydroéjecteurs (Figure II-5) sont des aérateurs toujours positionnés sur le radier des bassins. Leur principe de fonctionnement est simple. Une pompe immergée délivre un fort débit d'eau qui passe à travers une buse puis sort par un conduit divergent.



Figure II-5 : Ventoxal d'Air Liquide

Cette configuration permet d'aspirer l'air ambiant (ou l'oxygène stocké dans un réservoir de surface) par l'intermédiaire d'un tube piqué juste après la buse. La forme du conduit divergent est étudiée pour créer de la turbulence et favoriser le mélange gaz-liquide. Leur fonctionnement silencieux et leur faculté d'autoamorçage en sont les deux principaux avantages.

II.4. AERATEUR PAR AIR SURPRESSE [6, 17, 19]

L'aération par air surpressé consiste à insuffler de l'air dans la masse liquide à des profondeurs variant de 1 à plus de 10 m dans certains cas. Les systèmes utilisés se divisent

en trois grandes familles en fonction de la dimension des bulles générées (Figure II-6) [17, 19] :

a) **Grosses bulles** ($d > 6 \text{ mm}$) : cannes verticales, diffuseurs à larges orifices.

b) **Moyennes bulles** ($4 \text{ mm} < d < 6 \text{ mm}$) : divers diffuseurs permettent de réduire la dimension des bulles libérées : clapets, petits orifices...etc.

c) **Fines bulles** : diffusion d'air à travers des corps poreux ou des membranes élastiques finement perforées.

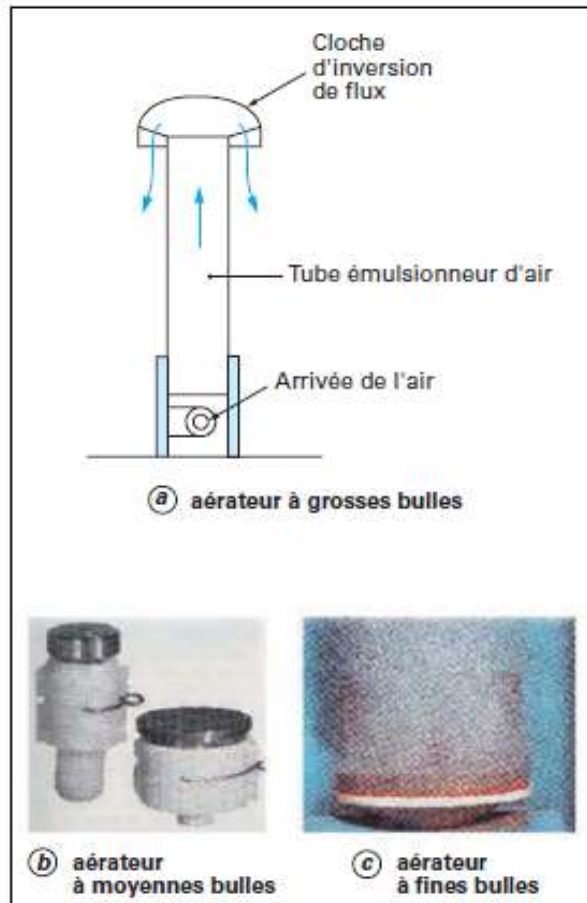


Figure II-6 : Systèmes d'aération par air surpressé [6].

Les aérateurs à grosses bulles ont l'avantage de ne pas se colmater, de maintenir la température du liquide et d'avoir des coûts de maintenance faible. Mais le taux de transfert de l'oxygène reste faible.

Les aérateurs à fines bulles ont l'avantage d'une grande flexibilité et d'une bonne capacité de mélange et de maintien de la température. Leur inconvénient principal est leur coût d'achat et d'entretien élevé, car ils nécessitent des filtres et des équipements auxiliaires pour ne pas se colmater [16].

II.5. AERATION MIXTE : FONCTION AERATION / AGITATION SEPARÉE [17]

La séparation des deux fonctions (aération et agitation) offre la possibilité de maintenir une agitation efficace malgré un débit d'air faible ou nul :

- ✓ La fourniture d'air peut être limitée aux seuls besoins de l'oxygénation.
- ✓ Des arrêts séquentiels de l'aération peuvent assurer des périodes d'anoxie (pour la dénitrification par exemple) en conservant une bonne homogénéité du système.

II.6. CONDITIONS REQUISES POUR LE BRASSAGE DES SYSTEMES D'AERATION [2, 19]

Dans le cas d'une aération de surface, il convient de réaliser une turbulence suffisante pour éviter les dépôts de boues. On considère généralement que l'apport spécifique requis doit être de 25 W/m^3 pour les brosses et 30 W/m^3 pour les turbines.

Dans le cas d'une injection d'air surpressé, le brassage le plus efficace est obtenu par une disposition des diffuseurs (au voisinage du radier) sur une ou deux bandes latérales de façon à créer un mouvement de giration dit de spiral flow. Le débit horaire d'air requis est compris entre 5 et 8 Nm^3 par m^2 de surface liquide de bassin.

La nouvelle tendance, dont l'utilité est apparue dans l'optique du traitement de l'azote, consiste à séparer les fonctions de brassage et d'aération. Elle permet de diminuer globalement la puissance installée sur l'ouvrage d'aération en se limitant aux puissances strictement nécessaires pour chaque fonction. L'oxygénation est assurée par des aérateurs de surface ou par injection d'air sur alimentations pressé, le brassage par des agitateurs à vitesse lente permettant d'éviter le dépôt de la biomasse.

II.7. PERFORMANCE DES SYSTEMES D'AERATION

II.7.1. NOTION DE TRANSFERT D'OXYGENE [17, 20]

Le transfert d'oxygène ou aération joue un rôle important dans les processus biologiques de traitement des eaux usées (Chern, 2000) [21].

L'oxygène est transféré d'une bulle de gaz montante dans une phase liquide et finalement vers le site de phosphorylation oxydatif à l'intérieur de la cellule, qui peut être considéré comme une solide particule. Le transport de l'oxygène à partir de bulles d'air pour les cellules, peut être représenté par un certain nombre d'étapes et de résistances, comme schématisé sur la figure II-7. Les résistances de film liquide, autour des bulles, généralement contrôlent le taux de transfert global.

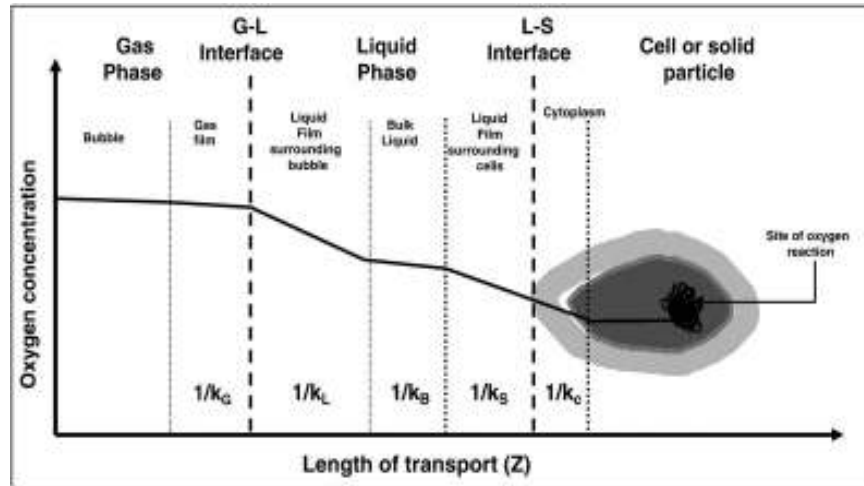


Figure II-7 : Etapes et résistances pour le transfert d'oxygène à partir des bulles de gaz dans la cellule. [29]

II.7.2 ETAPES IMPLIQUEES DANS LE PROCESSUS DE TRANSFERT D'OXYGENE

1. Transfert de l'intérieur de la bulle et le film de gaz.
2. Le mouvement à travers l'interface gaz-liquide.
3. La diffusion à travers le film liquide relativement stagnant entourant la bulle.
4. Le transport à travers le liquide.
5. La diffusion à travers le film liquide relativement stagnant entourant les cellules.
6. Le mouvement à travers l'interface liquide-cellule.
7. Le transport à travers le cytoplasme au site de la réaction biochimique.

II.7.3. EQUATION DU TAUX DE TRANSFERT D'OXYGENE

La théorie la plus simple sur le transfert de masse gaz-liquide est le modèle des deux films (Whitman, 1923) [29, 30, 31,32] et en général le taux de transfert de masse gaz-liquide est modélisé selon cette théorie (Figure II-8), décrivant le flux de transfert à travers chaque film comme le produit de la force motrice par le coefficient de transfert de masse:

$$j^{\circ} = k_G \cdot (P_G - P_i) = k_L \cdot (C_i - C_L) \quad (\text{II-1})$$

j° Etant le flux molaire de l'oxygène ($\text{mole} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) à travers l'interface gaz-liquide, k_G et k_L sont les coefficients locaux de transfert de masse, P_G est la pression partielle d'oxygène dans la bulle de gaz, C_L la concentration d'oxygène dissous dans le liquide et l'indice i désigne les valeurs à l'interface gaz-liquide.

Etant donné que les concentrations inter-faciales ne sont pas directement mesurables on utilise le coefficient de transfert de masse global. Le flux de transfert de masse, f° peut être réécrit:

$$f^\circ = K_G \cdot (P_G - P_S) = K_L \cdot (C_S - C_L) \quad (\text{II-2})$$

Où P_S la pression d'oxygène à l'équilibre avec la phase liquide et C_S la concentration de saturation en oxygène dans le liquide à l'équilibre sont reliés par la loi de Henry qui s'écrit : $P_S = H C_S$. K_G et K_L sont les coefficients globaux de transfert de masse relatifs à la phase gaz et la phase liquide ,respectivement. Combinant les équations. (II-1) et (II-2), la relation suivante est obtenue: [29]

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{Hk_G} + \frac{1}{k_L} \quad (\text{II-3})$$

Tenant compte du fait que l'oxygène n'est que légèrement soluble dans l'eau, (La constante de Henry H est très grande), il est communément admis que la résistance au transfert de masse se trouve essentiellement dans le film liquide et la résistance en du film gazeux peut généralement être négligé .Nous avons donc le coefficient de transport de masse est égal au coefficient locale: $K_L = k_L$.

Le taux de transfert d'oxygène de masse par unité de volume du réacteur, N_{O_2} est obtenu en multipliant le flux de transfert global par l'aire interfaciale gaz-liquide a . Nous obtenons l'expression :

$$N_{O_2} = a f^\circ = \frac{dC_L}{dt} = K_L a \cdot (C_S - C_L) \quad (\text{II-4})$$

En raison de la difficulté de mesurer K_L et a séparément, habituellement le produit $K_L a$ est mesuré et on l'appelle coefficient de transfert de masse volumique. $(C_S - C_L)$ la différence entre la valeur de saturation et la concentration réelle d'oxygène (C_L) dans le coeur de la phase liquide est appelé déficit en oxygène. Pour les procédés de traitement aérobie conçus pour l'élimination de la DBO organique, la gamme de fonctionnement du

niveau d'oxygène dissous est comprise entre 0,5 et 1,5 mg / litre. Lorsque la nitrification est à atteindre, le niveau d'oxygène dissous est supérieur à 2,0 mg / litre [2,29].

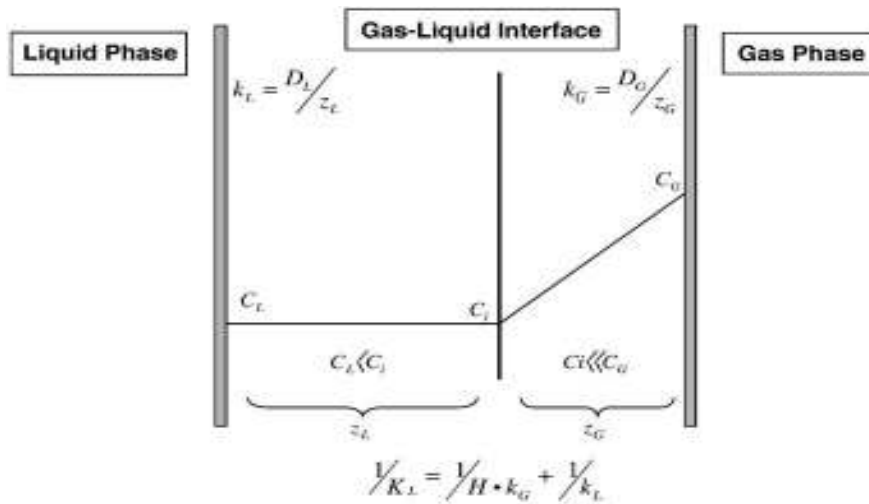


Figure II-8 : Représentation schématique du profil de concentration selon la théorie des deux films. [29]

La force motrice est le gradient entre la concentration de l'oxygène à l'interface et dans le liquide (concentration moyenne). Les facteurs influant sur ce gradient comprennent la solubilité et l'activité métabolique. La solubilité de gaz, C_s , dans des solutions d'électrolytes est généralement plus petite que la solubilité des gaz dans l'eau pure. La solubilité des gaz dépend principalement de la température, la pression, la concentration, le type de sels présents et la réaction chimique (Linek et Vacek, 1981a; Hermann et al, 1995; Weissenbornand Pugh, 1996) [29].

II.7.4. DETERMINATION EXPERIMENTALE DU COEFFICIENT DE TRANSFERT DE MASSE VOLUMETRIQUE

La détermination de K_{La} dans des bioréacteurs est essentiel afin d'établir l'efficacité d'aération et de quantifier les effets de l'exploitation des variables relatives à la fourniture de l'oxygène dissous. Un certain nombre de méthodes ont été développées pour déterminer le taux de transfert d'oxygène dans des bioréacteurs (Van't Riet, 1979). Certaines de ces méthodes sont appliquées à d'autres composés ainsi, mais d'autres sont spécifiques à la mesure de transfert d'oxygène. Lors de la sélection d'une méthode, plusieurs facteurs doivent être pris en compte (Novak et Klekner, 1988) [2, 29,31]:

- ✓ Les systèmes d'aération et l'homogénéisation utilisée.
- ✓ Le type bioréacteur et sa conception mécanique.
- ✓ La composition du milieu de fermentation.
- ✓ L'effet possible de la présence de micro-organismes.

Le bilan de masse de l'oxygène dissous dans la phase liquide bien mélangé peut être établi comme suit:

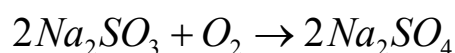
$$\frac{dC}{dt} = TOA - TCO \quad (\text{II-5})$$

Où dC /dt est le taux d'oxygène d'accumulation dans la phase liquide, TOA représente le taux de transfert d'oxygène du gaz dans le liquide, décrit selon l'équation (II-4), et TCO est le taux de consommation d'oxygène par les micro-organismes, ce dernier terme peut être exprimé par le produit $q_{O_2} \cdot C_x$, q_{O_2} est le taux d'oxygène absorption spécifique du micro-organisme utilisé et C_x la concentration de biomasse.

Les méthodes les plus courantes appliquées pour la mesure du taux de transfert d'oxygène dans un bioprocédé microbien sont différentes s'il y a présence de la biomasse qui consomme l'oxygène au moment de la mesure ou si la mesure est réalisée en l'absence de microorganismes ou avec des cellules mortes.

II.7.5. DEDERMINATION DU COEFFICIENT DE TRANSFERT DE MASSE GLOBAL DE L'AERATION A L'ETAT NON STATIONNAIRE DE L'EAU DU ROBINET [29,31]

Le transfert d'oxygène est déterminé à partir de l'augmentation de la concentration en oxygène dissous abaissée artificiellement. L'appauvrissement de l'oxygène peut être mis en œuvre soit par ajout de produits chimiques ou par stripping par l'azote gazeux. Normalement, le sulfite sodium est utilisé pour diminuer l'oxygène selon la réaction :



Cela signifie que, théoriquement, 8kg de Na_2SO_3 sont nécessaires pour éliminer 1kg d'oxygène dissous. Afin d'accélérer la réaction, un catalyseur à base de cobalt est

introduit dans un réservoir d'essai. Après que la concentration en oxygène dissous a atteint la valeur zéro, le système d'aération est mis en marche. Par dissolution de l'oxygène de l'air dans l'eau, la concentration en oxygène augmente selon la fonction de saturation :

$$C_t = C_S - (C_S - C_0) \exp(-K_L a_T t) \quad (\text{II-6})$$

Où C_t , C_S et C_0 sont : la concentration d'oxygène à l'instant t , au point de saturation et à l'instant initial, respectivement. $K_L a$ peut être alors obtenu à partir de la relation entre C_t et t .

II.7.6. AERATION A L'ETAT NON STATIONNAIRE DE LA LIQUEUR DE BOUES ACTIVEES [29,32]

Dans l'aération de la liqueur de boue activée l'utilisation de l'oxygène (taux de respiration) par les microorganismes est prise en compte dans l'équation (II-4) et est modifié comme suit:

$$\frac{dC_L}{dt} = K_L a \cdot (C_{Sw} - C_L) - r \quad (\text{II-7})$$

Où r : taux d'utilisation d'oxygène par les micro-organismes, C_{Sw} la concentration de saturation d'oxygène pour les eaux usées, C_L la concentration d'oxygène dissous dans la liqueur de l'aérateur.

L'équation (II-7) est réarrangée pour donner :

$$\frac{dC_L}{dt} = (K_L a C_{Sw} - r) - K_L a C_L \quad (\text{II-8})$$

II.7.7. CAPACITE D'OXYGENATION

Dans l'évaluation d'un aérateur, la quantité d'oxygène transféré est estimée dans des conditions standards, correspondant à une température de 20° C et sous la pression atmosphérique normale. Le taux d'oxygène transféré par l'aérateur est caractérisé par sa capacité d'oxygénation (CO) qui est définie comme le taux de transfert d'oxygène dC / dt pour une concentration en oxygène initiale $C_L = 0$ et dans les conditions de température et

de pression standard [6, 2,19]. A partir de l'équation (II-4) on exprime CO (quantité d'O₂ / h) par la relation :

$$CO = \frac{dC}{dt} L = (K_L a)_{20^\circ C} (C_S - 0) V = (K_L a)_{20^\circ C} C_S \cdot V \quad (\text{II-9})$$

Où V est le volume du bassin d'aération.

II.7.8. EFFET DES CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES SUR LE TRANSFERT DE L'OXYGENE [29]

Lorsque l'oxygène est fourni pour le traitement biologique aérobie d'eaux usées, il est nécessaire de définir un facteur de correction qui établit un rapport entre le transfert d'oxygène et la nature des déchets. Ce facteur de correction établit le rapport entre le coefficient de transfert de masse globale ($K_L a$) pour les eaux usées et celui de l'eau du robinet défini précédemment.

$$\alpha = K_{L a} (\text{eaux usées}) / K_{L a} (\text{eau du robinet}) \quad (\text{II-11})$$

La valeur de α dépend de plusieurs variables :

1. La température de la liqueur mixte.
2. La nature des constituants dissous, organiques et minéraux.
3. Le niveau de l'agitation du bassin d'aération, généralement exprimé en termes de HP pour 1000 gallons de volume du bassin.
4. Les caractéristiques de l'équipement d'aération.
5. La profondeur du liquide et la géométrie du bassin d'aération.

L'effet de la température est attribué à la dépendance de la température du coefficient de transfert relatif au film liquide K_L .

Chapitre III

LES SYSTEMES DE DECANTATION
ET LES DIFFICULTES DE DECANTATION

INTRODUCTION

La décantation est une opération unitaire, parmi les techniques de séparation liquide-solide basées sur le phénomène de sédimentation, qui consiste à séparer d'un liquide les particules en suspension en utilisant les forces gravitaires.

Les procédés mis en œuvre diffèrent selon que l'on recherche seulement à augmenter la concentration des solides (épaississage) ou que l'on vise à obtenir un liquide clair à partir d'une suspension diluée (clarification) [26].

III.1. DIFFERENTS TYPES DES DECANTATEURS

III.1.1. DECANTATION D'ULTRAFINES EN SUSPENSION DILUEES [27]

Ces appareils sont utilisés principalement dans le traitement des eaux usées, domestiques ou industrielles, et des eaux potables, dont les composés sont :

- Des matières minérales (sables, limons, argiles...) ou organiques (acides humiques ou fulviques résultant de la matière organique, micro-organismes). Ces substances sont responsables de la turbidité et de la couleur, et leur dimension est supérieure au micromètre.

- Des matières colloïdales de même origine que les précédentes, mais d'une taille inférieure au micromètre. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.

- Des matières dissoutes, de dimensions inférieures à quelques nanomètres et qui nécessitent un traitement spécifique suivant leurs espèces (oxydation, précipitation, coagulation-floculation).

Un décanteur-clarificateur est généralement caractérisé par le temps de séjour des boues et leur concentration limite.

III.1.1.1. DECANTEUR STATISTIQUE [8, 27]

Ce mode de décantation s'applique surtout au cas du dessablage et du traitement des eaux pluviales caractérisées par des suspensions de fines particules en faible concentration. On a souvent recours au préalable à une étape de coagulation. Les appareils combinent alors les fonctions de conditionneur et de clarificateur. Ils sont cylindriques et la plupart d'entre eux sont munis d'un équipement de raclage ou de herses pour assurer ou améliorer la récupération et l'épaississement des boues. Leur conception générale est relativement identique d'un décanteur à l'autre. Le principe fait appel à une répartition de la suspension à décanter à partir d'une unité centrale munie d'une jupe de répartition. L'effluent décanté est récupéré à la périphérie alors que les boues sont extraites dans un puits central.

Les différents types de décanteurs se distinguent selon les domaines d'application et selon les dimensions minimales et maximales des appareils. Il en est ainsi par exemple des appareils Degrémont :

✓ Type CPM (Figure III-1), pour la clarification, l'épaississage et le stockage de faibles débits de boues.

✓ Type CPB (Figure III-2), pour la clarification de liquides très chargés en matières en suspension (MES) et l'épaississage de boues dans des ouvrages d'environ 20 m de diamètre.

✓ Type CFS (Figure III-3), pour la décantation de liquides très chargés en MES et l'épaississement de boues, pour des diamètres supérieurs à 20 m.

Quelques caractéristiques de ces appareils sont données dans le Tableau III-1.

Tableau III-1 : Caractéristiques dimensionnelles des clarificateurs- épaississeurs et des décanteurs- épaississeurs Degrémont CPM, CPB et CFS

Caractéristiques	Clarificateurs- épaississeurs CPM	Clarificateurs- épaississeurs CPB	Décanteurs- épaississeurs CFS
Diamètre (m)	2,7 à 7	5 à 20	26 à 70
Surface (m ²)	4,6 à 38,5	19,6 à 314	516 à 3800

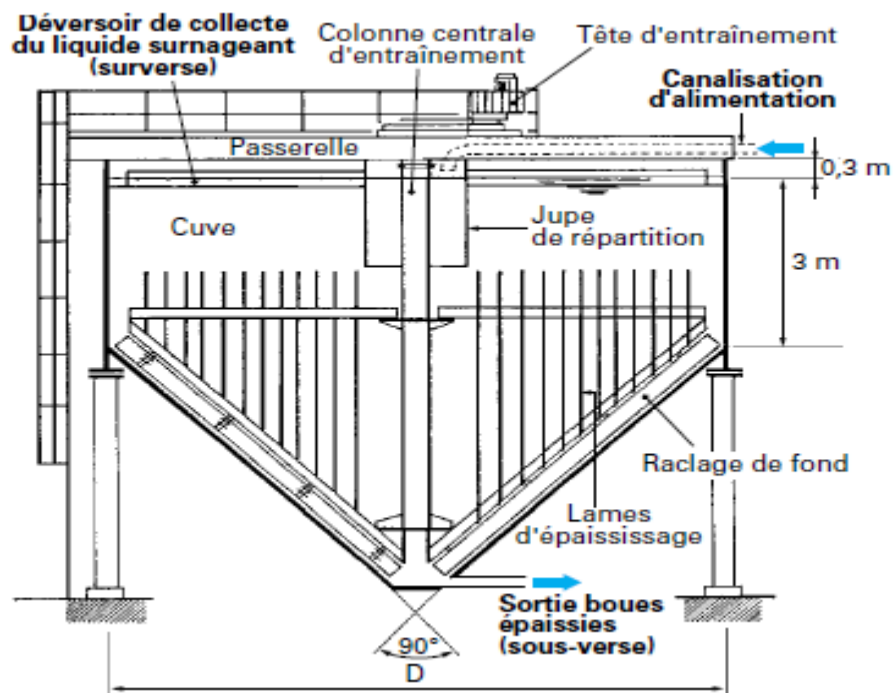


Figure III-1 : Coupe verticale du clarificateur-épaississeur CPM

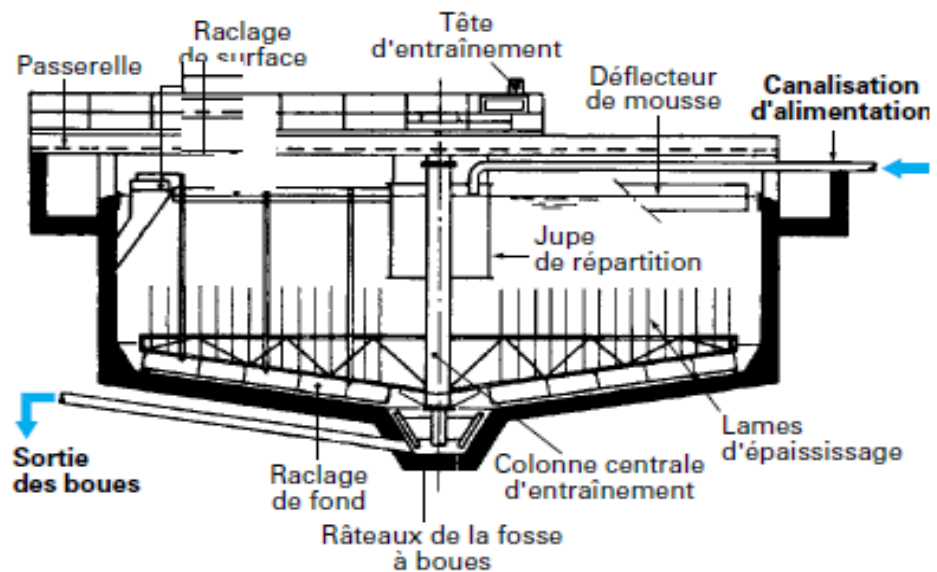


Figure III-2 : Coupe verticale du clarificateur-épaisseur CPB [9].

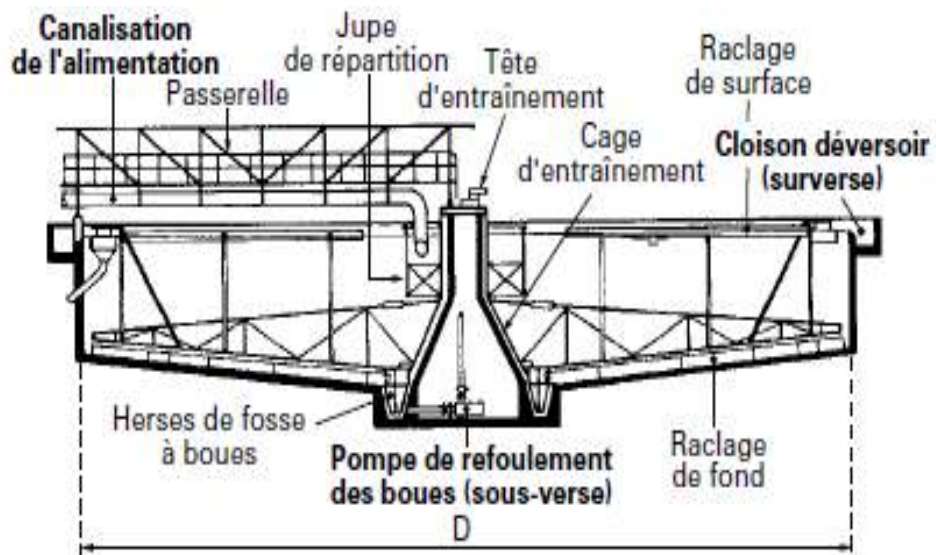


Figure III-3 : Coupe verticale du décanteur-épaisseur CFS [9].

III.1.1.2 DECANTEUR ACCELERE [8 ,10]

La décantation accélérée est particulièrement utilisée dans le traitement des eaux destinées à la consommation humaine, ou en prétraitement avant un traitement poussé pour certaines eaux industrielles. Elle est appliquée à des suspensions très diluées (quelques milligrammes à quelques centaines de milligrammes par litre).

Les solides en suspension sont généralement très divisés et demandent un prétraitement par coagulation-floculation. Pour accélérer la décantation, on peut alourdir les floes en ajoutant à

la suspension des particules fines de masse volumique élevée. Cet ajout est effectué au cours du processus de coagulation-floculation, et les particules sont alors incorporées aux floccs.

La plupart des appareils assurent tout ou partie de l'opération de coagulation-floculation soit parce que celle-ci est assurée in situ, comme dans le cas des décanteurs à lits de boues, soit parce qu'ils sont combinés aux appareils de floculation, comme dans le cas des décanteurs lamellaires à plaques ou à tubes.

III.1.1.2.1 DECANTEUR A LITS DE BOUES ET A RECIRCULATION DE BOUES [2, 28]

Le principe de ces appareils vise à favoriser la formation de particules plus grosses, qui décantent plus rapidement, en mélangeant des boues déjà décantées à la suspension à décanter, préalablement conditionnée avec un coagulant et éventuellement un floculant.

Les décanteurs à lit de boues fonctionnent par injection uniforme de la suspension à la base de l'ouvrage, au moyen d'une série de tuyaux perforés. Les boues sont maintenues en suspension comme dans un lit fluidisé. Les particules de la suspension à traiter rencontrent les particules du lit de boues et s'y agrègent. Les boues sont récupérées par un siphon qui joue le rôle de régulateur de la hauteur de leur lit. Dans cette classe, on trouve notamment le Pulsator (Degremont) [2, 8], dont le schéma de principe est donné dans la Figure III-4. Cet appareil et ses variantes se distinguent par le fait que la suspension à traiter est pulsée, c'est-à-dire que, périodiquement, elle est accélérée pendant un court instant.

Une autre variante des décanteurs à lit de boues est le Clariflux de Neyrtec (Figure III-5), qui est un décanteur entièrement statique composé de trois parties : un flocculateur, un clarificateur et un concentrateur de boues. Par une réduction des vitesses, les floccs rentrent en contact à l'intérieur du lit de boues, ce qui permet d'augmenter leur masse volumique apparente et, par conséquent, leur vitesse moyenne de sédimentation. Ce type d'appareil permet de traiter $10 \text{ à } 25 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ pour des diamètres de 0,8 à 6,5 m. La concentration en matières solides des boues extraites est de 20 à 30 %.

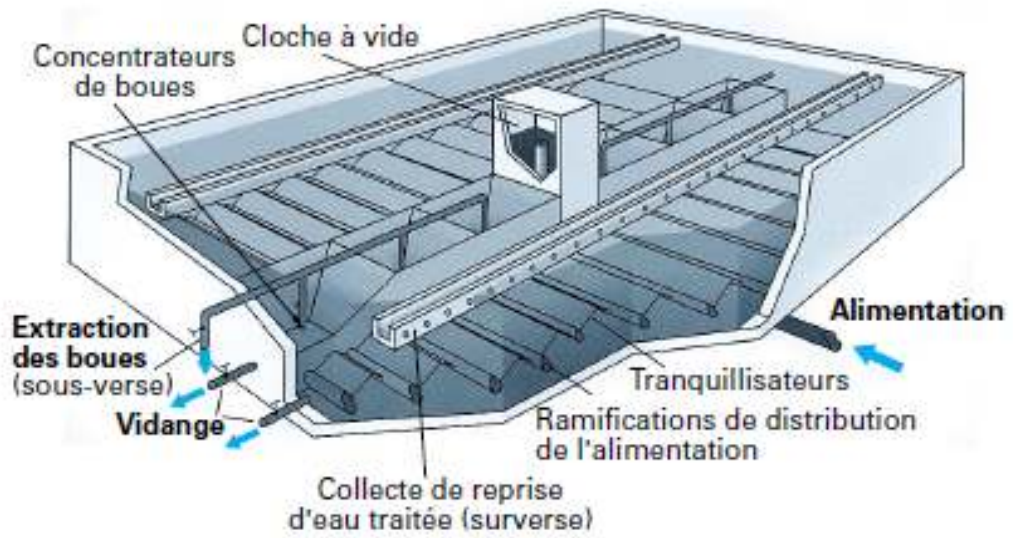


Figure III-4 : Vue en perspective du décanteur à lit de boues Pulsator [28].

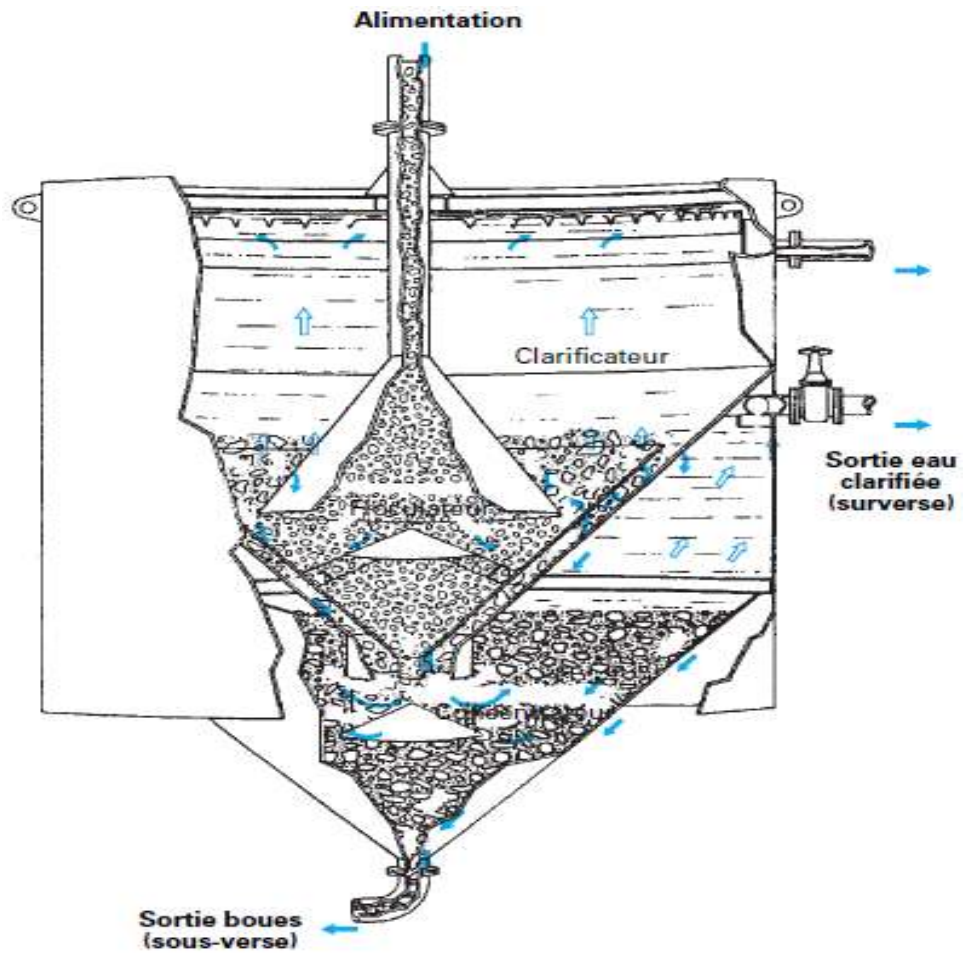


Figure III-5 : Coupe verticale du clarificateur-épaisseur à lit de boues Clariflux (Neyrtec)

Les décanteurs à recirculation de boues font appel au même principe fondamental. La suspension à décantation est mélangée dans un réacteur séparé avant d'entrer dans la zone de l'appareil où s'effectue la décantation proprement dite. Ce principe est utilisé dans le Densadeg de Degremont (figure III-6). Les ajouts successifs à l'eau à traiter sont le coagulant, ensuite les boues recyclées, enfin des polymères flocculants, directement dans la chambre de flocculation.

Les débits d'eaux traitées, appelés encore charge hydraulique dans la zone de décantation, sont compris entre 20 et 100 m³. m⁻². h⁻¹ suivant les applications. On peut avec cette technique obtenir des boues particulièrement concentrées (de 20 à 700 g/L de matières sèches).

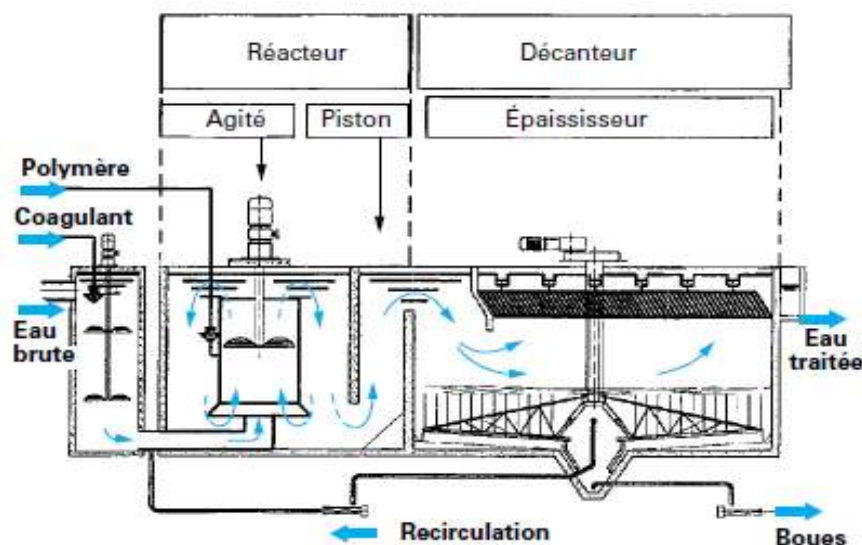


Figure III-6 : Coupe verticale du décanteur à recirculation de boues Densadeg (Degremont)

III.1.1.2.2. DECANTEURS A PLAQUES ET TUBES [26, 28, 29]

La décantation en tubes ou entre plaques inclinées est plus rapide que la décantation classique. En effet, les boues se forment assez rapidement sur la génératrice inférieure d'un tube ou sur les plaques d'un faisceau de plaques parallèles, puisque les particules suivent un chemin relativement court pour y parvenir. L'angle d'inclinaison sur l'horizontale α , assurant le glissement des boues, et donc leur évacuation, est un paramètre capital car il ne faut pas atteindre des vitesses à partir desquelles le régime devient turbulent, pour éviter la remise en suspension des particules. En principe, les plaques sont inclinées à 45° ou à 60° et leur écartement est de l'ordre de 10 cm. Des modules à tubes prismatiques ou à plaques sont parfois introduits dans les décanteurs à lit de boues, afin d'en améliorer les performances.

III.1.2. DECANTEUR-EPAISSISSEURS DE SUSPENSION [30]

Ils sont principalement utilisés dans l'industrie chimique et dans le traitement des minerais. Dans ce dernier cas, leur action principale consiste à épaissir les rejets des opérations d'enrichissement pour récupérer de l'eau, qui est recyclée, et pour épaissir les solides afin d'assurer leur épandage dans des ouvrages de type digue-bassin de rétention. Néanmoins, certains d'entre eux conviennent comme clarificateurs d'eaux usées.

Le principal désavantage d'un épaisseur de type conventionnel est la grande surface au sol qu'il nécessite, tandis que sa profondeur est de moindre importance. Différentes dispositions visant à réduire la surface de l'appareil, et donc son encombrement, ont été imaginées.

III.1.2.1. DECANTEUR CIRCULAIRES CLASSIQUES [2, 8]

Ils comportent les éléments suivants (Figure III-7) :

La cuve avec une goutte périphérique pour recueillir la surverse, qui est évacuée par débordement, et un orifice central ménagé à sa base pour évacuer les sédiments.

- La chambre d'alimentation consistant en un cylindre recevant la pulpe à traiter. Elle peut être pourvue de dispositifs servant à la floculation.

- Le mécanisme de raclage, dont le rôle est d'entraîner les solides décantés vers l'orifice d'évacuation par un mouvement de rotation lente des râpeaux. A cette action principale s'ajoute un effet de consolidation des boues qui augmente leur concentration en solides.

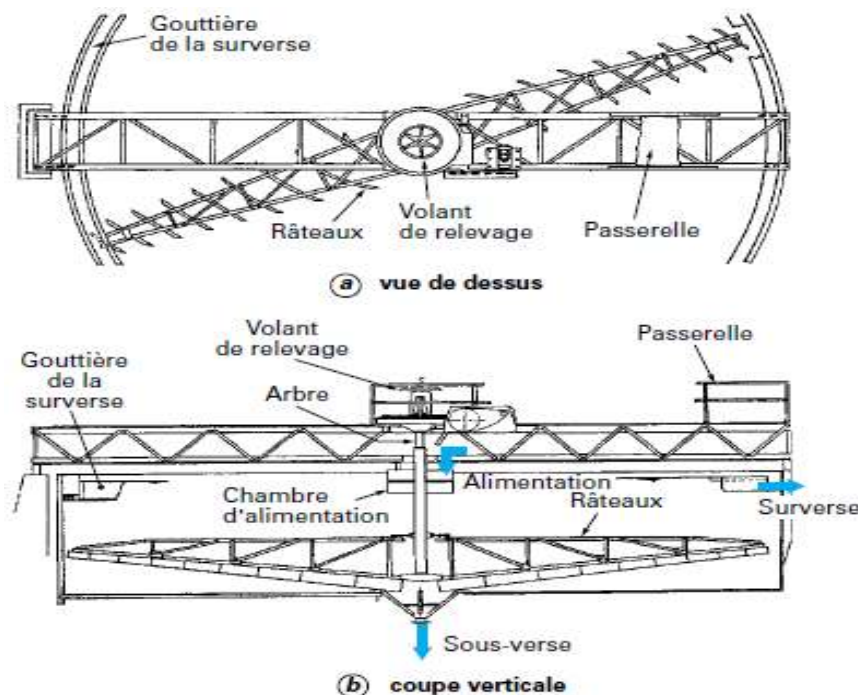


Figure III-7 : Schéma d'un décanteur circulaire classique

Le mécanisme de raclage est entraîné par une tête de commande située sur la colonne centrale ou sur une poutre reposant sur la cuve, ou encore par un chariot roulant sur le bord de la cuve, qui entraîne une poutre dans un mouvement circulaire communiquant elle-même le mouvement de rotation à la colonne centrale. Afin de permettre la construction d'épaisseurs de grand diamètre (≥ 75 m), pouvant épaissir des suspensions thixotropiques, corrosives et incrustantes, telles qu'on les rencontre dans les industries chimiques et minérales (Alumine procédé Bayer, papeterie...), différents dispositifs de raclage peuvent être utilisés :

- Bras diamétral placé au-dessus des boues qui tire les bras de raclage à l'aide de câbles (Figure III-8). C'est le cas, par exemple, du système CableTorq de Dorr-Oliver.

- Lames montées sur des tiges fixées aux bras de raclage et placées au-dessus de la zone de compression (figure III-9) Dans l'épaisseur Hi-Capacity (Eimco) la pulpe est d'abord introduite dans une chambre de mélange multiétages où le floculant est ajouté et rapidement dispersé, afin d'assurer son mélange avec la pulpe (Figure III-10). L'alimentation est ensuite réalisée au-dessous de la ligne de démarcation entre les boues et le liquide clair. Les solides sédimentés sont ramenés par un mécanisme classique de raclage vers le cône de décharge des boues. Ce type d'épaisseur est utilisé aussi bien dans les usines de concentration de minerais que dans les usines de traitement des eaux (Keane, 1982) [30].

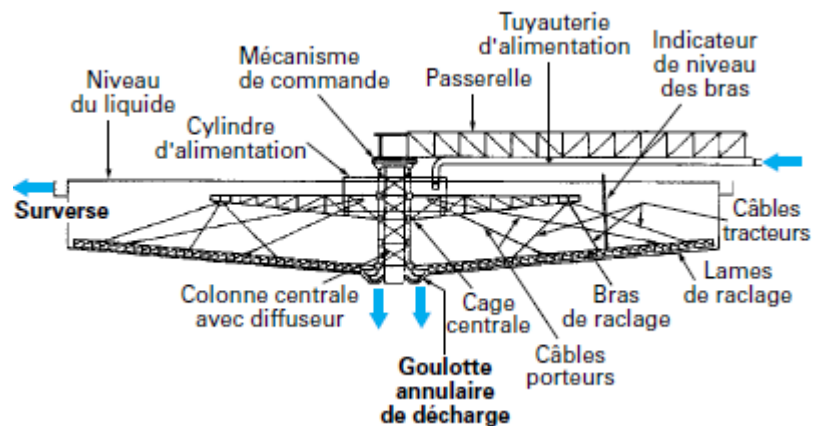


Figure III-8 : Coupe verticale d'un décanteur à traction par câbles

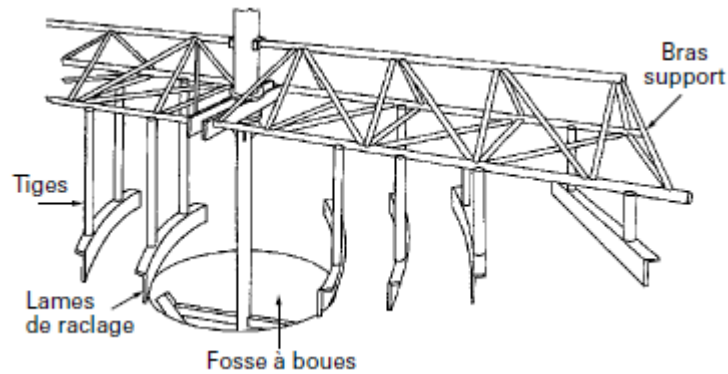


Figure III-9 : Schéma de dispositif de raclage par des lames fixées aux Bras par des tiges (Dorr-Oliver)

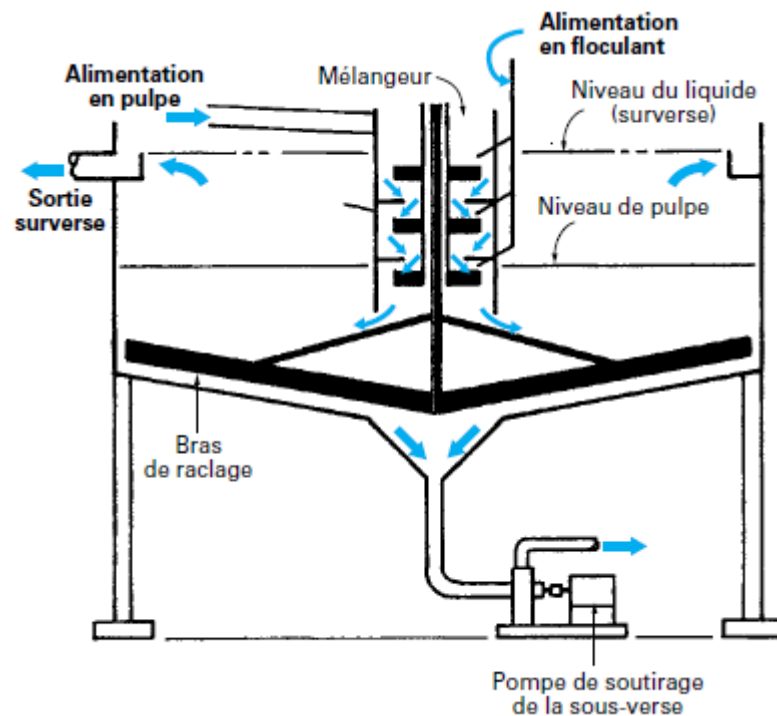


Figure III-10 : Coupe verticale du décanteur-épaisseur Hi-Capacity (Eimco)

III.1.2.2. DECANTEUR CIRCULATION A ETAGES [8,31]

Les épaisseurs à étages sont utilisés quand de grandes surfaces de clarification doivent être installées sur une petite surface au sol. Ils servent en particulier à séparer les particules solides des jus troubles en sucrerie de betterave et des jus bruts en sucrerie de canne. La cuve de l'épaisseur peut avoir jusqu'à cinq plateaux intermédiaires. Les compartiments peuvent être alimentés en série ou en parallèle. On peut aussi utiliser ce type d'appareil dans le lavage à contre-courant. Les mécanismes de raclage des différents étages

sont commandés par la même tête de commande fixée au milieu d'un pont-support, placé au-dessus de la cuve.

III.1.2.3. DECANTEUR CIRCULATIONS A COURANTS ANTAGONISTES [27]

Ils sont munis de cylindres d'alimentation qui favorisent l'agglomération, tout en diminuant la vitesse d'arrivée de la suspension et en assurant sa répartition dans la zone de clarification. Le cylindre Fitch développé par Dorr-Oliver comporte trois anneaux horizontaux à l'intérieur. L'alimentation est partagée en deux flux qui pénètrent tangentiellement dans le cylindre. La rencontre des deux courants de sens opposés brise l'énergie cinétique de la suspension, et la turbulence favorise la floculation des particules solides, ce qui augmente la vitesse de sédimentation.

Un autre exemple est celui du décanteur-épaississeur d'EnviroClear Corporation, pour lequel l'alimentation floculée arrive verticalement par le bas et est répartie horizontalement dans le lit de boues.

III.1.2.4. DECANTEURS RECTANGULAIRES [2, 9, 28]

La cuve a une section rectangulaire au lieu d'être circulaire. L'alimentation se fait à une extrémité de la cuve et est floculée dans un premier compartiment. La sous-verse est évacuée mécaniquement par un mécanisme de raclage à travers un orifice placé dans un deuxième compartiment, la surverse étant récupérée par débordement. Ce type d'appareil est peu utilisé dans l'industrie minière mais convient bien au traitement des eaux.

III.2. TYPOLOGIE DES DIFFICULTES DE DECANTION

Les boues activées représentent le procédé biologique le plus utilisé dans le traitement des eaux résiduaires biodégradables.

Le développement de microorganismes est une condition nécessaire au bon fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées. Bien que nécessaire, cette condition n'est cependant pas suffisante, les caractéristiques de la biomasse influant directement sur la structure des floes, leur densité et donc en définitive sur l'aptitude des boues à la décantation [31]. En conséquence, difficultés d'ordre biologique riment le plus souvent avec difficultés de décantation.

III.2.1. LES PRINCIPAUX PROBLEMES DE DECANTATION

Les difficultés de décantation ont pour origine des problèmes liés à :

- La floculation des boues.
- La densité des boues.
- La compaction des boues.

III.2.1.1. LES DIFFICULTES LIEES A LA FLOCCULATION DES BOUES

III.2.1.1.1. CROISSANCE DISPERSÉE [1,32]

Le test de décantation couplé à l'observation microscopique révèle une eau turbide, parfois laiteuse où seule est présente une population dense de bactéries dispersées. Cette situation peut-être rencontrée lors du démarrage de la station (forte charge appliquée), ou après un incident majeur ayant détruit ou lessivé la biomasse initiale.

III.2.1.1.2. DEFLOCCULATION [1, 33]

La qualité de l'eau traitée est/ou devient médiocre, on ne distingue pas de voile de boue (pas d'interface nette boue/eau) ni de microfaune lors de l'observation microscopique. Le degré de défloculation peut varier en fonction de l'intensité du toxique responsable du phénomène. Cet agent toxique est déversé le plus souvent accidentellement, parfois de façon cyclique.

Les moyens d'action restent limités sauf dans les cas où l'arrivée du toxique peut être prévue et que des bassins de stockage amont sont installés (stations industrielles).

Dans les autres cas, la situation ne peut être rétablie qu'après retour à la normale, c'est-à-dire lorsque le toxique n'est plus présent dans l'eau d'entrée, ou du moins à des concentrations tolérables par le procédé.

III.2.1.2. LES DIFFICULTES LIEES A LA DENSITE DES BOUES

III.2.1.2.1. FERMENTATION DES BOUES [1]

On constate des remontées de boues noirâtres et malodorantes en surface du décanteur secondaire, la flottation de ces boues s'explique par la présence de microbulles internes qui diminuent la densité apparente des boues. Ces bulles sont la résultante d'une activité de fermentation anaérobie au sein de la boue.

Les phénomènes de fermentation sont en général localisés (fond de décanteur, génie civil dégradé,...) et ne provoquent dans un premier temps pas d'altérations notables du traitement.

L'indice de boue et la décantation en éprouvette peuvent être tout à fait normaux.

III.2.1.2.2. DENITRIFICATION " SAUVAGE " DANS LE DECANTEUR

Dans les installations nitrifiantes, lorsque la teneur en nitrates à la sortie du bassin d'aération est élevée ($> 10 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$), des phénomènes de dénitrification dans le clarificateur peuvent intervenir en cas de séjours prolongés des boues au fond d'ouvrage (environ 2 heures et plus). Les microbulles d'azote gazeux entraînent vers la surface des particules de boue déjà

décantée. Ces phénomènes sont fréquents en période chaude sur les petites stations d'épuration à bassin d'aération unique.

La stratégie à adopter pour résoudre ce problème consiste à modifier les consignes de l'aération et de la recirculation afin d'assurer une dénitrification au sein même du bassin d'aération. Une dissociation des fonctions aération/brassage est également conseillée (dès la conception) pour contrôler plus aisément le phénomène qui peut affecter négativement la qualité de l'eau en sortie et être parfois à l'origine de phénomènes de mousses stables.

III.2.1.2.3. MOUSSES STABLES [1, 4,31, 32]

Présentes en surface des bassins, elles sont plus ou moins stables et visqueuses en fonction de leur concentration qui peut atteindre des valeurs très élevées (> 50 g MES/L). L'observation microscopique révèle systématiquement la présence de microorganismes filamenteux hydrophobes (*Nocardioformes* ou *Microthrix p.*: le plus fréquent). Il en résulte que la problématique des mousses biologiques est très proche de celle du foisonnement des boues.

Les principales causes du développement de ces germes spécifiques des mousses sont à rapprocher :

- ✓ D'un âge de boue élevé.
- ✓ De phénomènes de septicités (réseau long, impact d'un séjour prolongé en prétraitement ou traitement primaire).
- ✓ De la présence de graisses.
- ✓ De déséquilibres nutritionnels.

Différentes solutions ont été mises en œuvre pour combattre ce phénomène générateur de contraintes supplémentaires pour l'exploitant. Les résultats les plus performants ont été obtenus en mettant en œuvre une chloration pour une action curative à court terme ou une zone de contact pour une action préventive et curative à moyen terme (PUJOL et al., 1991) [34].

REMARQUE:

Le problème des mousses stables génère comme nous l'avons dit des difficultés d'exploitation, mais comme il est fréquemment associé à des indices de boue élevés (cas à *Microthrix p.*), il y aura en général des difficultés de décantation.

Si les cas à mousses stables sont les plus fréquents (PUJOL et al., 1991)[34], d'autres cas de moussage peuvent se présenter (mousses instables blanches dues à l'apport massif de détergents, mousses colorées liées à des apports industriels).

III.2.1.3. DIFFICULTES LIEES A LA COMPACTION DES BOUES [13]

III.2.1.3.1 GESTION DE LA CONCENTRATION DES BOUES

C'est parfois le cas lorsque les conditions de soutirage des boues en excès ne permettent pas d'extraire en quantité suffisante les boues produites (période hivernale, impossibilité d'épandre les boues,...). Cela entraîne une augmentation anormale du stock de boue dans le bassin d'aération puis le décanteur, avec pour conséquences négatives une consommation excessive d'électricité (respiration des boues) et des risques de pertes de boue en sortie (réduction de la capacité hydraulique du clarificateur). Ce type d'exemple illustre bien l'importance de trouver une destination finale des boues pérenne pour toute station d'épuration.

III.2.1.3.2. LE FOISONNEMENT [31,34]

Certains auteurs ont parfois distingué le foisonnement filamenteux du foisonnement non filamenteux (RIDEAU et MORFAUX, 1975 et RAPPELER, 1994). Si le premier cas est largement plus répandu, le deuxième peut néanmoins se manifester dans les expérimentations en laboratoires ou dans le traitement d'eaux résiduaires contenant des substrats facilement biodégradables (sucres, ...). Il est en général associé à des développements anormalement élevés de *Zooglea Ramigera* donnant des floccs très hydrophiles, volumineux et légers [35,36].

Le foisonnement filamenteux est caractérisé par un indice de boue ≥ 200 mL/g et une structure de boue filamenteuse. Il touche essentiellement les stations d'épuration en aération prolongée. On distingue différents types de microorganismes filamenteux (environ une dizaine pour les plus courants) spécifiques des conditions de fonctionnement des stations.

III.2.1.3.2.1. LES CAUSES DE FOISONNEMENT

- ✓ La nature de la pollution à traiter (composition de l'eau résiduaire, évolution dans le temps, carences ou déséquilibres nutritionnels).
- ✓ La septicité des eaux résiduaires.
- ✓ Les conditions d'aération.
- ✓ Les conditions de mélange.
- ✓ Les séjours prolongés des boues en fond de clarificateur.
- ✓ Le mode d'écoulement des eaux à traiter (mélange intégral, flux piston).

III.2.1.3.2.2. LES PRINCIPAUX MECANISMES DE DEVELOPPEMENT DES GERMES FILAMENTAUX [1]

✓ Leur morphologie particulière qui permet de meilleurs échanges avec le liquide interstitiel contenant le substrat et l'oxygène nécessaires au métabolisme.

✓ Leur taux de croissance favorisé par des concentrations en substrat et en oxygène limitantes.

✓ Leur métabolisme particulier dans des cas spécifiques (effluents riches en composés soufrés ou en substrats facilement assimilables).

En règle générale, les conditions de milieu très sélectives (carences en O₂, ou/et rejet de substrat, déséquilibres...) impliquent la prolifération des germes filamenteux dans les boues activées.

Pour une station confrontée à un cas de foisonnement, les moyens d'action retenus doivent être définis dans le cadre d'une approche pragmatique basée sur :

✓ Une caractérisation fine du problème biologique (identification des filaments, intensité du phénomène : suivi de l'indice de boue,...).

✓ Une analyse détaillée des paramètres de fonctionnement de la station (gestion de l'aération et des boues, conditions de brassage, composition des eaux à traiter).

✓ L'acuité du phénomène à caractère permanent ou occasionnel.

La première étape consistera donc à optimiser les conditions de fonctionnement des ouvrages dont les potentialités auront préalablement été déterminées.

Ensuite, si la situation n'est pas satisfaisante, il conviendra d'appliquer des solutions plus spécifiques, notamment celles dont l'efficacité est éprouvée :

✓ Installer une zone de contact dont l'effet est progressif mais durable pour les stations à faible charge.

✓ Chloration, dont l'action est rapide mais qui implique des contraintes particulières (sécurité, manipulations, coût, ...) et qui s'applique aux stations en aération prolongée.

Enfin, pour ce qui concerne les futures installations à boues activées (faible charge), il convient de prendre en compte cette notion de risque de foisonnement par des dispositions constructives appropriées (zones de contact par exemple. [12])

Chapitre IV

MATERIELS ET METHODES

IV.1. METHODES D'ANALYSES DES PARAMETRES DE POLLUTION

Les paramètres sont: MES, DCO, DOB₅, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³. Les analyses ont été réalisés pendant 12 mois (l'année 2009) à raison d'une fois par semaine. Les échantillons sont prélevés à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration.

IV.1.1. Matières en suspension (MES)

Théoriquement, ce sont les matières qui ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdal. Les MES comportent des matières organiques et des matières minérales. Toutes les MES ne sont pas décantables. Pour la mesure des matières en suspension, la méthode par centrifugation et séchage a été suivie (norme AFNOR 90-105). Une centrifugeuse Universel 16 Instrument équipée de godets de 200 ml de volume a été utilisée.

IV.1.1.1. Mode opératoire

On prélève 200 mL de l'eau. Par souci de l'homogénéité de l'échantillon de l'eau. Les 200 mL sont ensuite répartis dans quatre fioles jaugées de 50 mL puis versés dans quatre godets, centrifugés pendant 20 minutes à une vitesse de 3000 tours/min. En fin d'opération, on élimine le surnageant et on récupère soigneusement les culots de boue qu'on laisse sécher à l'étuve à 105°C jusqu'à atteindre une masse constante (en général pendant au moins 24 heures).

La différence de masse entre l'échantillon initial et le résidu sec obtenu permet de calculer la concentration en MES en mg/L.

$$\text{MES} = (E - T) \times 1000 / V$$

T : poids de la capsule vide en mg.

E : poids de la capsule après évaporation du résidu en mg.

V : volume de la prise d'essai en mL.

IV.1.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est la quantité d'oxygène exprimée en mg/L et consommée par les bactéries dans les conditions de l'essai d'incubation à 20°C et à l'obscurité, pendant 5 jours pour assurer la dégradation des matières présentes dans l'eau (Norme AFNOR DT 90 103 – décembre 1975).

IV.1.2.1. Mode opératoire

L'appareil utilisé pour la mesure de DBO₅ est appareil Oxitop RWTW. La mesure de la DBO₅ est basée sur le principe de la pression. La mesure est faite par des sondes de pression électroniques résistantes. Pour la mesure de la DBO₅, le pH doit être compris entre

6,5 - 7,5. Avec le tableau ci –dessous, on convertit la valeur mesurée affichée en valeur de DBO₅ (valeur mesurée x Facteur = DBO₅ mg/L).

Tableau IV-1: Table de conversion pour mesurer la DBO₅

Gamme de mesure (mg/L)	Volume de l'échantillon (mL)	Facteur
0 – 40	428	1
0 – 80	360	2
0 – 200	244	5
0 – 400	157	10
0 – 800	94	20
0 – 2000	56	40
0 – 4000	21,7	100

IV.1.3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les substances réductrices présentes dans l'effluent. La DCO est un indicateur de la quantité de composés organiques présente dans la boue. L'oxydant utilisé est le bichromate de potassium (Norme AFNOR NF 90 101). La mesure a été effectuée suivant la micro méthode spectre direct (Lovibond RS 232).

IV.1.3.1. Mode opératoire

- Prélever 2 mL de l'eau à analyser (eau brut ou eau épurée) et le rajouter au tube de réactif à DCO (contient en plus du dichromate de potassium des sels d'argent et de mercure. L'argent est un catalyseur et le sel de mercure est utilisé pour précipiter les ions chlorure).
- Les tubes sont ensuite chauffés à 150 °C pendant 2 heures.
- Laisser refroidir pendant environ 20 minutes.

Puis on lit au spectrophotomètre la valeur de l'absorbance de l'échantillon après avoir fait le zéro avec le blanc (gamme de concentration de 30 mg/L à 1500 mg/L) à la longueur d'onde de 620 nm. Le résultat est exprimé en mg d'oxygène par litre.

IV1.4. Ammonium (NH₄⁺)

Les analyses d'un échantillon des eaux usées effectuées avec une gamme [1-50 mg/L] et pour l'eau épurée, la gamme entre [0,02-2,5 mg/L].

- Ajouter 0,1 mL d'eau usée et 2 mL d'eau épurée dans chacun tube de réactif d'ammonium.
- Additionner un sachet d'AMMONIA Salicylate F5 et un sachet d'AMMONIA Cyanurate F5 dans chacun tube.
- Le temps de réaction est 20 minutes. Lire dans le spectrophotomètre.

IV.1.5. Nitrate (NO₃⁻)

Les analyses d'un échantillon des eaux usées effectuées avec une gamme [0,5-14 mg/L] et pour l'eau épurée, la gamme entre [1-30 mg/L].

- Ajouter 0,5 mL d'eau usée (1) et 1 mL d'eau épurée (2) dans chacun tube de réactif de Nitrate.
- Additionner 0,2 mL Nitrate-111 dans un (1) et un sachet de Nitrate Chromotropic dans (2).
- Le temps de réaction de (1) est 15 minutes et (2) pendant 5 minutes.

IV.1.6. Phosphate (PO₄³⁻)

Les analyses d'un échantillon des eaux usées effectuées avec une gamme [1,5-20 mg/L] et pour l'eau épurée, la gamme entre [0,07-3 mg/L].

- Ajouter 1 mL d'eau usée et 5 mL d'eau épurée dans chacun tube de réactif de Phosphate.
- Placer les deux tubes dans un réacteur (HACH) à une température de 100 C° pendant 30 minutes.
- Additionner 2 gouttes (0,1 mL) de Phosphate-101 et une cuillère de Phosphate-102 dans chacun tube.
- Le temps de réaction est 20 minutes.

- ❖ les méthodes : NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻ sont certifiées QM- System Certificate No.5394 DIN EN ISO 9001.
- ❖ Le calcul du taux d'abattement d'un paramètre X, exprimé en pourcentage est basé sur la formule suivante :

$$\% \text{ Abatement } (X) = \frac{C_i(X) - C_f(X)}{C_i(X)} \times 100$$

C_i(X) : Charge massique initiale d'un paramètre X (Kg/j).

C_f(X) : Charge massique finale d'un paramètre X (Kg/j).

IV.2. DETERMINATION EXPERIMENTALE DE L'INDICE DE BOUE

L'objectif recherché est l'étude de l'indice des boues au niveau du bassin biologique des deux STEP : station d'épuration de Souk-Ahras et de Sedrata.

IV.2.1. Définition de l'indice de boue (IB)

L'indice de boues, noté IB, représente le volume en ml occupé par un gramme de boue activée au niveau de bassin biologique après une décantation statistique de trente minutes

dans une éprouvette graduée. Il est exprimé en (mL .g⁻¹ de MES), il est calculé par la formule suivante :

$$IB = \frac{V_{30}}{MES_{\text{bassin}}}$$

V₃₀= volume de boues décanté en 30 minute en (mL/L).

MES_{bassin} = Concentration en matière en suspension dans l'éprouvette (g /L).

L'indice de boue est valide à condition que le volume décanté soit compris entre 100 mL et 300 mL .Dans le cas contraire une dilution est nécessaire. Dans ce cas, le calcul de l'indice de boue est le suivant :

$$IB = \frac{V_{30}}{MES \text{ dans l'éprouvette après dilution}}$$

Où

$$IB = \frac{V_{30}}{MES \text{ du bassin d'aération} \times 1/\text{facteur de dilution}}$$

Cet indice de boue est un outil précieux. Il a de multiples fonctions au niveau de la station d'épuration :

- ✓ Suivi et mise en évidence d'un foisonnement.
- ✓ Appréciation de l'effet des solutions techniques mises en œuvre pour améliorer la décantabilité de la boue.
- ✓ Vérification des performances du décanteur en service après prise en compte de la concentration des boues et du débit alimentant l'ouvrage.
- ✓ Utilisation a priori pour le dimensionnement de la surface du clarificateur.
- ✓ Aide à la gestion de la production de boue sur les petites stations dans la mesure où l'indice reste stable dans le temps.
- ✓ Caractérisation des boues en vue de leur déshydratation.

Tableau IV-2 : Valeurs seuil de l'indice de boue

IB < 100 mL.g ⁻¹ de MES	Condition idéale : les boues sédimentent facilement et plus souvent bien minéralisées (MVS < 65 %)
100 < IB < 150 mL.g ⁻¹ de MES	Condition acceptable pour des installations fonctionnant dans le domaine de faible charge – aération prolongée.
IB > 150 mL.g ⁻¹ de MES	Difficultés possibles de décantation liées au développement de bactéries filamenteuses

IV.2. 2. Matériels

- ✓ Eprouvette à pied de 1 litre.
- ✓ Un seau.
- ✓ Un chronomètre ou un minuteur.
- ✓ Dessiccateur.
- ✓ Balance.
- ✓ Capsule en porcelaine.
- ✓ Etuve.

IV.2. 3. Protocole expérimental

1- Prélever un échantillon de boues en sortie du bassin d'aération (l'aérateur étant en fonctionnement depuis $\frac{1}{4}$ d'heure) et un échantillon d'eau clarifiée (épurée) et éviter les flottants.

2- Remplir une éprouvette avec un litre de boue remise en suspension.

3- Agiter vigoureusement l'éprouvette de bas en haut sans perdre du mélange (obturer avec la paume de la main protégée par du parafilm ou un gant.

4- Poser l'éprouvette sur un plan horizontal stable non soumis à des vibrations, à l'ombre pour éviter l'augmentation de la température et déclencher la minuterie.

5- Après 30 minutes, noter le niveau du voile de boue (interface boue-eau) dans l'éprouvette. Cette valeur notée V_{D30} doit impérativement être comprise entre 100 et 300mL. Dans le cas contraire, vider l'éprouvette, la rincer et introduire 500 mL de boue et 500 mL d'eau clarifiée ce qui correspond à une dilution au $\frac{1}{2}$ et suivre la procédure à partir du point 3.

Les étapes 3 à 5 doivent être refaites avec des dilutions plus importantes ($\frac{1}{4}$ de boue, $\frac{1}{5}$,...) jusqu'à obtenir les conditions de validité du test (entre 100 et 300 ml de volume décanté après 30 minutes).

Le calcul de l'indice exige la mesure de la concentration en MES qui doit être effectuée au laboratoire. Les analyses de MES sont effectuées selon les procédures de la norme : AFNOR NF 890 – 105 – 2 janvier 1997 :

Exemple de dilution

Dilution au $\frac{1}{2}$ \Rightarrow 500mL de boue + 500mL d'eau épurée \Rightarrow dilution 2

Dilution au $\frac{1}{4}$ \Rightarrow 250mL de boue + 750mL d'eau épurée \Rightarrow dilution 4

IV.2.4. Exemple de calcul

Les données de calcul correspondant à la journée du 04/01/2009. (STEP de Souk-Ahras).

paramètre	V ₃₀ (mL/L)	V _{30dillution} (mL/L)	MES _{bassin} (g/L)	Dilution	IB (mL/g)
04/01/2009	365	211	3,34	Dilution ½	124,5

$V_{30} = 365 \text{ mL} > 300 \text{ mL}$ On a fait une dilution au ½

Alors : $V_{30 \text{ dilution}} = 165 \text{ mL/L}$

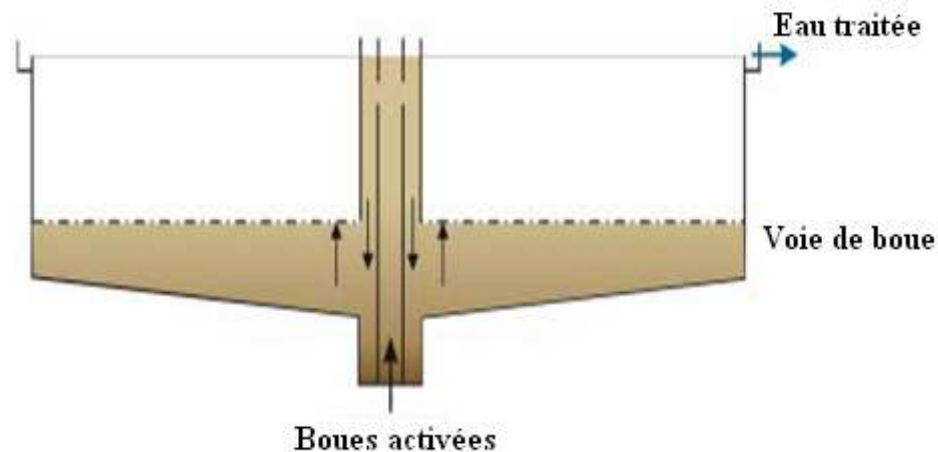
$MES_{\text{bassin}} = 3,39 \text{ g/L}$

$$IB = \frac{211}{3,39 \times 1/2} = 124,5 \text{ mL/g}$$

IV.3. VITESSE ASCENSIONNELLE

IV.3.1. Définition de la vitesse ascensionnelle

Schématiquement le phénomène de décantation consiste à créer dans le clarificateur des conditions de vitesse telles que le flux d'eau épurée ascendant ne perturbe pas la descente des particules que l'on souhaite concentrer au fond de l'ouvrage pour ensuite les soutirer (recirculation, extraction des boues en excès).



Au-delà de la limite hydraulique du clarificateur, on observe un engorgement à terme, un débordement du lit de boue (d'où les pertes de boue). Cette limite hydraulique s'exprime par la vitesse ascensionnelle (V_a en $\text{m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ ou charge hydraulique superficielle) :

$$V_a = \frac{Q}{S}$$

Q : débit maximal horaire observé à l'entrée de la filière biologique (en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

S : surface utile (surface au miroir) du clarificateur (en m^2).

Cette relation est très utile lors du dimensionnement du clarificateur : elle permet de déterminer le débit maximal horaire que pourra supporter l'installation en fonction de la surface du clarificateur.

I.3.2. EXEMPLE DE CALCUL DE LA VITESSE ASCENSIONNELLE

Mois	Débit max (m^3/h)	MES _{bassin} (g/L)	IB (mg/L)	Va ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)
Janvier	504,6	3,34	118,1	0,34

$S = 1452,2 \text{ m}^2$ Surface utile de clarificateur

$Q_p = 504,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

$$V_a = \frac{504,6}{1452,2} = 0,347 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$$

IV.4. DETERMINATION DES PARAMETRES FONDAMENTAUX

IV.4.1. CALCUL DE LA CHARGE MASSIQUE (Cm)

La charge massique est déterminée par la formule suivante :

$$C_m = \frac{\text{DBO}_{5 \text{ entrée}}}{V \times \text{MVS}_{\text{bassin}}}$$

Cm : charge massique (kg DBO/kg MVS.j).

DBO₅ : masse de DBO apportée par jour (kg/j).

V : volume du bassin d'aération (m^3).

MVS_{bassin} : concentration nominale de MVS dans le bassin d'aération (g/L).

Les données correspondant à la première semaine du mois de Janvier sont :

Pour une $\text{DBO}_{5 \text{ entrée}}$ de 3420,7 kg/j

$V = 13068 \text{ m}^3$

$\text{MES}_{\text{bassin}} = 3,39 \text{ g/L}$

$\text{MVS} = 0,7 \times \text{MES}_{\text{bassin}} = 0,7 \times 3,39 = 2,37 \text{ g/L} = 2,37 \times 10^{-3} \text{ Kg/m}^3$

Alors:

$$C_m = \frac{3420,7 \text{ kg DBO/j}}{2,37 \text{ Kg MVS} / \text{m}^3 \times 13068 \text{ m}^3} = 0,110 \text{ kg DBO/kg MVS.j}$$

IV.4.2. CALCUL DE LA PRODUCTION JOURNALIERE DE BOUES (Δ MES)

La production journalière de boues s'écrit [14]

$$\Delta \text{MES} = \frac{0,84 [\text{DBO}_5 \text{ entrée} + \text{MES}_{\text{entrée}}]}{2}$$

Avec :

$\text{DBO}_5 \text{ entrée}$: masse de DBO apportée par jour (kg/j)

$\text{MES}_{\text{entrée}}$: masse de MES apportée par jour (kg/j)

$$\text{DBO}_5 \text{ entrée} = 3420,7 \text{ kg/j}$$

$$\text{MES}_{\text{entrée}} = 3858,22 \text{ kg/j}$$

Donc :

$$\Delta \text{MES} = \frac{0,84 [3420,7 + 3858,22]}{2} = 3057,144 \text{ kg/j}$$

IV.4.3. CALCUL DE L'AGE DE BOUES (A)

$$A = \frac{V \times \text{MES}_{\text{bassin}}}{\Delta \text{MES}}$$

Avec:

A : âge de boues (j)

ΔMES : production journalière de boues (kg/j).

V : volume du bassin d'aération (m^3).

$\text{MES}_{\text{bassin}}$: concentration nominale de matières en suspension dans le bassin d'aération (g/L).

$$\Delta \text{MES} = 3057,144 \text{ kg/j}$$

$$V = 13068 \text{ m}^3$$

$$\text{MES}_{\text{bassin}} = 3,39 \text{ g/L}$$

$$A = \frac{13068 \text{ m}^3 \times 3,39 \text{ kg/m}^3}{3057,144 \text{ kg/j}} = 14,49 \text{ j}$$

IV.5. OBSERVATIONS MICROSCOPIQUES DES BOUES

L'observation microscopique d'une boue activée est indispensable pour faciliter la compréhension de la fonction d'une STEP.

Dans cette partie on fait l'observation microscopique de la boue activée pour les STEP (S/A et Sedrata) pendant une période de trois mois pour détecter différentes espèces protozoaires et métazoaires, bactéries filamenteuses.

Le suivi de la population de bactéries protozoaires et métazoaires ainsi que les bactéries filamenteuses du bassin d'aération de la STEP S/A et STEP de SEDRATA a été réalisé sur une période de trois mois, le système d'acquisition utilisé est constitué d'un microscope PARALUX WX/10 sur lequel a été connecté une caméra SSC DC 138.

Les observations des protozoaires et métazoaires se fait sur des états frais, les deux espèces sont vivantes et actives, mais l'observation des bactéries filamenteuses a été réalisée sur deux colorations (Gram et Bleu de Méthylène).

Comme pour l'analyse chimique le prélèvement de l'échantillon se fera à l'endroit du bassin d'aération où le brassage est maximum (boue activée bien brassée pour les deux STEP).

IV.5.1. Observation à l'état frais

- Une goutte d'échantillon est prélevée avec une pipette et déposée au centre d'une lame propre.
- Une lamelle est placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler la goutte.
- Une légère pression est appliquée afin de répartir le liquide sous la lamelle en une très fine couche.
- L'observation se fait en lumière directe avec l'objectif 100X.

IV.5.2. Procédure de la Coloration de GRAM

Elle est faite selon la méthode de Jenkins et coll., 1986 [3]. Cette coloration permet de classer les bactéries filamenteuses en deux catégories (bactérie Gram+ et bactérie Gram -)

a)- Technique de coloration

Une goutte d'échantillon de boue activée est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre.

La coloration est effectuée après séchage de l'étalement.

- 1 –Coloration 1 minute au cristal violet.
- 2 – Rinçage à l'eau claire.
- 3 – Coloration 1 minute au Lugo.

- 4 – Rinçage à l'eau claire.
- 5 – Décoloration rapide à l'alcool.
- 6 – Rinçage à l'eau claire.
- 7 – Recoloration 1 minute à la Safranine.
- 8 – Séchage à température ambiante.
- 9 – Observer à l'objectif X100.

I.5.3. Procédure de la Coloration de bleu de Méthylène :

- 1- Une goutte d'échantillon de boue activée est déposée au centre d'une lame propre.
- 2- Séchage à température ambiante.
- 3- Coloration environ 5 minutes au bleu de méthylène.
- 4- Séchage à température ambiante.
- 5- Observer à l'objectif X100.

Chapitre V

ETUDE DE LA STATION D'EPURATION
A BOUES ACTIVEES DE SOUK-AHRAS

V.1. DESCRIPTION ET DIAGNOSTIC DE LA STEP DE SOUK-AHRAS

La station d'épuration de la ville de Souk-Ahras est destinée à traiter les eaux usées domestiques avant leur rejet à l'Oued Medjerda.

Les données de base sont les suivantes :

- Type de réseau : Unitaire
- Nature des eaux brutes : Domestiques
- Population raccordée : 150 000 EH

Tableau V- 1 : Caractéristiques des eaux brutes de la STEP de Souk-Ahras

DBO ₅	300 mg/L	9000 Kg/j
MES	400 mg/L	12000Kg/j

Tableau V- 2 : Débits des eaux brutes de la STEP de Souk-Ahras

Journalier	30000 m ³ /j
Moyen	1250 m ³ /j
Pointe temps sec	1960 m ³ /h
Pointe temps de pluie	3750 m ³ /h

V.1.1. FINALITE DU TRAITEMENT

Les caractéristiques de l'effluent à la sortie de la station d'épuration déterminé sur une période moyenne de 24 heures sont fixées comme suit :

- DBO₅ : Inférieure ou égale à 30 mg/L
- MES : Inférieure ou égale à 30 mg/L
- DCO : Inférieure ou égale à 90 mg/L
- PH : Compris entre 5,5 et 9

V.1.2. BASSIN D'AERATION

La station est dotée de deux bassins d'aération dont les dimensions sont les suivantes :

- Longueur 66 m
- Largeur 44 m
- Hauteur d'eau 4,50 m

- Volume unitaire 13068 m³
- Volume total 26 136 m³

Il y a 6 aérateurs de surface identiques par bassin, à axe vertical et vitesse de rotation lente et ayant une puissance nominale de 75 kW.

Tableau V- 3 : Caractéristiques du processus de l'installation : Très faible charge massique de boues (STEP Souk-Ahras)

Temps de séjour hydraulique	21 heures
Concentration en boues	5 g/L
Charge volumique moyenne	0.34 kg DBO ₅ /m ³ /J
Charge massique moyenne	0.07kg DBO ₅ /kgMS.J

V.1.3. CLARIFICATEUR

Il y a deux unités identiques ayant les dimensions suivantes

- Hauteur en périphérie 3m
- Hauteur d'eau au centre 5,40 m (total)
- Surface (hors goulotte) 1452.2 m²
- Volume utile 5800 m³ (environ)

V.1.4. FILIERE DE TRAITEMENT ADOPTEE

- Dégrillage grossier
- Dégrillage fin manuel
- Dessablage, déshuilage aéré
- Aération
- Décantation
- Recirculation des boues et pompage des boues en excès
- Déshydratation sur lits de séchage.
- Désinfection de l'effluent traité

II.1.5. LES PROBLEMES RENCONTRES

- ✓ La station n'est pas équipée d'oxymètre pour la mesure du taux d'oxygène au niveau de bassin d'aération. (Couleur de boue, DBO₅ et DCO).
- ✓ Mise en arrêt des aérateurs quotidiennement dans les heures de pointe : 17H jusqu'au 21H pour réduire la consommation d'énergie.

- ✓ Une mousse des boues flottantes à une couleur marron clair au niveau de bassin d'aération.
- ✓ Les chutes de tensions électriques fréquentes dans la journée gênent le fonctionnement des aérateurs.
- ✓ Problème d'évacuation des boues au niveau des lits de séchage.

V.2. RESULTATS ET DESCUSSION

V.2.1. PARAMETRES DE POLLUTION

Tous les résultats des paramètres sont les moyennes de chaque mois de l'année 2009.

V.2.1.1. MES

Les résultats de la MES sont présentés sur la figure V-1 :

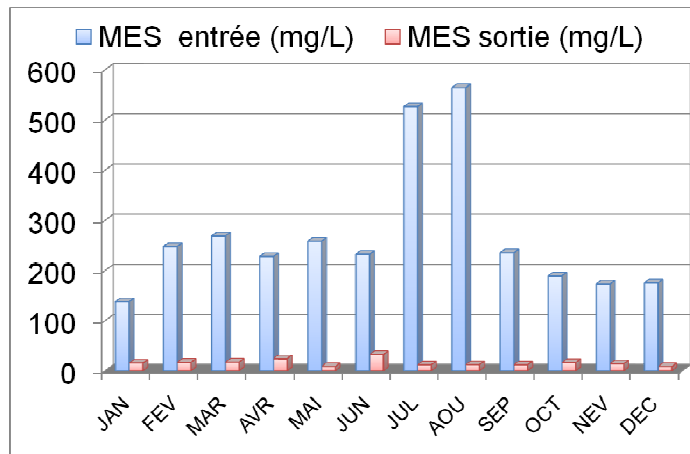


Figure V-1 : Concentration en MES à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009

Les résultats montrent que la concentration en matières en suspension à l'entrée de la station est élevée durant les mois Juillet, Août et a pour valeurs 526,3 et 564,6 mg/L respectivement ceci s'explique par:

↳ La collecte des eaux usées vers la station est assurée par un réseau unitaire, la quantité de pollution qui arrive est élevée (pas d'eaux pluviales), et la dotation en eau potable de l'agglomération est moins importante au cours la saison d'été.

Par contre la concentration en MES à la sortie est inférieure à 30 mg/L ce qui respecte les normes de rejet dans le milieu récepteur sauf le mois de Juin (32,5 mg/L) à cause d'un problème mécanique au niveau le clarificateur.

D'autre part, les résultats de rendement obtenus sur MES sont présentés sur la Figure V-2. Les rendements de la MES sont élevés (90 %), sauf les mois de Janvier, Avril et Juin où les valeurs sont 88%, 89,3% et 86% respectivement. Ceci indique un problème de la décantation au clarificateur.

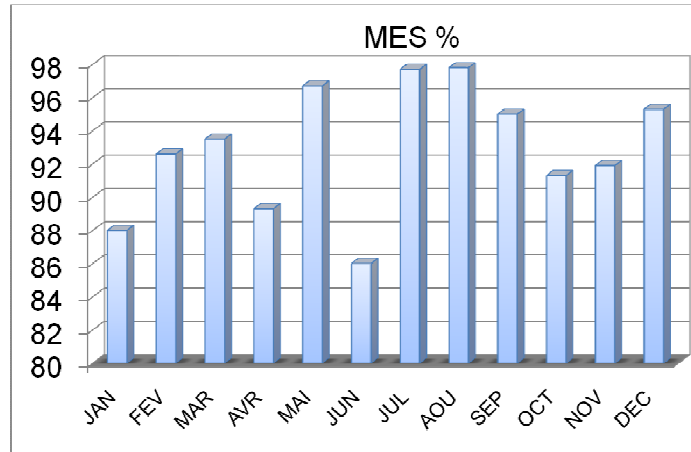


Figure V-2 : Pourcentage d'abattement de la MES de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009

V.2.1.2. DCO

La représentation graphique de la DCO moyenne à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras est illustrée sur la Figure V-3 :

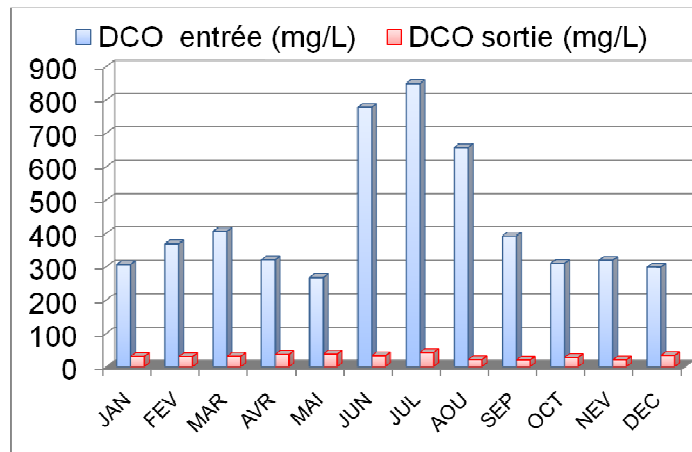


Figure V-3 : DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009

D'après les résultats on remarque que la DCO à l'entrée de la STEP est élevée. Les causes sont les mêmes que celles évoquées pour les MES c-à-d la concentration de la pollution (matière organique biodégradable et non biodégradable) est pendant la saison d'été. En revanche la DCO à la sortie est inférieure à 90 mg/L ceci s'explique par une bonne

oxydation des matières organiques biodégradables et non biodégradables au niveau du bassin d'aération.

Les valeurs d'abattement de la DCO sont présentées sur la figure V-4

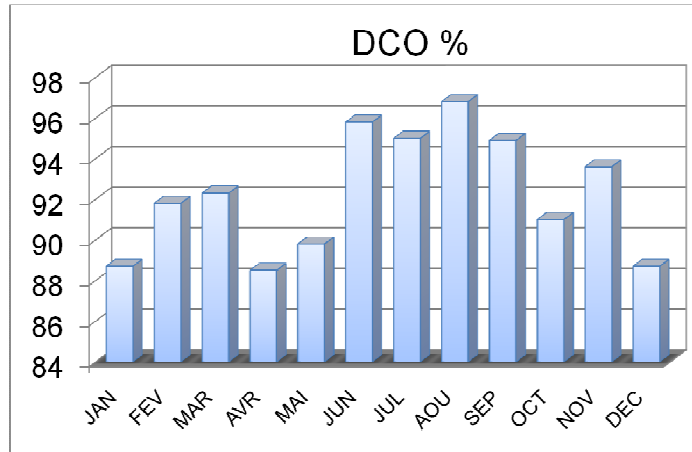


Figure V-4 : Pourcentage d'abattement de la DCO de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009

On remarque que les rendements de l'abattement de la DCO sont acceptables (supérieur à 90%) pendant les mois de Janvier, Avril et Mai et Décembre à cause de la faible charge de matière organique qui arrive à la station.

V.2.1.3. DBO₅

Les résultats de la DBO₅ moyenne à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant une année sont présentés sur la Figure V-5 :

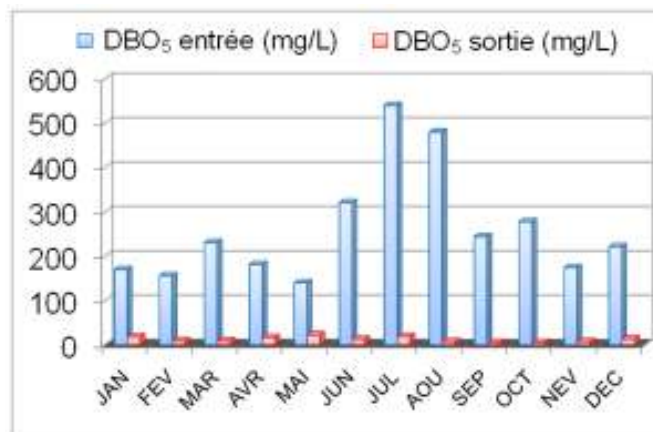


Figure V-5 : DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009

D'après cette figure ,on remarque que la DBO₅ à l'entrée de la STEP est faible pendant les mois (Juin, Juillet, Août) et a pour valeurs 321 ,540 et 480 mg/L respectivement .En été la température augmente ,le taux d'oxygène dans l'air diminue proportionnellement , ce qui engendre un ralentissement ou un arrêt des micro-organismes aérobies, qui assure la décomposition des matières (aération naturelle) organiques contenues dans l'eau .Par contre à la sortie de la station la DBO₅ durant l'année est dans les normes (<30 mg/L) c-à d la quantité d'O₂ dissous fournie aux aérateurs dans le bassin d'aération est suffisante pour les besoins des bactéries pour la dégradation de la matière organique .

Les rendements de l'abattement de la DBO₅ de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009 sont illustrés sur la figure V-6

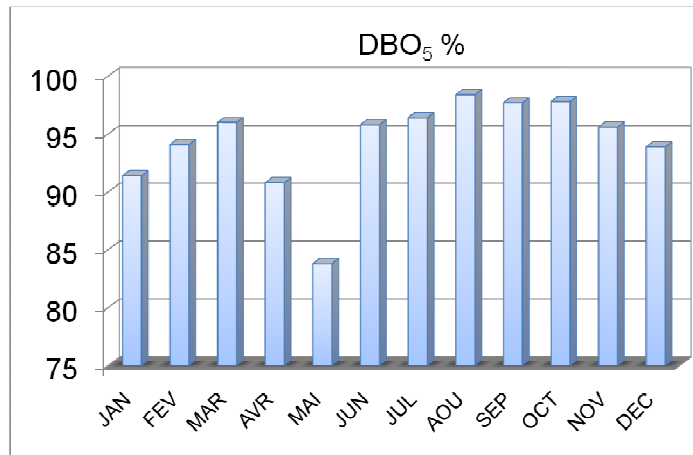


Figure V-6 : Pourcentage d'abattement de la DBO₅ de la STEP de la Souk-Ahras pendant l'année 2009

Les rendements de l'abattement de la DBO₅ sont supérieurs à 90% sauf pendant le mois de Mai où le rendement est de 83,8% à cause d'une faible charge organique à la station.

V.2.1.4. NH₄⁺

Les résultats de l'analyse des concentrations en NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras sont portés sur la figure V-7 :

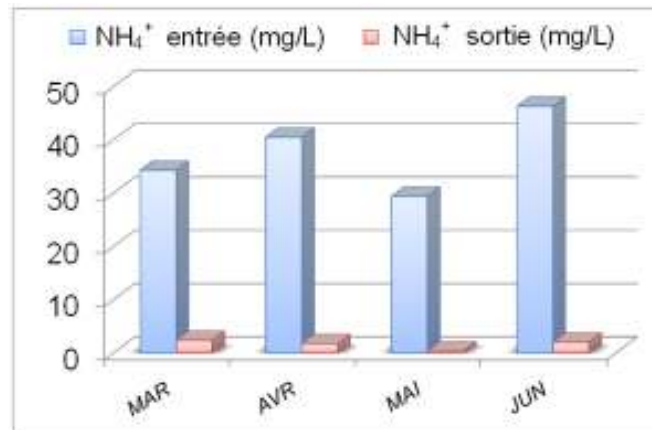


Figure V-7 : Concentration en NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras

Ces résultats indiquent une augmentation de NH₄⁺ dans les eaux usées c-à-d. une quantité de pollution azotée importante surtout au mois de Juin où elle atteint 46,3 mg/L. Les concentrations en NH₄⁺ de l'eau épurée sont faibles et comprises entre 2,36 mg/L au mois de Mars et 2,01 mg/L au mois de Juin. On explique cet abattement par l'existence d'une quantité d'O₂ importante dans le bassin d'aération qui assure le phénomène de nitrification (NH₄⁺ est oxydé en nitrate ou nitrite par la consommation de l'oxygène).

Le rendement de l'abattement de NH₄⁺ de la STEP de Souk-Ahras est illustré sur la figure V-8.

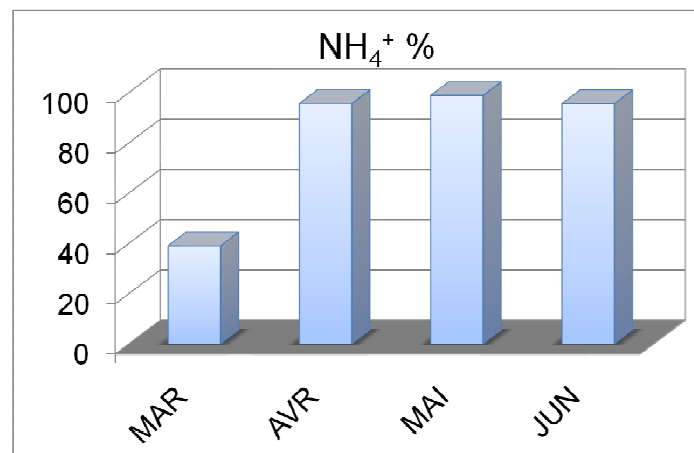


Figure V-8 : Pourcentage d'abattement de NH₄⁺ de la STEP de la Souk-Ahras pendant l'année 2009

On observe que les valeurs de rendements de l'abattement de NH₄⁺ sont supérieures à 90 % sauf le mois de Mars (39,1 %).

V.2.1.5. NO_3^-

D'après les résultats de la concentration en NO_3^- regroupés dans la figure II-9 à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant une année, on remarque que les nitrates sont en quantités faibles dans l'eau usée c.-à-d. que la quantité de la pollution azotée est élevée, mais après le traitement le nitrate augmente à cause de la nitrification ce qui signifie que le taux d'oxygène dissous dans le bassin d'aération est suffisant.

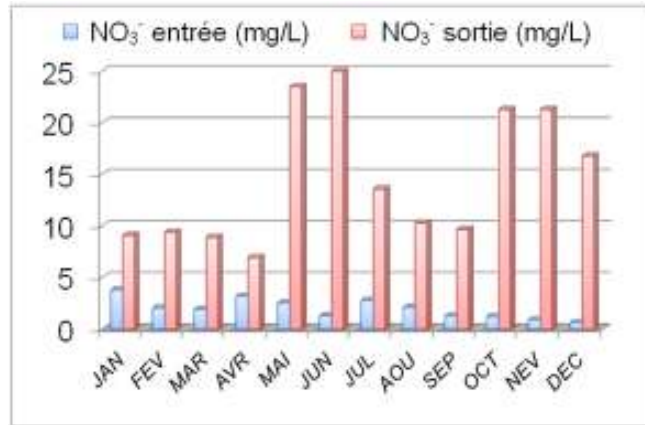


Figure V-9 : Concentration en NO_3^- à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009

Les rendements de l'abattement de NO_3^- de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009 sont présentés sur la figure V-10 :

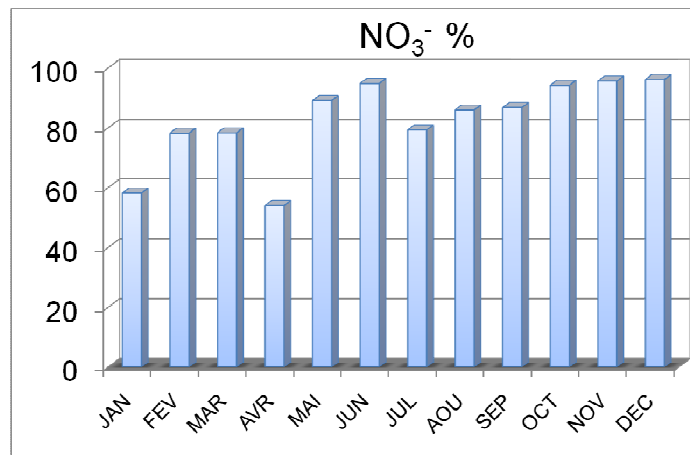


Figure V-10 : Pourcentage d'abattement de NO_3^- de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009

On observe que les valeurs de rendements de l'abattement des nitrates sont variées durant l'année entre 54% au mois d'Avril et 96,1% au mois de décembre

V.2.1.6. PO_4^{3-}

Les concentrations en PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année sont présentées sur la figure V-11 :

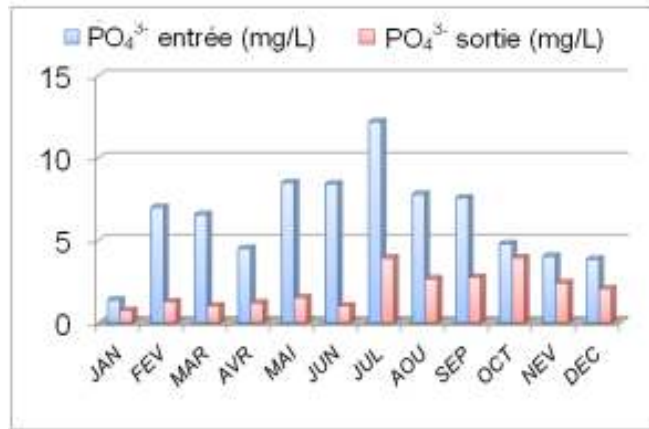


Figure V-11 : Concentration en PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant l'année 2009

Ces résultats montrent que les concentrations en PO_4^{3-} à l'entrée de la STEP sont variées et élevées (12,2 mg/L au mois de Juillet). A la sortie de la STEP on remarque que les concentrations en PO_4^{3-} sont supérieures aux normes de rejet dans le milieu récepteur. La déphosphatation n'est donc pas complète dans le bassin d'aération.

La Figure V-12 présente le rendement de la déphosphatation de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009. Les rendements sont faibles surtout durant les mois de Janvier, Octobre, Novembre et Décembre (46,9 %, 17,9%, 40,5%, 46,8%) respectivement.

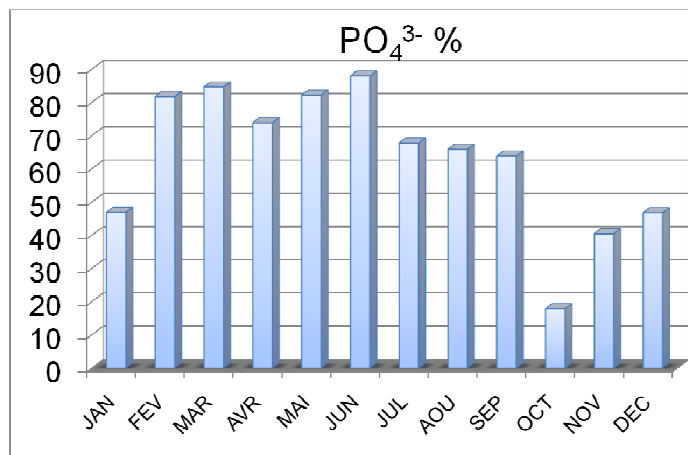


Figure V.12 : Pourcentage d'abattement de PO_4^{3-} de la STEP de Souk-Ahras pendant l'année 2009

- ❖ Les rendements annuels des paramètres de l'année 2009 de la STEP de Souk-Ahras sont regroupés dans le tableau V-4.

Tableau V- 4 : Valeurs annuels de rendements des paramètres de pollution de l'année 2009 de la STEP de Souk-Ahras

Paramètre	MES (%)	DCO (%)	DBO ₅ (%)	NH ₄ ⁺ (%)	NO ₃ ⁻ (%)	PO ₄ ³⁻ (%)
Rendement	92.92	92.24	94.3	82.32	82.55	63.35

Les résultats montrent que les rendements de l'abattement de la pollution caractérisée par la DCO, DBO₅ et MES sont supérieurs 90 %.

Les rendements de l'abattement de NH₄⁺, NO₃⁻ et PO₄³⁻ sont moyens : 82,32%, 82,55% et 63,35% respectivement.

V.2.2. DETERMINATION DES PARAMETRES FONDAMENTAUX DU CLARIFICATEUR

Cette partie détermine quatre paramètres fondamentaux en aération prolongé ou à faible charge, la charge massique, l'âge de boue, l'indice de boue, la vitesse ascensionnelle dans le clarificateur.

V.2.2.1. LA CHARGE MASSIQUE ET L'AGE DE BOUES

Les résultats du calcul de la charge massique pour la STEP de Souk-Ahras sont regroupés dans le tableau V-5 :

Tableau V-5: Charge massique de la station de Souk-Ahras

Mois	MES (Kg/m ³)	MVS (Kg/m ³)	DBO ₅ entrée (Kg/j)	Cm (KgDBO ₅ /KgMVS.J)
Janvier	3,34	2,34	1510,9	0,049
Février	3,5	2,45	1371	0,048
Mars	3,37	2,36	2038,9	0,069
Avril	3,9	2,73	1614,3	0,043
Mai	2,29	1,60	1291,5	0,071
Juin	3,08	2,16	3715,4	0,012
Juillet	4,47	3,13	6219,9	0,012
Aout	5,35	3,74	4921,6	0,011

D'après ces résultats, on remarque que les valeurs de la charge massique sont inférieures à 0,07 KgDBO₅ /Kg MVS.j durant les quatre premiers mois de l'année, à cause un excès des boues au niveau du clarificateur et au bassin d'aération.

Les résultats du calcul de l'âge de boue pour la STEP sont regroupés dans le tableau V-6

Tableau V-6 : Les valeurs de l'âge des boues de la STEP de Souk-Ahras

Mois	MES _{bassin} (Kg/m ³)	DBO ₅ entrée (Kg/j)	MES _{entrée} (Kg/j)	ΔMES (Kg/j)	A (J)
Janvier	3,34	1510,9	2218,16	1354,68	25,06
Février	3,5	1371	2420,59	1362,15	26,35
Mars	3,37	2038,9	2373,49	1853,19	20,59
Avril	3,9	1614,3	1818,33	1441,71	19,19
Mai	2,29	1291,5	2456,67	1303,01	27,14
Juin	3,08	3715,4	2691,26	1754,52	19,87
Juillet	4,47	6219,9	6059,39	3415,73	22,5
Aout	5,35	4921,6	5859,16	3494,38	26,71

On remarque aussi que les valeurs de l'âge de boue sont élevées et supérieures à 20 jours. Ceci est en respect avec les normes.

V.2.2.2. L'INDICE DE BOUES

Les résultats de l'indice de boue sont portés dans le Tableau V-7 :

Tableau V-7 : Les valeurs de l'indice de boue de la STEP Souk-Ahras

Mois	V ₃₀ (mL/L)	V ₃₀ dilution (mL/L)	MES _{bassin} (g/L)	Dilution	IB (mL/g)
Janvier	421,17	197,7	3,34	Dilution ½	118,1
Février	529	232,3	3,5	Dilution ½	132,8
Mars	390	201,4	3,37	Dilution ½	119,4
Avril	577,5	204,5	3,9	Dilution ½	104,9
Mai	143	/	2,29	/	62,66
Juin	129,6	/	3,08	/	42,8
Juillet	210,8	/	4,47	/	47,39
Aout	297,5	/	5,35	/	55,56

Les résultats de calculs de l'indice de boue moyen de chaque mois pour la STEP de Souk-Ahras montrent que pour les quatre premiers mois de l'année, IB est supérieur à 100 mL/g de MES ce qui signifie une condition de la décantation acceptable pour l'installation. Au cours des autres mois IB est inférieur à 100 mg/L de MES ce qui indique une condition idéale de décantation.

V.2.2.3. LA VITESSE ASCENSIONNELLE

Le décanteur secondaire a été dimensionné sur la base d'une vitesse ascensionnelle de 0,6 m/h pour un débit de pointe horaire 1250 m³/h. Cet ouvrage a donc une surface de 1452,2 m².

Les résultats de calcul de la vitesse ascensionnelle pour la STEP sont regroupés dans le Tableau V-8.

Tableau V-8 : Vitesse ascensionnelle de clarificateur de la STEP de Souk-Ahras

Mois	Débit max (m ³ /h)	MES _{bassin} (g/L)	IB (mg/L)	Va (m ³ /m ² .h)
Janvier	504,6	3,34	118,1	0,34747
Février	599,02	3,5	132,8	0,41249
Mars	585,6	3,37	119,4	0,40325
Avril	533,5	3,9	104,9	0,36737
Mai	609,6	2,29	62,66	0,41978
Juin	735,1	3,08	42,8	0,5062
Juillet	746,6	4,47	47,39	0,51412
Aout	717,7	5,35	55,56	0,49422

D'après ces résultats on remarque que la vitesse ascensionnelle admissible calculée à partir de la surface et le débit de pointe horaire de chaque mois est inférieure à 0,6 m/h et le débit de pointe horaire moyen ne dépasse pas la valeur limite. Ceci indique que le clarificateur est bien dimensionné hydrauliquement.

V.2.3. OBSERVATION MICROSCOPIQUE DE BOUES ACTIVEES

L'observation macroscopique du bassin d'aération (figure V-13) révèle une couche des amas flottants très stable en surface de bassin d'aération, et une couleur marron clair à foncé, que la marche des aérateurs ne détruit pas, mais les repoussent sur les côtés du bassin. Elles se reforment à l'arrêt de l'agitation.

La figure V-14 montre que le test de demi-heure de décantation relève une présence de flottants. La couleur du surnageant est verdâtre et est due à un développement d'algues dans les ouvrages



Figure V-13 : Couche de la mousse biologique en surface de bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras



Figure V-14 : Test de décantation : présence de flottants (STEP de Souk-Ahras)

Tableau V-9 : Observation microscopique de boue activée de la STEP de Souk-Ahras

PROTOZOAIRE		Presence
Petit flagella	DIPLOMONADIDA	(+)
Ciliés	EPISTYLIS	(+)
	ASPIDISCA	(+)
	ZOOTHMUIUM	(++)
METAZOAIRE		
	NEMATODE	(++)
BACTERIES FILAMENTEUSES		
	NACARDIO	(++)
	MICROTHIX PARVICELLA	(++)

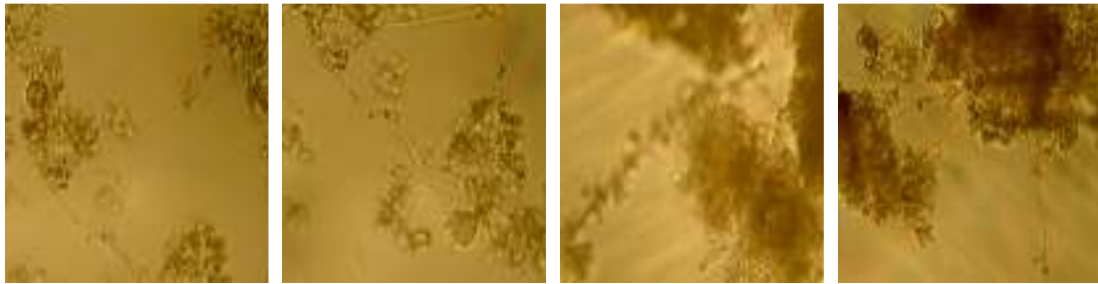


Figure V-15 : Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à l'état frais (bactérie filamenteuse NACARDIO -contraste de phase 1000X)

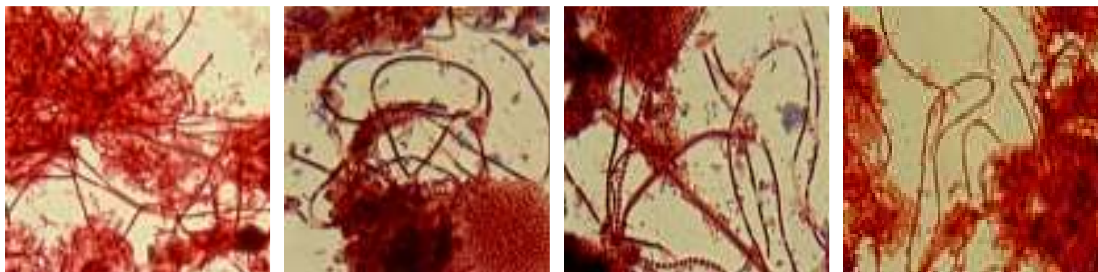


Figure V-16: Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à coloration de GRAM (bactérie filamenteuse MICROTHIX PARVICELLA contraste de phase 1000X)

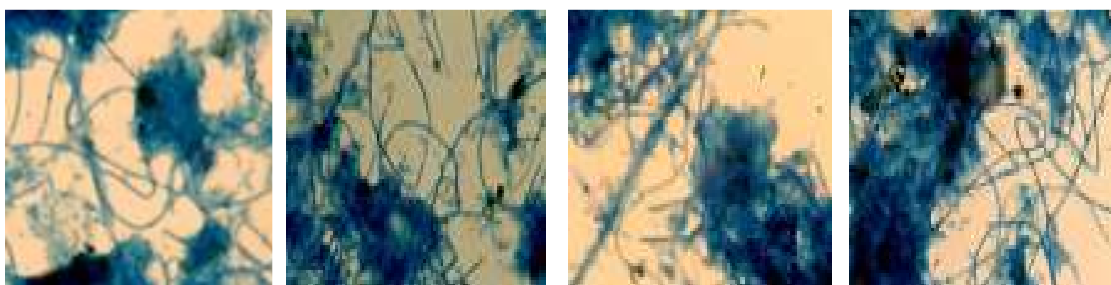


Figure V-17: Observation microscopique des différents échantillons de boues activées à coloration de Bleu de Méthylène (bactérie filamenteuse MICROTHIX PARVICELLA contraste de phase 1000X)

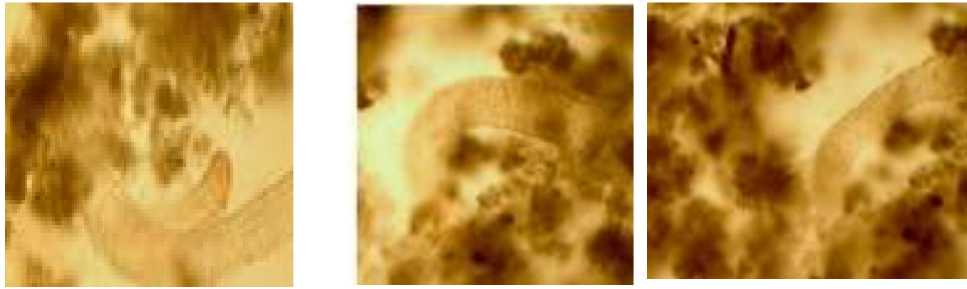


Figure V-18: NEMATODE. Contraste de phase 1000X

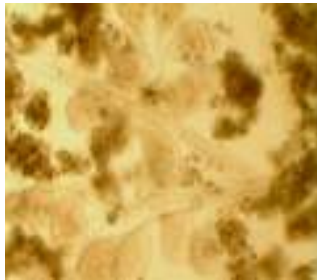


Figure V-19 : ZOOTHERIUM
Contraste de phase 100X

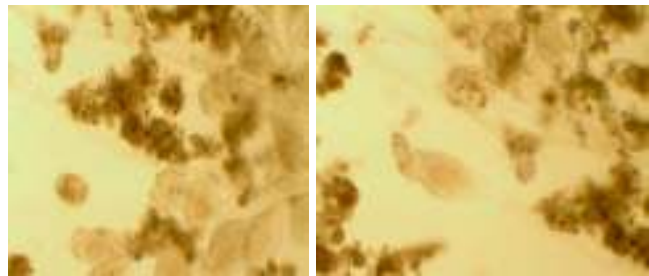


Figure V-20 : ASPIDISCA, ZOOTHERIUM
Contraste de phase 100X



Figure V-21 : EPISTYLI
Contraste de phase 1000X



Figure V-22 : DIPLOMONADIDA
Contraste de phase 1000X

Les résultats de l'observation microscopique de la boue activée de la STEP de Souk-Ahras montrent:

↳ La présence de petits flagellés : **DIPLOMONADIDA** qui indique une sous aération du bassin

↳ La présence d'une **NEMATODE**, signe de dépôts dans le bassin d'aération (un développement d'algues) et le décanteur, et sous aération du milieu.

↳ La présence des bactéries filamenteuses : **NACARDIO** et **MICROTHIX PARVICELLA** dans la boue explique la formation de mousse stable en surface du bassin

d'aération. D'après les analyses la densité de ces bactéries est plus élevée dans les échantillons de mousse que dans ceux prélevés directement dans la boue.

Cette situation indique une forte limitation de la capacité hydraulique du clarificateur et peut entraîner des départs de boue dans le milieu naturel et une diminution du transfert d'oxygène.

Cette présence de la mousse et de la bactérie filamenteuse est liée à l'exploitation de la station.

✓ Carence d'une zone de contact qui permet la création à l'amont du bassin d'aération d'une zone à forte charge qui favorise le développement des bactéries du floc au détriment des bactéries filamenteuses. Cette technique est particulièrement recommandée pour les faibles charges massiques.

✓ Mauvais fonctionnement du déshuileur (problème mécanique).

✓ Manque un oxymètre au niveau du bassin d'aération pour contrôler le taux d'O₂ dissous.

✓ Programme des arrêts des aérateurs quotidiennement aux heures de pointe (17h jusqu'au 21h).

✓ Fréquemment les chutes de tension et les coupures d'électricité, surtout pendant la saison d'hiver (manque de groupe électrogène pour fonctionnement de la station en cas des coupures de courant électrique).

✓ Diminution du temps de marche de l'aérateur pour diminuer la consommation d'énergie.

✓ Formation de dépôts dans les ouvrages.

Chapitre VI

ETUDE DE LA STATION D'EPURATION
A BOUES ACTIVEES DE SEDRATA

VI.1. DESCRIPTION ET DIAGNOSTIC DE STEP DE SEDRATA

La station d'épuration est située à environ 4 km au Sud-est de la ville de SEDRATA et est destinée à protéger l'oued el KRAB et le barrage OUED CHAREF.

Les données de base sont les suivantes :

- Type de réseau : Unitaire
- Nature des eaux brutes : Domestiques
- Population raccordée : 100 00 EH

Tableau VI- 1-1 : Caractéristiques des eaux brutes de la STEP de Sedrata

DBO ₅	450 mg/L	4500 Kg/j
MES	500 Kg/j	5000 Kg/j
DCO	800 Kg/j	8000 Kg/j

Tableau VI- 2 : Débits des eaux brutes de la STEP de Sedrata

Journalier	10000 m ³ /j
Moyen	625 m ³ /j
Pointe temps sec	907 m ³ /h

Les caractéristiques de l'effluent à la sortie de la station d'épuration déterminées sur une période moyenne de 24 heures doivent être identiques à celles de la station de Souk-Ahras.

VI.1.1. BASSIN D'AERATION

La station est réalisée avec deux bassins d'aération cylindriques dont les dimensions sont les suivantes :

- Hauteur 6 m
- Diamètre 51 m
- Volume utile 7917 m³

Il y a un aérateur à insufflation d'air fine bulle identique par bassin ayant une puissance nominale de 90 kW et un débit d'air 3000m³/h, agitateurs de puissance 5,5 Kw.

VI.1.2. CLARIFICATEUR

Les dimensions du clarificateur sont :

- Hauteur 3 m
- Diamètre 27 m
- Surface utile 1102 m²

VI.1.3. FILIERE DE TRAITEMENT ADOPTÉE

- Poste de Relevage
- Dégrillage- dessablage-déshuilage
- Aération
- Zone de contact : peut être placée à l'amont immédiat du bassin d'aération. Son principe est de réaliser un mélange des boues recyclées et de l'effluent à traiter dans une zone de faible volume. Cette zone, dont le but reste l'amélioration de la décantation de la boue, exerce une pression sélective sur la compétition entre germes filamenteux et non filamenteux, a l'avantage de ces derniers, par biosorption d'une certaine quantité de matières organique a la surface du floc. [6]
- Dégazage : Placé à l'aval du bassin d'aération, le dégazeur facilite l'élimination des bulles d'air présentes dans la liqueur en transit vers le clarificateur. Ceci permet de limiter les bouchons d'air générateurs d'à-coups hydrauliques préjudiciables au bon fonctionnement du clarificateur. [6]
- Clarification
- Recirculation des boues et pompage des boues en excès
- Epaissement des boues
- Déshydratation sur lits de séchage.
- Désinfection de l'effluent traité

VI.2. RESULTATS ET DESCUSSION

VI.2.1. PARAMETRES DE POLLUTION

VI.2.1.1. MES

Les concentrations en MES à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année sont présentées sur la figure VI-1 :

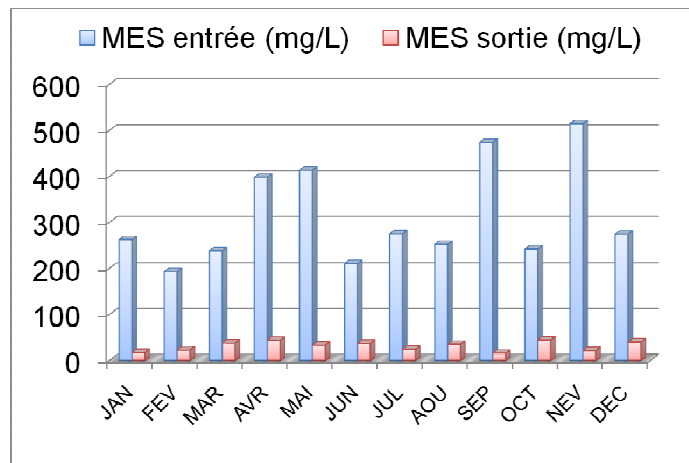


Figure VI-1 : Concentration en MES à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009

D'après ces résultats la concentration en MES à l'entrée de la STEP de Sedrata sont élevées au mois de Novembre à 514,2 mg /L à cause d'une eau chargée en matière organique (sang, déchets des moutons « El Aid Eladha »).Après le traitement de l'eau les valeurs de la MES sont fréquemment supérieures aux normes de rejet dans le milieu récepteur (>30 mg /L). Ceci est dû au type du réseau (réseau unitaire) et aux rejets illicites de déchets de volailles (malgré que la station est dotée d'un dégrilleur fin à l'entrée de la STEP, une partie de ces déchets passe jusqu'au clarificateur ou surnage en surface.

La figure VI-2 représente l'efficacité de l'élimination de la pollution en MES pendant l'année 2009

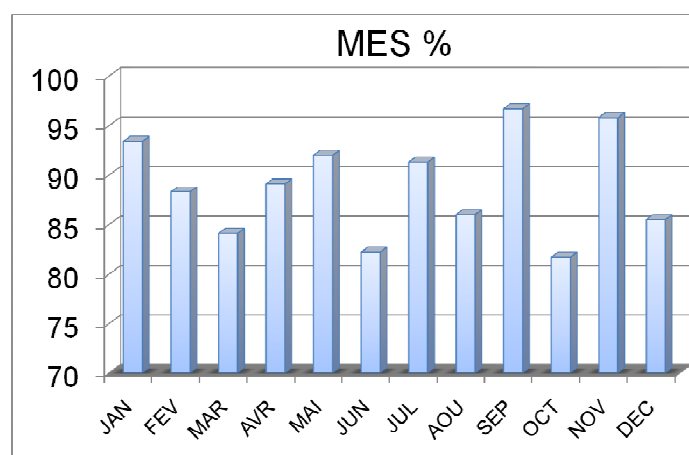


Figure VI-2 : Pourcentage d'abattement de la MES de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009

Les rendements sont variables durant l'année.

VI.2.1.2. DCO

La représentation graphique de la DCO moyenne à l'entrée et à la sortie de la STEP de Sedrata est illustrée sur la figure VI-3.

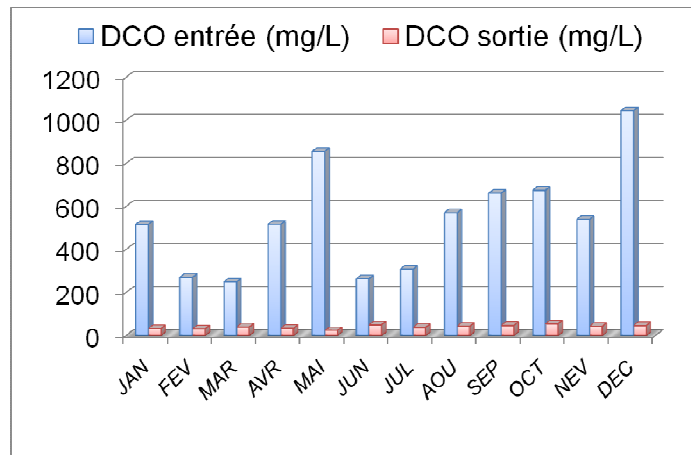


Figure VI-3 : DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009

D'après les résultats, on remarque que la DCO de l'eau usée atteint un maximum à 1043,5 mg/L au mois Décembre. Ceci s'explique par :

- La station est située au même niveau que les rives de l'oued, ceci engendre un retour des eaux de ce dernier vers la station. Dans cette zone de SEDRATA semi-aride, les pluies sont fortement torrentielles c.-à-d il y a un fort charriage de matières variées. De plus le réseau est unitaire. En revanche à la sortie de la station la DCO est inférieure à 90 mg/L. Ce qui indique une bonne exploitation de la station : taux d'O₂ suffisant pour dégrader ces matières, taux de recirculation des boues adéquats.

Les rendements de l'abattement de la DCO de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009 sont présentés sur la figure VI-4.

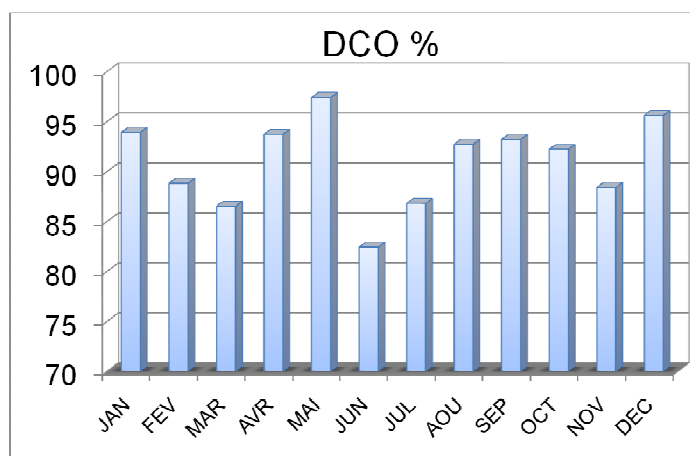


Figure VI-4 : Pourcentage d'abattement de la DCO de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009

On remarque que les rendements d'abattement de la DCO sont supérieurs à 90% pendant les mois de Février, Mars, Juin et juillet périodes où la station reçoit une faible charge de matière organique.

VI.2.1.3. DBO₅

Les résultats de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009 sont présentés sur la figure VI-5.

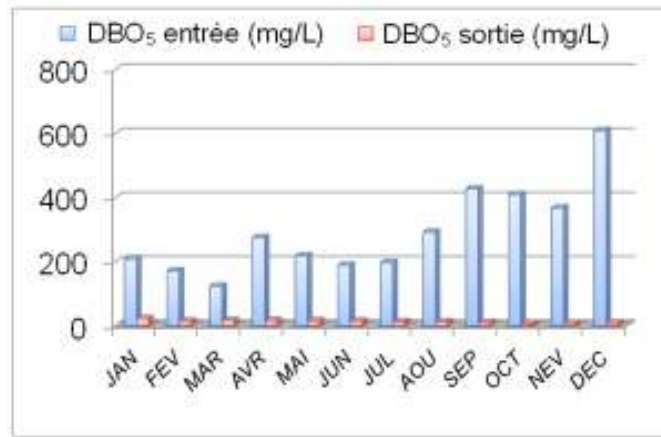


Figure VI -5 : DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant d'année 2009.

Les résultats montrent que la DBO₅ à la sortie de la STEP est dans les normes des rejets dans le milieu récepteur (inférieure à 30 mg/L) ceci s'explique par un bon fonctionnement de l'aérateur qui fournit l'oxygène requis pour la consommation des bactéries pour dégrader les matières organiques biodégradables. De plus la station est dotée d'une zone de contact qui joue un rôle important (mélange les eaux usées entrants et les eaux de recirculation avant le traitement biologique dans le bassin d'aération pour éviter la perturbation des bactéries dans le bassin d'aération).

Les résultats du rendement de l'abattement de la DBO₅ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009 sont présentés sur la figure VI-6

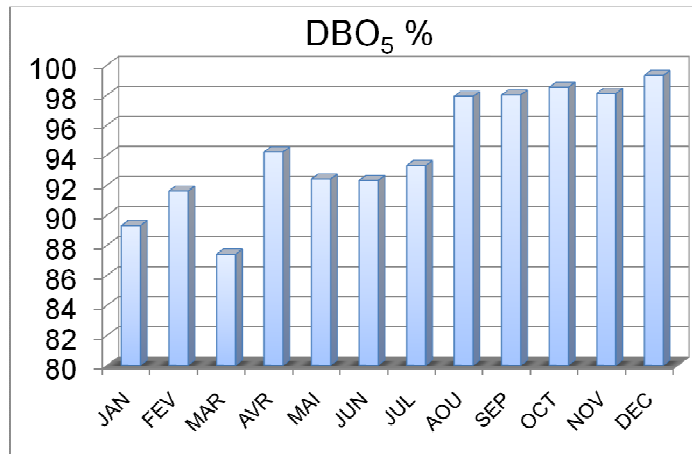


Figure VI-6 : Pourcentage d'abattement de la DBO₅ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009

On remarque que le rendement durant l'année est bon et atteint un maximum de 99,3% au mois de Décembre. Comme nous l'avons souligné pour la DCO pendant les mois de Janvier et Mars, la station reçoit une faible charge de matière organique ce qui explique une valeur du rendement plus faible.

VI.2.1.4. NH₄⁺ et NO₃⁻

Les résultats des concentrations en NH₄⁺ et NO₃⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA sont présentés sur les figures (VI-7, VI-8).

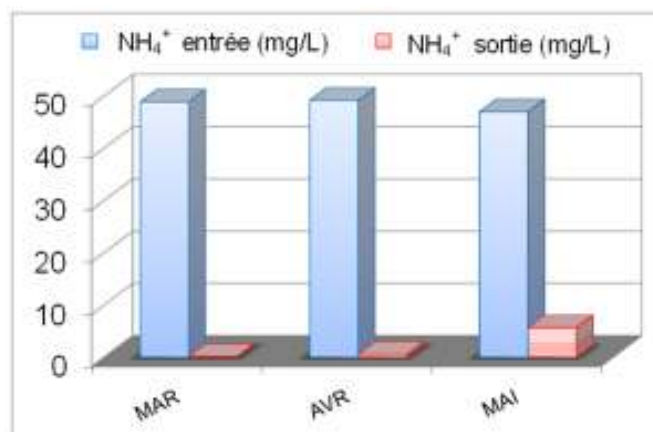


Figure VI-7 : Concentration en NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009

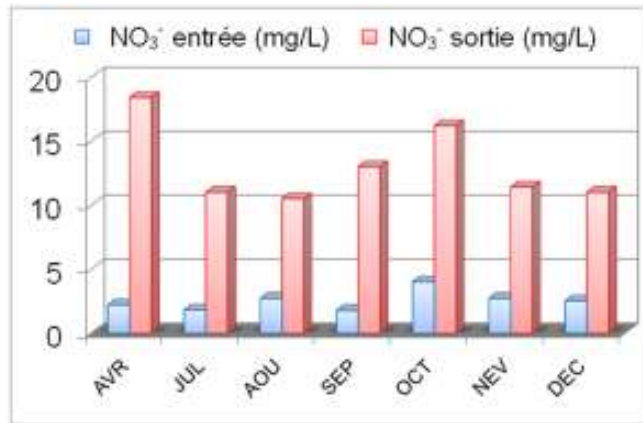


Figure VI-8 : Concentration en NO₃⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA

On remarque qu'à l'entrée de la station la concentration en ammonium est élevée durant les deux mois Octobre et Décembre, par contre la concentration en nitrates est faible. En sortie de la station. Il y a que des traces d'ammonium dans l'eau épurée, mais la concentration en nitrates est élevée. Pour raison de nitrification (l'ammonium est oxydé en nitrate par l'oxygène, la teneur en nitrate augmente et l'ammonium diminue c.-à-d. il y a une bonne régulation de l'aérateur.

Les figures VI-9, VI-10 représentent les rendements de l'abattement de NH₄⁺ et NO₃⁻.

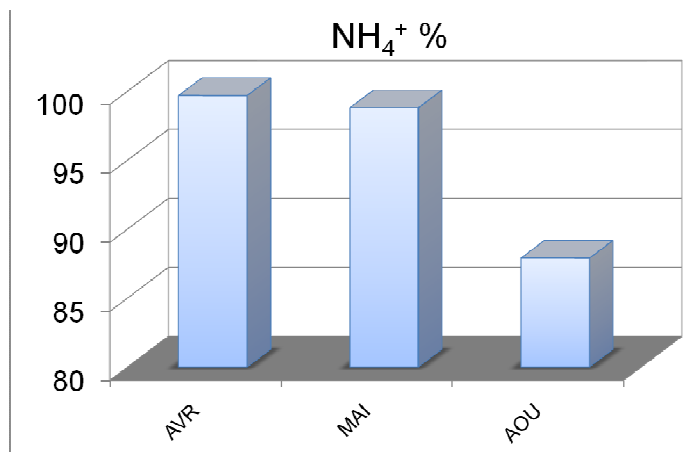


Figure VI-9 : Pourcentage d'abattement de NH₄⁺ de la STEP de SEDRATA.

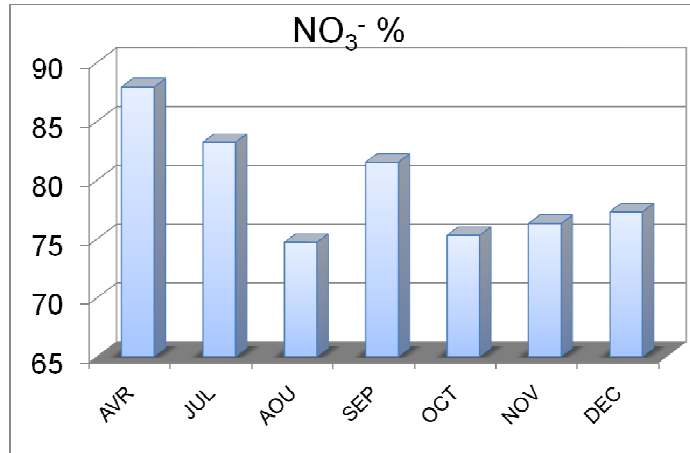


Figure VI-10 : Pourcentage d'abattement de NO₃⁻ de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009.

On remarque que les rendements de l'ammonium sont bons (supérieurs de 90%) et le rendement de nitrate est aussi efficace et supérieurs à 50%, ce qui explique une bonne nitrification.

VI.2.1.5. PO₄³⁻

Les concentrations en PO₄³⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009 sont présentées sur la figure VI-11

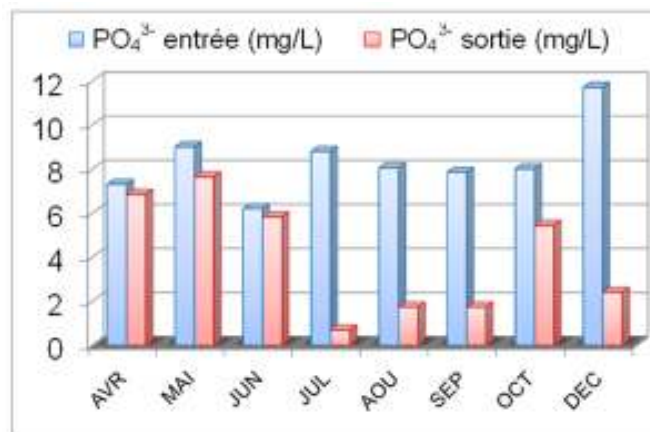


Figure VI-11: Concentration en PO₄³⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de SEDRATA durant l'année 2009

Les résultats obtenus montrent que les ortho-phosphates sont élevés dans l'eau usée. A la sortie de la STEP les concentrations en PO₄³⁻ sont supérieures aux normes de rejet dans le milieu récepteur. La déphosphatation n'est pas complète dans le bassin d'aération.

La figure VI-12 représente le pourcentage d'abattement de PO_4^{3-} de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009, et indiquent que le rendement de l'abattement de PO_4^{3-} n'est pas stable. Au mois d'Octobre il n'est que de 3%, ce qui nécessite une zone de phosphatation.

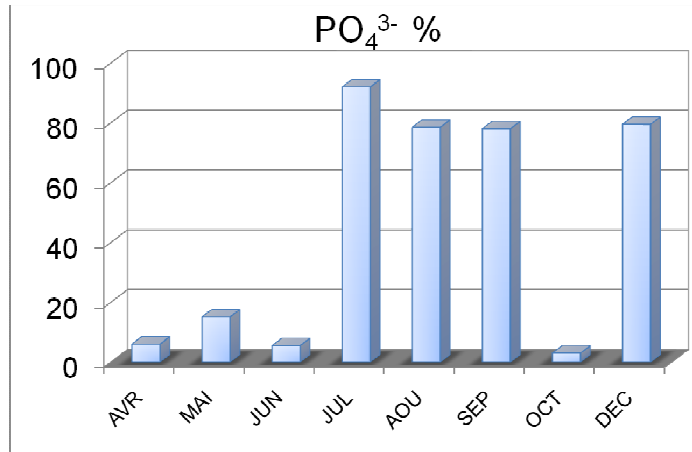


Figure VI-12 Pourcentage d'abattement de PO_4^{3-} de la STEP de SEDRATA pendant l'année 2009

- ❖ Les rendements annuels des paramètres de l'année 2009 de la STEP de Sedrata sont regroupés dans le tableau VI-3.

Tableau VI- 3: Valeurs annuelles de rendements des paramètres de pollution de l'année 2009 de la STEP de Sedrata

Paramètre	MES (%)	DCO (%)	DBO ₅ (%)	NH ₄ ⁺ (%)	NO ₃ ⁻ (%)	PO ₄ ³⁻ (%)
Rendement	88.84	90.96	94.35	95.46	97.45	44.7

Les résultats montrent, les rendements de l'abattement de la pollution caractérisée par la DCO, DBO₅, NH₄⁺ et NO₃⁻ sont supérieurs à 90 %. Le rendement de MES est moyen (88,84%) et l'abattement de PO_4^{3-} est mauvais (44,7%).

VI.2.2. DETERMINATION DES PARAMETRES FONDAMENTAUX DU CLARIFICATEUR

VI.2.2.1. LA CHARGE MASSIQUE ET L'AGE DE BOUES

Les résultats du calcul de la charge massique pour la STEP de SEDRATA sont regroupés dans le Tableau VI-4 :

Tableau VI-4 : Les valeurs de la charge massique de la station de SEDRATA

Mois	MES (Kg/m ³)	MVS Kg/m ³)	DBO ₅ entrée (Kg/j)	Cm (KgDBO ₅ /KgMVS.J)
Janvier	3,7	2,59	531,4	0,026
Février	3,68	2,57	408,3	0,02
Mars	3,92	2,74	1750	0,081
Avril	4,57	3,2	272,1	0,021
Mai	3,99	2,8	454,5	0,034
Juin	3,35	2,35	631,9	0,023
Juillet	4,33	3,03	562,8	0,023
Aout	4,38	3,07	2230	0,092

D'après ces résultats, on remarque que les valeurs de la charge massique sont inférieures à 0,07 KgDBO₅ /Kg MVS.j durant les sept premiers mois .Au mois de Août elle est égale à 0,092 KgDBO₅ /Kg MVS.j, à cause d'une extraction de boue élevée.

Les résultats du calcul de l'âge de boue pour la STEP sont regroupés dans le tableau VI-5

Tableau VI-5 : Les valeurs de l'âge des boues de la STEP de SEDRATA

Mois	MES _{bassin} (Kg/m ³)	DBO ₅ entrée (Kg/j)	MES _{entrée} (Kg/j)	ΔMES (Kg/j)	A (J)
Janvier	3,7	531,4	645,45	494,28	42,04
Février	3,68	408,3	494,37	379,14	40,28
Mars	3,92	1750	4040,8	2431,9	38,75
Avril	4,57	272,1	1124,2	586,45	53,77
Mai	3,99	454,5	1318	744,45	43,96
Juin	3,35	631,9	661,55	543,25	30,6
Juillet	4,33	562,8	845,33	591,42	36,78
Aout	4,38	2230	2333,6	1916,7	10,41

Les valeurs de l'âge de boue sont élevées (> 20 jours). Les normes sont donc respectées

VI.2.2.2. L'INDICE DE BOUES

Les résultats de l'indice de boue sont portés dans le Tableau VI-6 :

Tableau VI-6 : Les valeurs de l'indice de boue de la STEP SEDRATA

Mois	V ₃₀ (mL/L)	[MES _{bassin}] (g/L)	IB (mL/g)
Janvier	194	3,7	53,7
Février	215	3,68	59,61
Mars	274	3,92	70,61
Avril	217	4,57	47,61
Mai	169	3,99	42,51
Juin	206	3,35	61,27
Juillet	210	4,33	48,46
Aout	188	4,38	42,78

D'après les résultats l'IB est inférieur à 100 mg/L, les boues sont donc bien sédimentées.

VI.2.2.3. LA VITESSE ASCENSIONNELLE

Le décanteur secondaire de la station de SEDRATA a été dimensionné sur la base d'une vitesse ascensionnelle de 0,6 m/h pour un débit de pointe horaire de 420 m³/h. Cet ouvrage a donc une surface de 1102 m².

Les résultats de calcul de la vitesse ascensionnelle pour la STEP sont regroupés dans le tableau VI-7.

Tableau VI-7 : Les valeurs de la vitesse ascensionnelle de clarificateur de la STEP de

surface 1102 m ²	Débit max (m ³ /h)	MES _{bassin} (g/L)	IB (mg/L)	Va (m ³ /m ² .h)
Janvier	402	3,7	53,7	0,36
Février	410	3,68	59,61	0,37
Mars	394	3,92	70,61	0,36
Avril	420	4,57	47,61	0,38
Mai	401	3,99	42,51	0,36
Juin	391	3,35	61,27	0,35
Juillet	377	4,33	48,46	0,34
Aout	391	4,38	42,78	0,35

D'après les résultats portés dans le tableau on remarque que la vitesse ascensionnelle admissible calculée à partir de la surface et du débit de pointe horaire de chaque mois est inférieure à 0,6 m/h et le débit de pointe horaire moyen ne dépasse pas la valeur limite. Ceci indique que les deux clarificateurs sont bien dimensionnés hydrauliquement.

VI.2.3. OBSERVATION MICROSCOPIQUE DES BOUES ACTIVEES

L'observation macroscopique de bassin d'aération relève l'inexistence de flottants en surface de bassin d'aération et la boue à une couleur marron.

Tableau VI-8 : Observation microscopique de la boue activée de la STEP de SEDRATA

PROTOZOAIRE		presence
Petit flagelle	MONAS	(++)
Ciliés	VAGINOCOLA	(+)
	ARCELLA	(+)
	OXYTRICHES	(+)
	ZOOTHMUIM	(++)
METAZOAIRE		
Rotifère	COLURELLA	(++)



Figure VI-13: MONA
Contraste de phase 1000X



Figure VI-14: ARCELLA
Contraste de phase 1000X



Figure VI-15: VAGINOCOLA
Contraste de phase 1000X



Figure VI-16 : OXYTRICHES
Contraste de phase 1000X



Figure VI-17 : COLURELLA
Contraste de phase 1000X

L'examen microscopique de la boue activée au STEP de SEDRATA révèle :

↳ La présence de Rotifère : **COLURELLA** qui indique que le traitement sous charge et l'âge de boue très élevé dû à l'extraction des boues élevées.

↳ La présence de bactéries de **MONAS** signe indicateur d'apport d'effluents des abattoirs de volailles, le réseau étant unitaire.

↳ La présence de **VAGINOCOLA** et **ARCELLA** qui indique une performance en nitrification, donc un bon degré d'aération.

L'absence des bactéries filamenteuses dans la boue indique un bon traitement et une bonne qualité de rejet qui s'explique par :

- ✓ La station est dotée d'une zone de contact à l'amont du bassin d'aération
- ✓ La station est neuve c.-à-d. il n'y a pas de dépôt au niveau des ouvrages
- ✓ Système automate pour l'oxygène dissous en fonction du débit et de la température au niveau le bassin d'aération.

CONCLUSION GENERALE

Les dernières années ont été marquées en l'Algérie par un effort important et croissant consacré à lutte contre la pollution, surtout dans le domaine de la protection et de la valorisation des ressources en eau. Cet effort s'est matérialisé par un large développement d'installations de station d'épuration des eaux usées et par un suivi plus efficace de leurs performances.

L'épuration biologique des eaux résiduaires par le procédé des boues activées repose sur l'activité d'une culture bactérienne aérobie, maintenue en suspension dans un ouvrage spécifique alimenté par l'effluent à traiter et appelé bassin d'aération.

L'aération est un élément clé d'une station d'épuration pour fournir l'oxygène aux micro-organismes pour dégrader la pollution carbonée.

Les problèmes biologiques et les problèmes de décantation, encore fréquents, limitent la fiabilité des stations d'épuration à boues activées. Complexes dans leur compréhension, leur maîtrise est parfois délicate pour les opérateurs chargés d'assurer le bon fonctionnement des installations.

Les difficultés de décantation ont pour origine des problèmes liés aux :

- Flocculation des boues.
- Densité des boues.
- Compaction des boues.

L'étude a porté sur les deux stations d'épuration des eaux usées à boues activée : la STEP de Souk-Ahras et la STEP de Sedrata. Toutes deux assurées par un réseau unitaire qui sont caractérisées par des débits entrées irréguliers dans le temps (influence des eaux de pluies, rejets d'abattoirs, rejet des stations de lavage).

L'analyse des paramètres de pollution (DBO_5 , MES, DCO, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}) sont faites selon les normes en vigueur. Notre étude a montré que les valeurs trouvées respectent les normes de rejet à la sortie les deux STEP.

Les rendements de l'abattement de la pollution caractérisée par la DCO et la DBO_5 sont supérieures 90 % donc acceptables pour les deux STEP : Souk-Ahras et SEDRATA et les pourcentages de l'élimination de la MES sont de 92,92 % et 88,84% pour les deux STEP respectivement. Les rendements de NH_4^+ et NO_3^- sont supérieurs à 90% pour la STEP de Souk-Ahras .Pour la STEP de Sedrata ils sont moyens : 82,32%, 82,55% respectivement.

Le rendement de l'abattement de PO_4^{3-} est moyen pour la STEP de Souk-Ahras de (63,35%) et pour la STEP de Sedrata (44,7 %).

Pour les deux stations d'épuration la charge massique est inférieure à 0,15 (Kg DBO_5 / (kg MVS.j) et l'âge de boue est supérieur à 20 jours. Ces paramètres sont conformes aux normes.

La vitesse ascensionnelle est inférieure à 0,6 m/h, donc les décanteurs pour les STEP sont bien dimensionnés.

L'indice de boue de la station de Souk-Ahras est compris entre 42,8 et 132,8 mL/g, celui de la station de Sedrata est inférieure à 100 mL/g, c'est deux paramètres indique une décantation facile. Ce qui prouve bien que les deux stations sont bien dimensionnées.

L'étude de l'observation microscopique de la boue activée de la station de Souk-Ahras révèle une présence des bactéries filamenteuses : **NACARDIO** et **MICROTHIX PARVICELLA**, qui sont responsables de la mousse stable en surface du bassin d'aération. D'après les analyses, la densité de ces bactéries est plus élevée dans les échantillons de mousse que dans les eaux prélevées directement dans la boue, et la présence de **NEMATODE** révèle des dépôts dans le bassin d'aération (un développement d'algues) et le décanteur. Ce qui indique une forte limitation de la capacité hydraulique du clarificateur et peut entraîner des départs de boue dans le milieu naturel et une diminution du transfert d'oxygène au bassin d'aération.

Cette présence de la mousse ou la bactérie filamenteuse est liée à une mauvaise exploitation de la station (Mauvais fonctionnement du déshuileur : problème mécanique, absence d'oxymètre au niveau du bassin d'aération pour contrôler le taux d' O_2 dissous, arrêts quotidiens des aérateurs aux heures de pointe : 17h jusqu'au 21h,).

Dans la station de Sedrata nous avons trouvé des bactéries **MONAS** dont la présence est due à l'apport d'effluents d'abattoirs de volailles d'où l'inconvénient de réseaux unitaires.

Nous recommandons la prise de certaines dispositions au niveau de l'exploitation (gestion des boues et de l'aération, optimisation des conditions de brassage, réduction du temps de séjour des boues en clarification,...) ou au niveau de la conception (zones de contact pour les stations à faible charge, réseau séparatif).

De plus pour optimiser le fonctionnement des ces stations nous recommandons :

- un canal de mesures pour contrôler les débits en entrée et sortie de station.
- une sonde oxymétrique est nécessaire.
- installer un agitateur qui fonctionne pendant les phases d'arrêt de l'aérateur pour optimiser la dénitrification.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] CANLER, Jean-Pierre. *Dysfonctionnement biologiques des stations d'épuration : Origine et solutions*. Paris, 1^{ère} édition coordonnée par le Cemagref, 2005
[consulte le 12 Janvier 2009]. Disponible sur le web :
<<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae33.pdf>>. ISBN 2-85362-657-1.
- [2] BOEGLIN, Jean-Claude. Traitement biologique des eaux résiduaires. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 Décembre 1998.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42161210-j3942.pdf>.
- [3] KENKINS, David et al. *Manual of causes and control of activated sludge bulking and Foaming*. Ridgeline Press. 1986, Lafayette. CA 94549-U.S.A.
- [4] DUCHENE, Phillippe et PUJOL, Roger. *GIS-MOUSSES : Guide de lutte contre les Mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées*. Document Technique FNDAE hors-série, Octobre 1993.
- [5] EDELINE, Francis. *L'épuration biologique des eaux résiduaires. Théorie et technique*, Edition CEBEDOC, 1980.
- [6] BERLAND, Jean-Marc, DEPLAT, Laurent, MALRIEU, Jacques et PRONOST, Joseph. *Stations d'épuration : Dispositions constructives pour améliorer leur Fonctionnement et faciliter leur exploitation*. Paris, 1^{ère} édition coordonnée par le Cemagref, 2002 [consulte le Janvier 2009]. Disponible sur le web :
<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae22bis.pdf>.
- [7] SATIN, Marc, SELMI, Bechir. *Guide technique de l'assainissement*. Paris, le Moniteur, 2006. ISBN 2-281-11239-X.
- [8] DEGREMONT-SUEZ. *Mémento technique de l'eau (tomes 1 et 2)*. 10e édition. Ed. Degrémont-Suez, 2006
- [9] GAID, Abdelhader. Traitement des eaux résiduaires. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 Février 2008.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42234210-c5220.pdf>.
- [10] LADJEL, Farid. *Exploitation d'une station à boue activée*, Centre de formation aux Métiers de l'assainissement CFMA, Office national de l'assainissement (ONA), Boumerdes, 2006.

- [11] BELHANI, Mahdi, BOURGOIS, Jacques et PONS, Marie-Noëlle. Analyse du cycle de Vie : Epuration des eaux usées urbaines. *Revue technique de l'ingénieur*, 2008.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42442210-g5820.pdf>
- [12] DELPORTE, Claude. Traitement biologique aérobie des effluents industriels. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 Janvier 2007.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42161210-g1300.pdf>
- [13] CANLER, Jean-Pierre, PERRET, Jean-Marc, DUCHENE, Phillippe et COTTEUX, Eric. *Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des Boues activées*. Editions Cemagref, 1999. ISBN 2-85362-5109.
- [14] DERONZIER, Gaele, SHETRITE, Sylvie et al. *Traitement de l'azote dans les stations D'épuration biologique des petites collectives*. Edition Cemagref, 2001.
<<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae25.pdf>>. ISBN 2-85362-555-9.
- [15] BOEGLIN, Jean-Claude. *L'épuration biologique des eaux résiduaires industrielles*. cours: Effectués en Maitrise de biochimie (Faculté des sciences de Metz), en Formation continue (IPI « Environnement Industriel de Colmar »).
- [16] Centre National de Formation aux Métiers de l'Eau, office international de l'eau : *Conception et dimensionnement : l'aération*, 2005.
<http://www.oieau.org/cnfme>
- [17] SARDEING, Rodolphe, POUX, Martine et XUEREB, Catherine. Procédé d'oxygénation et de brassage pour le traitement biologique des eaux usées. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 juillet 2005.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42438210-in44.pdf>
- [18] CHABI Moncef. *Optimisation des systèmes d'aération pour l'épuration des eaux usées*. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar, Annaba 2007.
- [19] DUCHENE, Phillippe, COTTEUX, Eric. *Insufflation d'air fines bulles pour les boues activées en petites collectivités : influence de la forme du bassin et de la répartition des diffuseurs sur l'efficacité du transfert d'oxygène*. Cemagref Edition, 2002.
<<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae26.pdf>>. ISBN 2-85362-593-1.
- [20] ASCE (1984): *ASCE Standard Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*. American Society of Civil Engineers.

- [21] GILLOT, Sylvie, HEDUIT, Alain. *Prédiction des capacités d'oxygénation en eau claire des systèmes d'insufflation d'air*. 1ère édition Coordonnée par le Cemagref, 2004.
<<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae31.pdf>>. ISBN 2-85362-635-0.
- [22] FELIX Garia-Ochoa, EMILIO Gomez. *Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes: an overview*. Spain: Universidad Complutense, 2009.
www.elsevier.com/locate/biotechadv.
- [23] KOSSY K. Al-Ahmady. *Analysis of oxygen transfer performance on sub –surface aerations systems*, Int. J. Environ. Res. Public Health, 2006. ISSN 1661-7827.
- [24] ZHEN, He, ANURAK, Petiraksakul et WARAWITYA, Meesapya. *Oxygen-transfer measurement in clean water*. The journal of KMITNB, Vol.13, No.1, Jan.-Mar.2003.
- [25] STENSTROM, Micheal K, LEU, Shao-Yuan et JIANG, Pan. *Theory to Practice: Oxygen Transfer and the New ASCE Standard*. Civil and Environmental Engineering Dept, UCLA, Los Angeles, CA, 2006.
- [26] BLAZY, Pierre. Décantation. Aspects théoriques. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 mars 1999.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42318210-j3450.pdf>.
- [27] BERSILLON, Jean-Luc. Décantation. Equipements et procédés. *Revue technique de l'ingénieur*, 10 mars 1999.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42318210-j3451.pdf>.
- [28] CANLER, Jean-Pierre. *La décantation lamellaire des boues activées*. Cemagref Edition, 1994.
<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae18.pdf>.
- [29] Centre National de Formation aux Métiers de l'Eau, office international de l'eau : *Conception et dimensionnement : Le dégazage-la décantation*, 2005.
- [30] KEANE, Joseph-M. *Recent Developments in solid/liquid separation*. World Mining, October, 1982.
- [31] GRAVELEAU, Laure, DUCHENE, Phillippe. Cemagref, *unité de recherche Qualité et fonctionnement hydrologique des systèmes aquatiques*, Parc de Tourvoie, BP 44,92163 Antony cedex.

- [32] DUCHENE, Phillippe, COTTEUX, Eric. *La problématique des dysfonctionnements biologiques : bulking et moussage biologique en boues activées*, Tribune de l'eau, n° 595, 1998.
- [33] KAPPELER, Jurgs, GUJER, Willi. *Influence of wastewater composition and operation conditions on activated sludge bulking and scumming*. IAWQ Biennial Conference. BUDAPEST, 1994.
- [34] PUJOL, Roger, DUCHENE, Phollippe, and CANLER, Jean-Pierre. *Biological foaming activated sludge plants: characterization and situation*. Wat. Res, Vol 25, n°11, 1991, pp. 1399-1404.
- [35] PUJOL Roger et CANLER Jean-Pierre. *Le foisonnement des boues activées, situation du problème en France*, TSM, 1989.
- [36] PUJOL, Roger. *Guide technique sur le foisonnement des boues activées*. Paris, 1^{er} Edition, 1990. ISBN 2-85362-200-2.

