

République Algérienne Démocratique et Populaire

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ecole Nationale Supérieure Agronomique El Harrach – Alger

المدرسة الوطنية العليا للفلاحة – الحراش- الجزائر

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Magister en sciences agronomiques

Département : Génie Rural

Option : Hydraulique Agricole

THÈME

**Traitement d'effluents liquides d'industries agro-alimentaires par procédé biologique à boues activées
(Cas des effluents synthétiques laitiers de l'unité
GIPLAIT de Draa Ben Khedda)**

Présenté par : M^{lle}. OUERD Nabila

Jury :

Président :	M. AIDAOUI A.	Professeur, ENSA Alger
Promoteur :	M. HARTANI T.	Professeur, ENSA Alger
Examineurs :	M. YOUYOU A.	Professeur, ENSA Alger
	M. OUANOUKI B.	Chargé de Cours, ENSA Alger
	Mme. AMMOUR F.	Maître de Conférences, ENSH Blida

Année universitaire : 2009 – 2010

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le bon Dieu tout Puissant pour m'avoir permis d'accomplir mon travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude à l'égard de M^r F. Hartani, professeur à l'E.N.S.A., pour avoir dirigé ce travail, pour son aide et ses conseils précieux et pour l'intérêt qu'il a accordé à mon travail.

Ce travail de thèse a été réalisé au laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou (U.M.M.T.O), dont je remercie le directeur H. Yahi professeur à l'U.M.M.T.O. pour son intérêt pour le sujet.

Je tiens aussi à remercier vivement M^r A. Aidaoui, professeur à l'E.N.S.A., pour m'avoir accordé tous les moyens nécessaires pour l'aboutissement du projet et pour avoir accepté de présider le jury.

Mes remerciements s'adressent également à M^{me} F. Ammour, Maître de Conférences à l'E.N.S.H., M^r A. Youyou, professeur à l'E.N.S.A. et M^r B. Ouanouki, chargé de cours à l'E.N.S.A., qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'être examinateurs de ce travail.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont de près ou de loin contribué à la réalisation de ce travail.

ملخص

من أجل الاستجابة لحاجيات الصناعات الغذائية عامة و الملبينات خاصة، في مجال تطهير المياه القذرة، قد تم وضع نظام تطهير بالحماة المنشطة، و يجدر للإشارة بأن هذا النظام يتلاءم جدا مع الوسط الريفي لمعالجة مياه الصرف الصحي، لأنه يضمن نوعية جيدة من التطهير و سهولة كبيرة في الانجاز و الاستغلال. إن الميزة الفيزيوكيميائية للسوائل الخامة التي تخلفها وحدة صناعية الحليب و مشتقاته لذراع بن خدة (تيزي وزو) تكشف أن هذه السوائل مشحونة بمادة عضوية معتبرة قيمتها تتراوح بين 0,67 غ DCO / ل و 0,46 غ DBO5 / ل، و يمكن أن تصل إلى أقصى حد بقيمة 9,4 غ DCO / ل و 7 غ DBO5 / ل. و من خلال دراسات مخبرية تم تثبيت و تحديد عينات نموذجية مشابهة للمجاري الحقيقية ابتداء من الحليب المسوق

و لدراستها تم الاعتماد على المحاك البيولوجي المشابه (un Bio Simulateur AL 91) متكون من حوض الترسيب أولي، من حوض التهوية و من حوض الترسيب ثانوي.

إن آثار عدة عوامل تم تسجيلها، أساسها (التركيز الأولي للمادة (Ci)، ثقل السائل (الماء) (CH) و قدرة رسكلة (استرجاع) الحماة الثانوية التي تم التطرق إليها ضمن العلاقة (Q_r/Q_0) و الخاص بمدى فعالية هذا الأسلوب الذي تم تحليله.

إن نسبة انخفاض الثقل العضوي المطبق تعد نسبة معتبرة إذ تتراوح بين 97,22 و % 99,24 لي DBO5 و بين 96 و % 98,9 لي DCO و تم الحصول عليها في إطار العمليات المنجزة كما يلي:

النقل المائي (CH) = 0,089 م/يومي، وقت مكوث = 96 سا، منسوب المجاري المعالجة $Q_0 = 0,094$ ل/سا و بدون رسكلة الحماة الثانوية ($Q_r = 0$ ل/سا).

و التجربة تثبت أنه للوصول إلى تطهير فعال، يجب أن تكون رسكلة الحماة الثانوية نحو حوض التهوية ضروري، من أجل تخفيض التركيز الماكث على مستوى المجاري الخارجة من محطة التطهير، وفقا لما تقتضيه المقاييس المحددة من طرف التشريع.

RESUME

Dans le but de répondre aux besoins des industries agroalimentaires (laiteries) en matière de traitement de leurs eaux usées, un procédé d'épuration à boues activées a été étudié. De tels procédés sont reconnus comme bien adaptés au milieu rural en traitement d'eaux usées domestiques car ils présentent une bonne qualité de traitement et une grande simplicité de réalisation et d'exploitation. La caractérisation physico-chimique de l'effluent global brut rejeté par l'industrie laitière de Draa Ben Khadda (W. Tizi Ouzou) a révélé que ce rejet liquide est très chargé en matière organique. Cette charge correspond à des valeurs moyennes de 0,67 g DCO/l et 0,46 g DBO5/l pouvant atteindre un maximum de 9,4 g DCO/l et 7 g DBO5/l.

Pour la réalisation des études au laboratoire, des effluents modèles simulant les rejets réels ont été définis et élaborés à partir de laits commerciaux. L'étude d'un pilote expérimental (un Bio Simulateur AL 91) constitué d'un bassin de décantation primaire, d'un bassin d'aération et d'un décanteur secondaire a été réalisée. L'effet de plusieurs paramètres (concentrations initiales en substrat (Ci), la charge hydraulique (CH) et le taux de recyclage des boues secondaires exprimé par le rapport Q_r/Q_0) sur la performance du procédé a été analysé. Des efficacités d'abattement de la charge organique appliquée comprise entre 97,22 et 99,24 % pour la DBO5 et entre 96 et 98,9 % pour la DCO ont été obtenues dans les conditions opératoires [charge hydraulique CH = 0,089 m/j ; temps de séjour T = 96 h ; un débit de l'effluent à traiter $Q_0 = 0,094$ l/h et sans recyclage des boues secondaires ($Q_r = 0$ l/h)].

Les conclusions montrent que pour obtenir un traitement plus efficace, la circulation de boues secondaires vers le bassin d'aération est nécessaire afin de diminuer les concentrations résiduelles de l'effluent de sortie et de respecter les normes fixées par la législation.

ABSTRACT

In order to response for the agro-alimentary industry in the field of the water used treatment a specific process of activated sludge has been studied. Such processes are well known to be adapted to the domestic water used treatment in the rural environment; they have also a relevant quality of treatment and are very simple to set up and manage. The physico-chemical characterization of the global rough effluent rejected by the milky industry of Draa Ben Khadda (W. Tizi Ouzou) show that this liquid is very polluted and correspond to a value of 0,67 g DCO/l et 0,46 g DBO₅/l until a maximum value of 9,4 g DCO/l et 7 g DBO₅/l.

To carry out studies in the laboratory, pattern simulating the real rejects have been defined from commercial milks. Study of an experimental pilot (Bio Simulator AL 91) composed by a primary decantation pond, an aeration pond, and by a secondary decantation, has been produced. The effect of several parameters (substrate initial concentration (C_i), hydraulic charge (CH), secondary mud retraining rate expressed by the relation Q_r/Q_0) on the performance of the process has been analyzed. Efficiency in reducing the organic charge applied included between 97,22 and 99,24 % for DBO₅ and between 96 and 98,9 % for DCO have been obtained in the operator conditions [hydraulic charge CH = 0,089 m³/j ; stay time T = 96 h ; effluent discharge to be treated $Q_0 = 0,094$ l/h, and without recycling secondary sludge ($Q_r = 0$ l/h)].

Conclusions show that to obtain a more efficient treatment, the circulation of secondary sludge to the aeration pond is necessary in order to decrease residual concentration of the outlet effluent and to observe the standards fixed by the legislation.

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I : GENERALITE SUR LES EAUX USEES	
I.1-Introduction.....	3
I.2- LES PROPRIETES DE L'EAU.....	3
I.2.1- Composition et structure.....	3
I.2.2- Propriétés physiques.....	4
I.2.3- Propriétés chimiques.....	4
I.2.4- Propriétés biologiques.....	6
I.3- CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES.....	7
I.3.1- Définition.....	7
I.3.2- Origine et nature.....	7
I.3.2.1- Effluents d'origine urbaine.....	7
I.3.2.2- Effluents d'origine agricole.....	8
I.3.2.3- Effluents d'origine industrielle.....	8
I.3.3- Classification des eaux résiduaires industrielles.....	9
I.3.3.1- Les eaux résiduaires à caractère minéral dominant.....	9
I.3.3.2- Les eaux résiduaires à caractère organique dominant.....	10
I.3.3.3- Les eaux résiduaires à caractère mixte.....	11
I.3.4- Volume et Composition	12
I.4- LA POLLUTION DES EAUX.....	12
I.4.1- Définition de la pollution.....	12
I.4.2- Les différents types de pollution.....	12
I.4.2.1- pollution mécanique.....	12
I.4.2.2- La pollution chimique.....	12
I.4.2.3- La pollution organique.....	13
I.4.2.4- la pollution thermique.....	13
I.4.2.5- la pollution radioactive.....	14
I.4.2.6- La pollution microbienne	14
I.4.2.7- La pollution agricole.....	15

I.4.2.8- La pollution par les hydrocarbures	15
I.5- LES CRITERES D'APPRECIATION DE LA POLLUTION.....	16
I.5.1- Les paramètres physiques.....	16
I.5.1.1- La température	16
I.5.1.2- Les matières pondérales	16
I.5.1.3- L'odeur	17
I.5.1.4- La couleur	17
I.5.1.5- Le débit	17
I.5.2- Les paramètres chimiques.....	19
I.5.2.1 - Le pH	19
I.5.2.2- L'oxygène dissous.....	19
I.5.2.3- La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	20
I.5.2.4- La demande chimique en oxygène (DCO).....	21
I.5.2.5- Coefficient de biodégradabilité	21
I.5.2.6- La conductivité	22
I.5.2.7- Autres éléments	23
I.5.2.7.1- L'Azote	23
I.5.2.7.2- Le Phosphore	23
I.5.2.7.3- Micro – éléments.....	23
I.5.2.8- Les agents pathogènes.....	24
I.6- ESTIMATION DES REJETS D'EAUX RESIDUAIRES.....	25
I.6.1-Définition de l'équivalent-habitant.....	25
I.6.2- Valeurs de l'équivalent-habitant (Eh)	26
I.6.3- Normes de rejet.....	26
I.6.4- Les Conséquences de la pollution	26
I.7- CONCLUSION.....	27

CHAPITRE II : GENERALITE SUR LES EFFLUENTS DE LAITERIE

I.1-Introduction.....	28
II.2- CARACTERISTIQUES DES REJETS DE LA PRODUCTION LAITIERE...	28
II.2.1- Caractéristiques des effluents produits par l'industrie laitière.....	28

II.2.2-	Caractéristiques des effluents produits dans les fermes d'élevages....	29
II.3-	IMPACT DE LA FILIERE LAITIERE SUR L'ENVIRONNEMENT.....	30
II.3.1-	Caractéristiques ayant une influence sur l'environnement.....	31
II.3.1.1-	Nature de l'activité.....	31
II.3.1.2-	Fluctuations dans la production de lait.....	31
II.3.1.3-	Taille de la laiterie.....	31
II.3.1.4-	Situation géographique.....	31
II.4-	AMELIORATION DE LA QUALITE DES EAUX RESIDUAIRES PAR REDUCTION DE LA POLLUTION A LA SOURCE.....	32
II.4.1-	Séparation des eaux propres.....	32
II.4.2-	Séparation et valorisation des sous-produits.....	32
II.4.3-	Réduction des pertes.....	33
II.4.4-	Optimisation des performances de lavage.....	33
II.5-	PRESENTATION DU COMPLEXE LAITIER DRAA-BEN-KHEDDA.....	33
II.5.1-	Description du procédé de fabrication.....	33
II.5.2-	Capacité de production.....	35
II.5.3-	Besoins en eau potable et industrielle.....	35
II.5.3.1-	Origine de l'eau.....	35
II.5.3.2-	Utilisation.....	35
II.5.3.3-	Aspects quantitatifs et qualitatifs.....	35
II.5.3.4-	Bilan de l'eau dans la laiterie.....	36
II.5.4-	Caractéristiques des eaux usées de l'unité.....	36
II.5.4.1-	Nature.....	36
II.5.4.2-	Origines.....	37
II.6-	CONCLUSION.....	39

CHPITRE III : L'EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX RESIDUAIRES

III.1-	INTRODUCTION.....	40
III.2-	LES PROCEDES D'EPURATION BIOLOGIQUE.....	41
III.2.1-	Prétraitement des eaux.....	42
III.2.1.1-	Le dégrillage.....	43

III.2.1.2- La dilacération.....	43
III.2.1.3- Le tamisage.....	43
III.2.1.4- Le dessablage.....	44
III.2.1.5- Dégraissage – déshuilage.....	44
III.2.2- Le traitement primaire de décantation.....	45
III.2.3- Les traitements secondaires.....	46
III.2.3.1- Coagulation-floculation.....	46
III.2.3.2- Traitement biologique.....	46
III.3- PRINCIPE DE L'EPURATION BIOLOGIQUE.....	47
III.3.1 Etude du métabolisme aérobie	48
III.3.1.1- Elimination de la pollution organique carbonée.....	48
III.3.1.2- Base de la dynamique microbienne.....	50
III.4- LES DIFFERENTS PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE.....	51
III.4.1- Les procédés naturels.....	51
III.4.2- Les procédés artificiels.....	52
III.4.2.1- Les lits bactériens.....	52
III.4.2.1.1 - lits bactériens traditionnels.....	52
III.4.2.1.2- lits bactériens modernes.....	52
III.4.2.2- Les disques biologiques.....	53
III.4.2.3- Procédé à boues activées.....	53
III.4.2.3.1- Le principe de fonctionnement.....	53
III.4.2.3.2- Champ d'application du procédé.....	54
III.4.2.3.3- Paramètres de calcul et de dimensionnement des installations de traitement par boues activées.....	54
III.4.2.3.4- Conditions de fonctionnement.....	56
III.4.2.3.5- Problèmes de décantation des boues.....	59
III.4.2.3.6- Composition et propriété du floc biologique.....	60
III.5- LES TRAITEMENTS TERTIAIRES DES EAUX.....	64
III.5.1- Traitement et élimination des boues en excès.....	64
III.5.1.1 - Classification des boues.....	65
III.5.1.2- Caractéristiques des boues.....	65

III.5.1.3- Les facteurs caractérisant la structure de la boue.....	66
III.5.1.4- Les différents procédés de traitement des boues.....	66
III-5-2-Elimination de l'azote et le phosphore.....	66
III.5.2.1 - L'eutrophisation.....	67
III.5.2.2- Principe d'élimination de l'azote par voie biologique.....	68
III.5.2.2.1- L'ammonification.....	69
III.5.2.2.2- Assimilation.....	70
III.5.2.2.3- Nitrification et dénitrification	70
III.5.2.3- Principe d'élimination du phosphore.....	73
III.5.2.3.1- Origine du phosphore.....	73
III.5.2.3.2- Mécanisme d'élimination biologique du phosphore.....	73
III.5.2.3.3- Traitement physico-chimique du phosphore.....	75
III.5.3- La désinfection.....	75
III.6- CONCLUSION.....	76

CHAPITRE IV : MATERIEL ET METHODES – RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSIONS

IV.1- INTRODUCTION.....	77
<u>PARTIE I :</u>	
IV.2- MATERIEL ET METHODE.....	78
IV.2.1- La description du pilote expérimental.....	78
IV.2.2- Effluent à traiter	80
IV.2.2.1- Préparation de l'effluent synthétique	80
IV.2.2.2- Pourquoi l'effluent synthétique ?.....	81
IV.3- LE DEROULEMENT DE L'EXPERIMENTATION.....	81
IV.3.1- Ensemencement du réacteur	81
IV.3.2- Méthodes analytiques.....	81
<u>PARTIE II :</u>	
IV.4-Résultats et discussion.....	85
IV.4.1- caractérisation des effluents laitiers	85
IV.4.2 - Influence de la charge hydraulique (CH) et la charge volumique	

(CV) sur la performance du réacteur.....	88
IV.4.2.1- Evolution de la température en fonction du temps de passage....	92
IV.4.2.2- Evolution du pH en fonction du temps de passage.....	93
IV.4.2.3- Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 et en DCO résiduelle.....	96
IV.4.2.4- Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage.....	100
IV.4.2.5- Influence de la charge hydraulique (CH) et le temps de passage sur l'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3}	102
IV.4.2.6- Influence de la charge hydraulique et du temps de passage sur les conditions de fonctionnement du bio réacteur.....	103
IV.4.2.6.1- Evolution de la charge massique en fonction du temps de passage.....	103
IV.4.2.6.2- Evolution de l'indice de Molhman (Im) en fonction du temps de passage.....	104
IV.4.3- Influence de taux de recyclage (R) sur l'élimination de la pollution avec temps de passage 96 heures.....	105
IV.4.3.1- Influence du taux de recyclage sur l'élimination de la charge polluante et sur le rendement d'épuration à un temps de passage 96h.....	106
IV.4.3.2- Influence du taux de recyclage sur l'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3}	107
IV.4.3.3- Influence du taux de recyclage sur les conditions de fonctionnement du Bioréacteur.....	112
IV.4.3.3.1- Influence du taux de recyclage sur l'évolution de la charge massique.....	112
IV.4.3.3.2- Influence du taux de recyclage sur l'indice de molhman.....	112
IV.5- CONCLUSION.....	113
CONCLUSION GENERALE.....	115
Annexes	

Liste des tableaux

Tableau (01) : Principales formes d'expression de la concentration.....	05
Tableau (02) : Charges polluantes des abattoirs industriels. (DEGREMONT, 1989).....	10
Tableau (03) : Caractéristiques des rejets des industries laitières. (DEGREMONT,1989).....	11
Tableau (04): Germes pathogènes rencontrés dans Les eaux usées (Synthèse, Nouveau Larousse de médecine 1 990) (CHEVAL. A, Institut Pasteur d'Alger)	15
Tableau (05) : Quelques ordres de grandeur du débit pour différentes industries à caractères agro-alimentaire (T.D.E, 2 ^{ème} édition, J.P. Bechac et P. Boutin, 1987).....	19
Tableau (06) : Relation entre la conductivité et la minéralisation, (RODIER, 1978).....	22
Tableau (07) : Calcul de la minéralisation à partir de la conductivité, (RODIER,1978).....	23
Tableau (08) : Caractéristiques des eaux résiduaires françaises, (DEGREMONT, 1989).....	24
Tableau (09) : Caractéristiques des rejets des industries laitières. (DEGREMONT,1989).....	31
Tableau (10) : Volume et nature des produits de l'unité laitière de Draa-Ben-Khedda.....	35
Tableau (11) : Dispositif de nettoyage des grilles (M.S. Ouai, 2001).....	43
Tableau (12) : Conditions de fonctionnement du bassin d'aération d'une station à boues activées. (MOLETTA, R. TORRIJOS, M., 1999).....	57
Tableau (13) : Composition physico-chimique du lait utilisé dans la préparation de l'effluent de synthèse.....	80
Tableau (14) : composition de l'effluent laitier.....	85

Tableau (15) : variation des paramètres de pollution des échantillons horaires de la journée du 08/06/07.....	85
Tableau (16) : variation des paramètres de pollution des échantillons horaires de la journée du 21/06/07.....	85
Tableau (17) : Influence de la charge hydraulique et la charge volumique sur l'élimination de la pollution.....	89
Tableau (18) : Influence du temps de fonctionnement sur la température avec un temps de passage 96 h.....	92
Tableau (19) : Influence du temps de fonctionnement sur la température avec un temps de passage 48 h.....	92
Tableau (20) : Influence du temps de fonctionnement sur la température avec un temps de passage 24 h.....	93
Tableau (21) : Influence du temps de fonctionnement sur la température avec un temps de passage 12 h.....	93
Tableau (22) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 20 fois.....	100
Tableau (23) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 40 fois.....	100
Tableau (24) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 60 fois.....	101
Tableau (25) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 80 fois.....	101
Tableau (26) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 100 fois.....	101
Tableau (27) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 150 fois.....	102
Tableau (28) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} pour un temps de passage de 96h.....	102
Tableau (29) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} pour un temps de passage de 48h.....	103

Tableau (30) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} pour un temps de passage de 24h.....	103
Tableau (31) : Influence de temps de fonctionnement et de taux de recyclage sur l'élimination de la pollution.....	105
Tableau (32) : Influence du taux de recyclage sur l'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3}	109

Liste des figures

Figure (01) : Schéma des différentes eaux résiduaires industrielles et les traitements adaptés.....	09
Figure (02) : Variations journalières du débit d'eaux usées d'une collectivité urbaine. (DEGREMONT, 1989).....	18
Figure (03) : Consommation d'oxygène, en fonction du temps, d'une eau usée. (DEGRE MONT, 1978).....	21
Figure (04) : Classification des rejets des fermes d'élevages et des fromageries (MENORET, C., 2001).....	29
Figure (05) : Diagramme de fabrication du lait recombinaé pasteurisé.....	34
Figure (06) : Diagramme de fabrication du camembert.....	34
Figure (07) : Fabrication et rejet en laiterie (DEGREMONT, 1978).....	38
Figure (08) : Schéma d'une station d'épuration biologique des eaux usées (www.ciger.be/inasep/chap5/index.).....	42
Figure (09) : Le principe de l'épuration biologique. (www.cieau.fr).....	47
Figure (10) : Mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée. (BOEGLIN, J-C., 1998).....	49
Figure (11) : Evolution de la croissance des micro-organismes (GOMELLA ,1978).....	50
Figure (12) : Procédé de traitement par boues activées. Principe de fonctionnement. (BOEGLIN, J-C., 1998).....	54
Figure (13) : Schémas types d'installations à boues activées. (BOEGLIN, J-C., 1998).....	58
Figure (14) : Protozoaires rencontrés dans les boues activées. (GAID, A., 1999).....	62
Figure (15) : Protozoaires rencontrés dans les boues activées. (GAID, A., 1999).....	63
Figure (16) : Exemple d'opérations de traitement des boues d'un système à boues activées.....	65

Figure (17) : Bassin hydrographique altéré par les activités humaines (Microsoft® Encarta ® Collection 2003).....	68
Figure (18) : Les différentes étapes de l'élimination de l'azote par nitrification et dénitrification (Agence de l'eau, 1996).....	69
Figure (19) : Cinétique de Nitrification à 28 °c. Office International de l'Eau.....	72
Figure (20) : Principales étapes de la déphosphoration biologique. (GAID, A., 1999).....	74
Figure (21) : Schéma de l'installation de boues activées (bio Simulateur AL91)	79
Figure (22) : Réacteur Bio-simulateur de laboratoire	79
Figure (23) : Influence de la charge volumique sur la DBO5 résiduelle	91
Figure (24) : Influence de la charge volumique sur la DCO résiduelle	91
Figure (25) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 20 fois.....	94
Figure (26) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 40 fois.....	94
Figure (27) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 60 fois.....	94
Figure (28) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 80 fois.....	95
Figure (29) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 100 fois.....	95
Figure (30) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 150 fois.....	95
Figure (31) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 96h.....	96
Figure (32) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 48 h.....	96
Figure (33) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 24 h.....	97

Figure (34) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 12 h.....	97
Figure (35) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 96h.....	98
Figure (36) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 48 h.....	98
Figure (37) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 24 h.....	99
Figure (38) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 12 h.....	99
Figure (39) : Evolution de la charge massique en bioréacteur en fonction du temps de passage.....	104
Figure (40) : Evolution de l'indice de Molhman (Im) en fonction du temps de passage.....	105
Figure (41) : Influence du taux de recyclage sur l'élimination de la pollution à un temps de passage 96h.....	106
Figure (42) : Influence du taux de recyclage sur le rendement d'épuration.....	107
Figure (43) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 50 %.....	109
Figure (44) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 100 %.....	110
Figure (45) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 200 %.....	110
Figure (46) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 300 %.....	111
Figure (47) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 400 %.....	111
Figure (48) : Influence du taux de recyclage sur l'évolution de la charge massique.....	112
Figure (49) : Influence du taux de recyclage sur l'indice de molhman.....	113

Liste des abréviations

A	: Age des boues
Å	: Angstrom
C°	: Degré Celsius
CH	: Charge hydraulique
C_i	: Concentration initiale en substrat
C_f	: Concentration finale en substrat
C_m	: Charge massique
COT	: Carbone organique total
C_v	: Charge volumique
D	: Debye
DBO₅	: Demande biochimique en exogène en 5 jours
DBK	: Draa Ben Khadda
DCO	: Demande chimique en exogène
DCO_f	: Demande chimique en exogène finale
DCO_i	: Demande chimique en exogène initiale
D_t	: digestibilité de l'azote
DT	: Dégradation théorique dans le rumen
E_b	: Eau brute
EM	: Energie métabolique
Fe₂(SO₄)₃	: Sulfate ferrique
FeCl₃	: Chlorure ferrique
I_m	: Indice de Mohlman
K	: Coefficient de biodégradabilité
L₀	: Concentration moyenne en DBO ₅ d'entrée
MES	: Matières en suspensions
MO	: Matières organiques ou matières oxydables
MVS	: Matières volatiles en suspension
N-NH₄⁺	: Azote ammoniacal
NO	: Azote organique

N-NO₂⁻ : Azote nitreux
N-NO₃⁻ : Azote nitrique
NR : Azote réduit
NGL : Azote global
O.M.S : Organisation Mondiale de la santé
O₂ : Oxygène dissous
pH : Potentiel Hydrogène
PHB : Polyhydroxybutyrate
PO₄³⁻ : Orthophosphates ou phosphates
Pt : Phosphore total
Q_o : Débit de l'effluent à traiter
Q_r : Débit de recyclage des boues
Q_{be} : Débit des boues en excès
R : Taux de recyclage des boues
S_t : Concentration en MES des boues activées
T° : Température
UFL : (Energie nette) Unité fourragère lait
UFV : (Energie nette) Unité fourragère viande
V : Volume
X_w : Concentration en MVS des boues

Introduction

Générale

INTRODUCTION GENERALE

En Algérie, les effluents liquides industriels en général et ceux de l'industrie agroalimentaire en particulier ne semblent pas constituer le souci des pouvoirs publics en dépit de l'existence de diverses lois (1983) relatives à la protection de l'environnement ou décrets (1993) réglementant leur déversement dans l'environnement.

En effet, non seulement le principe du « pollueur payeur » n'est pas appliqué scrupuleusement aux industries concernées mais encore le raccordement des effluents industriels sur les collecteurs d'effluents domestiques complique sérieusement l'épuration de ces derniers par un accroissement considérable de la charge polluante à traiter.

Parmi les industries agroalimentaires très polluantes les laiteries de part leur volume d'eau rejeté (en moyenne 3 à 6 litres d'eau usée par litre de lait produit) et leur très forte charge polluante estimée à quelques dizaines de grammes de matières organiques fermentescibles, constituent une menace sérieuse pour l'environnement. En Algérie, le déficit en ressources en eau, l'intérêt économique et écologique à récupérer les sous produits (lactosérum) et à recycler l'eau usée justifient amplement que l'on s'intéresse aux cas des laiteries.

En raison de leur aptitude élevée à la biodégradation, les effluents de laiterie peuvent être traités par voie biologique. Le coefficient de biodégradabilité de l'ordre 1.5 à 2.0 avoisine celui des eaux domestiques. Cependant ces effluents réputés pour leur teneur élevée en lactose, azote et phosphore sont très fermentescibles et évoluent facilement vers l'acidité.

Le traitement biologique par boues activées équipe la majorité des stations d'épuration. Il est généralement constitué d'un bassin d'aération (réacteur biologique) suivi d'un clarificateur. Ce type de procédé consiste à transformer la pollution soluble en une pollution insoluble appelée « boue » avec l'obtention d'une eau épurée.

L'objectif de ce travail consiste à étudier au laboratoire l'influence des conditions hydrauliques (débit, taux de recyclage) et biochimiques (concentration en substrat) sur

l'élimination simultanée de la pollution hydrocarbonée, azotée et phosphatée des eaux usées de la laiterie de DBK dans une unité pilote à boues activées.

En conséquence, notre mémoire se devise en quatre chapitres :

- Le chapitre I est consacré à l'étude des caractéristiques des eaux résiduaires, dans lequel nous traiterons :
 - Les différents types de pollution et leurs impacts sur l'environnement ;
 - Les différents procédés de traitement applicables selon le caractère polluant prédominant ;
 - Les normes de rejets des eaux usées en Algérie.
- Dans le chapitre II, nous y traiterons successivement des caractéristiques des effluents laitiers et leurs impacts sur l'environnement, de l'amélioration de la qualité des eaux résiduaires par réduction de la pollution à la source ;
- Dans le chapitre III, nous traiterons les différentes possibilités de traitement par voie biologique des eaux résiduaires ;
- Le chapitre IV est consacré à l'étude expérimentale. Dans ce chapitre nous traiterons deux parties :
 - I. La première partie est consacrée à l'exposé des matériels et méthodes. Nous définirons les effluents modèles générés à partir de laits commerciaux ainsi que la description des méthodes analytiques utilisées pour mesurer les caractéristiques physiques, chimiques ou biochimiques, et nous préciserons les caractéristiques du réacteur mis œuvre ;
 - II. La deuxième partie est consacrée à l'interprétation et discussion des résultats expérimentaux. Nous définirons les caractéristiques relatives aux effluents laitiers prélevés à la sortie de l'usine (test de la biodégradabilité) ; nous analyserons les performances épuratoires et l'influence des propriétés des effluents sur l'activité biologique, avec des variations des concentrations des effluents à l'entrée, de la charge hydraulique et du taux de recyclage, en fin nous en déduirons les conditions opératoires optimales d'un tel procédé.

Nous terminerons le mémoire par une conclusion générale.

Partie

Bibliographique

Chapitre I

CHAPITRE I : GENERALITE SUR LES EAUX USEES

I.1-Introduction

L'eau dont nous disposons dans la nature n'est pas directement utilisable pour la consommation humaine ni pour l'industrie, car elle n'est pas, sauf de rares cas, suffisamment pure: lors de sa circulation dans le sol, à la surface de la terre ou même dans l'air l'eau se pollue et se charge de matières en suspension ou en solution: particules d'argile, déchets de végétation, organismes vivants (plancton. bactéries, virus), sels divers (chlorures, sulfates, carbonates de sodium, de calcium, fer, manganèse...), matières organiques (acides humiques, fulviques. résidus de fabrication) et gaz.

La présence de ces nombreuses impuretés de différentes natures impose le traitement des eaux avant utilisation, pour les rendre aptes aux applications envisagées, ou après utilisation pour éviter tout dommage à notre environnement. [7]

I.2- LES PROPRIETES DE L'EAU

I.2.1- Composition et structure

L'eau est un **corps composé**, constitué des éléments Oxygène et Hydrogène. Ces deux éléments existent chacun sous trois formes isotopiques :

^1_1H (Hydrogène H), ^2_1H (Deutérium D), ^3_1H (Tritium T) d'une part et $^{16}_8\text{O}$, $^{17}_8\text{O}$, $^{18}_8\text{O}$ d'une autre part.

Les proportions relatives des isotopes ^3_1H , $^{17}_8\text{O}$ et $^{18}_8\text{O}$ sont très faibles. L'eau est donc un mélange de trois molécules, H_2O , D_2O et HDO , H_2O constitue la fraction la plus importante du mélange (>99,99%).

La molécule d'eau est représentée par un modèle tétraédrique avec un angle de valence de 105° dû à la différence d'électronégativité entre l'oxygène et l'hydrogène, et une distance internucléaire $\text{H-O} = 0,958 \text{ \AA}$. Cette différence d'électronégativité confère à la molécule d'eau un moment dipolaire $\mu = 1,86 \text{ D}$ (gaz) et $\mu = 2,01 \text{ à } 3,0 \text{ D}$ (liquide). [24]

La structure de l'eau dépend de son état physique, il peut se présenter sous trois états physique ou phases :

- L'état gazeux (vapeur) correspond exactement à la formule H_2O particulièrement au modèle angulaire, il est obtenu à partir de 100°C à la pression atmosphérique;

- L'état solide, l'arrangement élémentaire consiste en une molécule d'eau centrale et quatre périphériques, l'ensemble affectant la forme d'un tétraèdre, il est obtenu en dessous de 0°C sous la pression atmosphérique.

- L'état liquide, les molécules d'eau s'associent par des liaisons particulières dites **liaisons hydrogène**, chaque atome d'hydrogène d'une molécule d'eau étant lié à l'atome d'oxygène de la molécule voisine. Dans l'espace, la structure est tétraédrique. [7]

I.2.2- Propriétés physiques

Les propriétés physiques les plus intéressantes pour le traitement de l'eau sont les suivantes:

- **Masse volumique**

La masse volumique (ρ) de l'eau varie avec la température. Elle augmente de 0 à 4°C environ, puis décroît. Le maximum est situé à 3,98°C avec $\rho = 0,999973$ g/ml. On compare souvent la masse volumique d'un liquide quelconque à celle de l'eau à 4°C, pour laquelle on prend alors la valeur 1,00 g/mL soit 1000 kg/m³. Elle varie selon le contenu en matières dissoutes pour les eaux naturelles. [25]

- **Tension superficielle**

Elle caractérise une propriété propre aux interfaces (surfaces limitant deux phases). Elle est définie comme une force de traction qui s'exerce à la surface du liquide en tenant toujours à réduire le plus possible l'étendue de cette surface. La tension superficielle γ de l'eau est de 0.073 N/m à 18°C et 0.0525 N/m à 100°C. Elle est telle qu'elle provoque une ascension capillaire de 15 cm à 18°C dans un tube de 0.1 mm de diamètre.

I.2.3- Propriétés chimiques

L'eau est un excellent solvant, donc facilement pollué, la solubilité des gaz, des liquides et des solides est la principale cause de la pollution des eaux.

Une solution est une phase liquide ou solide constituée d'un solvant ou milieu dispersif et de soluté ou substances dispersées. L'eau est considéré comme un engrais, la quantité de soluté présente dans une solution est exprimée par la concentration de ce soluté; elle s'exprime par le rapport: Concentration = $\frac{\text{Quantité de soluté}}{\text{Quantité de solution ou de solvant}}$.

Numérateur	Dénominateur	Concentration
Masse de soluté	Masse de solution	Concentration pondérale
Moles de soluté	Moles de solution	Fraction molaire
Moles de soluté	(kg) de solvant	Molalité
N (nombre de moles)	Litres de solution	Molarité
Nombre d'éq.g de soluté	Litres de solution	Normalité

Tableau (01): Principales formes d'expression de la concentration.

La solubilité

Est définie par la concentration maximale d'un soluté pouvant exister en solution. Dans le cas des gaz la solubilité obéit à la loi de Henry, le volume de gaz dissous est :

$$V = \alpha \cdot c \cdot P$$

α : coefficient de solubilité de gaz;
 c : concentration de gaz dans la phase gazeuse;
 P : pression totale des gaz en contact avec l'eau.

Une autre expression de la loi met en évidence l'influence des sels dissous sur la solubilité des gaz:

$$P_A = k \cdot X_A$$

k : concentration
 P_A : Pression partielle du gaz dans la phase gazeuse
 X_A : fraction molaire de gaz dans la phase liquide

Certains gaz sont plus soluble (gaz carbonique, H₂S) par rapport à d'autres en du fait qu'ils se combinent à l'eau après dissolution. Le cas du gaz carbonique est très important car il joue un rôle primordial dans les équilibres conduisant aux phénomènes d'entartrage et de précipitation de carbonates.

Dans le cas des liquides la solubilité dans l'eau croît avec leur polarité. Les molécules portant des groupements très polaires (alcools, amines...) seront très solubles. La solubilité ou miscibilité peut être partielle et dépendra de la température (ex: phénol). Les liquides insolubles dans l'eau peuvent former des émulsions lorsqu'ils sont fortement dispersés.

Suivant la taille et la charge du solide, on distingue différents types de solutions et de suspensions :

- Les solutions vraies ou moléculaires (système à une phase) ;
 - Solution cristalloïdes : les solutés sont des molécules de petites dimensions <1nm, ionisées ou non,
 - Solution macromoléculaires: les solutés sont des particules de taille > à 1nm, ionisées ou non.
- Les suspensions colloïdales (système à deux phases) ;

- Les particules dispersées, de taille comprises entre 10 nm et 20 µm, sont des amas atomiques ou moléculaires.

- Les suspensions (système à deux phases) ;

Les particules dispersées sont visibles au microscope, l'addition de certains corps facilite ou favorise la solvataion ou le mouillage, ces corps sont appelés:

- Solubilisant pour les solutions vraies,
- Peptisant pour les solutions colloïdales,
- Emulsionnants pour les émulsions,
- Stabilisant pour les suspensions,
- Agent de mouillage pour faciliter les phénomènes de surface.

I.2.4- Propriétés biologiques

L'eau, l'oxygène et le gaz carbonique contribuent à créer les conditions favorables au développement des êtres vivants.

L'eau entre pour une grande part dans la constitution des êtres vivants, et compose la plus grande partie de nos aliments.

- **L'eau siège de la vie microbienne**

Dans le monde vivant en général, et en particulier, les micro-organismes unicellulaires sont des maillons indispensables des chaînes alimentaires. Ils participent activement à la recirculation des éléments naturels et sans eux la vie s'arrêterait.

La présence de certains micro-organismes dans les eaux polluées a fait un vecteur de transmission de maladies graves qu'il a fallu identifier et combattre, se sont les organismes pathogènes. Ils sont moins nombreux par rapport aux microbes utiles.

Les organismes aquatiques peuvent être utilisés comme témoins de la capacité de l'eau à maintenir la vie. Ils sont en effet des réactifs infiniment complexes capables de détecter un plus grand nombre d'anomalies qu'un simple réactif chimique.

Par leur présence ou leur absence, leur comportement ou leur mort, ils pourront nous renseigner sur une qualité de l'eau beaucoup plus globale.

Les estimations de la qualité de l'eau à l'aide des organismes aquatiques sont faites sur:

- des essais de toxicité,
- des essais de fertilité,
- et les indices biologiques.

Parmi les phénomènes utiles pour les eaux polluées:

- **L'auto épuration**

Après un rejet d'eaux usées dans une rivière, les phénomènes biologiques peuvent éliminer la pollution organique. [24]

Un grand nombre de micro-organismes de types variés interviennent dans l'auto épuration qui est un processus biologique normal apparaissant dans les milieux aquatiques. Ces micro-organismes utilisent et minéralisent les substances organiques apportées au cours de la pollution. Après leur transformation, ces dernières s'élimineront dans l'atmosphère ou seront utilisées par les végétaux. [29]

- **Traitement biologique des eaux usées**

Les organismes vivants peuvent aussi proliférer grâce aux conditions favorables que leur crée l'homme.

L'épuration biologique aérobie des eaux résiduaires consiste dans une première phase à provoquer le développement des bactéries qui se rassemblent en films ou en flocons, et qui, par action physico-chimique retiennent la pollution organique et s'en nourrissent. Dans une seconde phase, on sépare généralement par décantation les boues ainsi formées. C'est une épuration par biodégradation.

I.3- CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES

I.3.1- Définition

Une eau usée est une eau généralement très polluée. Ses rejets contiennent des matières dissoutes, en suspension et à l'état colloïdal et cela en fonction de son origine, sa nature, son volume et sa composition. [3]

I.3.2- Origine et nature

Les effluents des eaux usées ont trois origines principales:

1.3.2.1- Effluents d'origine urbaine

Ce type d'effluents proviennent des:

- **Eaux de ruissellement**

Ce sont essentiellement les eaux de précipitation (pluie, neige, grêle...) et les eaux de lavage des chaussées. Elles sont caractérisées par une variation de débit saisonnière. Cette eau est très polluée en début de précipitation. Mais sa pollution décroît en cas de pluies persistantes.

Les polluants sont en grande majorité des matières en suspension d'origine minérale, des débris végétaux et aussi des hydrocarbures provenant de la circulation automobile. On y

trouve aussi des polluants de l'atmosphère (poussière, Oxyde d'Azote (NO_x), Oxyde de Soufre (SO_x), du Plomb, ... etc.)

- **Eaux domestiques**

- Elles sont issues des activités vitales et elles ont plusieurs composantes. On distingue les:

- Eaux de cuisine: Ce sont des eaux riches en graisses et détergents et contiennent souvent des débris générés par la préparation des aliments.

- Eaux de buanderies et salles de bain: Cette eau a un apport très élevé en graisse, détergents et hydrocarbures.

- Eaux vannes: Ces eaux sont riches en matières hydrocarbonées, avec un apport très élevé en azote, en phosphore et en potassium permettant ainsi un bon équilibre en cas d'un traitement biologique. Elles sont aussi caractérisées par la présence des germes fécaux.

1.3.2.2- Effluents d'origine agricole

Les effluents agricoles renferment divers substances d'origines agricoles ou animales, ils sont caractérisés par:

- des solutions d'engrais lessivés par les sols fortement fertilisées,
- des produits phytosanitaires,
- et des déjections animales (purins et lisier de bétail). [13]

1.3.2.3- Effluents d'origine industrielle

Toute activité industrielle ou artisanale nous amène à une utilisation très excessive d'eau générant ainsi de rejets polluants.

Ces eaux résiduaires d'origines industrielles ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée.

Elles dépendent en particulier des matières premières utilisées, des procédés de fabrication des produits finis fabriqués et des quantités d'eau récupérées et réutilisées dans l'entreprise par recyclage. [3]

1.3.3- Classification des eaux résiduaires industrielles

D'après (H.ROQUES, 1979) on peut distinguer trois catégories en tenant compte de la traitabilité:

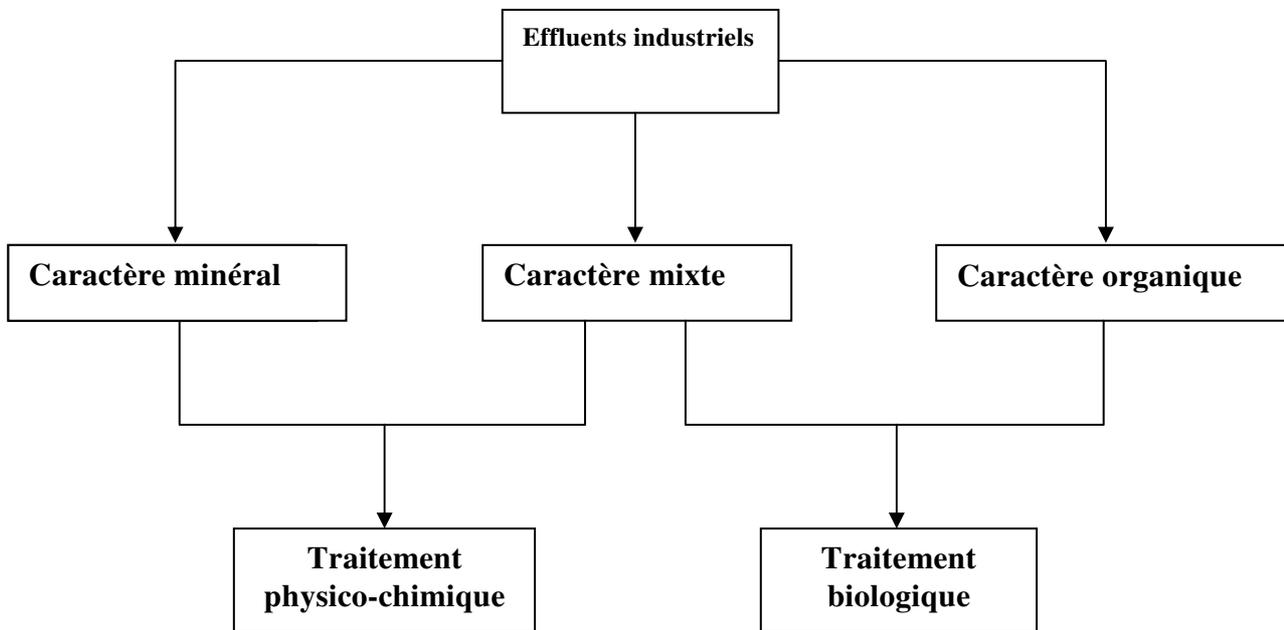


Figure (01): schéma des différentes eaux résiduaires industrielles et les traitements adaptés.

1.3.3.1- Les eaux résiduaires à caractère minéral dominant

Ces eaux sont caractérisées par:

- Une charge importante en matière en suspension et / ou en sels dissous,
- Une DCO d'origine minérale en fonction de la nature des composés minéraux en solution,
- La présence possible de toxiques ou d'inhibiteurs de la croissance bactérienne,
- Une très faible valeur de DBO₅,
- Matières radioactives.

Ce sont surtout:

- les eaux de lavage des gravières et des activités d'extraction des minéraux.
- les eaux des industries sidérurgiques.
- les eaux de l'industrie chimique minérale.
- les eaux de traitement de surfaces des métaux.

Les traitements les mieux appropriés à ce type d'effluent sont:

- les traitements physiques de clarification, floculation, décantation et filtration,

- les traitements chimiques d'élimination des toxiques et *I* ou de neutralisation du pH.
- Pour les traitements biologiques sont évidemment inutilisables.

I.3.3.2- Les eaux résiduaires à caractère organique dominant

Elles sont caractérisées par une biodégradabilité importante se sont surtout les effluents des industries agro-alimentaires comme:

- les abattoirs,
- les conserveries,
- les laiteries et fromageries,
- les sucreries et distilleries,
- les brasseries, malteries.

Leur composition bien que très variable, comprend presque toujours:

- les matières minérales et les débris végétaux en suspension,
- les graisses,
- les protéines,
- les glucides,
- les sels divers.

De ce fait, les eaux se prêtent généralement bien au traitement biologique. [19]

Exemples d'effluents industriels

a) Abattoirs (bovins, volailles, etc...)

La teneur en matière organique biodégradable en solution et sous forme colloïdale y est très élevée (sang, urine, liquides physiologiques). Le contenu des panses et intestins constitue un apport important de graisses et matières en suspension. Les poils, plumes et gros déchets doivent être retirés avant l'épuration biologique. [6]

Le tableau (02) nous renseigne sur quelques charges polluantes des abattoirs industriels.

Paramètres	g par Kg de carcasse
DCO	32,3 ± 5,2
DBO ₅	13,2 ± 2,2
Graisse (SEC)	5,2 ± 1,5
N (total)	1,6 ± 3
MES	11,8 ± 2,5

Tableau (02): Charges polluantes des abattoirs industriels. (DEGREMONT, 1989)

b) Laiteries

La composition des effluents peut varier sensiblement suivant le mode de conditionnement du lait, du type de fromage ou du beurre fabriqué.

La matière organique biodégradable arrive jusqu'à 3,5 g/l pour le petit lait, et 7g/l pour le babeurre. [8]

Atelier ou poste	Volume d'eau usée par litre de lait	DBO ₅ (mg/l)	MES (mg/l)
Lait de consommation et yaghortes	1 - 25	120 à 300	50
Poudres lait et beurrerie	1 - 3	80 à 300	30
Caséines	2 - 4	400 à 500	100
Fromageries	2 - 3	400 à 900	100
Usines polyvalentes	3 - 6	300 à 750	120

Tableau (03): Caractéristiques des rejets des industries laitières. (DEGREMONT, 1989)

I.3.3.3- Les eaux résiduaires à caractère mixte

Ce sont des eaux qui contiennent un ou plusieurs constituants plus ou moins facilement biodégradables, mais qui constituent des milieux carencés ou inhibés par d'autres constituants.

Dans ce groupe, nous trouverons par exemple les effluents:

- des industries textiles,
- des papeteries et des usines pétrochimiques,
- des industries chimiques organiques.

Ces eaux sont caractérisées par:

- des matières en suspension diverses (sables, fibres de cellulose),
- des hydrocarbures dissous, émulsions,
- des émulsions d'huiles stabilisées par des tensions actives,
- des tensioactifs des colorants, des phénols.

Ce type d'effluent peut être traité en épuration biologique à condition de prendre un certain nombre de précautions. La détoxification de l'effluent peut être impérative et l'apport d'éléments de croissance indispensables à l'activité de la biomasse bactérienne, peut s'avérer nécessaire. Dans ce domaine les apports d'azote et de phosphore doivent satisfaire le rapport DBO₅ /N/P de l'ordre de 100 / 5 / 1.

En présence de ces éléments de croissance, le rapport DCO / DBO₅ doit néanmoins être inférieur à 3 et quand il est compris entre 2 et 3 on peut avoir recours à des souches bactériennes adaptées notamment dans le cas d'effluents de composition constante. [9]

I.3.4- Volume et Composition

Le volume d'eau entrant dans une station d'épuration est variant, soit journalièrement, ce qui est relatif à la taille de l'agglomération et ses activités, soit saisonnièrement, à cause des facteurs climatiques.

La charge en matières polluantes se présente sous trois états: dissous, colloïdal, ou en suspension. Par ailleurs, la pollution correspondante peut prendre différentes formes, soit minérale, organique ou microbienne.

I.4- LA POLLUTION DES EAUX

Les phénomènes naturels mis a part, la tendance générale est de considérer que la pollution des eaux est une conséquence des activités humaines.

L'eau est le réceptacle de beaucoup de rejets des habitations, des collectivités et des industries. Il est donc inévitable qu'il y ait des eaux souillées. Celles-ci s'infiltrent dans le sol où elles peuvent polluer les eaux souterraines, ou bien s'écoulent sur le sol ou dans les égouts et sont évacuées soit dans les cours d'eau, soit directement vers la mer.

1.4.1- Définition de la pollution

On définit la pollution comme étant l'addition naturelle d'une substance étrangère quelconque, provenant des sources naturelles ou artificielles, en milieu aérien, aquatique ou terrestre en qualité telle que la ressource naturelle considérée ne convient plus à des usages spécifiques ou bien établis. [35]

1.4.2- Les différents types de pollution

1.4.2.1- pollution mécanique

La effluents industriels et urbains sont très chargés en matières en suspension qui ont une réaction nuisible sur les êtres aquatiques et cela en diminuant la transparence du milieu, c'est-à-dire l'augmentation de la turbidité des eaux limitent la diffusion de la lumière, donc ralentissement des réaction photosynthétiques. [26]

1.4.2.2- La pollution chimique

Les eaux usées sont constituées de composés organiques et de composés inorganiques, ainsi que de gaz divers. Les composés organiques peuvent être formés d'hydrates de carbone, de protéines, de matières grasses, d'huiles, de pesticides, de phénols, etc. Quant aux composés inorganiques, ils peuvent comprendre des métaux lourds, de l'azote, du phosphore, des

matières acido-basiques, du soufre, des chlorures, des matières alcalines, des matières toxiques, etc. Dans les eaux usées domestiques, les composés organiques et les composés inorganiques sont partagés approximativement à raison de 50 % pour chacune des fractions. Toutefois, comme ces eaux contiennent une plus forte proportion de matières dissoutes que de matières en suspension, de 85 à 90 % environ de leurs composés inorganiques sont dissous et de 55 à 60 % environ de leurs composés organiques sont dissous. Les gaz habituellement dissous dans les eaux usées sont de l'hydrogène sulfuré, du méthane, de l'ammoniaque, de l'oxygène, du dioxyde de carbone et de l'azote. Les trois premiers résultent de la décomposition des matières organiques. [34]

Les pollutions chimiques sont classées en cinq catégories principales:

- les substances chimiques dits «indésirables»,
- les pesticides et produits apparents,
- les substances toxiques,
- les détergents et les colorants.

1.4.2.3- La pollution organique

Elle est engendrée par le déversement des eaux usées domestiques ou des eaux résiduaires provenant des industries textiles, papeteries, industries de bois, de raffineries et d'abattoirs. [18]

Ces matières organiques qui se présentent aussi bien en suspension (particules solides) qu'en solution dans l'eau sont appelées à devenir des polluants lorsqu'elles sont déversées en quantités massives ou de façon répétée dans les espaces limités. [3]

Les matières organiques peuvent être biodégradables c'est-à-dire susceptibles d'être détruites par auto-épuration grâce aux micro-organismes présents dans l'eau qui se nourrissent de cette pollution, mais entraînent en contre partie une consommation importante d'oxygène dissous. D'autres matières organiques peuvent être non biodégradables.

Cette pollution menace l'équilibre écologique du milieu récepteur en détériorant le pouvoir auto-épurateur des cours d'eau causant ainsi l'anoxie, la pétrification et l'eutrophisation notamment lorsqu'il s'agit d'un lac. [18]

1.4.2.4- la pollution thermique

Cette pollution est due à l'élévation de la température de l'eau par des rejets des centrales thermiques et nucléaires.

Une directive européenne impose de ne dépasser en rivière, en aucune période, 21°C pour les Salmonidés, 28°C pour les Cyprinidés, 10°C pour les espèces ayant besoins d'eaux froides pour leur reproduction en période de frai.

Dans l'eau réchauffée, le taux d'oxygène dissous diminue, provoquant ainsi l'asphyxie des êtres vivants. La flore et la faune sont touchées. Le nombre des espèces s'amenuise et le déroulement du cycle biologique peut être perturbé (durée, maturation sexuelle).

1.4.2.5- la pollution radioactive

La radioactivité libérée dans l'eau peut provenir:

- Soit d'une radioactivité naturelle ayant deux origines: cosmique et tellurique. La première est liée aux rayonnements solaires et des étoiles. La seconde, venant des produits radioactifs naturels présent dans le sol, les roches, les matériaux de construction, essentiellement U 238(et le Radon 222 qui en découle), U 235, Thorium 232 et Potassium 40.
- Soit d'une contamination liée à des retombées atmosphériques (explosions nucléaires), des champs de rayonnements d'origine industrielle ou enfin des contaminations accidentelle de l'eau à partir des rejets des installations des centrales nucléaires.

La radioactivité peut entraîner des effets:

- Somatiques: modification de la formule sanguine et diminution des défenses immunitaires, ainsi que des effets cancérogènes dit stochastiques.
- Génétiques: augmentation des mutations par modification de la molécule d'ADN contenue dans le noyau des cellules sexuelles, augmentation des cas d'anomalies génétiques (trisomies...) dues a une mauvaise distribution chromosomique au moment de la méiose.
- Tératogènes: perturbation du développement de l'embryon pouvant entraîner malformations et retard mental. [27]

1.4.2.6- La pollution microbienne

La pollution microbienne est d'origine humaine et animale, elle est engendrée par les rejets urbains. Etant donné la composition des eaux résiduaires riches en éléments nutritifs, organiques ou minérales et en gaz dissous tel que l'oxygène, elles sont donc favorables au développement des micro-organismes.

Ces derniers sont parfois utiles car ils interviennent dans le cycle de la biodégradation et dans la minéralisation de la matière organique. Parfois ils sont nuisibles à l'homme à cause des germes pathogènes engendrant des maladies et des épidémies dites à transmission hydrique. [20]

Tout être humain élimine chaque jour, plusieurs milliards de germes par grammes de matières fécales dont 100 à 500 millions de coliformes. Ainsi chez les malades atteints d'affection entéritique, les bactéries pathogènes atteignent des taux élevés dans les selles (250 000 à plusieurs milliards de salmonelles par gramme). Chez les parathyphoïques, les chiffres

relevés sont beaucoup plus importants et peuvent atteindre plusieurs centaines de milliards par gramme de matière fécale.

C'est dans l'appareil digestif que naissent les premières réactions et le développement des parasitoses digestives dont on distingue deux grandes familles principales: les Protozoaires et les Métazoaires. Les Protozoaires comprennent les amibes, les flagellés, et les ciliés. Les Métazoaires comprennent les Cestodes, les Nématodes, les Trématodes.

Une autre catégorie de bactéries est constituée par les Mycobactéries, responsables de la tuberculose. Le bacille de Koch est éliminé par les selles et on le retrouve notamment dans les eaux usées rejetées par les sanatoriums et hôpitaux spécialisés. [13]

Les germes pathogènes susceptibles d'être présents dans les eaux usées sont donnés dans le tableau (04):

Germes	Organismes	Maladies	Principal site atteint
Les bactéries	Shigella	Shigellose (dysenterie bacillaire)	Système gastro-intestinal Intestin
	Salmonella typhi	Fièvre typhoïde	Système gastro-intestinal
	" enteritidis	" entérique	" " "
	" choléraesius	" gastro-entérites	" " "
	E. coli	" " "	Intestin
	Vibrio cholerae	Choléra	Système respiratoire, foie, rate
	Francisella tularemis	Tularémie	foie, rate
Les virus	Leptospiriosa	Leptispirose	Gauglions lymphatiques, foie
	icterohamorrhagiae		
	- Entérovirus	Poliomyélite,	Mœlle épinière
	- Poliovirus	méningite aseptique	méninges
	- Cocksackievirus	Myocardites méningite	Coeur, muscles
	- Echovirus	Méningite aseptique	Méninge
- Adénovirus	Pharyngite	Pharynx	
- Réovirus	Maladie respiratoire, diarrhée	Appareil respiratoire et digestif	
Les parasites	Taenia, Ascaris	Lésions viscérales	-
Les champignons	-	Eczémas, maladies de la peau	-

**Tableau (04): Germes pathogènes rencontrés dans Les eaux usées
(Synthèse, Nouveau Larousse de médecine I 990)
(CHEVAL. A, Institut Pasteur d'Alger)**

I.4.2.7- La pollution agricole

Cette pollution est causée principalement par l'utilisation irrationnelle des engrais chimiques et des pesticides. [14]

1.4.2.8- La pollution par les hydrocarbures

Les hydrocarbures sont divisés en deux groupes de substances:

- Les composés organiques volatiles (C.O.V) sont représentés surtout par les alcènes, les benzènes, le toluène. Ce sont des produits qui peuvent être déversés accidentellement dans le milieu naturel (par exemple par les fissures des réservoirs de stockage, enfouis en sous sols),

- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (H.A.P), tels que le benzo (α) pyrène, le benzo (k) fluoranthène. Les hydrocarbures responsables de la pollution des eaux peuvent provenir de nombreuses sources: Les effluents éliminés par l'industrie pétrolière, la pétrochimie, les ateliers de sidérurgie, les usines à gaz, les citernes, les réservoirs et les navires pétroliers. [5]

I.5- LES CRITERES D'APPRECIATION DE LA POLLUTION

Une eau est considérée polluée lorsque par suite de rejet un facteur physique, chimique ou biologique aura atteint une valeur telle qu'elle risque de perturber l'équilibre biologique.

La pollution est donc une grandeur relative qui dépend de la nature du rejet et du cours d'eau dans lequel on la rejette.

Les paramètres de la pollution des eaux se présentent sous deux formes principales, physiques et chimiques.

I.5.1- Les paramètres physiques

I.5.1.1- La température

La température est un facteur important dans la vie d'un milieu aquatique, il est donc important de connaître la température de l'eau.

En effet, celle-ci joue un rôle dans la dissolution des sels et des gaz, en particulier dans la conductivité électrique et dans les variations de l'eau. [17]

I.5.1.2- Les matières pondérales

Ces matières sont un paramètre important, qui caractérise bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Ces matières sédimentent à l'aval du point de rejet et sont la source d'envasements temporaires ou permanents susceptibles de modifier les profils hydrauliques. D'autre part, la connaissance de ce paramètre nous renseigne sur les possibilités épuratoires de certains ouvrages de traitement, décanteurs par exemple, et intervient dans l'élévation de la production des boues en excès. [2]

Parmi ces matières on distingue:

- Les matières en suspension (MES), comportent des matières organiques et des matières minérales. Leur détermination se fait par deux méthodes: séparation par filtration ou par centrifugation;

- Les matières volatils en suspension (MVS), représentent la fraction organique des MES. Elles sont mesurées par calcination à 525 ± 25 °c pendant deux heures, elle constituent environ 70 à 80% des MES.

Les matières minérales, représentent le résidu de calcination;

- les matières décantables et non décantables, qui se distinguent par les fractions qui décantent en un temps donné (2 heures) suivant des conditions opératoires particulières (utilisation d'un cône Imhoff ou Coin), et celles qui restent dans le surnageant et qui vont donc être dirigées vers le procédé de traitement biologique ou chimique. [13]

I.5.1.3- L'odeur

L'eau d'égout fraîche à une odeur fade qui n'est pas désagréable, par contre en état de fermentation, elle dégage une odeur nauséabonde. [18]

I.5.1.4- La couleur

La couleur est liée au déversement de composés chimiques solubles présentant une coloration marquée dans le cas d'effluents industriels et une coloration grisâtre pour les effluents d'origine domestique et la couleur noire indique une décomposition partielle.

I.5.1.5- Le débit

Le principal intérêt de la mesure du débit est qu'il permet de quantifier la pollution rejetée par l'intermédiaire de «l'habitant équivalent » qui exprime le volume d'eau usée moyen déversé par habitant et par jour. En effet, le débit constitue un élément de base pour la détermination de l'habitant équivalent.

La production d'eaux usées urbaines varie tout au long de la journée. Dans les petites agglomérations on constate deux pointes de débit ; dans les agglomérations plus importantes on n'en constate qu'une seule (figure-2-).

Dans de nombreux pays, on définit, par le temps sec, un débit moyen diurne Q_d .

Si Q_j , est le débit moyen journalier, Q_d est le plus souvent compris entre:

$$\frac{Q_j}{14} \text{ et } \frac{Q_j}{18}$$

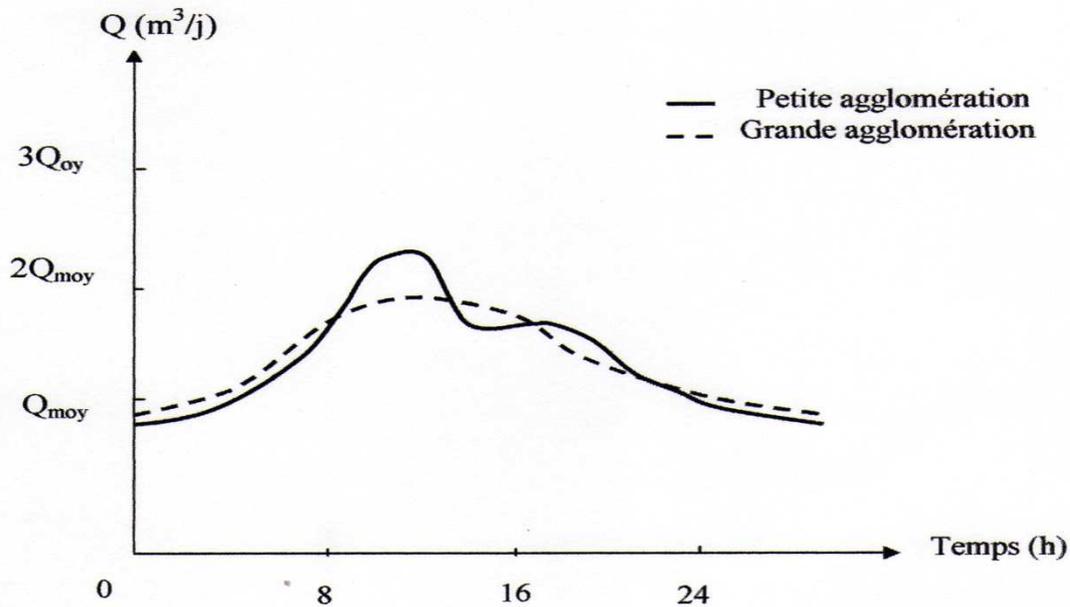


Figure (02): Variations journalières du débit d’eaux usées d’une collectivité urbaine. (DEGREMONT, 1989)

Le débit de pointe de temps sec Q_p en réseau séparatif peut être approché par la formule donnée par DEGREMONT (1989):

$$Q_p = Q_m \left(1,5 + \frac{2,5}{\sqrt{Q_m}} \right) \text{ En l/s} \dots\dots\dots \text{(I.1)}$$

Q_m est le débit moyen journalier = $\frac{Q_j}{86400_s}$ en l/s et dans la limite d’un coefficient

de pointe : $\frac{Q_p}{Q_m} \leq 3$

En plus des variations journalières, on note des variations saisonnières du débit d’eaux usées, y compris dans les très grandes agglomérations.

Ces variations étroitement liées aux périodes de vacances traduisent un exode important des citadins vers les centres de loisirs. [8]

Le volume journalier rejeté par habitant est fréquemment estimé en fonction de la quantité d’eau potable utilisée. Cette quantité peut varier en fonction de nombreux facteurs: socio-économiques, géographiques, climatologiques,... etc.

L'évaluation des volumes d'eau émis par les industries est plus délicate du fait que les quantités rejetées sont non seulement fonction du type d'industries concernée, mais encore, pour une même industrie, de la technologie de fabrication du produit et de l'âge de cette technologie (Tableau-05-).

Type d'industrie		Débit en 1/kg traité
Conserveries	Petits pois	8 - 32
	Haricots verts	8 - 38
	Flageolets verts	30 - 41
	Salsifis	
	. grattage	20
	. pelage par NaOH	52
	Navets	52
	Carottes	30
	Céleris	45
Epinards	18	
Abattoirs	Porcs	2 - 4
	Polyvalents (municipaux)	4 - 12
	Volailles	4 - 20
laiteries	Lait, beurre, fromage	2 - 5
	Poudre	0,5 - 2,5
	Beurre poudre	0,7 - 3
	Fromagerie	2 - 9

Tableau (05): Quelques ordres de grandeur du débit pour différentes industries à caractères agro-alimentaire (T.D.E, 2^{ème} édition, J.P. Bechac et P. Boutin, 1987).

I.5.2- Les paramètres chimiques

I.5.2.1 - Le pH

Le pH est l'un des paramètres d'appréciation de l'acidité ou de l'alcalinité d'une eau, dont le facteur le plus important est habituellement la concentration en anhydride de carbone liée à la minéralisation totale. [30]

Le pH des eaux urbaines seules est généralement près de la neutralité, en 7 et 7,5 environ. Sa mesure est importante dans la mesure où il conditionne l'équilibre physico-chimique ou biologique de toute activité microbienne, vu que celle-ci est optimale quand le pH varie de 5,5 à 8,5. [7]

I.5.2.2- L'oxygène dissous

L'oxygène, toujours présent dans l'eau, n'en est pas un élément constitutif. Sa solubilité est fonction de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité.

L'oxygène dissous conserve ses propriétés oxydantes, soit par une réaction purement chimique, soit par des mécanismes électrochimiques, d'où son importance dans le phénomène de corrosion. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est fonction de l'origine de l'eau, les eaux superficielles peuvent contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation, par contre les eaux profondes n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre. L'eau saturée d'air, à 20°C et sous la pression normale contient 9,1 mg/l d'oxygène. L'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l. [30]

I.5.2.3- La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène exprimée en mg/l et consommée dans les conditions de l'essai d'incubation à 20 °C et à l'obscurité, pendant 5 jours pour assurer par voie biologique l'oxydation des matières organiques biodégradables présentes dans l'eau usée. Pour être complète, l'oxydation biologique demande un temps de 21 à 28 jours. On obtient alors la DBO ultime ou DBO₂₁ ou DBO₂₈. Les courbes de consommation d'oxygène en fonction du temps ont l'allure de la figure (03).

La courbe (1) est obtenue sur une eau contenant des produits carbonés et azotés. On constate que l'oxydation des produits carbonés se fait la première. Celle des produits azotés qui suit, conduit au phénomène de nitrification.

Par convention, la DBO₂₁, trop long à obtenir, est remplacée par la DBO₅, c'est-à-dire par la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation.

La DBO₅ ne représente normalement que la pollution organique carbonée biodégradable.

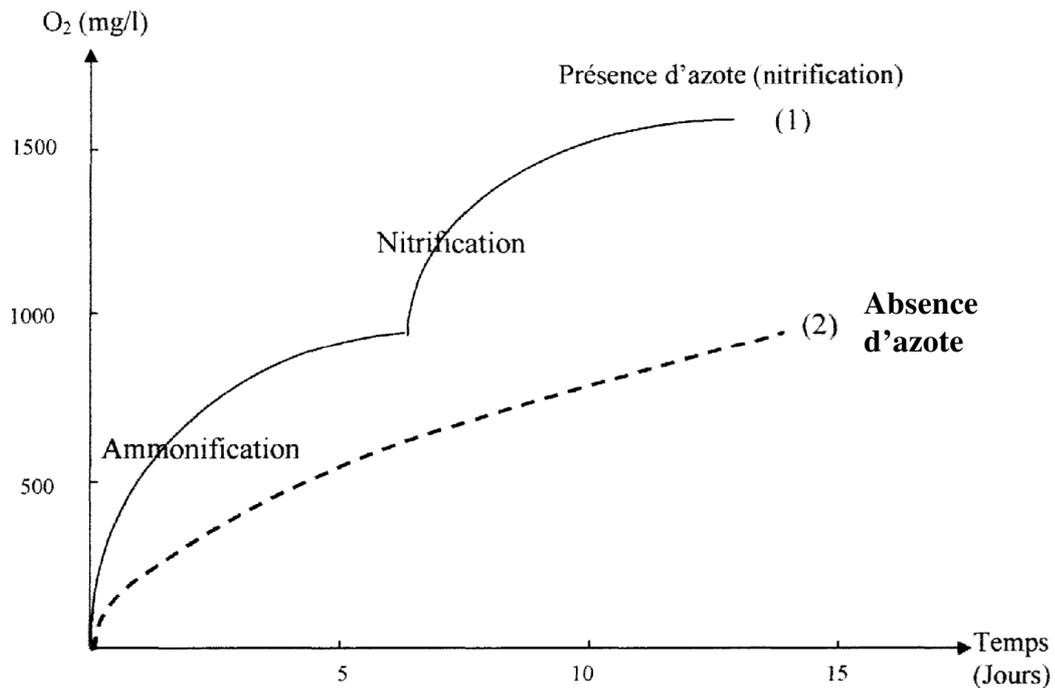


Figure (03): Consommation d'oxygène, en fonction du temps, d'une eau usée. (DEGREMONT, 1978)

1.5.2.4- La demande chimique en oxygène (DCO)

Elle correspond à la quantité d'oxygène, exprimé en mg d'O₂ par litre, cédée par le bichromate de potassium(K₂Cr₂O₇) en milieu acide aux matières oxydables présentes dans l'échantillon.

Les composés organiques oxydables réduisent l'ion de dichromate (Cr⁶⁺) en ion chrome (Cr³⁺). La réaction utilise également un sel d'argent qui facilite l'oxydation, et un sel de mercure. [7]

1.5.2.5- Coefficient de biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent aqueux à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans les processus d'épuration biologique des eaux.

La biodégradabilité est exprimée par un coefficient: $K = \frac{DCO}{DBO}$

Si: $K < 1,5$ l'effluent est biodégradable.

$1,5 < K < 2,5$ l'effluent est moyennement biodégradable.

$K > 2,5$ l'effluent n'est pas biodégradable.

Un coefficient K élevé peut traduire la présence dans l'eau, d'éléments inhibiteurs de croissance bactérienne, tels que les sels métalliques, les détergents, les phénols, les hydrocarbures,... etc.

La valeur du coefficient K détermine le choix de la filière de traitement à adopter.

Si l'effluent est biodégradable on applique soit le traitement biologique soit le traitement physico-chimique ou le traitement mixte.

I.5.2.6- La conductivité

La mesure de la conductivité permet d'évaluer, approximativement la minéralisation globale de l'eau.

Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre et les résultats obtenus sont exprimés en $\mu\text{s/cm}$.

Le tableau (06) donne les corrélations entre la conductivité et la minéralisation.

Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)	Appréciation
conductivité $<100 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation très faible
$100 \mu\text{s/cm} < \text{conductivité} < 200 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation faible
$200 \mu\text{s/cm} < \text{conductivité} < 333 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
$333 \mu\text{s/cm} < \text{conductivité} < 666 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation moyenne
$666 \mu\text{s/cm} < \text{conductivité} < 1000 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation importante
conductivité $>1000 \mu\text{s/cm}$	Minéralisation excessive

Tableau (06): Relation entre la conductivité et la minéralisation. (RODIER, 1978)

Il existe une relation linéaire entre la teneur en sels dissous d'une eau et sa conductivité. La mesure de la conductivité est influencée par le pH de la solution, la valence des ions et le degré d'ionisation.

Richard et al, in RODIER, (1978) ont proposé des formules qui tiennent compte de l'importance de la minéralisation comme l'indique le tableau (07).

Conductivité $\mu\text{s/cm}$.	Minéralisation (mg/l) à 20°C
Conductivité < 50	1,365079 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
50 < Conductivité < 166	0,947658 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
166 < Conductivité < 333	0,769574 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
333 < Conductivité < 833	0,715920 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
833 < Conductivité < 10 000	0,758544 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
Conductivité > 10 000	0,850432 x Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)

**Tableau (07): Calcul de la minéralisation à partir de la conductivité,
(RODIER, 1978)**

I.5.2.7- Autres éléments

I.5.2.7.1- L'Azote

L'azote peut se trouver sous la forme minérale ou organique; il constitue un sujet de préoccupation du fait de son extension et de son effet nuisible sur la qualité des eaux de surface et souterraines.

L'azote peut se présenter dans l'eau sous différentes formes:

- forme réduite: azote organique (urée), azote ammoniacal (NH_4^+ , NH_3);
- forme moléculaire: azote dissous (N_2);
- forme oxydée: azote nitreux (NO_2^-) et azote nitrique (NO_3^-).

L'azote organique se transforme en azote oxydé ou non sous l'effet de l'activité bactérienne décomposante, donc il y a passage de la forme organique à la forme minérale. Ainsi la présence excessive de nitrates dans l'eau peut contribuer à l'eutrophisation des milieux aquatiques par prolifération anarchique d'algues et qui elle même, deviennent fortement toxiques pour la faune. [2]

I.5.2.7.2- Le Phosphore

Le phosphore peut se trouver sous différentes formes oxydées, la forme d'acide tel que: méta (HPO_3), pyro ($\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$) et ortho (H_3PO_4). En milieu aqueux les acides méta et pyro tendent vers une forme plus stable.

Le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues, il est susceptible de favoriser leur multiplication dans les réservoirs, les grosses canalisations et les eaux des lacs (phénomènes d'eutrophisation). [17]

I.5.2.7.3- Micro - éléments

Les éléments nocifs les plus importants sont les métaux lourds. Leur principale origine est industrielle. Le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure, le nickel sont

les polluants les plus fréquemment rencontrés. Les concentrations de ces éléments sont généralement inférieures au mg/l. [8]

Le tableau (08) donne, pour la France, les valeurs des caractéristiques moyennes des eaux résiduaires urbaines.

Paramètres		Echelle de variation	Fraction décantable
pH		7,5 à 8,5	-
Extrait sec	mg/l	1000 à 2000	10%
MES totales	mg/l	150 à 500	50 à 60%
DBO ₅	mg/l	100 à 400	20 à 30%
DCO	mg/l	300 à 1000	20 à 30%
COT	mg/l	100 à 300	-
NTK	mg/l	30 à 100	10%
N-NH ₄ ⁺	mg/l	20 à 80	0%
N-NO ₂ ⁻	mg/l	<1	0%
N-NH ₃	mg/l	<1	0%
Détergents	mg/l	6 à 13	0%
P	mg/l	10 à 25	10%

Tableau (08): Caractéristiques des eaux résiduaires françaises.

(DEGREMONT, 1989)

I.5.2.8- Les agents pathogènes

Les micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées peuvent être classés en quatre groupes principaux:

- Les bactéries pathogènes, essentiellement des entérobactéries: Salmonelles (fièvres, typhoïdes et paratyphoïdes, toxi-infection), Shigelles (bacilles dysentériques), colibacilles, auxquelles il faut ajouter les leptospires, les mycobactéries (bacilles de la tuberculose).

- Les virus, représentés par:

- les entérovirus: poliovirus, coxsackie A et B et virus ECHO (méningites). A ce sujet, il convient de signaler que le virus polio rencontré habituellement est désormais le virus vaccinal (inoffensif) et non la forme sauvage,

- les reo virus et les adénovirus (affections respiratoires),

- les rotavirus (diarrhées du jeune sujet),

- le virus de l'hépatite A.
- Les parasites: oeufs des vers (taenia, ascaris,...), kystes d'amibes, de Giardia,
- Les champignons encore assez mal connus.

Trois groupes principaux sont couramment utilisés dans ce but (germes témoins de contamination fécale- G.T.C.F):

- Les Coliformes fécaux,
- Les Streptocoques fécaux,
- Les Clostridium sulfito-réducteurs.

Des enquêtes récentes ont permis d'avancer quelques chiffres concernant le niveau de contamination des eaux résiduaires urbaines, avant traitement. Malgré la dispersion des résultats, on aboutit aux concentrations moyennes suivantes (nombre de germes/100 ml):

Coliformes totaux	180.10 ⁶ /100 ml
Coliformes fécaux	40.10 ⁶ /100 ml
Streptocoques fécaux	4.10 ⁶ /100 ml

A partir de ces éléments, il est possible d'avancer des ordres de grandeur des apports moyens en G.T.C.F par habitant, au niveau de la station. Ils seraient ainsi de l'ordre de:

- 3.10¹¹ Pour les coliformes totaux.
- 6.10¹⁰ Pour les coliformes fécaux.
- 6.10⁹ Pour les streptocoques fécaux.
- 5.10⁸ Pour les clostridium sulfito-réducteurs.

En ce qui concerne les pathogènes, le nombre moyen de particules virales serait 10³ dans 100 ml, celui des salmonelles de l'ordre 10², avec de très larges variations selon l'état sanitaire de la collectivité: un certain nombre d'échantillons peut en effet se révéler négatif pour ces derniers germes. [2]

1.6- ESTIMATION DES REJETS D'EAUX RESIDUAIRES

Pour estimer une pollution en vue de dimensionner un système d'épuration, il faut disposer d'une unité de référence. Dans la pratique on prend comme unité de pollution, l'équivalent habitant.

I.6.1-Définition de l'équivalent-habitant

L'équivalent habitant se définit comme étant la pollution produite par habitant et par jour, exprimée en g d'O₂ nécessaire à sa dégradation. On exprime en équivalent habitant non seulement le pouvoir polluant des eaux usées domestiques mais aussi ceux des rejets industriels et agricoles.

I.6.2-Valeurs de l'équivalent-habitant (Eh)

Unité de référence qui assimile la pollution rejetée ou produite, mesurée par des paramètres chimiques, à la pollution résultante de l'activité moyenne d'un habitant.

Théoriquement, 1 équivalent-habitant correspond à 90 g de matières en suspension, à 57 g de matières oxydables, à 15 g d'azote réduit et à 4 g de phosphore et de divers toxiques.

Les eaux usées rejetées par l'industrie sont en général plus polluantes que celles rejetées par l'activité moyenne d'un habitant. Par exemple, la fabrication d'un hectolitre de bière pollue autant que l'activité moyenne de 8 habitants. La fabrication d'une tonne de levure équivaut quant à elle à l'activité moyenne de 6300 habitants. [22]

Pour l'Algérie, la valeur de l'équivalent habitant n'est pas encore déterminée, de ce fait, pour concevoir une station d'épuration d'eaux usées, on se base sur les normes européennes.

I.6.3- Normes de rejet

La lutte contre la pollution des eaux fait l'objet d'une législation et réglementation assez complexe à travers le monde. Dans cet ensemble de rejets, celles dues aux effluents industriels occupent une bonne place.

En effet la plus part des pays ont établi des normes de rejet. Ces dernières définissent en général des valeurs maximales admissibles qui, selon certains cas particulier, peuvent devenir plus contraignantes.

Conformément aux recommandations de l'organisation mondiale de la santé (OMS), les normes de rejets des eaux usées en Algérie sont résumés dans l'annexe (04).

I.6.4- Les Conséquences de la pollution

Les conséquences de la pollution peuvent être classés en cinq catégories principales :

- Conséquences sanitaires liées à la santé publique et donc celles à prendre en compte en priorité,
- Conséquences écologiques qui ont trait à la dégradation du milieu naturel,
- Conséquences esthétiques liées à la dégradation du paysage par les rejets non contrôlés,
- Conséquences agricoles par la destruction de la texture du sol (complexe argilo-humiques), sa faune et sa flore bactérienne.

De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des toxiques (métaux lourds) être à l'origine de la pollution des sols. [14]

I.7- CONCLUSION

Les rejets d'eau résiduaires d'origine urbaine et industrielle modifient l'équilibre biologique du milieu récepteur. Leurs conséquences se résument principalement par la pauvreté des eaux en oxygène dissout, la disparition du phytoplancton et du zooplancton due à la présence de certains corps chimiques toxiques et de certains germes pathogènes.

Pour réduire ces conséquences une épuration des eaux résiduaires avant leur rejet dans le cours d'eau est nécessaire.

Chapitre II

CHAPITRE II : GENERALITE SUR LES EFFLUENTS DE LAITERIE**II.1-Introduction**

Dans la filière laitière le principal problème se situe au niveau des rejets liquides qui contiennent une charge organique élevée et qui doivent être épurés avant leur rejet dans le milieu naturel en accord avec la réglementation nationale.

Les eaux résiduaires de l'industrie laitière comprennent principalement les pertes accidentelles matière première laitière (lait, lactosérum), les eaux de pousse et les eaux produites lors des opérations de nettoyage en place. Même si les eaux résiduaires issues de l'activité laitière sont facilement biodégradables et les procédés de dépollution par voie biologique occupent une place prédominante dans leur traitement, leur valorisation et la récupération de certains coproduits sont parfois envisagées.

II.2- CARACTERISTIQUES DES REJETS DE LA PRODUCTION LAITIERE

Bien que la source des pollutions soit toujours le lait, les caractéristiques des rejets sont très variables, à la fois dans leur composition et dans leur variabilité journalière ou saisonnière. En conséquence, leur traitement peut relever de stratégies et méthodologies différentes: nous distinguerons donc les rejets produits par l'industrie laitière (transformation du lait) et ceux issus directement de la production du lait dans les fermes d'élevages.

II.2.1- Caractéristiques des effluents produits par l'industrie laitière

Les effluents globaux de l'industrie laitière sont principalement constitués des eaux de pré-rinçage, inter rinçage et rinçage des opérations de nettoyage en place (NEP) (50 à 90% du volume total) ainsi que des pertes en produits laitiers (1-3% du lait transformé). [41] La plupart des grandes laiteries sont situées dans ou près des zones urbaines, le traitement des rejets est de ce fait généralement réalisé dans les stations d'épuration municipales. [42] Pour une laiterie traitant 1 million de litres de lait/jour, les pertes dans les eaux de «pousse» et de pré-rinçage sont évaluées à 20000 L de lait, ce qui correspond à la production en station d'épuration de près de 1,5 t de boues. [41]

La principale caractéristique de ces effluents est leur variabilité, en relation avec les caractéristiques du lait (mode d'élevage, saison), le type de transformation réalisé, la taille de l'usine, la technologie mise en place pour le nettoyage (volumes, produits utilisés). De plus, au sein d'une même usine, on observe des fluctuations quantitatives saisonnières liées à la

collecte de lait, et qualitatives journalières en relation avec les rejets périodiques des eaux de pré-rinçage et des solutions de nettoyage (acide-base) provenant de différents ateliers.

II.2.2- Caractéristiques des effluents produits dans les fermes d'élevages

Les effluents issus de l'activité laitière ou fromagère sont constitués d'un mélange d'eaux usées, provenant des différents postes d'activité du site (Figure 04).

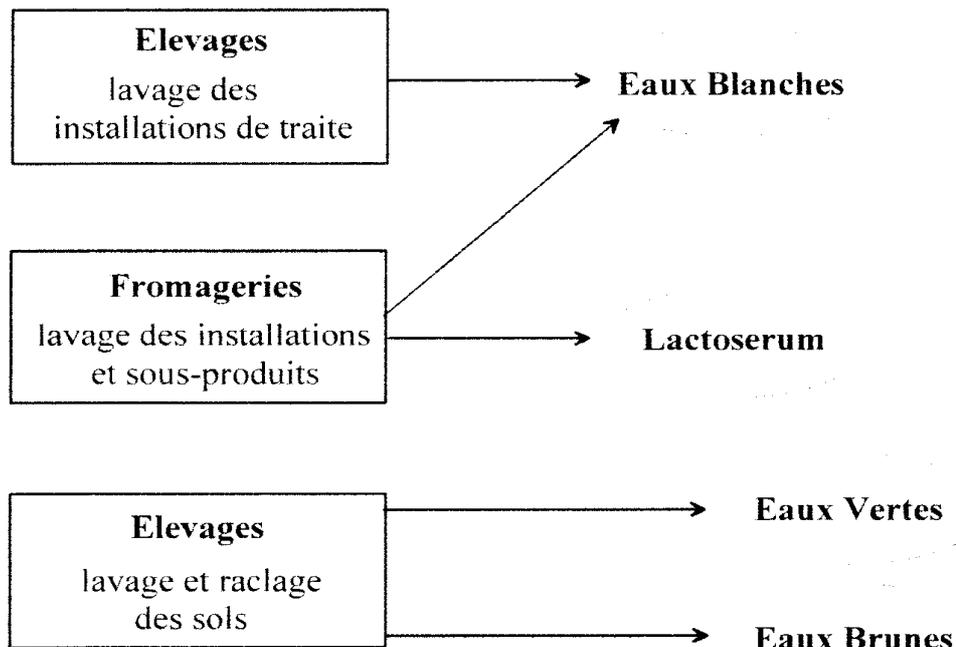


Figure (04): Classification des rejets des fermes d'élevages et des fromageries (MENORET, C., 2001)

Dans ces effluents il faut distinguer :

➤ **Les Eaux Blanches (EB)**

Elles proviennent du nettoyage des équipements de traite en contact direct avec le lait. Il peut s'agir soit du lavage des équipements relatifs à la collecte du lait (machine à traire, cuve de réfrigération du lait, stockage de lait impropre à la consommation), soit du lavage du matériel et des locaux mobilisés par l'activité fromagère. Des rejets accidentels de lait peuvent survenir. L'essentiel de la charge polluante provient du volume résiduel de lait présent dans les canalisations des installations avant le nettoyage de ces dernières. [43]

➤ **Les Eaux Vertes (EV)**

Les eaux vertes sont les effluents issus du lavage du sol et des murs de la salle de traite. Il peut s'y ajouter les eaux de nettoyage d'une partie de l'aire d'attente, souillée pendant la traite par les déjections des animaux. [43]

➤ **Les Eaux Brunnes (EBr)**

Elles proviennent du ruissellement des déjections (urines et fèces) diluées par les eaux pluviales, sur les aires d'exercice extérieures bétonnées non couvertes et, le cas échéant, les jus des silos en alimentation en libre service. [43]

➤ **Le Lactosérum**

Le lactosérum est un résidu des processus de transformation du lait en fromage (sous produit du caillage du lait). Compte tenu de sa concentration élevée en DCO ($\approx 7 \text{ g DCO.L}^{-1}$), il représente la majeure partie de la charge polluante émise (80 à 85%). Les grandes entreprises fromagères sont équipées pour valoriser le lactosérum qui contient le tiers de la matière grasse du lait, en produit divers (concentrés, poudres, fromages). Ces technologies ne sont toutefois rentables que pour des quantités importantes de lactosérum, dont le recyclage dans l'alimentation animale reste la valorisation la plus répandue pour les fromageries fermières. [44]

Les Eaux brunes sont stockées et utilisées en épandage sur les terrains agricoles. Les Eaux vertes sont en général mélangées aux précédentes. Cependant, l'évolution récente de la réglementation relative aux établissements classés en matière de protection de l'environnement va progressivement se traduire par l'obligation de gérer les différents types d'effluents à la ferme. Compte tenu de la dispersion géographique des fermes d'élevages ou des fromageries artisanales, le regroupement des effluents sur une STEP n'est pas envisageable et des solutions spécifiques doivent être proposées.

D'une façon générale, il existe peu de différences entre les eaux blanches provenant d'activités d'élevage (bovins ou ovins) ou de transformation du lait. La pollution induite est essentiellement de nature organique avec des DCO brutes moyennes comprises entre 0.5 et 6 g.L^{-1} [45], et des fractions dissoutes importantes [46]. Les matières en suspension (MES) présentes dans la transformation d'un litre de lait en fromage sont de l'ordre de 1,9 g.L^{-1} . [47]

II.3- IMPACT DE LA FILIERE LAITIERE SUR L'ENVIRONNEMENT

Le rejet des effluents laitiers s'effectue soit directement dans le milieu naturel, soit dans le réseau public. Le préjudice porté à ces deux milieux est très élevé en raison de la forte charge polluante des effluents.

II.3.1- Caractéristiques ayant une influence sur l'environnement

II.3.1.1- Nature de l'activité

Les différents produits utilisés ou générés par l'industrie laitière ont des concentrations en DBO importantes.

Elle est d'environ 100 g.l⁻¹ pour le lait entier, de 10 g.l⁻¹ pour le lait écrémé, de 400 g.l⁻¹ pour une crème à 40% de matière grasse, de 30 g.l⁻¹ pour le lactosérum et de 70 g.l⁻¹ pour le babeurre. Une récupération maximale est donc absolument nécessaire. La nature de l'activité va fortement influencer les caractéristiques des rejets. Les volumes d'eau rejetés par type d'activité sont donnés dans le tableau (09)

Atelier ou poste	Volume d'eau par litre de lait	DBO (g. l ⁻¹)	MES (g. l ⁻¹)
Lait de consommation et yaourts	1 à 25	120 à 300	50
Poudres de lait et de beurrerie	1 à 3	80 à 300	30
Caséineries	2 à 4	400 à 500	100
Fromageries	2 à 3	400 à 900	100
Usines polyvalentes	3 à 6	300 à 750	120

Tableau (09) : Caractéristiques des rejets des industries laitières.

(DEGREMONT, 1989)

II.3.1.2- Fluctuations dans la production de lait

Comme de nombreuses productions agricoles, la production laitière subit des variations annuelles saisonnières en quantité et en qualité. Les différents facteurs qui interviennent sont:

- Le type d'alimentation des animaux (qui dépend des saisons),
- Le stade de la lactation,
- La gestion des troupeaux.

Pour le lait de vache, le maximum de production se situe vers le mois de mai et le minimum vers le mois de septembre de chaque année.

II.3.1.3- Taille de la laiterie

Comme pour les unités de transformation, la taille de la laiterie a une grande importance sur la nature des rejets et les types de procédés d'épuration qui sont appliqués.

II.3.1.4- Situation géographique

La situation géographique des laiteries peut avoir des conséquences sur la nature et la composition des effluents mais aussi sur le niveau d'épuration exigé après traitement.

Il n'est pas rare de voir de toutes petites fromageries isolées rejeter leur lactosérum pour des raisons économiques, parce qu'il n'y a pas de ramassage ou d'élevage des bovins (qui l'utilisent) dans les environs immédiats. Ce sous produit se retrouve alors dans les effluents rejetés. [33]

II.4- AMELIORATION DE LA QUALITE DES EAUX RESIDUAIRES PAR REDUCTION DE LA POLLUTION A LA SOURCE

La taille et le coût des ouvrages d'épuration et dans une moindre mesure, le choix de la filière de dépollution sont directement conditionnés par le volume et les caractéristiques des effluents, rejetés.

Aussi, avant d'envisager des investissements importants en matières d'épuration, il est primordial, de chercher à améliorer dans un premier temps la gestion de l'eau afin de réduire le volume et la charge polluante des effluents rejetés: lutter contre la pollution, c'est d'abord réduire la charge polluante.

Cette action passe par un certain nombre d'étapes telles que la séparation des eaux propres, le choix judicieux du matériel de production, la récupération et la valorisation des sous-produits, la formation des personnels, l'optimisation du nettoyage.

II.4.1- Séparation des eaux propres

La séparation des eaux propres ne nécessitant pas de traitement de dépollution (eaux de pluie par exemple) et des eaux usées est un préalable indispensable à la mise en œuvre d'un dispositif d'épuration. Les eaux propres peuvent être rejetées directement dans le milieu naturel ou dans le réseau pluvial.

II.4.2- Séparation et valorisation des sous-produits

L'industrie laitière génère souvent des sous-produits tels que le sérum pour les fromageries et les caséineries ou le babeurre pour beurreries. Ils sont très polluants car très chargés en matière organique avec des concentrations en DBO de 30 à 55 g.l⁻¹ pour le lactosérum et de 60 à 70 g.l⁻¹ pour le babeurre.

La pollution produite est donc très dépendante du niveau de récupération de ces sous-produits. Une récupération efficace doit permettre de limiter la charge polluante des effluents, ce qui contribue à diminuer le coût de l'épuration.

Une approche de récupération des sous-produits particulièrement rigoureuse doit donc être mise en œuvre avec, dans la mesure du possible, la mise en place de la filière de valorisation. [32]

II.4.3- Réduction des pertes

L'eau doit être utilisée de manière raisonnée et l'objectif doit être de réduire la consommation d'eau sans remettre en cause, bien évidemment, la qualité de nettoyage et l'hygiène générale de la chaîne de production. D'autre part, il est important de réduire les pertes éventuelles d'éléments solides ou liquides qui sont à l'origine d'une pollution importante.

Dans ce cadre, l'adaptation du matériel et des méthodes de travail de même que la sensibilisation et la formation du personnel sont des facteurs importants qui peuvent permettre de limiter les volumes d'eau utilisés et la quantité de pollution rejetée : ne pas laisser de robinet ouvert inutilement, prévoir des dispositifs d'arrêt automatique, envisager la récupération à sec des déchets solides avant rinçage et la récupération poussée des sérums...

II.4.4- Optimisation des performances de lavage

L'efficacité et les performances d'un nettoyage dépendent de plusieurs facteurs tels que le type et la concentration des produits utilisés, le temps de contact, la température...

Aussi, est-il important de choisir des conditions de nettoyage adaptées et d'optimiser la gestion des systèmes de « nettoyeur en place » [32]

II.5- PRESENTATION DU COMPLEXE LAITIER DRAA-BEN-KHEDDA

Le complexe laitier de Draa-Ben-Khedda (ex-ORLAC) a été mis en service en septembre 1971. Il était l'une des plus grandes unités de l'ex-ONALAIT.

II.5.1- Description du procédé de fabrication

Les procédés de fabrication adoptés à l'unité laitière de Draa-Ben-Khedda sont représentés sur les figures (05) et (06)

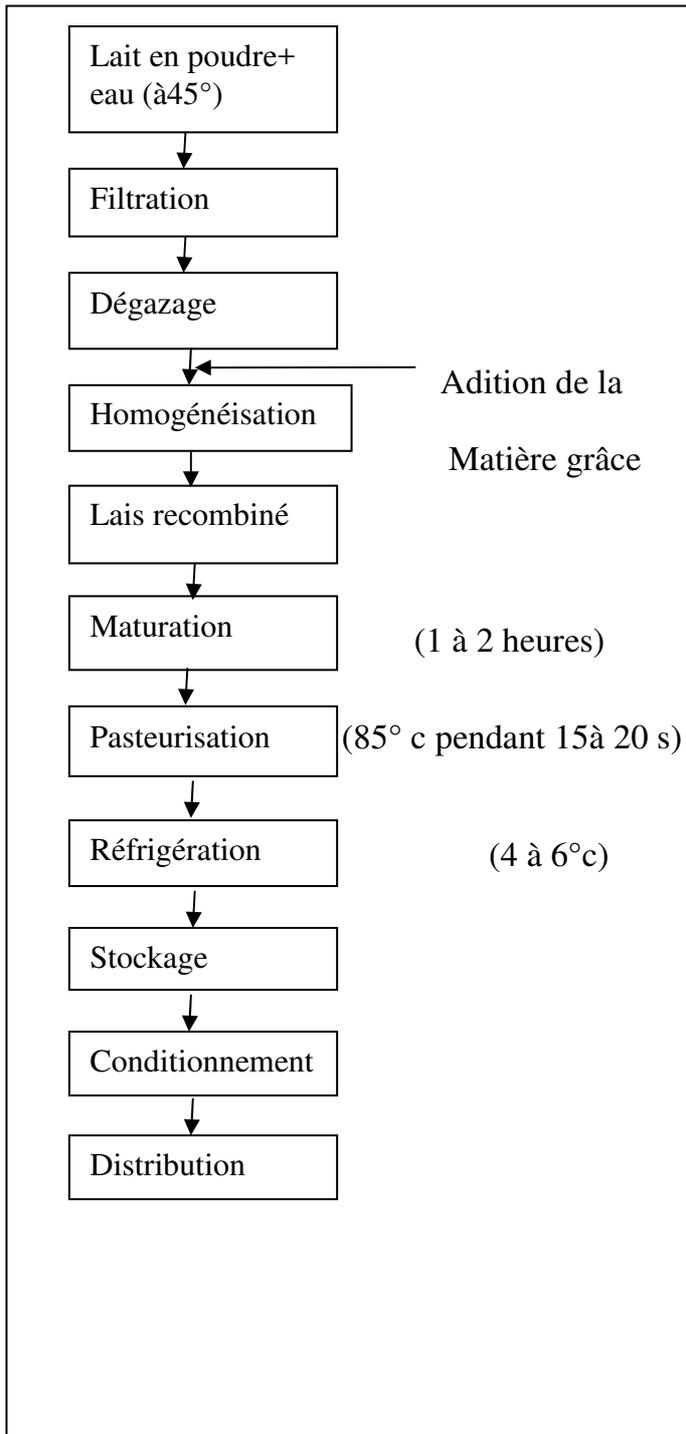


Figure (05) : Diagramme de fabrication du lait recombiné pasteurisé

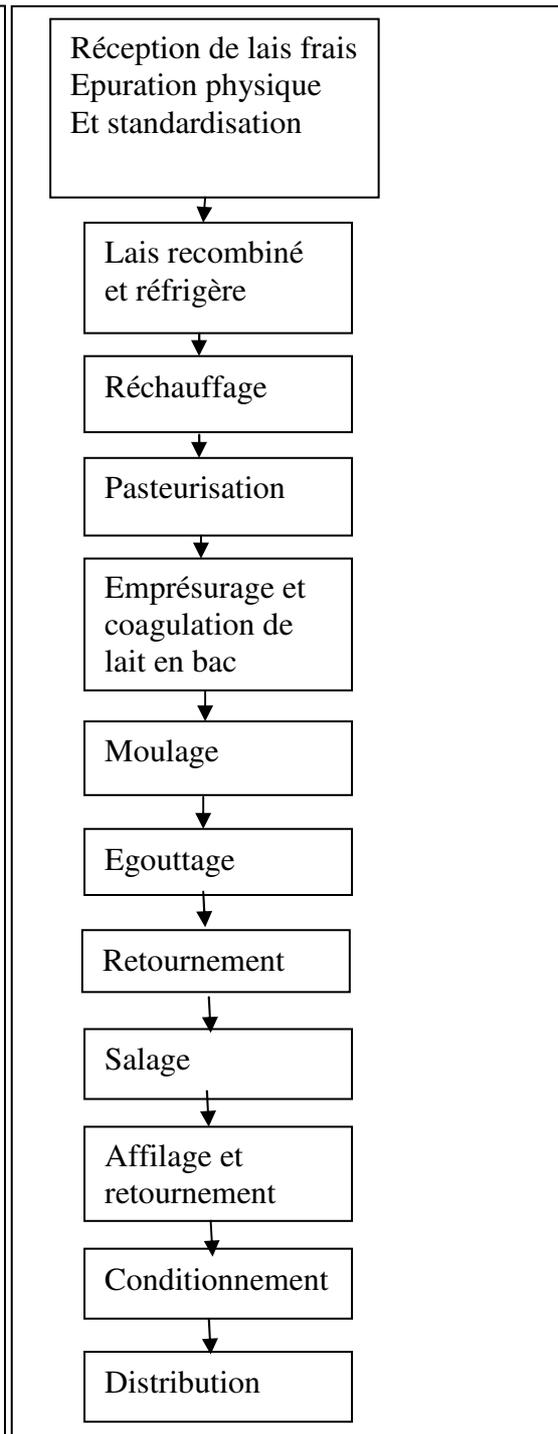


Figure (06) : Diagramme de fabrication du camembert

II.5.2- Capacité de production

La production journalière de l'unité est donnée dans le tableau (10)

Nature du produit	Volume (l/J)
Lait pasteurisé	200.000
Lait fermenté	20.000
Fromage	25.000

Tableau (10): Volume et nature des produits de l'unité laitière de Draa-Ben-Khedda

II.5.3- Besoins en eau potable et industrielle

L'eau est une matière essentielle dans la préparation des produits laitiers, sur laquelle repose la qualité du produit final.

II.5.3.1- Origine de l'eau

Elle peut être:

- Distribuée par la collectivité
- Captée en surface (source vive);
- Puisée (puits ou forage).

II.5.3.2- Utilisation

L'eau est utilisée pour:

- Le nettoyage des appareils et cuves;
- Le nettoyage des sols;
- La reconstitution de lait;
- Le refroidissement.

Les utilisations diverses d'eau représentent 4.5 à 8 litres d'eau par litre de lait produit. [39]

II.5.3.3- Aspects quantitatifs et qualitatifs

Les aspects quantitatifs et qualitatifs des besoins en eau des laiteries dépendent de nombreux paramètres notamment de l'utilisation qui est en faite et de la possibilité éventuelle de recyclage des eaux de refroidissement.

D'une manière générale, l'eau destinée à un usage alimentaire doit être potable, aussi bien les eaux de fabrication que celle utilisées au contact du produit.

La teneur en nitrates doit être nulle, alors que la teneur en nitrates maximale admissible dans l'eau potable est 50 mg/l. Ces eaux doivent être également de très bonne qualité bactériologique. [33]

II.5.3.4- Bilan de l'eau dans la laiterie

Les volumes d'eaux usées rejetées sont très variables au cours d'une même journée.

Vu l'impossibilité d'effectuer une quelconque mesure du débit d'eau usée rejetée, nous avons essayé d'estimer les débits de la manière suivante

Volume d'eau usée (m^3/j) = besoins totaux en eau de l'unité (m^3/j) - production brute en lait (m^3/j)

- La production moyenne brute en lait pasteurisé est de $200 m^3/j$
- La production moyenne brute en lait fermenté est de $20 m^3/j$
- La production moyenne brute en fromage est de $25 m^3/j$

Selon la direction de l'unité la fabrication d'un litre de l'un des produits nécessite environ 6 litres d'eau

Donc les besoins totaux moyens journaliers en eau sont:

$$(200m^3 + 20m^3 + 25 m^3).6 = 1470 m^3/j$$

- Volume d'eau usée totale = $1470-245 = 1225 m^3/j$

Les eaux usées domestiques ne sont pas rejetées dans le même réseau d'assainissement que les rejets laitiers.

L'estimation du volume des rejets de l'unité ne peut constituer en aucun cas la base de dimensionnement d'un quelconque ouvrage d'épuration. Une campagne de mesure des débits devrait être envisagée au moment opportun.

II.5.4- Caractéristiques des eaux usées de l'unité**II.5.4.1- Nature**

La nature des eaux usées de l'unité dépend des activités et des produits utilisés, c'est ainsi qu'on distingue :

a) Les eaux usées domestiques

- Résidus de cuisine
- Fécés et urines

b) Les eaux usées industrielles

- Apport des matières non fermentescibles
 - Produits d'entretien (soude, acide nitrique et détergent),
 - Produits issus du laboratoire.
- Apport de matières fermentescibles
 - Matière première : lait.
 - Produits élaborés : Fromage, camembert...
 - Apport de sous produits: lactosérum.

II.5.4.2- Origines

Les eaux usées proviennent de:

- Nettoyage des locaux (réception, fabrication, stockage),
- Nettoyage des appareils (pasteurisateurs, tanks...),
- Nettoyage des bidons de lait,
- Lavabos, toilettes, et cuisines.

Les eaux résiduaires industrielles de l'unité constituent une source de pollution chimique, de nature organique et minérale dont les composantes principales sont: le lait, le lactosérum, et les détergents qui ont servi aux différents lavages.

La figure (07) présente un schéma général de la genèse des effluents laitiers. **[10]**

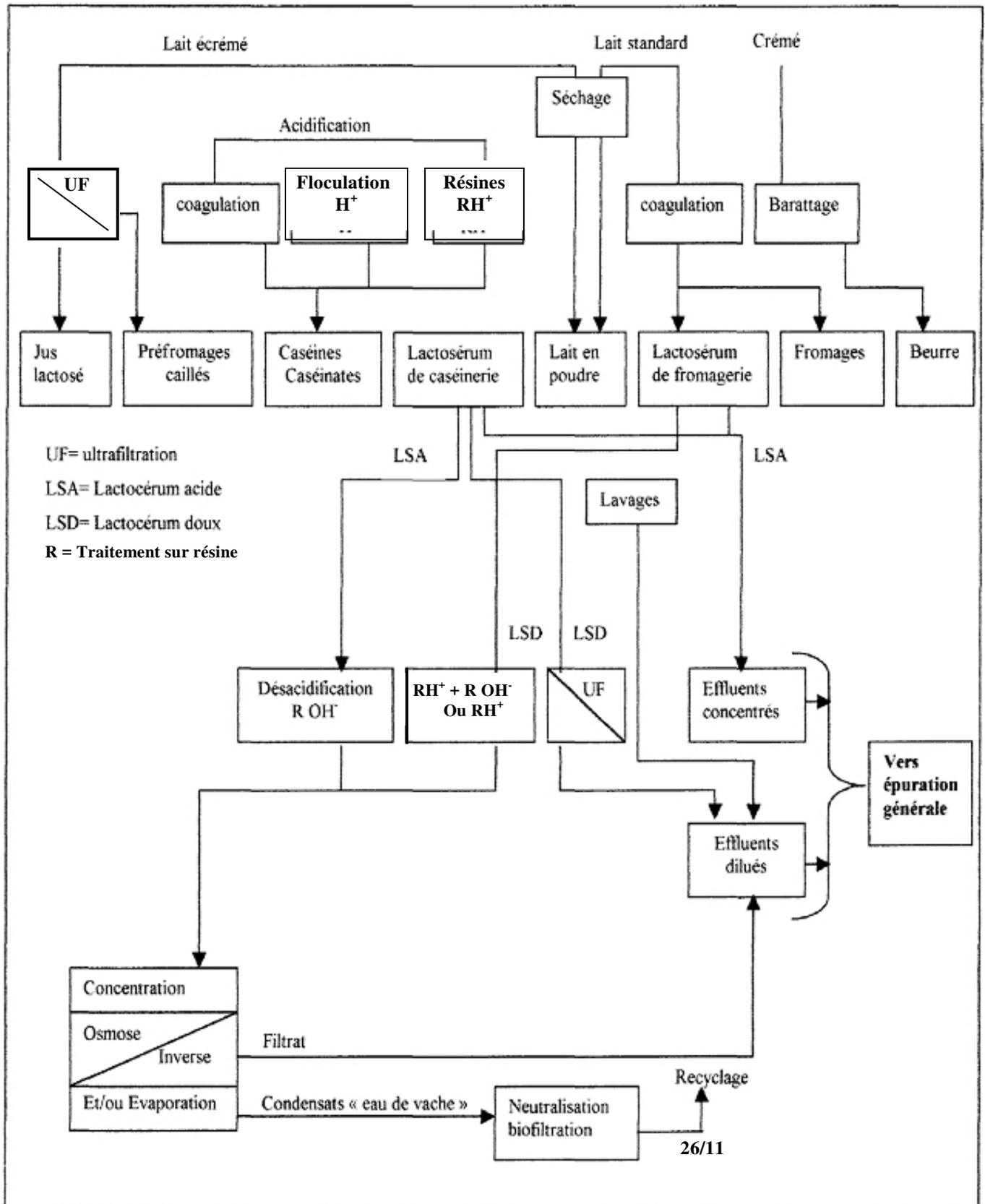


Figure (07) : Fabrication et rejet en laiterie. (DEGREMONT, 1978)

II.6- CONCLUSION

Il apparaît clairement, au terme de cette revue bibliographique, que le volume et la composition des effluents de laiterie dépendent de la taille de l'entreprise, du procédé de fabrication et de la diversité des produits élaborés.

En ce qui concerne l'unité de Draa Ben Khedda une estimation sommaire fait apparaître que le volume d'eau usée rejeté correspond à 6 fois le volume de lait produit.

L'industrie laitière génère souvent des sous-produits très polluants car très chargés en matière organique. Une récupération préalable de ces sous produits avant l'épuration des effluents doit être mise en oeuvre pour limiter la charge polluante des effluents, ce qui va contribuer à diminuer le coût de l'épuration.

Chapitre III

CHPITRE III : L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX RESIDUAIRES**III.1- INTRODUCTION**

L'élimination de la pollution organique carbonée et azotée (sous forme colloïdale ou en solution), lorsqu'elle présente une biodégradabilité satisfaisante, est essentiellement le fait des procédés biologiques d'épuration. Ils constituent le mode de traitement le plus utilisé des eaux résiduaires urbaines et de bon nombre d'eaux résiduaires industrielles, en raison de leur efficacité et de leur économie.

Communément appelés traitement secondaire, les procédés biologiques sont généralement mis en oeuvre dans une chaîne de traitement d'eaux résiduaires, Ils se situent à l'aval, d'une part, des prétraitements assurant la séparation des matières volumineuses denses (déchets, ravieres, sables) et gênantes (huiles, graisses...) et, d'autres part, des traitements de décantation primaire ou physico-chimique dont l'objet est d'assurer l'élimination partielle, voire totale, de la pollution particulaire et, si nécessaire, de celle qui possède un caractère toxique.

Dans certains cas, l'épuration biologique peut avoir pour but d'affiner la qualité de l'eau dans le cadre d'un traitement de finition ou tertiaire qui porte sur la réduction de la pollution résiduelle aussi bien carbonée qu'azotée.

La mise en oeuvre d'un procédé d'épuration nécessite au préalable de mesurer ou d'estimer aussi précisément que possible le volume et la composition des eaux à épurer ainsi que la variation éventuelle de ces paramètres dans le temps.

Il convient pour cela de prendre en compte, dans l'élaboration d'un projet de station, un certain nombre de facteurs énumérés ci-après:

a- Données en amont dans le secteur urbain

- L'étendue et le relief de la zone à assainir;
- La densité de population, l'importance et la nature de l'urbanisme;
- Le type de réseau de collecte (séparatif, unitaire) et l'impact de la pluviométrie;
- La présence éventuelle d'industries raccordées.

b- Données en amont dans l'industrie

- Le type d'activité, la production moyenne et surtout la production maximale avec les périodes s'y rapportant
- La nature et l'importance des pertes ressortant du bilan matières de l'établissement considéré, à l'origine de la production polluante, ses caractéristiques physico-chimiques et ses fluctuations journalières hebdomadaires ou saisonnières.

On doit considérer en définitive que seul un bilan réel des pollutions générées, par la réalisation de campagnes de mesure sur une période prolongée, permettra de situer avec précision les variations journalières des flux de pollution et des caractéristiques des rejets à traiter.

c- Données en aval

Le milieu récepteur a une certaine capacité d'épuration de la pollution, dont il faut tenir compte pour définir les conditions de rejet.

Les niveaux de qualité au rejet pour l'eau épurée et l'efficacité des installations de traitement des eaux résiduaires urbaines et industrielles sont définis par des prescriptions réglementaires, pour ce qui relève de la pollution particulaire (matière en suspension), organique (DCO, DBO) et celles des polluants azotés (azote global) et phosphore total à l'origine de l'eutrophisation (prolifération excessive du plancton). [04]

III.2-LES PROCÉDES D'ÉPURATION BIOLOGIQUE

Les eaux usées urbaines sont généralement soumises dans les stations d'épurations à :

- ❖ Des prétraitements de:
 - Dégrillage,
 - Dilacération,
 - Dessablage,
 - Déshuilage et dégraissage,
 - Tamisage ;
- ❖ Eventuellement à un traitement primaire de:
 - Décantation,
- ❖ Et un traitement secondaire:
 - Le plus souvent, biologique par:
 - Boues activées,
 - Lits bactériens,
 - Bio-disques,

- Lagunage,
- Epannage des eaux;
- Physico-chimique:
 - Coagulation floculation,
 - Précipitation chimique;
- ❖ Enfin, par un traitement tertiaire ou complémentaire:
 - D'élimination de l'azote et de phosphore,
 - De traitement et d'élimination des boues,
 - Et de désinfection.

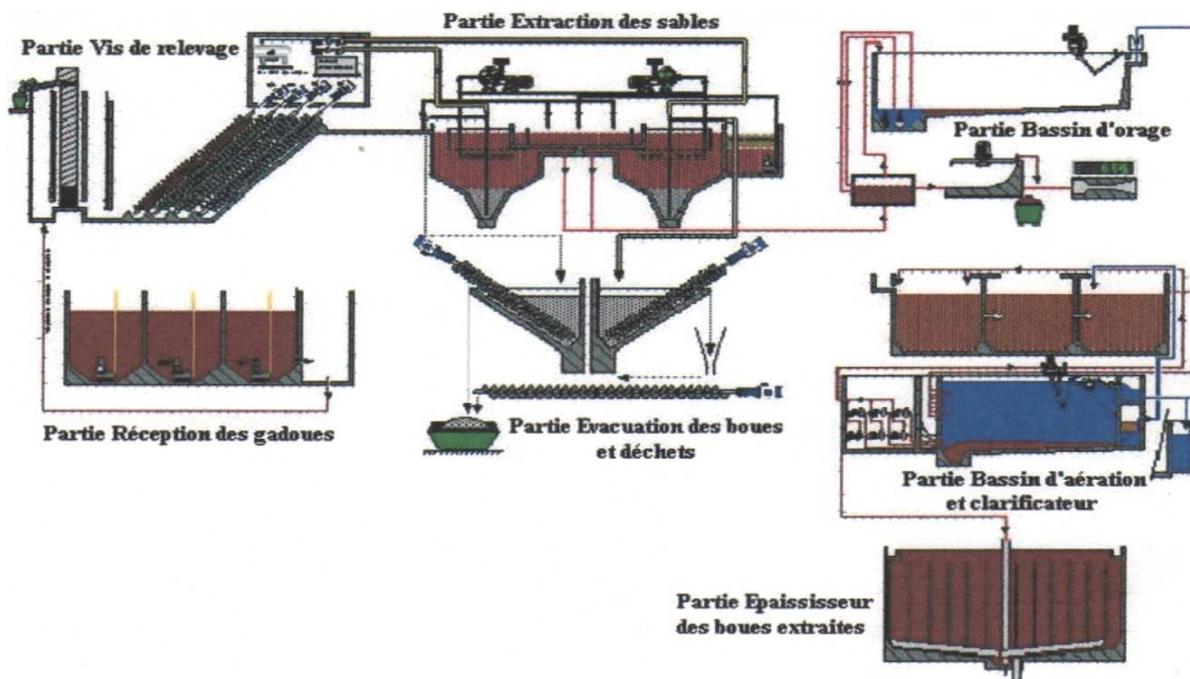


Figure (08) : Schéma d'une station d'épuration biologique des eaux usées
(www.ciger.be/inasep/chap5/index.)

III.2.1- Prétraitement des eaux

Les appareils de traitement servant à l'épuration secondaire doivent obligatoirement être curés périodiquement. Il est donc nécessaire d'empêcher leur envahissement par des matières grossières en suspension (corps flottants, galets, sable, filasse). L'élimination préalable de ces matières permet de limiter ces curages et nettoyages et d'éviter les effets nuisibles secondaires (fermentation, production d'odeurs).

Le prétraitement regroupe les opérations suivantes:

- dégrillage,
- Dessablage,
- Dégraissage et déshuilage,
- Dilacération,
- Débourage,
- Tamisage. [36]

III.2.1.1- Le dégrillage

Permet l'élimination des éléments volumineux afin d'éviter les problèmes d'obstruction des pompes et les bouchages des conduites dans les unités de l'installation grâce à un système de grille dont l'espacement entre les barreaux permet de fixer la taille des déchets à éliminer; pour cela, on distingue trois types de dégrillage en fonction de la taille des détritux à éliminer:

- 03 à 10 cm prèdégrillage.
- 01 à 03 cm dégrillage moyen.
- 0,3 à 01 cm dégrillage fin. [2]

Une opération de nettoyage est obligatoire, pour éviter le colmatage de l'installation.

Les différents types de dispositifs de nettoyage des grilles sont rassemblés dans le tableau suivant:

Mode	Dispositif		
	Position	Type	Commande
Manuel	Par l'amont	Râteau	Câbles
Automatique	Par l'aval	Grappin	Crémaillère
Horloge		Brosses	Chaîne sans fin
Indicateur de Δh		Peigne	

Tableau (11): Dispositif de nettoyage des grilles (M.S. Ouai, 2001).

III.2.1.2- La dilacération

Il s'agit d'une opération de broyage des déchets qui sont évacués avec l'eau brute. Ce système nécessite beaucoup d'impératifs liés à la nature des déchets, et à l'efficacité de ce traitement. Les broyeurs sont de deux types: broyeurs à marteau et tambours à râteau.

L'utilisation de la dilacération revient chère à la station, par la maintenance délicate de ce système, et également par les conséquences d'un mauvais fonctionnement (obstruction des canalisations, engorgement des pompes). [13]

III.2.1.3- Le tamisage

Cette opération constitue un dégrillage fin; elle est mise en oeuvre dans le cas des eaux résiduaires chargées de matières en suspension de petite taille (eaux usées d'abattoirs et de conserveries de légumes). On distingue:

- Le macro tamisage (dimensions de mailles > 250μ).
- Le micro tamisage (30μ <vide de maille < 150μ).

Pour l'appareillage utilisés on à:

- Des tamis rotatifs, dont la vitesse de filtration est de 40 cm/s, perte de charge 20 cm d'eau. Ces tamis doivent être décolmatés en permanence,
- Des tamis vibrants, dont la forme est rectangulaire ou circulaire adaptés aux matières non collantes,
- Des tamis fixes, constitués de plaques d'acier inoxydable perforées de trous circulaires et raclés par une lame de caoutchouc ou autonettoyante. [24]

III.2.1.4- Le dessablage

Le dessablage à pour but d'extraire les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines de façon à éviter les dépôts dans les canaux ou conduites, protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion, et éviter de surcharger les stades de traitements suivant.

Le dessablage s'effectue par simple sédimentation physique en utilisant la seule force de gravité en faisant circuler l'eau dans une chambre tranquillisante avec une vitesse constante de 0,3 m/s quel que soit le débit. [3]

Cette condition est difficile à réaliser en raison des variations du débit, donc pour pallier, il est possible de:

- Multiplier en parallèle les chambres de tranquillisation, de cette manière on adapte le nombre de chambres en service en fonction du débit à dessabler,
- Maintenir une vitesse d'écoulement constante en variant le profil de la chambre de dessablage et en disposant à la sortie un étranglement "Venturi".

III.2.1.5- Dégraissage - déshuilage

C'est une opération destinée à éliminer les graisses et les huiles présentes dans les eaux résiduaires par simple sédimentation physique de surface, ensuite les évacuer par raclage du bassin de rétention.

Les inconvénients des graisses et des huiles sont notamment:

- Envahissement des décanteurs,
- Diminution des capacités d'oxygénation des installations de traitement biologique,
- Isolation de la zooglye en lit bactérien,
- Mauvaise sédimentation dans les décanteurs,
- Bouchage des canalisations et des pompes,
- Acidification du milieu dans le digesteur anaérobie. [24]

Il existe différents dispositifs de déshuilage-dégraissage conçus suivant la nature de l'eau à traiter et les concentrations à éliminer:

- Séparateurs de graisse, appelés également boîtes à graisse, conçus pour des débits de 20 à 30 l/s, des faibles temps de séjour (3 à 5 mn) et une vitesse ascensionnelle de 15 m/h et les rendements obtenus sont de 80-90%,

- Dégraisseur - déshuileur aéré, qui comporte une zone aérée par insufflation par le bas suivi d'un compartiment de sédimentation latéral calculé pour une vitesse ascensionnelle de 15 à 20 m/h. Les temps de séjour sont de 3 à 10 mn. Le débit d'air à introduire dépend de la concentration des graisses et des huiles, il est de l'ordre de 5 à 10 m³/h et par m³ de capacité de l'ouvrage,

- Déshuileur longitudinal, il est de forme rectangulaire équipé de répartiteurs et de racleurs de surface et de fond. L'ouvrage est calculé pour une vitesse ascensionnelle de 0 à 3,6 m/h, pour une vitesse d'écoulement horizontale de 20 à 50 m/h, une largeur de 2 à 6 m et une hauteur d'eau de 1 à 3 m. [13]

III.2.2- Le traitement primaire de décantation

La décantation consiste à faire traverser un bassin par l'influent à faible vitesse, de façon à ce que les matières en suspension puissent sédimenter. Le profil du fond de ce bassin permet le rassemblement et la reprise de la suspension obtenue et les boues déposées sont récupérées par raclage permanent et pompage.

Le processus de décantation réside dans l'utilisation des forces de gravité pour séparer une particule de densité supérieure à celle du liquide jusqu'à une surface ou zone de stockage. [36]

La décantation, processus essentiel du traitement primaire, a pour but:

- De retenir une fraction importante de la pollution organique,
- D'alléger la charge du traitement biologique ultérieur,
- De réduire les risques de colmatage des systèmes de traitement biologiques par culture fixée (lits bactériens, disques biologiques,...),
- D'éliminer 30 à 35% de la DBO₅, 60% des MES et 90% des matières décantables. [24]

La fraction des matières en suspension éliminée peut être augmentée si le processus de décantation est précédé d'un traitement de Coagulation-floculation. Ce dernier traitement est réalisé le plus souvent par des sels de fer et d'aluminium, de la chaux, des polyélectrolytes. Par ce procédé, on peut éliminer jusqu'à 95% de MES. [18]

Les boues fraîches extraites sont très fermentescibles et souvent dirigées dans un étage de traitement de boues anaérobie. Dans les installations importantes (> 100.000 EH), le biogaz est récupéré et valorisé en énergie calorifique ou électrique. [36]

III.2.3- Les traitements secondaires

Les traitements secondaires ont pour but l'élimination de la pollution dissoute ou colloïdale. Ils peuvent être soit du type chimique, physico-chimique ou biologique.

Parmi les méthodes les plus utilisées, on distingue:

III.2.3.1- Coagulation-floculation

La coagulation réside dans la formation des particules discrètes séparable de l'eau au moyen de la sédimentation et de la filtration.

Elle vise les particules colloïdales et les particules fines, mais également des substances dissoutes ou de grosses molécules hydrophiles en dispersion stable.

Les réactifs de coagulation possèdent, fréquemment un pouvoir absorbant plus au moins prononcé et les micropolluants organiques peuvent ainsi se trouver extraits de l'eau lors d'une coagulation visant d'autres substances.

Les cas les plus fréquents où la coagulation est utilisée sont: la clarification, la décoloration, l'élimination des précipités de carbonate de calcium et d'hydroxyde de magnésium (adoucissement à la chaux), élimination des matières organiques (amélioration de l'odeur et du goût).

Les réactifs coagulant les plus utilisés dans la pratique se limitent au:

Sulfate d'alumine: $Al_2 (SO_4)_3, nH_2O$

Chlorure ferrique: $FeCl_3$

Sulfate de fer: $FeSO_4, nH_2O$

Sulfate ferrique: $Fe_2 (SO_4)_3$. [8]

III.2.3.2- Traitement biologique

Le traitement biologique utilise les réactions biologiques naturelles de l'auto-épuration par lesquelles des micro-organismes agissant en présence d'oxygène sur des effluents biodégradables.

Pour le bon fonctionnement de l'épuration, la variabilité du débit et des températures, et de façon générale, de tous les éléments chimiques doit être minimale. [36]

III.3- PRINCIPE DE L'EPURATION BIOLOGIQUE

La décomposition de l'ensemble des matières organiques (protéiques, lipidiques ou glucidiques) est le résultat de l'activité bactérienne hétérotrophe ou autotrophe, qui se développe spontanément dans les eaux résiduaires en milieu anaérobie ou aérobie.

Ces bactéries utilisent comme substrat préférentiel les matières organiques carbonées biodégradables qui sont mesurées par la DBO_5

Le moteur de toute dégradation de substances organiques est constitué en fait, par les enzymes secrétées par les bactéries qui sont des catalyseurs organiques se transformant et se régénérant au cours des processus de biodégradation.

On distingue les enzymes extracellulaires, qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein des capsules bactériennes, et les enzymes intracellulaires, qui assurent l'assimilation du substrat et qui sont à l'origine de la prolifération des cellules.

Selon que la combustion intracellulaire ou oxydation, se produit aux dépend de l'oxygène dissous dans l'eau (processus aérobie) ou que, au contraire, il y a transfert de l'hydrogène du combustible brûlé, à un accepteur d'hydrogène autre que l'oxygène moléculaire (processus anaérobie), la nature des produits de dégradation élémentaires ou déchets sera différente: CO_2 , H_2O , NH_3 ou NO_3^- en aérobiose ; CO_2 , CH_4^+ et acides gras en anaérobiose. [01]

Il faut considérer que, quoique théoriquement l'épuration biologique des eaux usées peut s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie, c'est la première de ces techniques qui est universellement utilisée par suite de sa supériorité évidente, tout au moins pour de faibles concentrations polluantes des effluents à traiter.

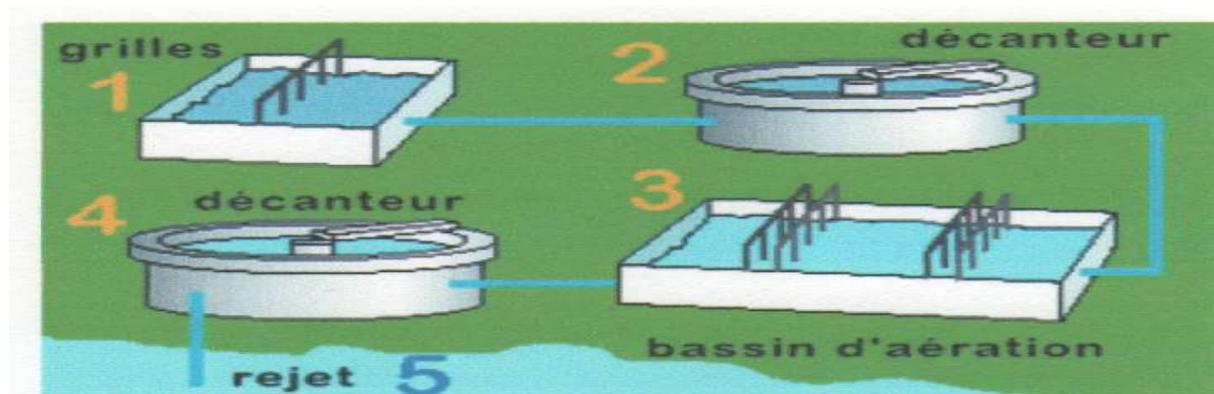


Figure (09) : Le principe de l'épuration biologique. (www.cieau.fr)

III.3.1 Etude du métabolisme aérobie

III.3.1.1- Elimination de la pollution organique carbonée

On peut considérer que le processus d'épuration aérobie s'effectue grosso modo en trois étapes essentielles successives

- adsorption et absorption des matières polluantes solubles colloïdales de l'effluent par les cellules bactériennes ;

- oxydation biochimique et dégradation enzymatique des matières ainsi fixées. Cette opération fournit l'énergie aux microorganismes (catabolisme), qui est nécessaire à la synthèse cellulaire et la multiplication des microorganismes (anabolisme), aboutissant à l'accroissement de la masse cellulaire totale;

- autodestruction de la matière cellulaire (respiration endogène).

Les microorganismes impliqués sont des types facultatifs, hétérotrophes; ils utilisent à la fois le carbone organique comme source d'énergie et comme source de carbone.

Les mécanismes de la métabolisation aérobie sont schématiquement précisés sur la figure (10)

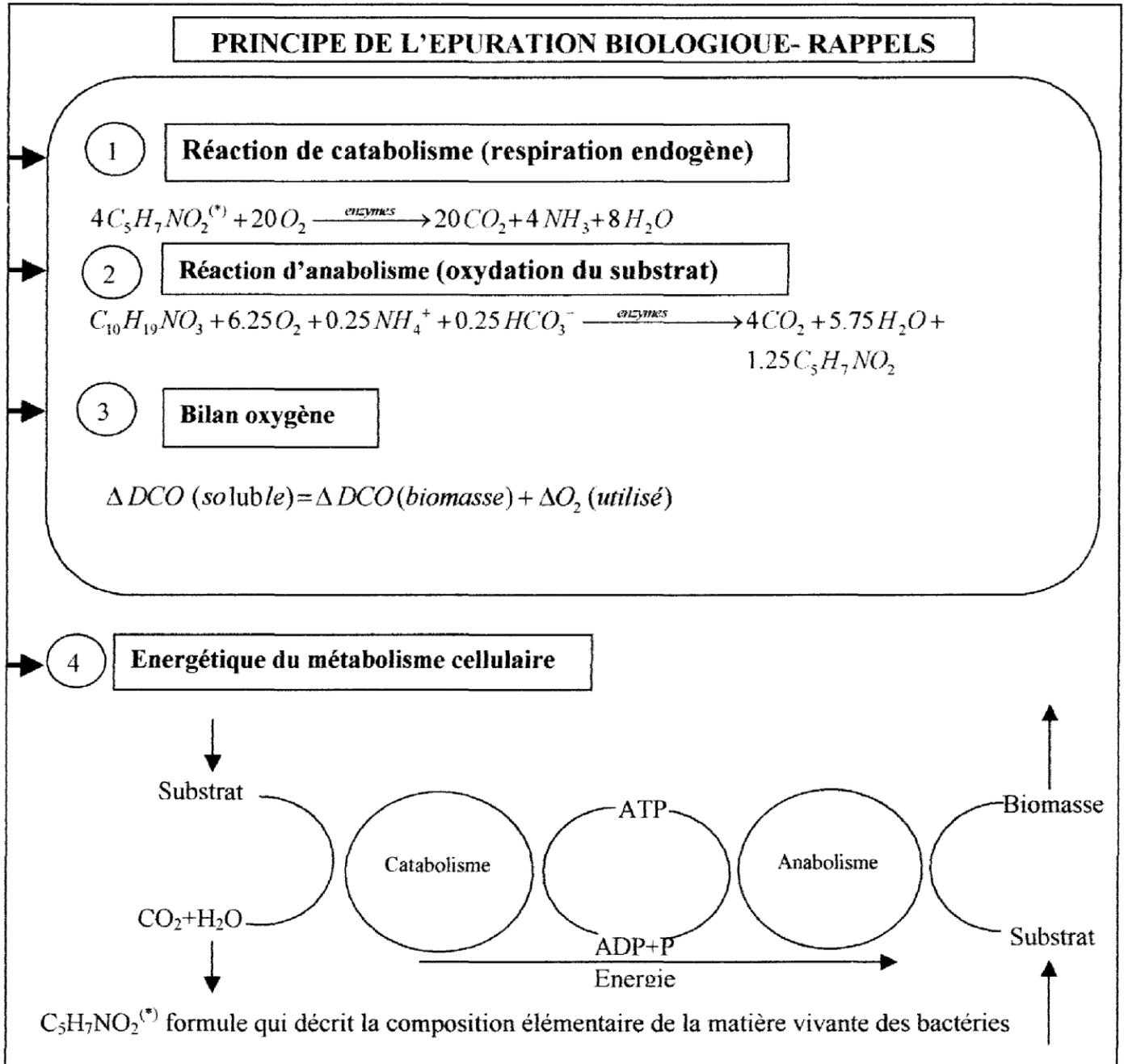


Figure (10) : Mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée. (BOEGLIN, J-C., 1998)

III.3.1.2- Base de la dynamique microbienne

Lorsqu'on apporte des matières organiques dans un milieu microbien et si celui-ci n'est pas dépourvu en éléments nutritifs, on assiste à une évolution progressive de la masse microbienne suivant cinq phases principales:

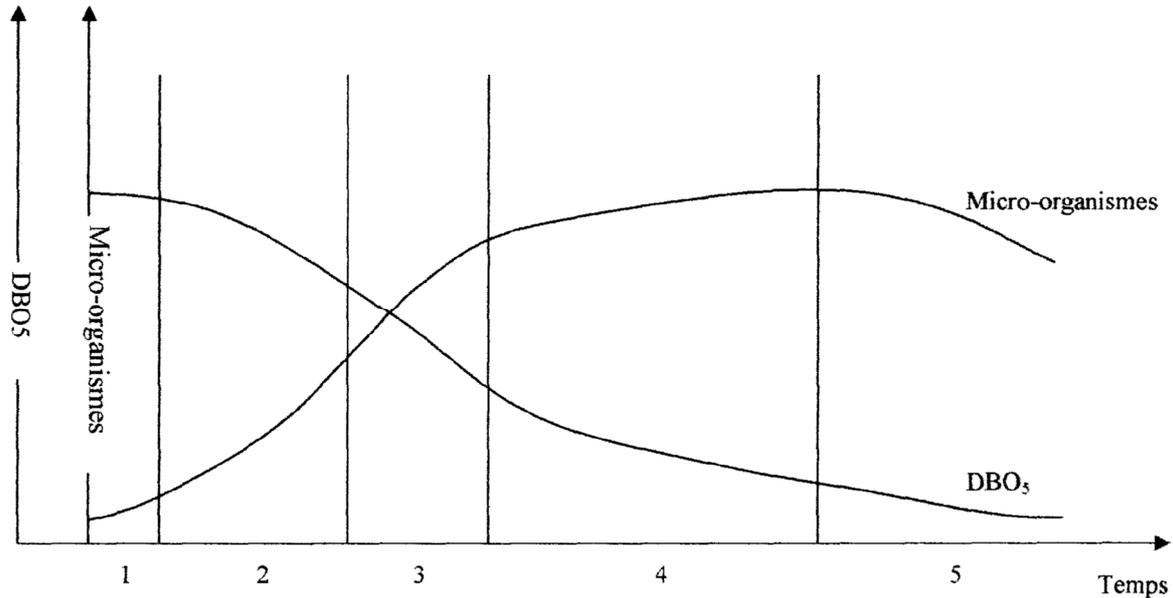


Figure (11) : Evolution de la croissance des micro-organismes (GOMELLA ,1978)

1-Phase de latence, dont la durée dépend de l'état initial de la colonie de micro-organismes et des conditions régnant dans le milieuensemencé ;

2-phase de croissance exponentielle, pendant laquelle on observe un accroissement exponentiel de la masse de micro-organismes, l'établissement de cette phase présuppose un milieu riche en éléments nutritifs dont l'abattement suit une loi de décroissance exponentielle;

3-phase de transition, correspondant à un affaiblissement de la concentration en éléments nutritifs et à un ralentissement de la multiplication qui suit une loi linéaire;

4-phase d'amortissement de la croissance, où la quantité de micro-organismes tend vers une limite et la teneur en matières nutritives tend elle-même vers une valeur résiduelle faible;

5-phase d'auto-oxydation (respirations endogènes - désassimilation) où l'activité vitale des micro-organismes se poursuit dans une espèce d'autophagie, la quantité de micro-organismes diminuant dans le temps, les micro-organismes prélevés au cours de cette phase sont bas d'état et après remise en contact en milieu nutritif aéré, on constate une phase de latence considérable.

Il a été supposé que la quantité d'oxygène présente était suffisante pour assurer les besoins des micro-organismes aérobies pendant toute cette phase. (**Gommella, 1978**)

Si on exprime, par exemple, la quantité de matières nutritives présentes par la DBO₅ et la quantité des micro-organismes présents par leur poids de matières sèches total, les différentes phases apparaissent clairement sur la figure (11).

Trois points Importants doivent être retenus:

- La vitesse d'oxydation des matières nutritives (autrement dits des polluants organiques des eaux usées) est d'autant plus élevée que la masse globale de micro-organismes en contact est élevée ;

- Quand la teneur en matières nutritives s'abaisse, les micro-organismes continuent leur activité au détriment de leur propre matière,

- Les micro-organismes ayant subi une phase d'auto-oxydation, ne reprennent qu'avec une certaine difficulté leur activité et avec d'autant plus de difficulté si cette phase s'est déroulée en milieu peu oxygéné. [15]

Un schéma sensiblement identique proposé par Eckenfelder. 1981:

- Adsorption rapide et floculation des matières colloïdales en suspensions et des matières organiques solubles par les boues activées,

- Oxydation progressive et synthèse des matières organiques adsorbées ainsi que celles extraites de la solution (synthèse continue).

L'aération supplémentaire conduit à l'oxygénation et à la dispersion des particules de boues.

III.4- LES DIFFERENTS PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE

III.4.1- Les procédés naturels

Les procédés biologiques naturels réalisent l'épuration par le sol, les matières organiques polluantes apportées par l'eau sont dégradées. Ils comprennent l'épandage sur le sol et le lagunage:

- L'épandage des eaux usées est fortement encouragé comme une technologie de recyclage des eaux en admettant que toutes les précautions sont prises au point de vue hygiénique, virologique et toxicologique. [13]

Le principe de l'épandage consiste à épurer les eaux usées sur le sol grâce aux micro-organismes qu'il contient. En effet les colloïdes argilo-humiques du sol retiennent les substances en suspension dans l'eau et absorbent celles qui sont dissoutes. Puis les micro-

organismes présents peuvent métaboliser les substances organiques et transformer toutes les protéines en nitrates grâce aux bactéries de la nitrification. [29]

- Le lagunage : cette technique présente la caractéristique de nécessiter une surface importante. C'est un procédé extensif, dont le principe repose sur la symbiose alga-bactérienne.

On utilise un volume réactionnel d'eau important, mais peu profond. Le temps de séjour doit être élevé (3 à 30 jours, voir plus). Les boues concentrant sur le fond interviennent dans la biologie du système, et ne doivent être évacuées qu'après quelques 5 à 10 années. [36]

III.4.2- Les procédés artificiels

Se sont des procédés biologiques artificiels qui permettent d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques, tel qu'ils se produisent en milieu naturel.

On distingue trois types de procédés: les boues activées, les lits bactériens et les bio-disques.

III.4.2.1- Les lits bactériens

Le principe d'épuration utilisé s'inspire des méthodes mises à l'épreuve dans l'épuration par le sol. Les lits bactériens ou filtres bactériens sont des colonnes remplies d'un matériau granuleux (pouzzolane et la coke métallurgique ou plastique, pierre concassé, pierre ponce), à travers lesquels on fait percoler l'effluent à traiter.

Leur aération est réalisée par soutirage naturel ou par ventilation à travers le radier perforé. La distribution de l'eau à la surface par le sommet améliore l'aération, ce qui permet ainsi de développer une flore bactérienne aérobie et l'évacuation de l'eau se fait par le fond pour éviter le noyage du massif filtrant.

On distingue deux types de lits bactériens selon le matériel utilisé et la charge hydraulique appliquée:

III.4.2.1.1 - lits bactériens traditionnels

La hauteur $h \leq 3\text{m}$, rempli avec: pouzzolane, coke, pierre ponce, $C_H = 2 \text{ m/h}$, $\eta = 85\%(\text{DBO}_5)$. Critères: résister à l'attraction mécanique et physico-chimique, densité faible, porosité importante.

III.4.2.1.2- lits bactériens modernes

La hauteur $h = 12 \text{ à } 15\text{m}$, $C_H = 10 \text{ m/h}$, leur remplissage peut-être en vrac (ont des formes très variés : bobines ajourées, tronçons de tubes,...) ou garnissage ordonné : structure rigide de grande taille, autoportantes (feuilles gaufrées superposables, tubes cylindriques de grande hauteur cloisonnés intérieurement,... etc.). [24]

III.4.2.2- Les disques biologiques

Les disques biologiques constituent une technique utilisée surtout pour les eaux usées saisonnières du tourisme.

Ils ont un diamètre de 2 à 4 mètres et sont à demi immergés. Ils sont fixés sur des axes de rotation horizontaux et tournent lentement (quelques tours par minute) pour que la biomasse bactérienne fixée sur la surface des disques soit ainsi alternativement mouillée par les eaux résiduaires et aérée par l'air ambiant.

Cette technique présente l'avantage d'être peu coûteuse en énergie et demande une surveillance pratiquement nulle. Ces disques nécessitent par contre une structure importante et cette technique peut entraîner l'émanation d'odeur. Ce procédé comprend le disque biologique (équipé d'un moteur pour permettre la rotation) et d'un clarificateur.

L'absence d'un brassage dans la cuve d'aération implique la présence d'un pré décanteur et interdit toutes recirculations des boues. Dès lors, l'investissement peut être élevé.

[36]

III.4.2.3- Procédé à boues activées**III.4.2.3.1- Le principe de fonctionnement**

Le principe de fonctionnement d'un procédé à boues activées pour l'élimination du carbone est présenté sur la figure (12).

Les procédés biologiques par boues activées comportent principalement deux phases successives :

- Une première phase biologique de mise en contact de la matière organique à éliminer avec une culture bactérienne dans un bassin brassé et aéré où l'on maintient une certaine concentration en oxygène. Les bactéries utilisent la matière organique de l'effluent comme source d'énergie et le carbone pour leur multiplication (production de boues) et l'oxygène comme accepteur final d'électrons ;

- une deuxième phase physique de séparation des eaux épurées et des micro- organismes en suspension dans un décanteur. Les boues activées s'agglomèrent pour former des floccs dont la densité est supérieure à celle de l'eau, qui vont pouvoir sédimenter au fond du décanteur. L'effluent traité est évacué par sur verse et les boues décantées sont réintroduites dans le bassin d'aération (boues recyclées) ou éliminées (boues en excès).

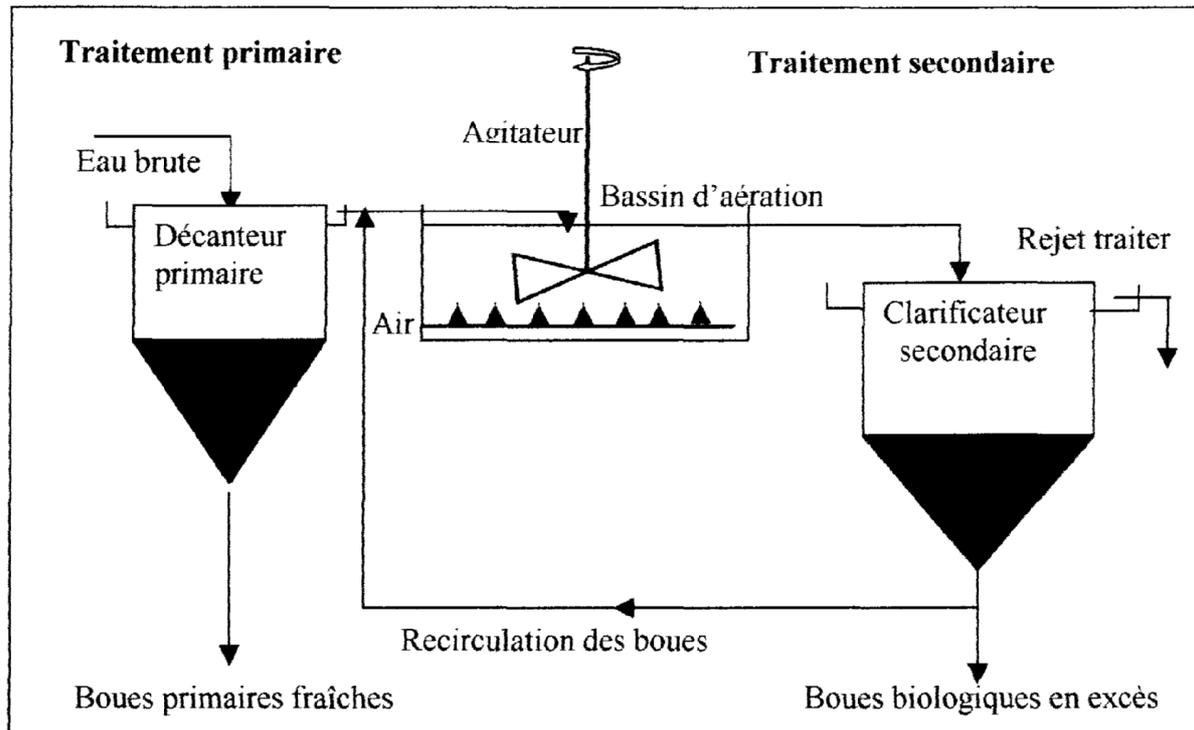


Figure (12) : Procédé de traitement par boues activées. Principe de fonctionnement.
(BOEGLIN, J-C., 1998)

III.4.2.3.2- Champ d'application du procédé

Le traitement par boues activées est généralement appliqué pour :

- Le traitement des effluents urbains,
- Les traitements des industries agro-alimentaires (abattoir, laiterie, brasserie, sucrerie, conserverie...),
- Traitement spécifique de certaines industries nécessitant pour la plupart un traitement physico-chimique préalable (neutralisation, oxydation...), telle que les industries de cuir, papier et textile, de pétrochimie et carbochimie et les raffineries du pétrole. [12]

III.4.2.3.3- Paramètres de calcul et de dimensionnement des installations de traitement par boues activées

Le dimensionnement d'une installation de traitement par boues activées, des rejets industriels et urbains, requiert la connaissance d'un certain nombre de paramètres qui sont:

- les caractéristiques de l'élimination de la pollution organique (biodégradabilité, cinétique de métabolisation) et les besoins en éléments nutritifs;
- les besoins en oxygène ;
- la production des boues en excès;
- les caractéristiques de décantation de la biomasse épuratrice.

Si ces paramètres sont connus pour les eaux usées domestiques, il n'est pas de même pour les eaux résiduaires industrielles pour lesquelles presque toujours, il convient de les définir par des essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire.

Les principaux paramètres qui déterminent la performance d'un procédé d'épuration sont les suivants:

a) la Charge massique (C_m)

C'est le rapport entre la charge polluante exprimée en DBO₅ éliminée journallement et la concentration en micro-organismes contenus dans le bassin d'aération :

$$C_m = \frac{L_0 Q}{X.V}; \text{ En (Kg DBO}_5\text{/Kg MVS. J)..... (III.1)}$$

b) La charge volumique (C_v)

Elle correspond au flux de pollution (débit massique) divisé par unité de volume de bassin d'aération par unité de temps

Elle s'écrit: $C_v = \frac{L_0 Q}{V}$; En (Kg DBO₅ / m³.j)..... (III.2)

Où:

C_m: Kg DBO₅/KgMVS.j

C_v: KgDBO₅/m³.j

L₀: concentration en DBO₅ de l'effluent à l'entrée (Kg/m³)

Q: débit journalier d'eau résiduaire à épurer. (m³/j)

V : volume de bassin d'aération (m³)

X : concentration en biomasse dans le bassin d'aération (Kg MVS/ m³)

c) Age des boues

C'est le rapport entre la masse des boues présentes dans le réacteur, et la masse journalière de boues en excès.

$$A = \frac{V . X}{Q_{be} . X_{be}} \text{ (III.3)}$$

Où:

V : volume de bassin d'aération (m³)

X : concentration en biomasse dans le bassin (Kg/ m³)

Q_{be}: débit des boues en excès m³/j)

X_{be}: concentration en biomasse dans les boues en excès (Kg/ m³)

A : âge des boues (j).

d) Indice de Mohlman

L'indice de Mohlman exprime le rapport entre le volume (V) de boues décantées après 30 minutes, et la masse (M) de matières en suspension contenue dans ce volume.

Il s'écrit: $I_M = V/M$ (III.4)

Si M est donnée en gramme, I_M représente le volume en cm^3 occupé par 1g de boues.

Des valeurs de l'indice élevées correspondent à une mauvaise décantabilité de la boue. Une boue dont la structure assure une bonne décantation a un indice de I_M compris entre 80 et 150. En dessous de 50, la boue a un aspect granuleux et risque de former des dépôts, au-delà de 150 à 200, la boue est en gonflement (bulking) et décante mal.

L'indice de Mohlman peut varier en fonction de la composition et des caractéristiques physico-chimiques des eaux résiduaires à traiter mais aussi en fonction de la charge massique appliquée.

e) Besoins en oxygène

Les besoins en oxygène nécessaire à l'épuration servent à assurer :

- 1) l'oxydation directe de la pollution organique carbonée ;
- 2) l'énergie nécessaire à la synthèse cellulaire ;
- 3) la respiration endogène des boues (auto-oxydation des matières organiques issues des corps cellulaires lysés) ;
- 4) l'oxydation de l'ammoniaque (nitrification). [01]

Pour une aération optimale, les concentrations en oxygène dans le bassin d'aération devraient osciller entre 2 à 4 mg/l. [40]

III.4.2.3.4- Conditions de fonctionnement

Le tableau (12) présente la classification des procédés à boues activées en fonction de la charge appliquée sur le bassin d'aération.

Ainsi, une station d'épuration par boues activées peut fonctionner dans des conditions de:

- forte charge avec un âge de boues de 1,5 jours;
- moyenne charge avec un âge de boues de 4 jours;
- faible charge avec un âge de boues de 10 jours et plus.

	Faible charge	Moyenne charge	Forte charge
Charge massique appliquée (C_m) en (KgDBO ₅ /KgMVS.j ⁻¹)	0.07 < C_m < 0.15	0.15 < C_m < 0.40	0,4 < C_m < 1.2
Charge volumique appliquée (C_v) en (KgDBO ₅ /m ³ .j)	C_v < 0.35	0.35 < C_v < 1.5	1.5 < C_v < 3
Concentration en boues (X) en (KgMVS/m ³)	4	3	2 à 3
Age de boues (A) en (j)	10 à 30	4 à 10	1.5 à 4
Remarques	- rendement ≥ 90% - nitrification possible	- Rendement ≈ 80-90% - Nitrification aux températures élevées	- Rendement < 80%

Tableau (12) : Conditions de fonctionnement du bassin d'aération d'une station à boues activées. (MOLETTA, R. TORRIJOS, M., 1999)

Les différents types d'installation à boues activées sont représentés sur la figure (13)

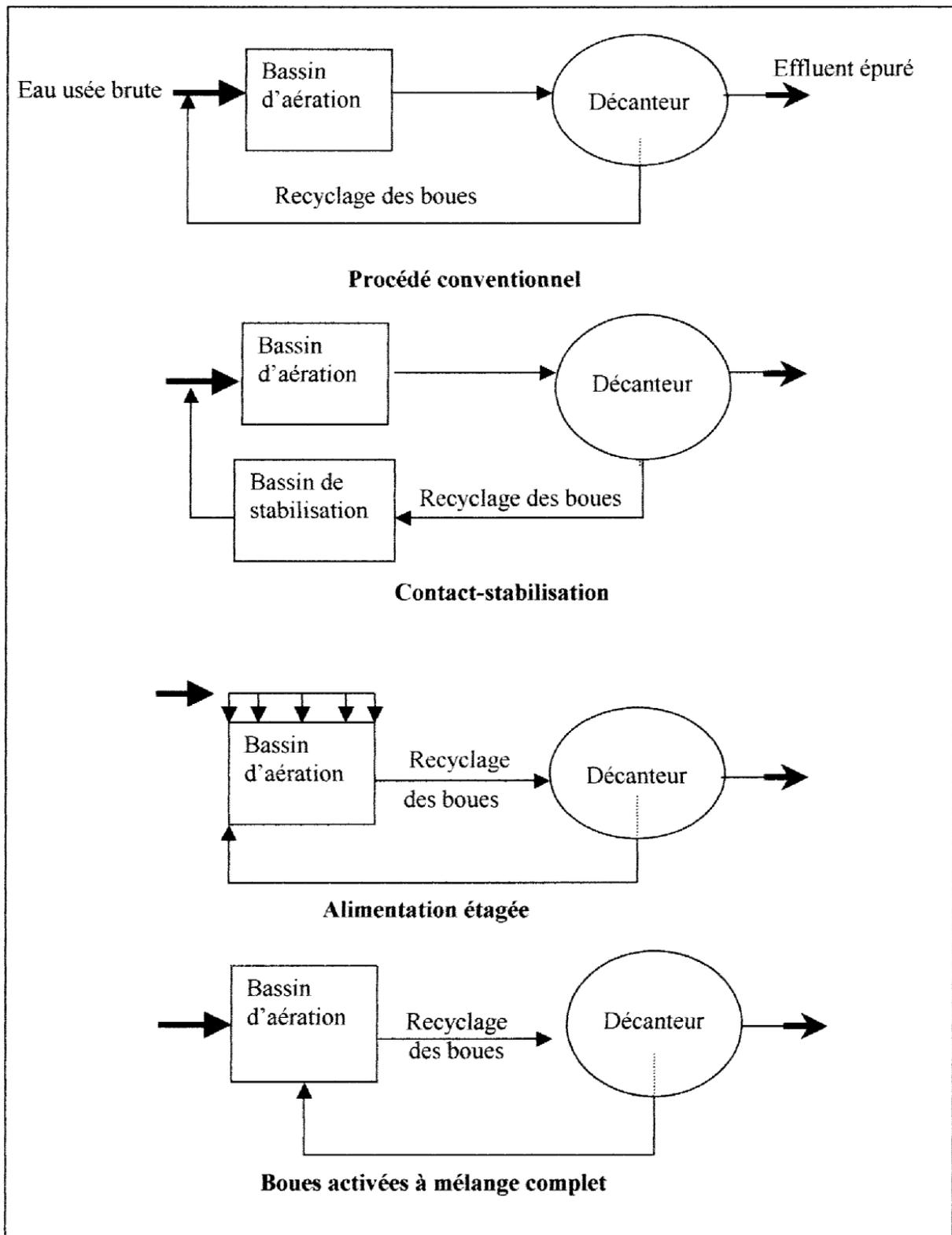


Figure (13): Schémas types d'installations à boues activées. (BOEGLIN, J-C., 1998)

III.4.2.3.5- Problèmes de décantation des boues

L'indice de Mohlman caractérise l'aptitude à la décantation d'une boue. Lorsque celui-ci dépasse 150, il indique une mauvaise décantation de la boue.

Différentes causes sont attribuées à cette mauvaise décantation:

a) Flocc dispersé

La boue activée ne se sépare pas de l'effluent traité. On observe un mélange trouble qui ne se clarifie qu'après plusieurs heures de repos. La DBO₅ de l'effluent traité est alors très élevée. Ce cas peut être observé pendant la période de formation de la flore microbienne.

b) Boues houleuses

Il arrive que l'on observe la formation de nuages de boues dans le décanteur secondaire. Ces nuages intermittents sont souvent le résultat d'un mauvais dimensionnement de l'ouvrage de décantation tant au niveau de sa conception que de sa réalisation.

c) Boues flottantes

Ce phénomène s'observe aussi bien en éprouvette que dans les installations. On observe des remontées de boues en bloc ou par fractions. Diverses causes peuvent expliquer ce phénomène:

-la plus courante est celle relative à un dégagement de gaz par dénitrification ou par fermentation anaérobie

La fermentation anaérobie entraîne la formation de CO₂ et de CH₄. Les bulles de gaz formées entraînent les boues, en remontant à la surface et affectent la décantation. [13]

d) Bulking

C'est un phénomène de prolifération explosive de certains micro-organismes filamenteux dans une station d'épuration des eaux: bactéries (*Sphaerotilus natan*, *Thiotrix*, par exemple) ou champignons (*Geotrichum*, *Leptomitus*). Il en résulte que les floccs deviennent de consistance cotonneuse et lâche, ce qui les rend indécantables. Ce phénomène est fréquent lors du traitement de certains effluents d'industries agroalimentaires riches en sucre. [38] Diverses explications ont été proposées :

- Potentiel redox

Il semble qu'il y a une relation étroite entre l'abaissement du potentiel d'oxydoréduction au niveau du flocc et l'apparition du bulking. L'évolution de ce paramètre révélé par divers tests chimiques permet d'interpréter en partie, les fluctuations des populations bactériennes. On sait que le potentiel redox est lié à la teneur en oxygène dissous dans le milieu. Une carence en O₂ crée un déséquilibre biochimique qui s'accompagne d'un appauvrissement du

milieu et intervient sur les différentes espèces en présence favorisant par exemple, les bactéries filamenteuses. [13]

- Charge massique

Selon [01] une charge massique supérieure à 0.8 kg DBO/ kg MVS.j, favorise le développement des bactéries filamenteuses. Ainsi, un excès de matières organiques est néfaste au traitement biologique en général, et à la décantation en particulier.

- Composition de l'effluent à traiter

La composition de l'effluent à traiter intervient sur la sélection des bactéries épuratrices. Il s'agit par exemple des effluents de laiteries pour lesquels les fortes concentrations en glucose et lactose entraînent souvent un foisonnement des boues. Les bactéries lactiques qui se développent en présence d'air, mais dont la source primaire d'énergie est la fermentation des sucres, ont une capacité respiratoire extrêmement restreinte et ne peuvent produire d'ATP (Adénosine Tri Phosphate) au moyen de la respiration. Elles se trouvent donc favorisées par l'appauvrissement en oxygène du floc. On trouve souvent, des germes comme lactobacillus, dans les flores de foisonnement. [13].

- Carence en éléments nutritifs (azote et le phosphore)

Une carence en éléments nutritifs peut provoquer un foisonnement des boues, quand on connaît le rôle de ces éléments dans la croissance bactérienne. Cependant, cette déficience en N ou en P, n'est qu'un maillon d'une chaîne et ne peut être la seule raison du bulking. [13].

III.4.2.3.6- Composition et propriété du floc biologique

La boue activée apparaît comme une suspension de particules floconneuses de quelques dixièmes de millimètres à quelques millimètres de diamètres, constituée 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 métazoaires.

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 hétérotrophiques Gram négatives mobiles, parmi lesquelles nous citerons: *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Flavobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*. Il faut également signaler certaines espèces dont la présence est gênante qui interviennent pour contrarier la décantation des boues: ce sont les bactéries filamenteuses dont l'espèce la plus connue est *Sphaerotilus*. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement

assimilables (cas des rejets laitiers, 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. [01]

Les figures (14) et (15), présentent la composition générale des boues activées.

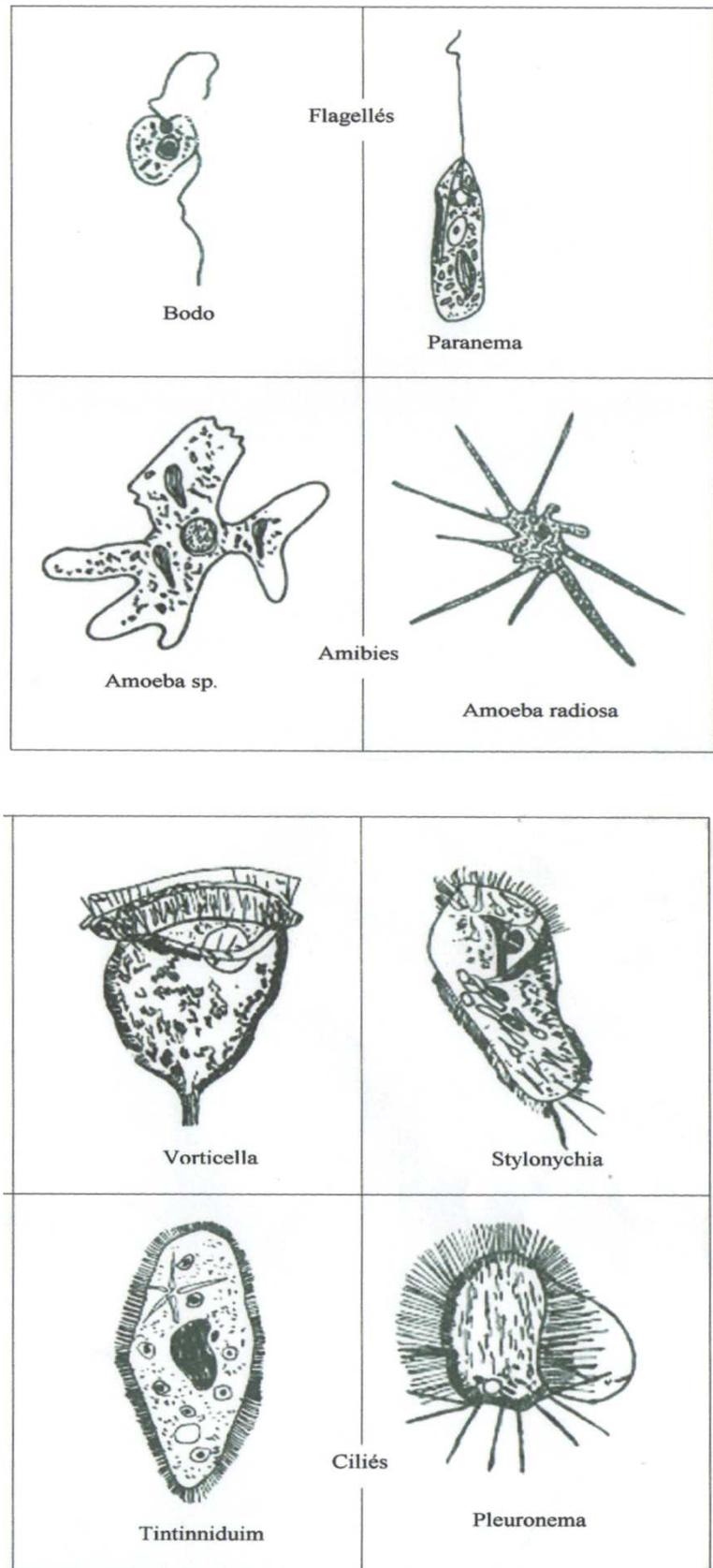


Figure (14) : Protozoaires rencontrés dans les boues activées. (GAID, A., 1999)

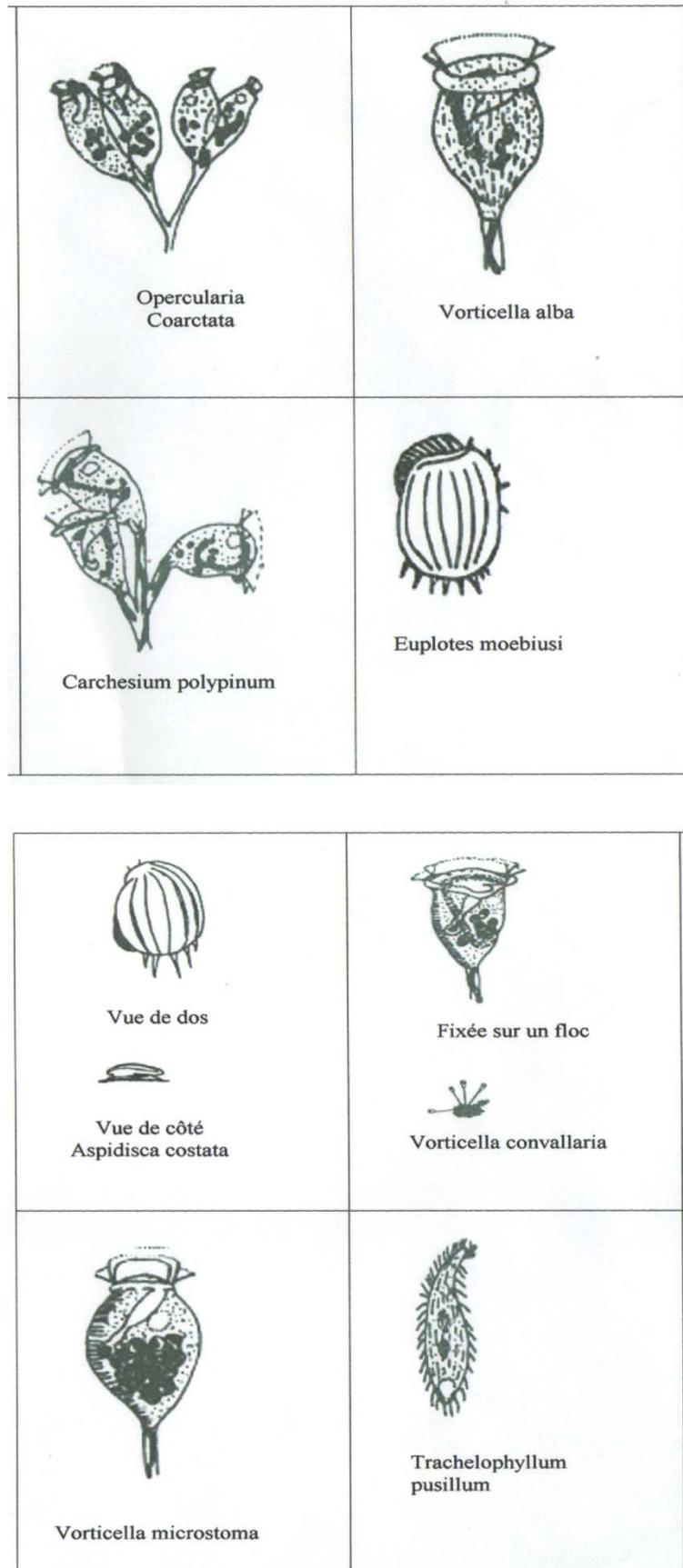


Figure (15) : Protozoaires rencontrés dans les boues activées. (GAID, A., 1999)

III.5- LES TRAITEMENTS TERTIAIRES DES EAUX

Ce sont des procédés qui permettent d'améliorer les caractéristiques d'une eau résiduaire après un traitement biologique ou physico-chimique.

Ces procédés ont pour but:

- Le traitement et l'élimination des boues en excès,
- Le traitement d'élimination de l'azote et du phosphore,
- La désinfection.

III.5.1- Traitement et élimination des boues en excès

Les boues constituent le résidu principal des stations d'épuration. Les matières organiques contenues dans les boues se dégradent avec production d'odeurs nauséabondes.

La stabilisation consiste :

- Soit à accélérer le phénomène en le contrôlant;
- Soit à empêcher, ou tout au moins à retarder considérablement le phénomène.

Selon leur origine, les boues ont une composition différente selon qu'elles proviennent d'un traitement d'eau potable, d'un procédé physico-chimique ou biologique, d'une eau usée urbaine ou industrielle.

Dans une station d'épuration d'eau usée urbaine, la récupération des boues provient:

- Des traitements primaires,
- Du décanteur primaire,
- Du décanteur secondaire.

Les boues primaires sont très hétérogènes et sont constituées de 65 à 70% de matière organiques putrescibles. Leur teneur en eau est de 90 à 95%.

Les boues secondaires présentent une teneur en matière organique égale à 75% et une teneur en eau d'environ 99%. Ce type de boues a une teneur en matière organiques dépendant fortement du traitement utilisé. Il est évident qu'un traitement à faible charge conduit à des taux organiques bien inférieurs à ceux d'un traitement à forte charge.

La figure (16), nous donne les différentes opérations de traitement des boues dans les systèmes à boues activées :

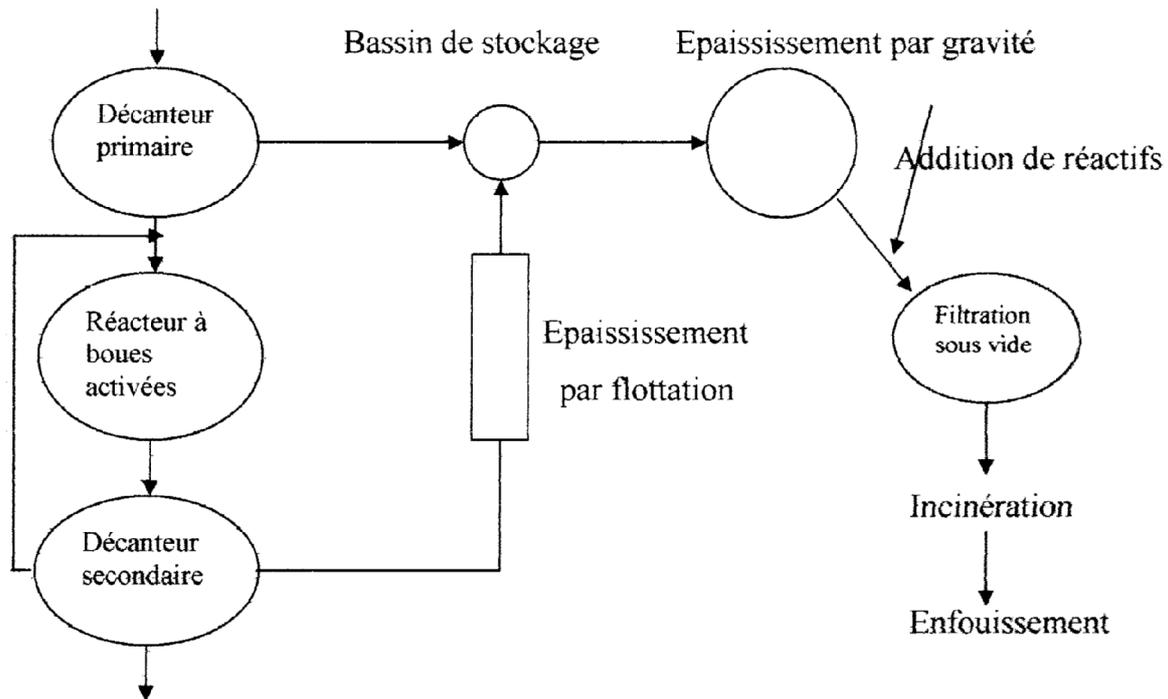


Figure (16): Exemple d'opérations de traitement des boues d'un système à boues activées.

III.5.1.1 - Classification des boues

Les boues sont classées, selon leurs caractéristiques principales, en 6 catégories :

- Organiques hydrophiles,
- Huileuses hydrophiles et huileuses hydrophobes,
- Minérales hydrophiles et minérales hydrophobes,
- Fibreuses.

III.5.1.2- Caractéristiques des boues

Les boues sont caractérisées par leur:

- Concentration en M.S elle est exprimée soit en g/l de boue soit en % en poids. Elle est déterminée par pesée après séchage de la boue jusqu'à poids constant,
- Teneur en M.V.S : % en poids des matières sèches. Elle est déterminée par calcification dans un four à 550 - 600 °C,
- Composition élémentaire pondérale : ce paramètres concerne essentiellement les boues organiques; les principaux éléments dosés sont:
 - C et H (% définissent le degré de stabilisation de la boue et son pouvoir calorifique inférieur ou PCI),
 - N et P permettent d'évaluer la valeur agricole de la boue,

- Autres éléments,
- Composition de l'eau interstitielle : teneur en substances dissoutes, TAC, TA, DCO, DBO₅, pH,... etc.

III.5.1.3- Les facteurs caractérisant la structure de la boue

Les facteurs caractérisant la structure de la boue sont:

- La viscosité apparente,
- L'analyse granulométrique,
- La nature de l'eau contenue dans la boue, elle peut être:
 - * Eau libre facilement éliminable,
 - * Eau liée, soit:
 - Eau d'hydratation colloïdale,
 - Eau capillaire,
 - Eau cellulaire et chimiquement liée.

L'élimination de l'eau nécessite une forte énergie. [24]

III.5.1.4- Les différents procédés de traitement des boues

Les différents procédés de traitement des boues sont :

- La stabilisation ou digestion aérobie et anaérobie des boues,
- Epaissement statique des boues par tassement propre à leurs poids,
- Conditionnement chimique et conditionnement thermique,
- Déshydratation naturelle et mécanique,
- Filtration sous vide,
- Centrifugation,
- Incinération,
- Valorisation.

III-5-2-Elimination de l'azote et le phosphore

La prise de conscience du rôle de l'azote et du phosphore sous les différentes formes, dans la dégradation de la qualité des eaux superficielles est assez récente. Elle a conduit les pouvoirs publics à renforcer les exigences réglementaires concernant la qualité des rejets azotés en sortie des stations d'épuration et à étendre la contrainte d'élimination de l'azote à un nombre croissant d'installations.

En effet, les teneurs en azote et en phosphore dans les milieux récepteurs ont augmenté au cours des dernières décennies à cause de l'urbanisation, qui a entraîné un raccordement sur le réseau d'un nombre croissant d'habitants, de l'industrie, qui utilisent d'importantes quantités d'ammoniaque, d'acide phosphorique et d'acide nitrique, et enfin de l'agriculture

qui, par l'emploi excessif d'engrais, rejette dans le milieu récepteur des quantités importantes du phosphore, d'azote ammoniacal et nitrique.

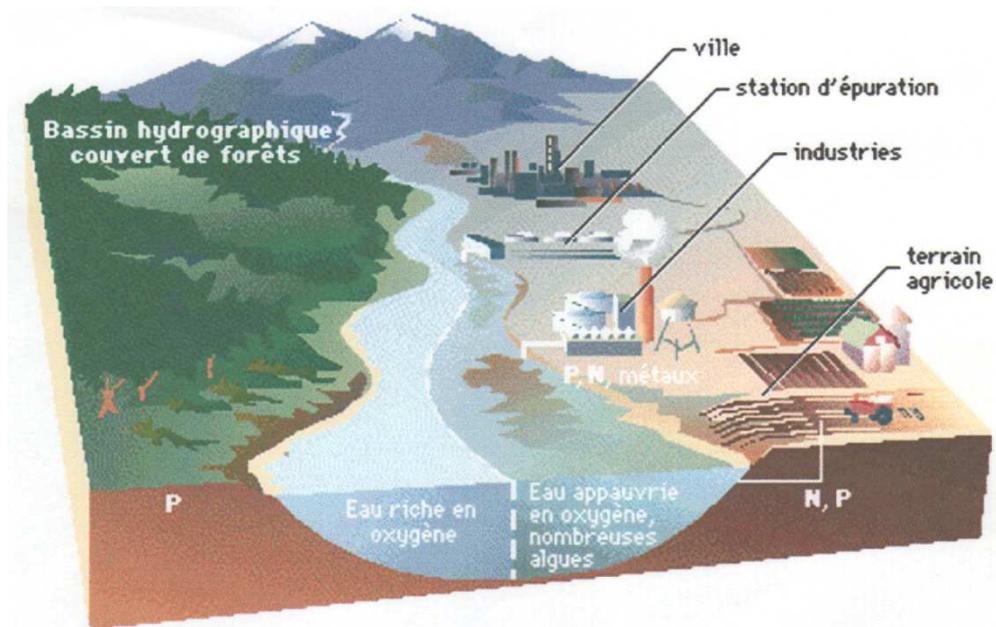
Il faut signaler que les teneurs importantes de nitrates et de phosphore dans les écosystèmes aquatiques entraînent un développement d'algues provoquant une eutrophisation du milieu naturel.

III.5.2.1 - L'eutrophisation

C'est un phénomène résultant d'enrichissement naturel, ou produit par diverses pollutions d'origine anthropique des eaux continentales ou littorales en sels minéraux nutritifs (phosphates naturels,...etc.). Il se caractérise par une prolifération d'algues et de plantes supérieures aquatiques qui peuvent conduire à une désoxygénation des couches profondes des eaux lacustres exposées à l'eutrophisation. Elle peut être considérablement accélérée par les rejets polluants anthropogéniques, en particulier d'eaux usées urbaines ou des activités agricoles. Si les rejets sont importants, il en résulte souvent une hypereutrophisation encore appelée dystrophisation (eutrophisation accélérée). [51]

L'eutrophisation se caractérise par des effets, dont la plupart sont gênants :

- ▶ Effets directs dus à la présence de végétation excédentaire (colmatage de filtres ou prises d'eau, turbidité de l'eau, etc.) ;
- ▶ Effets indirects liés au métabolisme (vie - mort) de cette végétation (variation nuit/jour du pH élevé, anoxie des fonds de retenues entraînant la solubilisation du fer, du manganèse..., formation des produits précurseurs de trihalométhanes en cas de production d'eau potable avec chloration...). [52]



**Figure (17): Bassin hydrographique altéré par les activités humaines
(Microsoft® Encarta ® Collection 2003).**

III.5.2.2- Principe d'élimination de l'azote par voie biologique

Le devenir de l'azote dans le milieu naturel dépend de nombreux facteurs physico-chimiques, mécaniques, et biologique tels que:

- La nature du milieu (densité, porosité, propriétés absorbantes, qualité d'échanges),
- Les conditions climatiques,
- La qualité du rejet.

L'élimination de la pollution azotée s'effectue schématiquement de la façon ci- après:

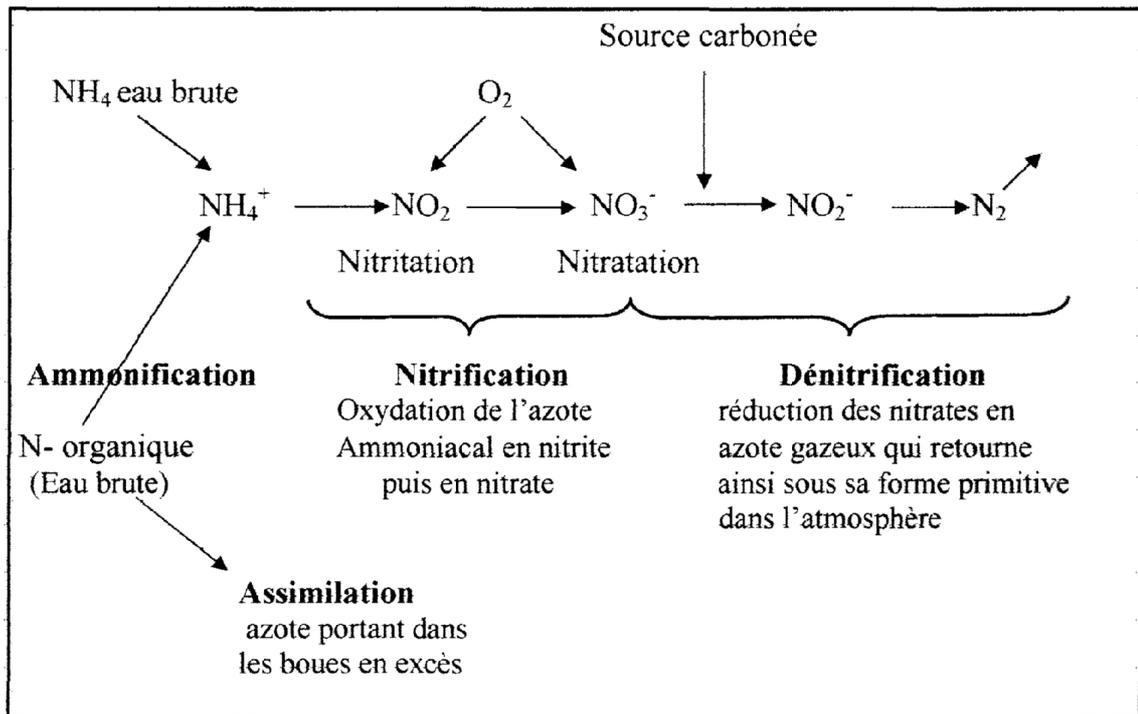


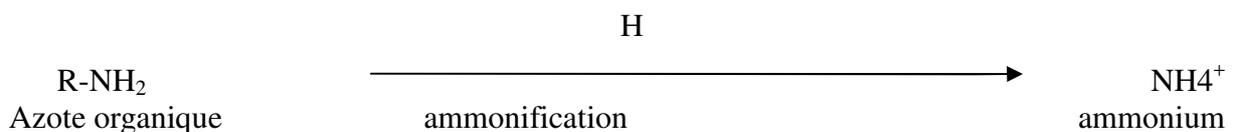
Figure (18) : Les différentes étapes de l'élimination de l'azote par nitrification et dénitrification (Agence de l'eau, 1996).

L'élimination de l'azote par voie biologique consiste à oxyder l'azote ammoniacal en azote nitreux puis en azote nitrique en milieu aérobie, puis à réduire les nitrates en azote gazeux en zone anoxie. Les différentes étapes sont:

- **L'ammonification** : c'est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal.
- **L'assimilation** : par laquelle l'azote est intégré dans la biomasse hétérotrophe (synthèse bactérienne);
- **La nitrification**: par laquelle l'azote sert essentiellement à produire l'énergie nécessaire à la synthèse des bactéries autotrophes.

III.5.2.2.1- L'ammonification

L'azote organique est principalement constitué par l'urée et les acides aminés. sous l'action des bactéries, et par hydrolyse notamment l'ammonification se réalise de façon aussi rapide que le milieu est oxydant (station d'épuration).



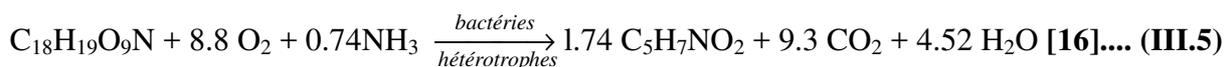
La vitesse d'ammonification dépend essentiellement de la concentration en azote ammoniacale. [49]

Deux facteurs expliquent ce phénomène d'ammonification :

- La longueur du réseau d'assainissement ;
- Le temps de séjour assez long dans les ouvrages. [48]

III.5.2.2.2- Assimilation

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissout peut être représentée par l'équation suivante



Ces bactéries assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5% de sa matière sèche. Les besoins en azote sont de l'ordre de 5% de la DBO₅ éliminée par la culture bactérienne. [13]

III.5.2.2.3- Nitrification et dénitrification

a) La nitrification

La nitrification consiste à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal.

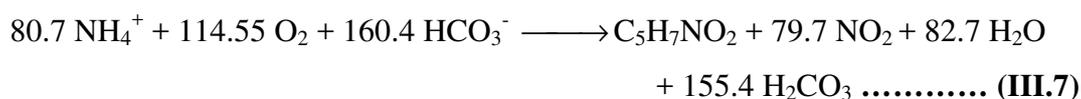
Cette transformation est réalisée en deux étapes: la nitritation, suivie de nitratisation. Elle est effectuée en présence d'oxygène par des bactéries autotrophes qui utilisent l'azote ammoniacal (NH₄⁺) et les carbonates (HCO₃⁻) comme source d'énergie.

- La nitritation

C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) en azote nitreux (NO₂⁻) par des bactéries autotrophes du genre Nitrosomonas. Nitrosococcus ou nitrospira. La transformation chimique de l'azote ammoniacal s'écrit par l'équation suivante:



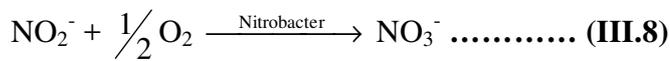
La réaction biologique traduisant la synthèse de bactéries nitrifiantes se déroule conformément à l'équation suivante:



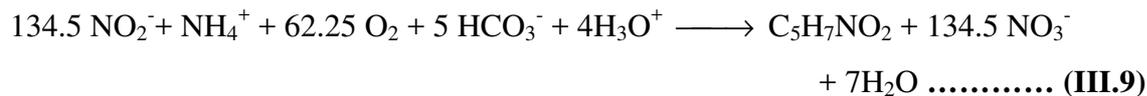
La réaction s'accompagne d'une production théorique de biomasse nitritante de 0.1gMVS/g N-NH₄⁺, soit 0.14g DCO/g N-NH₄⁺ et d'une diminution d'alcalinité du milieu de culture. [16]

- La nitratisation

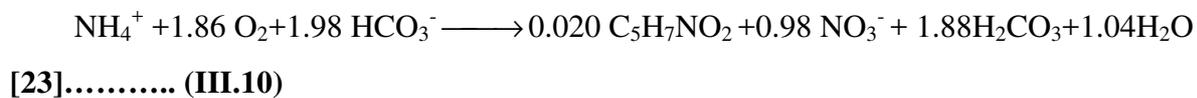
Les bactéries de genre nitrobacter oxydent les nitrites (NO_2^-) formés lors de l'étape de nitrification en nitrates (NO_3^-). La réaction chimique s'écrit:



Celle-ci s'accompagne de la formation d'une biomasse nitrifiante avec production théorique de 0.06gMVS/g N- NO_2^- ou 0.085 g DCO/g N- NO_2^- [16]



Globalement l'équation stoechiométrique de la nitrification s'écrit finalement



On constate que pour 1 mg d'azote ammoniacal nitrifié il y a:

- consommation de 4.18 mg d' O_2 ;
- production de 0.17 mg de biomasse ;
- consommation de 0.7°F de TAC [41]

Cette oxydation peut se faire simultanément avec l'élimination des matières carbonées. Il faut noter que la nitrification implique les conditions ci-après:

- Un fonctionnement du réacteur biologique sous des conditions de faible charge. Ainsi avec un procédé à boues activées, il conviendra d'opérer à une charge massique inférieure à 0,25 kg de $\text{DBO}_5/\text{kg MVS.j}$,

- Une teneur en oxygène élevée dans la liqueur mixte (supérieur à 2,5 mg/l). Pour une station d'épuration fonctionnant en moyenne charge, il faut 40% d' O_2 en plus, [6]

- l'âge de la boue soit tel que les bactéries les plus lentes à se reproduire peuvent le faire (les nitrifiants se multiplient 50 fois plus lentement que les bactéries des boues activées hétérotrophiques),

- Un pH neutre alcalin qui doit se situer entre 7,8 et 8,9,

- Une température entre 5 et 40°C,

- La température et l'âge de la boue sont deux facteurs très importants. En hiver, la vitesse de croissance est plus faible qu'en été. [23],

- La nitrification est influencée par les concentrations en substrat, car les fortes teneurs en certains composés peuvent inhiber l'action bactérienne. [4]

La figure (19) présente la cinétique de nitrification à 28°C. La réaction est assez lente, les micro-organismes sont sensibles à la température.

La nitrification n'est généralement pas limitante dans les sols. L'azote est donc transformé en nitrate qui est la forme minérale azotée thermodynamiquement stable dans des conditions à être lessivé.

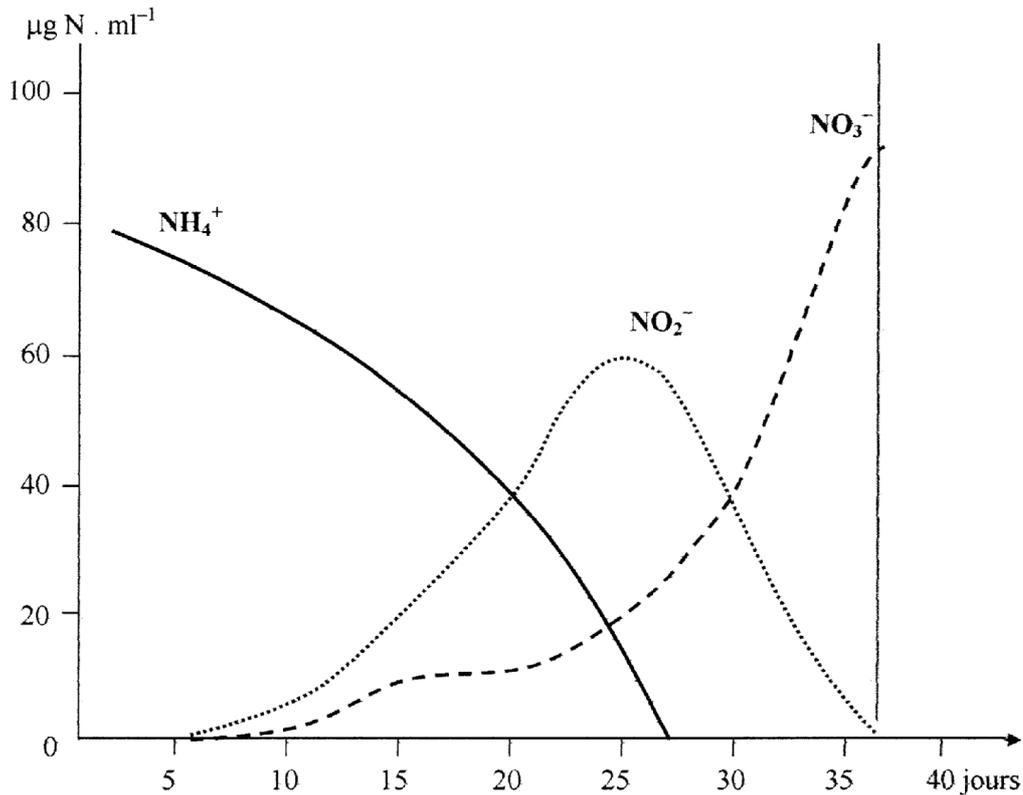
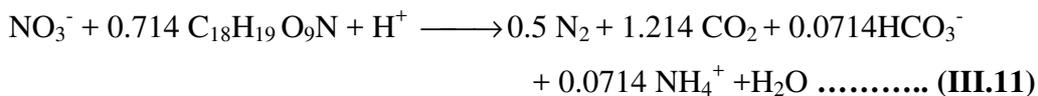


Figure (19): Cinétique de Nitrification à 28 °c.
Office International de l'Eau.

b) La dénitrification

La dénitrification consiste en une réduction des nitrates en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes du genre *Pseudomonas* en absence d'oxygène dissous avec présence de nitrates [37]. La matière organique est utilisée comme source de carbone et les nitrates comme accepteur d'électrons. L'équation stoechiométrique de la réaction biologique s'écrit:



Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produit en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins rapidement biodégradable (étape d'hydrolyse

préalable du carbone exogène requise ou production du carbone endogène par lyse des bactéries).

Lorsque les micro-organismes cessent leur activité biologique, la lyse des membranes bactériennes engendre une source de matière organique hydrolysée en carbone et en azote. Fortement majoritaire, c'est essentiellement la biomasse hétérotrophe qui contribue à produire les éléments minéraux dont les quantités sont proportionnelles à sa concentration. [16]

- Les conditions de dénitrification

Pour que la dénitrification se produise il faut :

- une bonne nitrification préalable ;
- une source d'énergie, donc de carbone assimilable ;
- des conditions d'anoxie ;
- une température de 5 à 60° ;
- un pH compris entre 6 et 8. [23]

III.5.2.3- Principe d'élimination du phosphore

III.5.2.3.1- Origine du phosphore

L'origine du phosphore dans les eaux usées est multiple:

- Le métabolisme humain: un homme excrète entre 1 et 2 grammes de phosphore par jour. Il s'agit de l'apport principal en phosphore dans les cours d'eau;
- Les produits lessiviels de nettoyage correspondent à 2 grammes de phosphore par jour et par habitation.
- Les rejets industriels: les effluents d'industries agro-alimentaires, d'abattoirs, de laverie industrielles, d'industries chimiques spécialisées. Ils comportent une quantité de composés phosphorés à peu près équivalente à celle des eaux usées domestiques, pour des régions relativement urbanisées;
- Les rejets agricoles (purins, lisiers) peuvent se retrouver dans les eaux usées. [11]

III.5.2.3.2- Mécanisme d'élimination biologique du phosphore

Le principe de la déphosphoration biologique consiste en une suraccumulation 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 et aérobie.

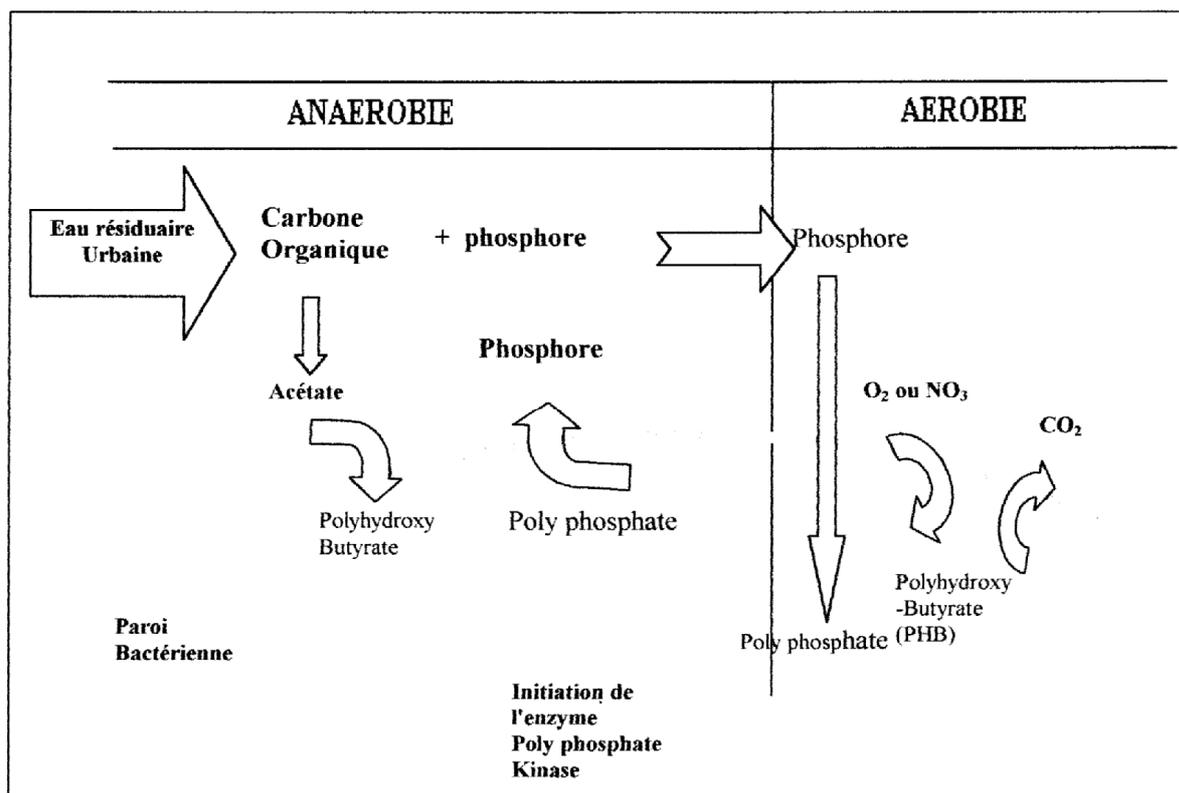


Figure (20): Principales étapes de la déphosphoration biologique.
(GAID, A., 1999)

Pour les procédés assurant en plus une élimination de l'azote, la zone de dénitrification, caractérisée par la présence de nitrates, est assimilée à une zone anaérobie mais non anoxique. Dans ces conditions, les micro-organismes accumulent du phosphore jusqu'à 10% de leur poids sec, sous forme de granules de polyphosphate.

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

Les réactions intervenant dans chaque zone sont résumées par la figure (20)

- **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 ;

- **Zone aérobie:** suraccumulation du phosphore sous forme de granules de polyphosphate, consommation de réserve PHB.

Ces phénomènes, indispensables au processus de déphosphoration biologique, vont conditionner la conception des filières de traitement.

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

Pour obtenir une bonne déphosphatation biologique, l'élément essentiel est la présence d'une quantité suffisante de matière organique facilement assimilable dans l'eau à traiter. A partir d'une eau usée urbaine classique, on obtient, en moyenne, un rapport de 3.5% de phosphore éliminé par DBO₅ consommée. Cela conduit à n'assurer par voie biologique qu'entre 50 et 65% d'élimination du phosphore. [28]

III.5.2.3.3- Traitement physico-chimique du phosphore

Les sels de fer ou d'aluminium sont également capables de se combiner avec les ions phosphatés pour former un précipité de phosphate de fer ou d'aluminium (FePO₄ ou AlPO₄).

Du fait de la compétitivité des réactions de formation de précipités d'hydroxyde ou de phosphate, le rapport molaire à mettre en oeuvre entre Fe/P ou Al/P varie de 1 à 3. Cela signifie que, pour éliminer 1g de phosphore, il faut:

1.8 à 5.4g de Fe soit, exprimé en FeCl₃ pur, de 5.2 à 15.7g ou 0.87 à 2.61g d'Al soit, exprimé en sulfate d'alumine, de 9.3 à 28g de produit commercial [Al₂(SO₄)₃, 18H₂O]. [23]

La précipitation physico-chimique du phosphore peut se réaliser à plusieurs étapes dans la filière de traitement:

- Au niveau de la décantation primaire (préprécipitation) ;
- Dans le bassin de boues activées ; le précipité décantant alors dans le clarificateur (précipitation simultanée) ;
- Enfin, dans le cadre d'un traitement tertiaire de l'eau épurée biologiquement.

III.5.3- La désinfection

La réduction de la pollution bactériologique des effluents avant rejet dans le milieu récepteur est peu pratiquée. Cependant, l'opportunité de la mise en oeuvre d'une désinfection peut se justifier dans le cas de la protection sanitaire des zones de baignade et de loisirs, des zones littorales abritant des activités ostréicoles et dans le cas de la réutilisation des effluents à des fins d'irrigation, etc...

Les germes pathogènes présents dans les effluents sont très divers ; ils restent cependant peu nombreux par rapport aux germes banals d'origines tellurique et fécale non pathogènes qui les accompagnent. L'évolution du risque de contamination et l'efficacité de la désinfection sont donc généralement appréhendées via le dénombrement de germes indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux). Dans les effluents secondaires, après traitement par boues activées, on dénombre généralement 10⁵ à 10⁸

coliformes totaux par 100 ml, 10^4 à 10^7 coliformes fécaux par 100 ml et 10^4 à 10^6 streptocoques fécaux par 100 ml. Selon la qualité du milieu récepteur, on cherche à atteindre, lors de l'étape de désinfection, une diminution moyenne pour chacun des germes indicateurs de 3 à 4 unités logarithmiques par 100 ml.

Les procédés de désinfection les plus couramment mis en oeuvre font appel au chlore ou à ses dérivés, à l'ozone ou au rayonnement ultraviolet. [28]

III.6- CONCLUSION

L'objet de présent chapitre était de donner un aperçu général sur les différentes possibilités de traitement par voie biologique des eaux résiduaires.

Selon la nature et l'importance de la pollution organique, divers procédés peuvent être mis en oeuvre pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et du degré d'épuration visé.

Le choix entre ces solutions devra faire intervenir non seulement des considérations d'ordre technique liées par exemple à l'efficacité relative de ces divers procédés, mais aussi un point de vue économique portant sur l'estimation des frais d'investissement et d'exploitation.

Il nous paraît important d'insister sur le fait qu'il n'existe pas de solutions universelles et que l'extrapolation d'un procédé d'épuration utilisé dans une usine ou par une agglomération urbaine n'est pas systématique.

Chapitre IV

**CHAPITRE IV : MATERIEL ET METHODES –
RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSIONS**

IV.1- INTRODUCTION

Le problème du rejet des eaux usées industrielles prend chaque jour d'avantage d'importance et cette évolution est particulièrement nette dans les usines laitières qui doivent toutes envisager d'avoir à épurer, dans un avenir plus au moins proche, leurs eaux polluées.

Cet état de fait est dû à deux causes principales :

- le renforcement généralisé de la législation concernant les eaux résiduaires ; (Voir annexe 04)
- la transformation des usines traitant le lait et qui deviennent de plus en plus importantes.

Il existe maintenant des usines de très grandes tailles qui utilisent de grandes quantités d'eau et qui rejettent des masses de polluants qui sont sans commune mesure avec celles provenant des petites installations d'autrefois.

Il en résulte que les tolérances qui étaient alors admissibles ou les méthodes qui étaient utilisées ne sont plus actuellement possibles.

La présente étude a pour objectif de mettre au point un procédé de traitement des effluents de laiteries qui consiste en un traitement biologique par boues activées.

Ce genre de procédé offre une grande simplicité de réalisation et d'exploitation (surveillance minime), une facilité de circulation d'air, la caractéristique d'être à l'abri des pannes et une grande sûreté de rendement d'épuration.

Après avoir déterminé les caractéristiques physico-chimiques de l'effluent laitier brut, nous évaluons les performances épuratoires du procédé sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée. (Voir annexes 01 et 02)

PARTIE I :

IV.2- MATERIEL ET METHODE

IV.2.1- La description du pilote expérimental

Les essais sont effectués avec un Bio Simulateur AL 91, il représente une mini-station d'épuration des eaux (Figure 21), équipé essentiellement :

- d'un bassin de décantation primaire ;
- d'un bassin d'aération ;
- d'un compresseur d'air intégré pour l'oxygénation, équipé du débitmètre ;
- deux pompes équipées de débitmètres, l'une pour le pompage des eaux usées à partir du décanteur primaire vers le bassin d'activation et l'autre pour le recyclage des boues ;
- un décanteur secondaire ;
- un bac de stockage des eaux traitées jouant le rôle d'un bassin d'anoxie ;
- un bac de réception des boues.

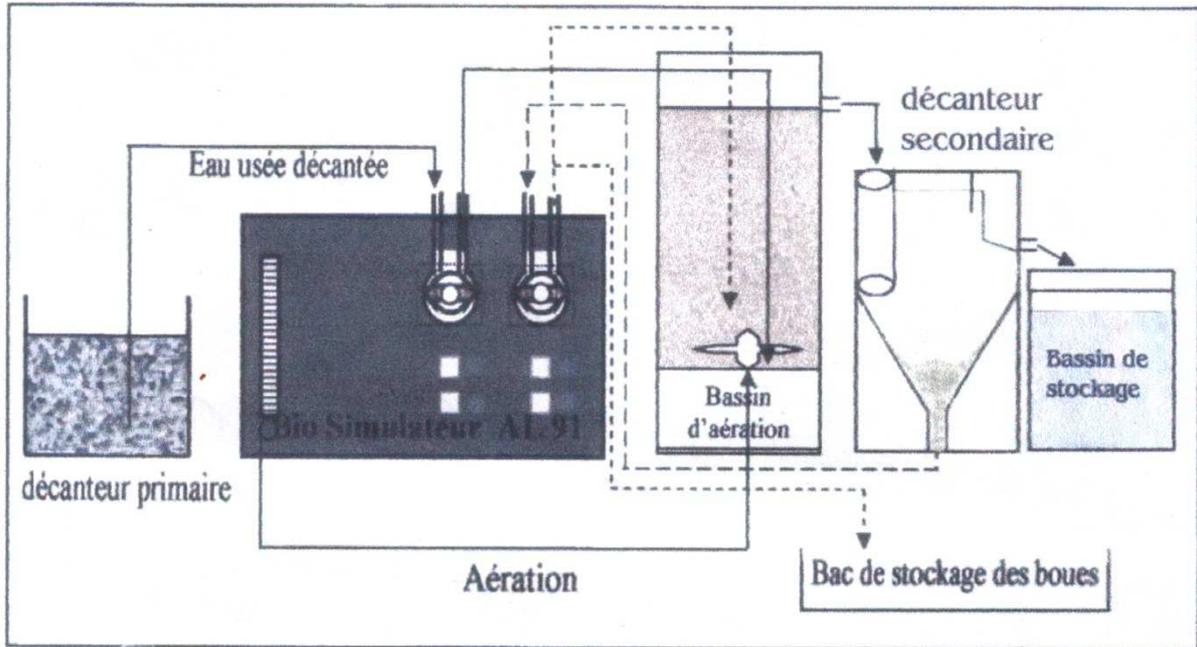


Figure 21: Schéma de l'installation de boues activées (Bio Simulateur AL 91).

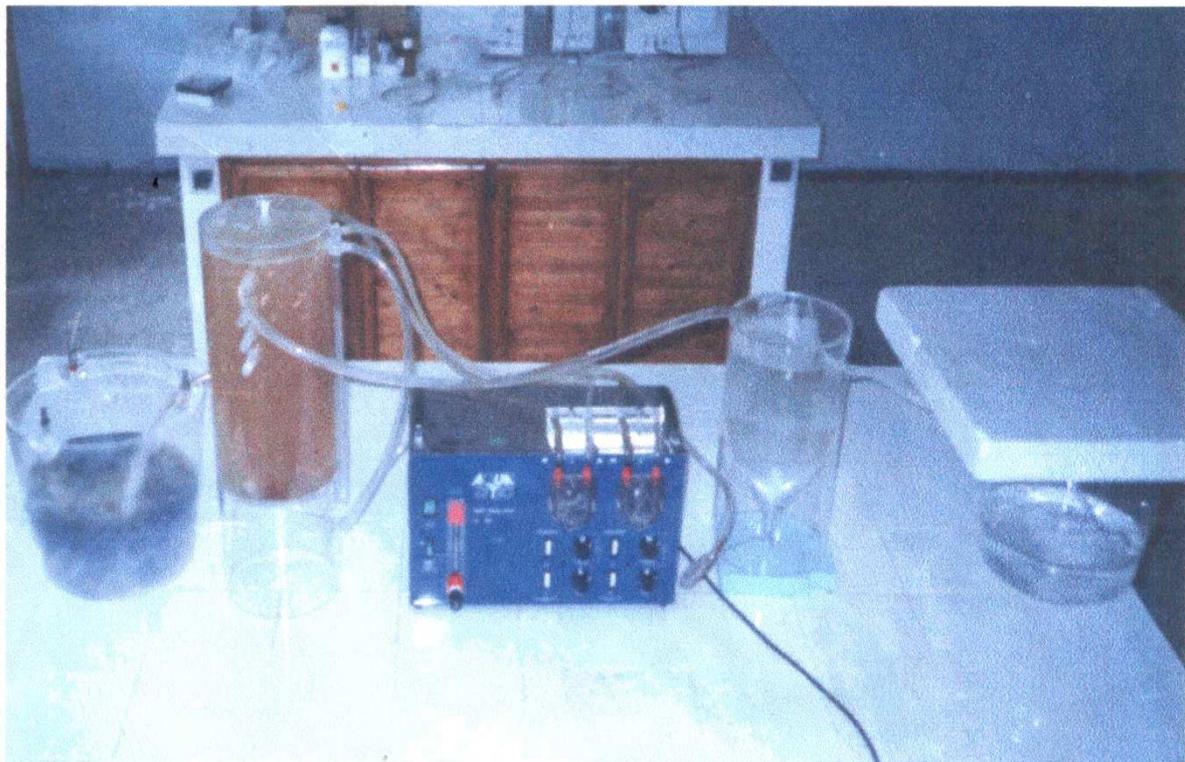


Figure 22 : Réacteur Bio-simulateur de laboratoire.

IV.2.2- Effluent à traiter

L'alimentation du procédé expérimental consiste en un effluent synthétique obtenu par dilution du lait produit et commercialisé par la laiterie de Draa- Ben- Khadda.

IV.2.2.1- Préparation de l'effluent synthétique

Afin de représenter des eaux résiduaires usuelles générées par l'industrie laitière ou les eaux blanches recueillies lors des opérations de traite, des effluents synthétiques ont été préparés à partir de laits commerciaux, dilués de 20 à 150 fois avec l'eau du réseau.

Le lait est analysé après les différentes dilutions. Les valeurs des principaux paramètres de pollution sont données dans le tableau (13) en tenant compte du facteur de dilution.

Paramètre Dilution	T (°C)	pH	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	DCO/DBO ₅	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ⁻³ (mg/l)
20 fois	20	7,34	54000	135540	2,51	10,4	63,8	69
40 fois		7,40	72000	140400	1,95	16,8	69,2	113,6
60 fois		7,50	90000	144900	1,61	19,8	79,8	135
80 fois		7,60	92000	147200	1,60	24	92	147
100 fois		7,56	96000	134400	1,40	#	#	#
150 fois		7,69	99000	131076	1,32	#	#	#
Moyenne		7,51	83833,33	138919,33	1,66	17,75	76,2	116,15

Tableau (13) : Composition physico-chimique du lait utilisé dans la préparation de l'effluent de synthèse.

La DCO moyenne du lait est de l'ordre de 138,9 g/l

La DBO₅ moyenne du lait est de l'ordre de 83,8 g/l

A titre indicatif la DBO₅ d'un litre de lait est de 100 g/l. [08]

L'effluent de synthèse est préparé quotidiennement à partir de lait de laiterie de Draa-Ben-Khedda et dilué par l'eau de réseau, d'une façon à obtenir des concentrations différentes en DCO.

Le mélange est complété jusqu'à l'obtention du volume souhaité. En pratique, la variabilité de la composition des laits d'un sac à l'autre et les erreurs consécutives aux fortes dilutions, conduit à une variabilité de la concentration de l'effluent d'entrée.

On procède donc régulièrement à l'analyse de la concentration en DCO et en DBO₅ de l'effluent, afin de pouvoir connaître la charge polluante réellement appliquée sur le pilote.

IV.2.2.2- Pourquoi l'effluent synthétique ?

L'utilisation de l'effluent synthétique (lait dilué) se justifie d'une part par les contraintes techniques relatives aux difficultés de prélèvement et de transport des échantillons, d'autre part par la nécessité expérimentale de travailler avec des effluents de composition constante contrôlable.

Les eaux résiduaires industrielles des laiteries sont considérées pratiquement comme du lait complet très fortement dilué. En principe, elles contiennent que des éléments du lait, essentiellement des flocons d'albumines et des particules de graisse non dissous, ainsi que du lactose en solution et des albumines dissoutes et quelques poussières de sable et d'autres particules polluantes similaires. [50]

IV.3- LE DEROULEMENT DE L'EXPERIMENTATION

L'expérimentation a duré 10 mois. Au cours des trois premières semaines, l'unité pilote a fonctionné en système fermé pour permettre l'ensemencement du réacteur.

Par la suite trois variables ont fait l'objet de l'étude :

- concentrations initiales en substrat (C_i) qui varie selon les dilutions de l'effluent synthétique ;
- la charge hydraulique (CH) ;
- le taux de recyclage des boues secondaires (exprimé par le rapport Q_r/Q_0)

IV.3.1- Ensemencement du réacteur

L'ensemencement du réacteur a été réalisé avec la biomasse provenant de la station d'épuration des eaux urbaines du Pont de Bougie à l'est de Tizi-Ouzou. Les boues sont prélevées dans la première partie du bassin d'aération et leur concentration en MES est de l'ordre de 4-10 g/l.

Elles sont aérées pendant 2 heures pour que les micro-organismes éliminent la majeure partie du substrat restant dans le milieu et endogène. Le bassin d'aération est ensuite alimenté par le lait dilué à 150 fois.

L'opération est réalisée avec un débit d'alimentation de 0,58 l/h, une aération minimale et un recyclage à 100%. La durée de la phase d'acclimatation est de trois semaines.

IV.3.2- Méthodes analytiques

L'analyse de l'eau à traiter porte sur les paramètres suivants :

a. La température

La mesure se fait à l'aide d'un thermomètre intégré à un pH mètre.

b. Le pH

La mesure se fait avec un pH-mètre muni d'une sonde thermométrique

c. Matières en suspension (MES)

On utilise la méthode par filtration. La concentration en matières en suspension exprimée en mg/l est calculée selon la formule suivante :

$$\text{MES} = (M_1 - M_0 / V) \cdot 1000 \dots\dots\dots (\text{IV.1})$$

MES : concentration en matière en suspension (en mg/l) ;

M₀ : masse du papier filtre avant l'utilisation (en mg/l) ;

M₁ : masse du papier filtre après l'utilisation (en mg/l) ;

V : volume d'eau utilisé (en ml).

d. Détermination de matière volatile en suspension (MVS)

Un volume de 250ml d'échantillon est centrifugé à 4500 tr/min pendant 15 minutes. Le culot de centrifugation est transféré dans une coupelle en porcelaine préalablement pesée, puis séché à l'étuve à 105°C pendant au moins 24 heures.

La différence entre la masse de l'échantillon séché et celle de la coupelle détermine la valeur des MES.

La coupelle est ensuite portée dans un four, à 550 °C, pendant 2 heures. La différence entre la masse de l'échantillon séché à 105°C et la masse de celui-ci calciné à 550 °C donne la valeur des MVS. La détermination a été réalisée en double afin de prendre la moyenne de ces deux valeurs.

e. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est la concentration en oxygène nécessaire à oxyder toute la matière organique (C, N).

Déterminé par la méthode au bichromate de potassium (K₂CrO₇) cette méthode fournit une appréciation de la teneur en matières organiques oxydables des eaux dans les conditions de l'essai.

L'oxydation se fait par excès de bichromate de potassium en milieu acide et à l'ébullition en présence de sulfate d'argent (Ag₂SO₄) et de sulfate de mercure (Hg SO₄).

L'excès de bichromate est dosé par une solution titrée de sulfate de fer et d'ammonium qui donne un virage au rouge violacé en présence de ferroïne comme indicateur.

La DCO exprimée en milligrammes d'oxygène par litre est égale à :

$$\text{DCO} = \frac{8000 \cdot (V_0 - V_1) \cdot T}{V} ; \text{ en (mg/l)..... (IV.2)}$$

Où :

V₀ : volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à l'essai à blanc (ml)

V₁ : volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage (ml).

T : titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

V : volume de la prise d'essai.

f. Demande biochimique en oxygène après 5jours (DBO₅)

Demande biochimique en oxygène représente la partie biodégradable en 5jours de la pollution organique ; dite « carbonée ».

Déterminé grâce à la méthode manométrique OXITOP et exprimée en mg/l, il s'agit d'une mesure de la quantité d'oxygène consommée, en 5jours par les microorganismes placés dans des conditions de développement non limitantes en oxygène et nutriments, à 20°C et dans l'obscurité.

g. L'ammonium

On utilise la méthode potentiométrique.

La mesure de l'activité ionique de l'ammoniac dans des conditions expérimentales bien définies de concentration en ions et de pH, permet de déterminer la concentration en ammonium dans l'eau.

h. les nitrates

Ils sont dosés à l'aide d'un spectrophotomètre. En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrophotométrique à 415nm.

i. Les phosphates

Ils sont dosés à l'aide d'un spectrophotomètre. En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les ortho phosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleu susceptible d'un dosage spectrophotométrique à une longueur d'onde de 750nm.

j. La charge massique (Cm)

C'est le rapport entre la charge polluante exprimée en DBO₅, éliminée journellement et la concentration en microorganismes contenus dans le bassin d'aération :

$$C_m = \frac{L_0 Q}{X.V} ; \text{ en (Kg DBO}_5 / \text{Kg MVS. j)} \dots \dots \dots \text{(IV.3)}$$

k. La charge volumique (CV)

Elle correspond au flux de la pollution (débit massique) divisé par unité de volume de bassin d'aération par unité de temps.

Elle s'écrit :

$$CV = \frac{L_0 Q}{V} ; \text{ en (Kg DBO}_5 / \text{M}^3 \text{ J)} \dots \dots \dots \text{(IV.4)}$$

Où:

Cm: charge massique (Kg DBO₅ / Kg MVS. j).

CV: charge volumique (Kg DBO₅ / m³. j)

L₀: concentration en DBO₅ de l'effluent à l'entrée (Kg/m³)

Q : débit journalier d'eau résiduaire à épurer (m³/j)

V : volume du bassin d'aération (m³)

X : concentration en biomasse dans le bassin d'aération (kg MVS/m³)

l. Evaluation de l'indice de Molhman (I_m)

La décantabilité des boues est évaluée en mesurant l'indice de Molhman (I_m) à la fin des cycles d'épuration.

L'indice de Molhman exprime le rapport entre le volume (V) de boues décantées après 30minutes, et la masse (M) de matières en suspension contenue dans ce volume. Il s'exprime donc comme l'inverse d'une unité de concentration :

$$I_m = \frac{V}{M} \dots \dots \dots \text{(IV.5)}$$

Si M est donnée en gramme, I_m représente le volume en cm³ occupé par 1g de boues. Les boues biologique de bonne décantabilité ont des indices de Molhman de l'ordre de 50 à 100 cm³ /g (Boeglin, 1997).

PARTIE II :

IV.4-RESULTATS ET DISCUSSION

IV.4.1- caractérisation des effluents laitiers :

Les valeurs des analyses effectuées sur une période de dix-huit jours sont représentées dans le tableau 14

Date	Durée (j)	Couleur	T (°c)	pH	DBO5 (mg/l)	DCO (mg/l)	DCO/DBO ₅	MES (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ⁻ (mg/l)
20/05/2007	1	blanchâtre	26	7,14	3376	5780	1,71	1096	#	#	#
22/05/2007	3	blanchâtre	22	8,76	802	1972	2,46	665	0,3	120	10,25
24/05/2007	5	blanchâtre	22	7,9	790	1540	1,95	435	#	#	#
26/05/2007	7	blanchâtre	30	9,9	4180	5740	1,37	1340	0,8	145	26
28/05/2007	9	blanchâtre	25	8,2	1500	2816	1,88	204	#	#	#
30/05/2007	11	blanchâtre	24	7,5	2400	4200	1,75	400	#	#	#
01/06/2007	13	blanchâtre	25	6,9	2460	4370	1,77	587,5	8,47	156	21
03/06/2007	15	blanchâtre	29	8,1	4400	7900	1,79	2040	4,3	90	25,5
05/06/2007	17	blanchâtre	30	7,2	3100	4700	1,51	3041	#	#	#
07/06/2007	19	blanchâtre	28,5	7,5	1600	2380	1,48	160	10,2	#	18,5
Moyenne			26	7,9	2460,8	4139,8	1,68	996,85	4,8	127,75	20,25

Tableau (14) : composition de l'effluent laitier

N°échant	Heure de prélève.(h)	Couleur	Débit	L'odeur	pH	T (°c)	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	DCO/DBO ₅	MES (mg/l)
1	9	blanchâtre	fort	putride	6,4	26	579	720	1,24	42
2	10	blanchâtre	moyen	putride	7,9	27	2000	3280	1,64	258
3	11	blanchâtre	moyen	putride	7,4	25,5	461	675	1,46	76
4	14	blanchâtre	moyen	putride	7,25	24	633	880	1,39	78
5	15	blanchâtre	fort	putride	7,8	26	5409	9400	1,74	2494
6	16	blanchâtre	fort	putride	9,5	28	1270	2100	1,65	82
moyenne					7,71	26	1725,33	2842,5	1,65	505

Tableau (15) : variation des paramètres de pollution des échantillons horaires de la journée du 08/06/07.

N°échant	Heure de Prélève.(h)	Couleur	Débit	L'odeur	pH	T (°c)	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	DCO/DBO ₅	MES (mg/l)
1	9	blanchâtre	fort	putride	5,71	27	3575	6400	1,79	1650
2	10	blanchâtre	faible	putride	8,61	28	7150	9100	1,27	1676
3	11	blanchâtre	moyen	putride	7,00	26,5	2250	3300	1,46	878
4	14	blanchâtre	moyen	putride	7,22	26	640	1200	1,87	208
5	15	blanchâtre	fort	putride	7,25	24	1310	3500	2,67	222
6	16	blanchâtre	moyen	putride	11,14	30	3320	5900	1,78	148
moyenne					7,82	27	3040,8	4900	1,81	797

Tableau (16): variation des paramètres de pollution des échantillons horaires de la journée du 21/06/07.

Si l'on considère que la DBO₅ moyenne d'un effluent domestique est de 300mg/l, il apparaît que les effluents laitiers sont en moyenne 8fois plus concentrés, voir tableau14

- **La couleur**

La couleur des eaux est généralement blanchâtre ce qui correspond à une eau provenant essentiellement d'ateliers de laiterie

- **La température**

Les températures de l'eau à la sortie des chaînes de fabrication mesurée au point de prélèvement varient considérablement.

Cette eau est souvent chaude à cause de l'utilisation de l'eau chaude par les pasteurisateurs et le lavage des machines et sol.

Les températures sont conformes à celles données par les normes de rejet (voir annexe).elles varient entre 24°C et 30°C avec une moyenne de 26°C, cette fourchette est avantageuse pour un traitement biologique.

- **Le pH**

Le pH présente des variations importantes au cours de la journée. Il varie entre 5,7 et 11,4.

Au point de vue biochimique, les eaux résiduaires de la laiterie occupent une portion particulière. Vu leur teneur en lactose, elles passent avec une extrême rapidité à l'état de fermentation acide.

Dans ce processus, il y a décomposition du lactose et formation d'acide lactique et butyrique ainsi que CO₂ et H₂S.

Les solutions de lavage alcalines ou acide (acide nitrique, soude) sont à l'origine de ces variations.

Il est donc nécessaire soit de prévoir des rejets répartis dans le temps, soit le passage par un bac tampon qui permettra l'homogénéisation des effluents avant leur traitement dans les réacteurs biologiques.

- **Les matières en suspension (MES)**

Les concentrations varient entre 42 et 3041 mg/l, nous constatons que les eaux des industries de laiteries sont très chargées en MES. Ceci est dû aux rejets de poudre de lait, des pâtes fraîches et des produits laitiers dont les restes sont évacués par l'eau de nettoyage.

- **La DBO₅**

La charge de l'effluent en DBO₅ dépasse les 7000mg/l, ceci a pour cause les pannes techniques, le lavage des citernes et de machines, chose qui fait d'importantes quantités de lait soient rejetées.

▪ **La DCO**

Les valeurs de la DCO se situent entre 670 et 9400mg/l ceci montre l'importance de la charge de l'effluent, cette charge polluante élevée en DCO est due aux mêmes facteurs déjà cités pour le cas de la DBO₅.

Si on compare les valeurs moyennes de DCO et DBO₅ de l'effluent (tab.14) aux valeurs de DCO et DBO₅ du lait entier données dans le tableau 13, on peut considérer que les effluents représentent du lait dilué 34 fois en DCO ou 34 fois en DBO₅.

▪ **Biodégradabilité :**

L'effluent laitier est très facilement biodégradable et cela se traduit par un rapport DCO/DBO₅ qui varie entre 1,24 et 2,67 avec une valeur moyenne de 1,68.

▪ **L'azote et le phosphore**

Les concentrations moyennes en azote ammoniacal et nitrique et en phosphate sont respectivement de 4,8 mg/l, 127,75 mg/l et 20,25 mg/l (voir tab.14).

La concentration en azote et en phosphore des effluents de la laiterie peut atteindre quelques centaines de mg/l. [08]

L'azote et le phosphore proviennent essentiellement des lessives utilisées pour le nettoyage. Cela peut parfois demander un traitement complémentaire de l'azote et du phosphore en fonction des contraintes de rejet dans le milieu naturel.

IV.4.2 - Influence de la charge hydraulique (CH) et la charge volumique (CV) sur la performance du réacteur

Le tableau (17) donne les rendements d'élimination de la DBO5 et de la DCO en fonction de la charge volumique (CV) dans les conditions opératoires suivantes :

- Effluent synthétique ;
- Absence de recyclage ($Q_r = 0$) ;
- Variation des concentrations (C_i) à l'entrée
- Variation de la charge hydraulique (C_H)

Débit (l/h)			Q = 0,094 l/h = 2,256.10 ⁻³ m ³ /j					Q = 0,19 l/h = 4,56.10 ⁻³ m ³ /j					Q = 0,375 l/h = 9.10 ⁻³ m ³ /j					Q = 0,75 l/h = 18.10 ⁻³ m ³ /j				
CH (m/j) = Q/A			0.089					0.179					0.354					0.708				
T (h) = V/Q			96 h (4 j)					48 h (2 j)					24 h (1 j)					12 h (0,5 j)				
Dilution	DCO ₁ (mg/l)	DBO ₅ ₁ (mg/l)	CV (KgDBO / m ³ /j)	DCO _r (mg/l)	n (%)	DBO _{5r} (mg/l)	n (%)	CV (KgDBO / m ³ /j)	DCO _r (mg/l)	n (%)	DBO _{5r} (mg/l)	n (%)	CV (KgDBO / m ³ /j)	DCO _r (mg/l)	n (%)	DBO _{5r} (mg/l)	n (%)	CV (KgDBO/ m ³ /j)	DCO _r (mg/l)	n (%)	DBO _{5r} (mg/l)	n (%)
20 fois	6768	2700	0,65	268,8	96,03	75	97,22	1,34	417,5	93,83	105,6	95,26	2,7	683,1	89,11	266	90,15	5,2	980	85,52	445	83,52
40 fois	3264	1900	0,45	77	97,64	25	98,68	0,96	153,6	95,29	55,6	96	2	225,8	93,08	148	92,21	4,2	420,5	87,12	287	84,89
60 fois	2419	1500	0,36	34,5	98,57	15	99	0,81	96	96,03	35	97,67	1,5	180	92,56	90	94	3,2	315,8	86,95	208	86,13
80 fois	1843	1150	0,3	20	98,91	10	98,26	0,58	84,6	95,41	25	97,82	1,15	160	91,32	76	93,39	2,3	252,2	86,32	147	87,22
100 fois	1306	960	0,24	15	98,85	8	99,17	0,48	63	95,17	20	97,92	0,96	109,4	91,62	30	96,87	1,9	173,3	86,73	67,2	93
150 fois	873,6	660	0,165	10	98,86	5	99,24	0,33	30	96,56	15	97,73	0,66	96	89,01	25	96,21	1,32	128,8	85,26	48	92,73

Tableau (17) : Influence de la charge hydraulique et la charge volumique sur l'élimination de la pollution

Les manipulations sont réalisées avec des valeurs de CV de 0,165 à 5,2 Kg DBO₅/m³.j si on se réfère au tableau (12) on aperçoit que les essais ont balayé l'ensemble des procédés (très forte, moyenne et faible charge).

Le tableau (17) montre que la DBO₅ et la DCO sont respectivement proportionnelles à la DBO₅ et DCO d'entrée et aux charges hydrauliques appliquées. Les figures (23) et (24) montrent que la DBO₅ et la DCO résiduelles sont proportionnelles aux charges volumiques pour chaque temps de passage.

Les rendements d'épuration diminuent lorsque la charge hydraulique passe de 0,089 à 0,708 m³/j correspondant à des temps de passage allant de 96 à 12 h.

Pour le temps de passage maximum de 96 heures, les concentrations résiduelles de l'effluent de sortie correspondant aux dilutions de 40, 60, 80, 100 et 150 fois sont bien en dessous des normes fixées par la législation qui recommande 30 à 40 mg/l pour la DBO₅ et 90 à 120 mg/l pour la DCO.

Il faut signaler que même si le rendement du procédé correspondant à la concentration initiale de dilution de 20 fois, est satisfaisant, toute fois, en raison de la forte concentration de l'effluent d'entrée, la concentration de l'effluent de sortie reste relativement importante.

Le tableau (17) montre que pour obtenir une DBO₅ et une DCO résiduelles conformes à la norme de rejet, la DBO₅ et DCO d'entrée doivent correspondre à celle d'une solution de lait dilué 40 fois. Au-delà de cette valeur le recyclage semble nécessaire. Cette hypothèse sera vérifiée dans la suite de ce travail expérimental.

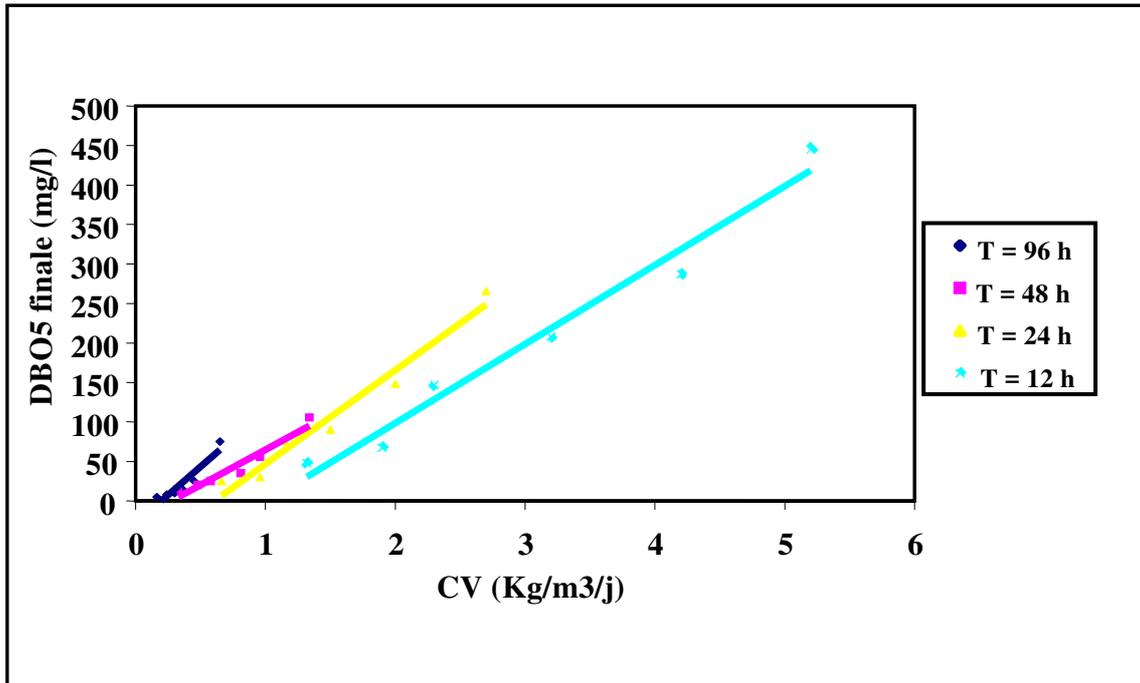


Figure (23) : Influence de la charge volumique sur la DBO5 résiduelle

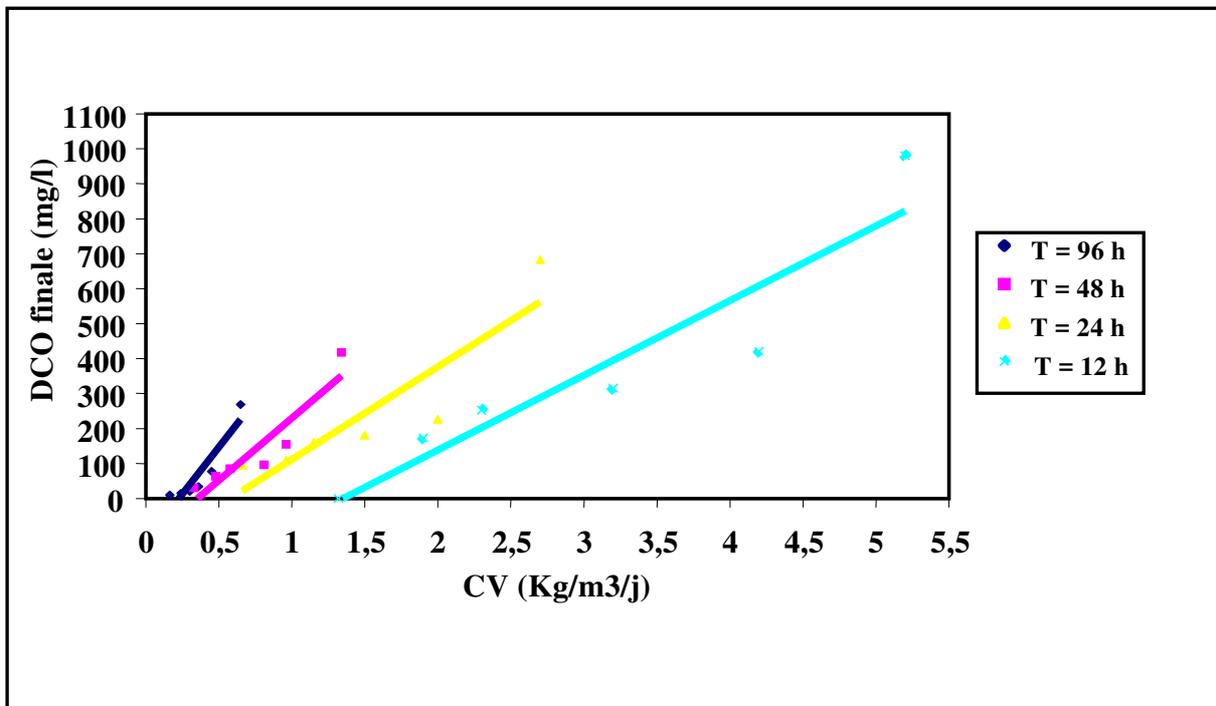


Figure (24) : Influence de la charge volumique sur la DCO résiduelle

IV.4.2.1- Evolution de la température en fonction du temps de passage

Le suivi de l'évolution de la température en fonction du temps de passage est représenté par les tableaux (18 à 21). Nous constatons qu'il y a une faible valeur de l'écart type concernant la température, ceci est dû essentiellement aux conditions régnantes au laboratoire qui s'ajustent avec les variations journalières indépendamment des aléas climatiques, donc n'affectent pas trop le processus d'épuration

a) Temps de passage = 96 h

Dilution	Paramètre	Temps de fonctionnement (h)					
		0	96	120	144	168	192
Dilution 20	T (° C)	25	25	24	24	24	24
Dilution 40	T (° C)	22	23	24	25	25	25
Dilution 60	T (° C)	20	20	20	20	20	20
Dilution 80	T (° C)	17	17	17	16	16	16
Dilution 100	T (° C)	19	19	19	20	20	20
Dilution 150	T (° C)	19,5	20	20	20	20	20

Tableau (18) : Influence du temps de fonctionnement sur l'évolution de la température avec un temps de passage 96 h

b) Temps de passage = 48 h

Dilution	Paramètre	Temps de fonctionnement (h)					
		0	48	72	96	120	144
Dilution 20	T (° C)	24	25	25	25	26	26
Dilution 40	T (° C)	19	20	20	20,5	20	20
Dilution 60	T (° C)	19	19	19	20	19	19
Dilution 80	T (° C)	20	19	19,5	18,5	18,5	19
Dilution 100	T (° C)	20	20	20	20	20	20
Dilution 150	T (° C)	18	18	19	19	18,5	18

Tableau (19) : Influence du temps de fonctionnement sur l'évolution de la température avec un temps de passage 48 h

c) Temps de passage = 24 h

Dilution	Paramètre	Temps de fonctionnement (h)					
		0	24	48	72	96	120
Dilution 20	T (° C)	22	22	22	23	24	24
Dilution 40	T (° C)	20	20	20	20	20	20
Dilution 60	T (° C)	19	19	18,5	18,5	19	19
Dilution 80	T (° C)	16	16	16	16	16	16
Dilution 100	T (° C)	20	20	20	20	20	20
Dilution 150	T (° C)	20	20	20	20	20	20

Tableau (20) : Influence du temps de fonctionnement sur l'évolution de la température avec un temps de passage 24 h

d) Temps de passage = 12 h

Dilution	Paramètre	Temps de fonctionnement (h)					
		0	12	24	48	72	96
Dilution 20	T (° C)	26	26	26	25,5	25	26
Dilution 40	T (° C)	18,5	19	19	19,5	19	19
Dilution 60	T (° C)	19	19	19	19	19	19
Dilution 80	T (° C)	18	18	18	18	18	18
Dilution 100	T (° C)	19	18	18	19	19	19
Dilution 150	T (° C)	19	19	20	20	20	20

Tableau (21) : Influence du temps de fonctionnement sur l'évolution de la température avec un temps de passage 12 h

IV.4.2.2- Evolution du pH en fonction du temps de passage

Les figures (25 à 30) donnent les valeurs moyennes du pH à l'entrée et à la sortie du pilote pour les différentes dilutions. Le pH à la sortie varie entre 7,1 à 7,7, se situ dans les normes de rejet comprises entre 6,5 et 8,5.

Nous constatons qu'il y a une chute du pH lors du processus d'épuration, ce résultat correspond à la réaction de la nitrification, produisant des ions H^+ et une baisse de l'alcalinité du milieu.

1^{er} cas: D = 20 fois

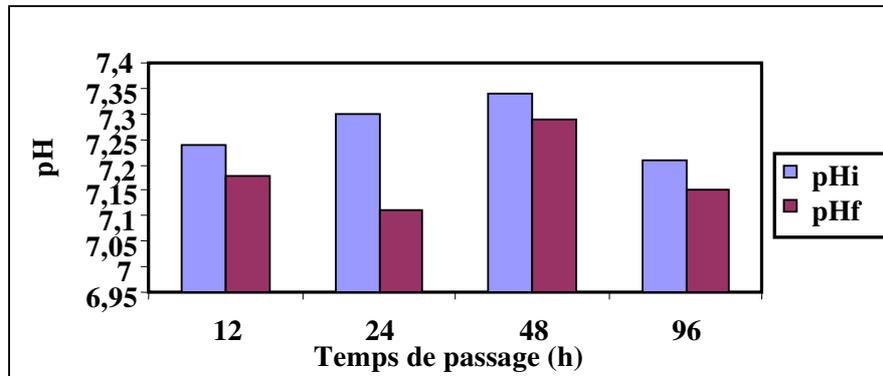


Figure (25) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 20 fois

2^{ème} cas: D = 40 fois

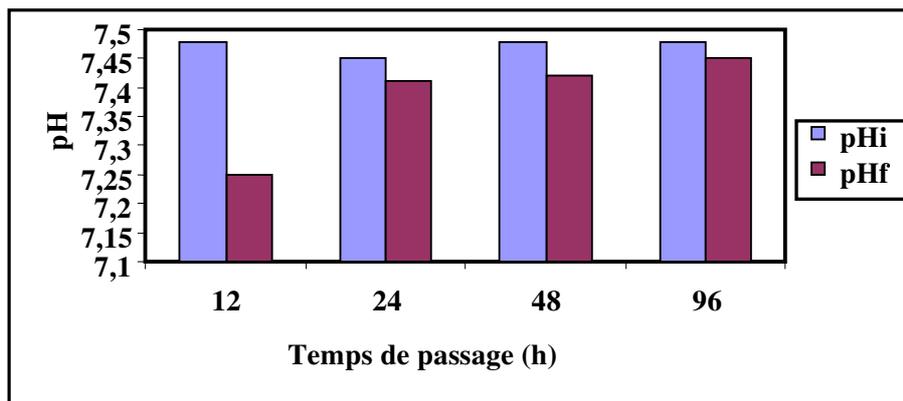


Figure (26) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 40 fois

3^{ème} cas: D = 60 fois

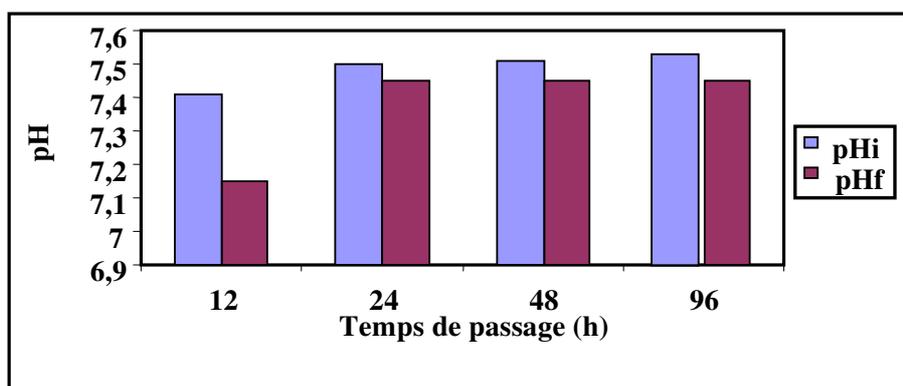


Figure (27) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 60 fois

4^{ème} cas: D = 80 fois

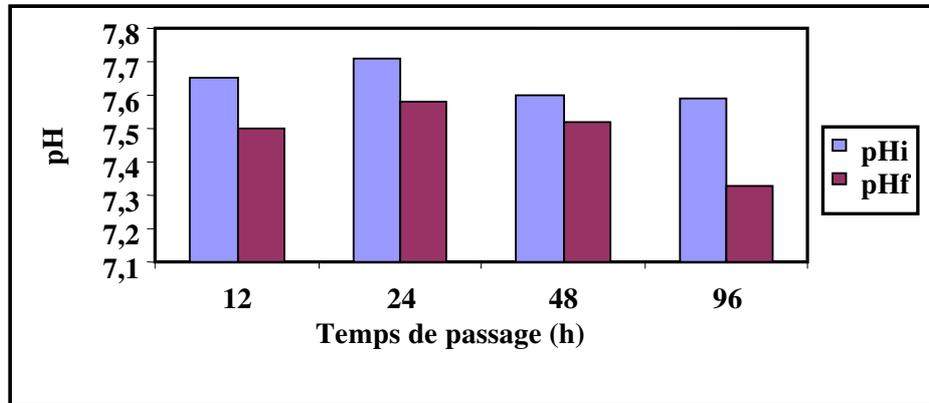


Figure (28) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 80 fois

5^{ème} cas: D = 100 fois

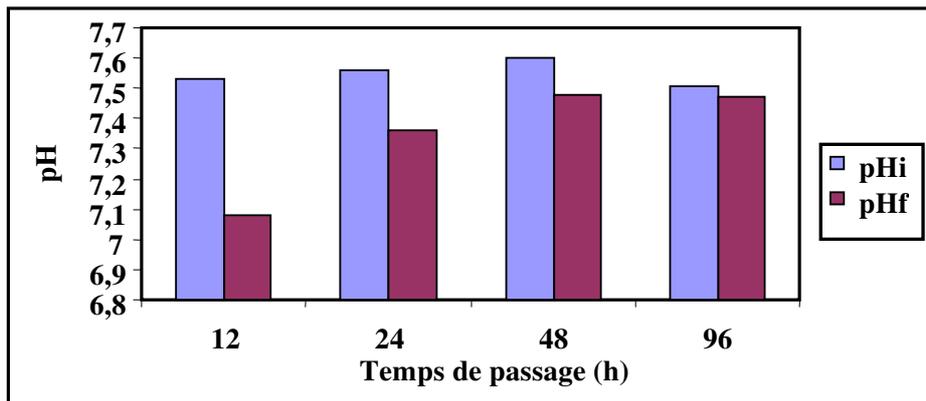


Figure (29) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 100 fois

6^{ème} cas: D = 150 fois

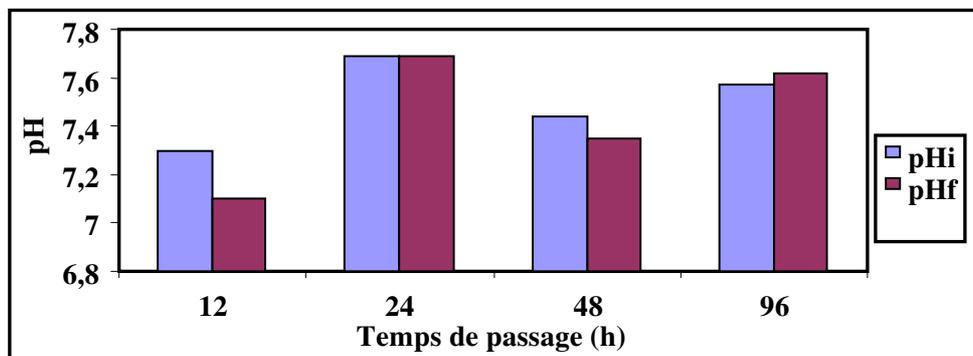


Figure (30) : Evolution du pH en fonction du temps de passage à une dilution 150 fois

IV.4.2.3- Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 et en DCO résiduelles

Les figures (31 à 38) montrent que quelque soit la concentration initiale de l'effluent, le régime permanent qui correspond à une DBO5 et une DCO résiduelles quasi-constantes s'établit au bout de deux heures de fonctionnement après le temps de passage.

La DBO5 et DCO suivent une allure similaire dans tous les essais. Nous observons, une phase initiale de dégradation rapide à vitesse quasi-constante, suivie d'une phase de ralentissement.

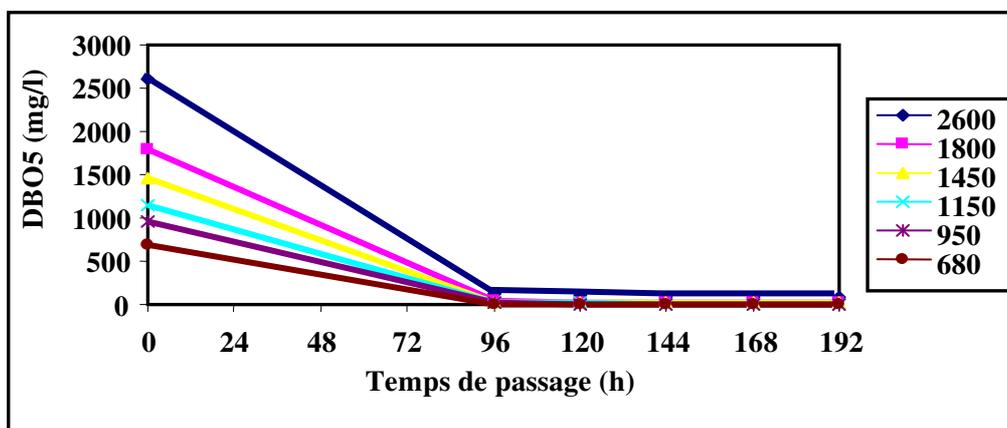


Figure (31) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 96h

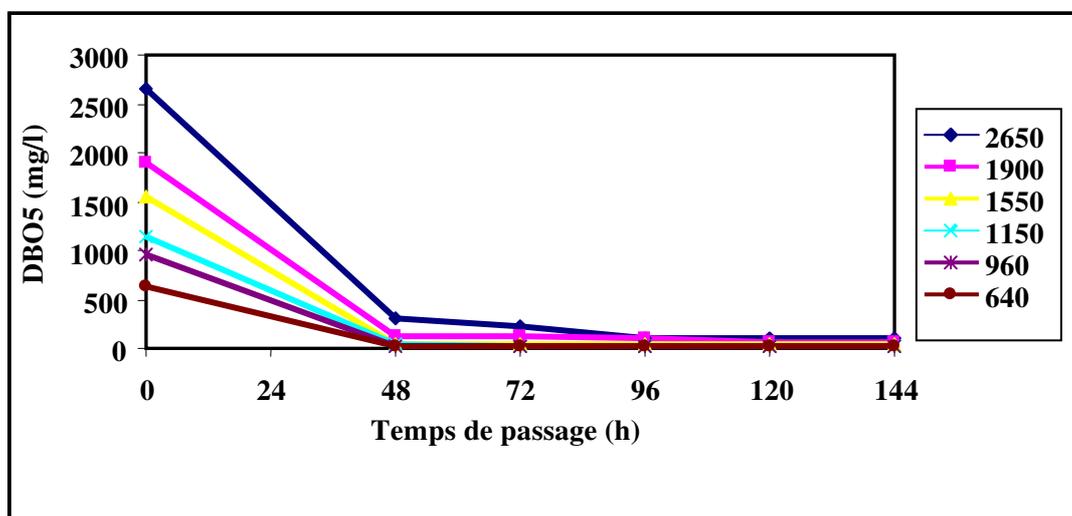


Figure (32) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 48 h

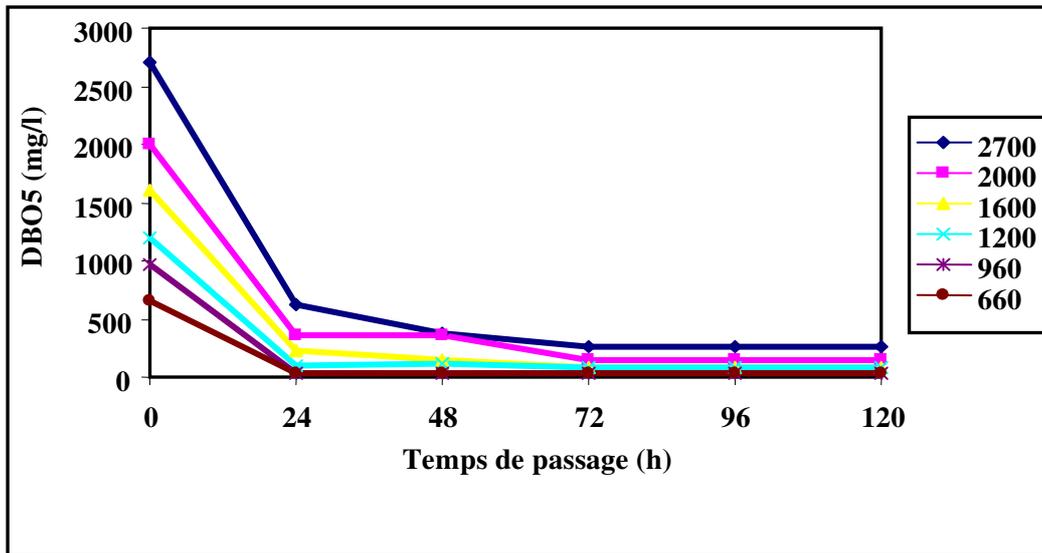


Figure (33) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 24 h

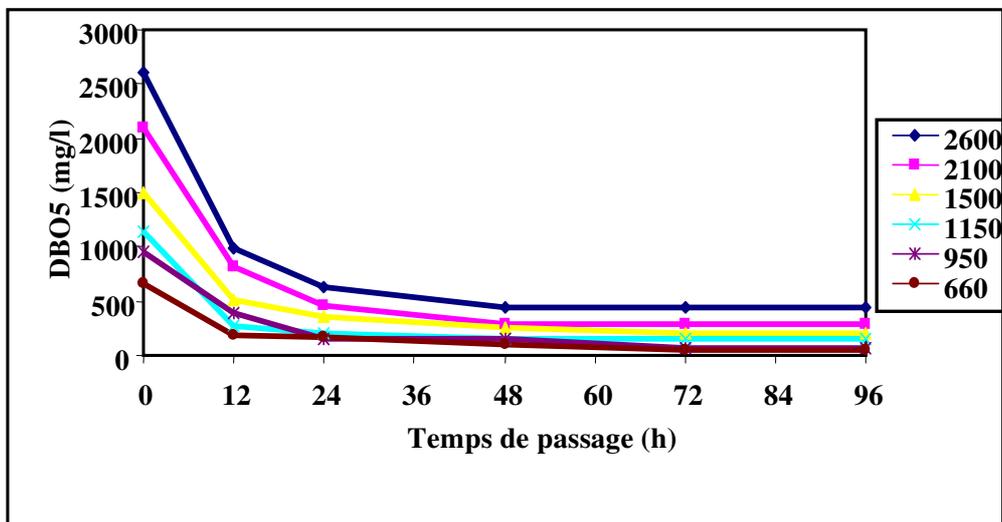


Figure (34) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DBO5 résiduelles avec un temps de passage 12 h

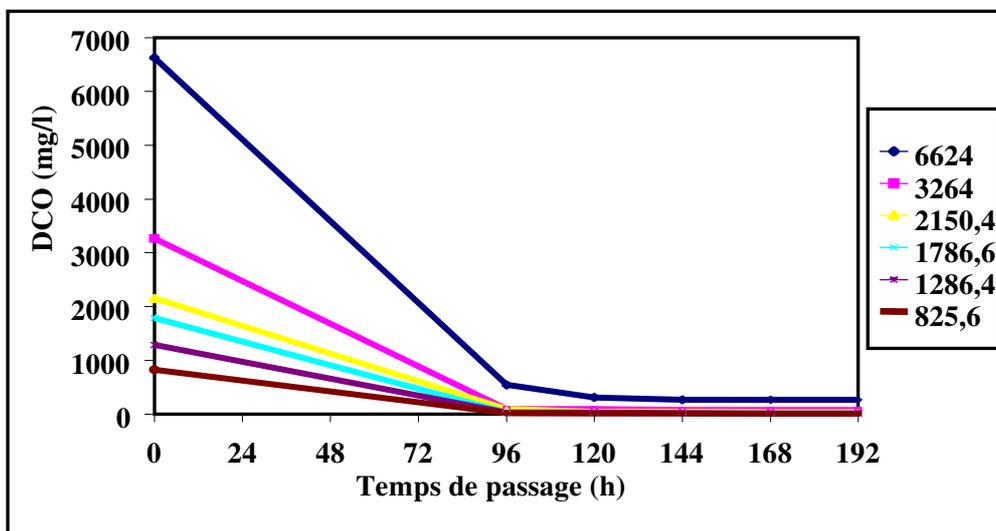


Figure (35) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 96h

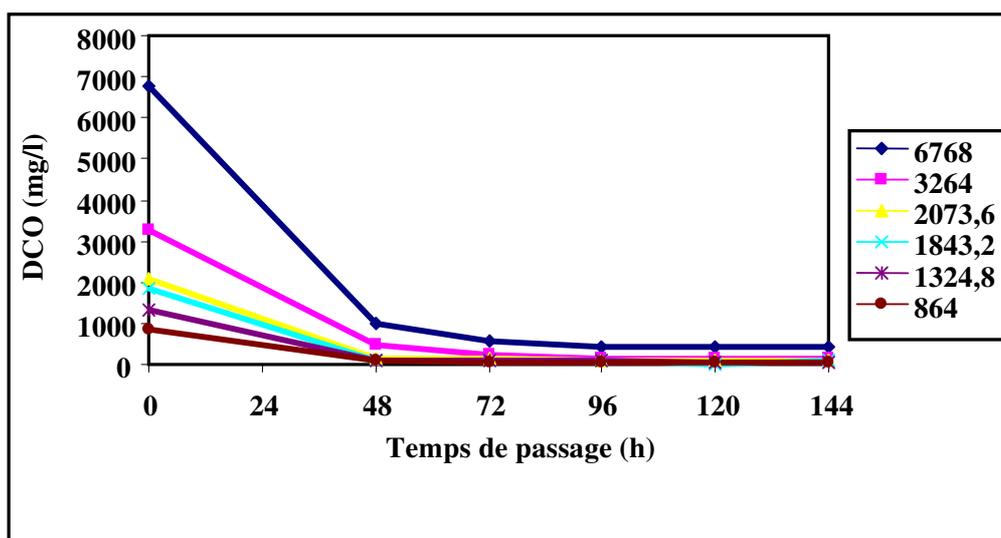


Figure (36) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 48 h

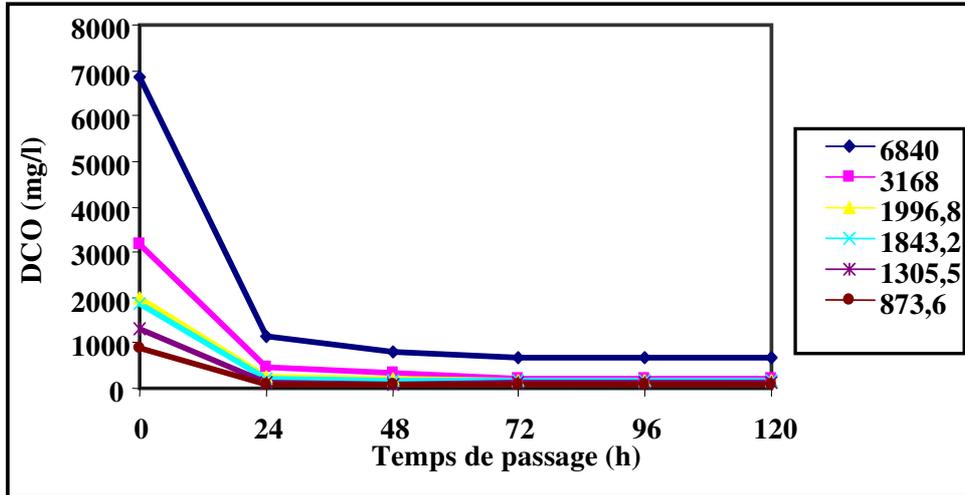


Figure (37) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 24 h

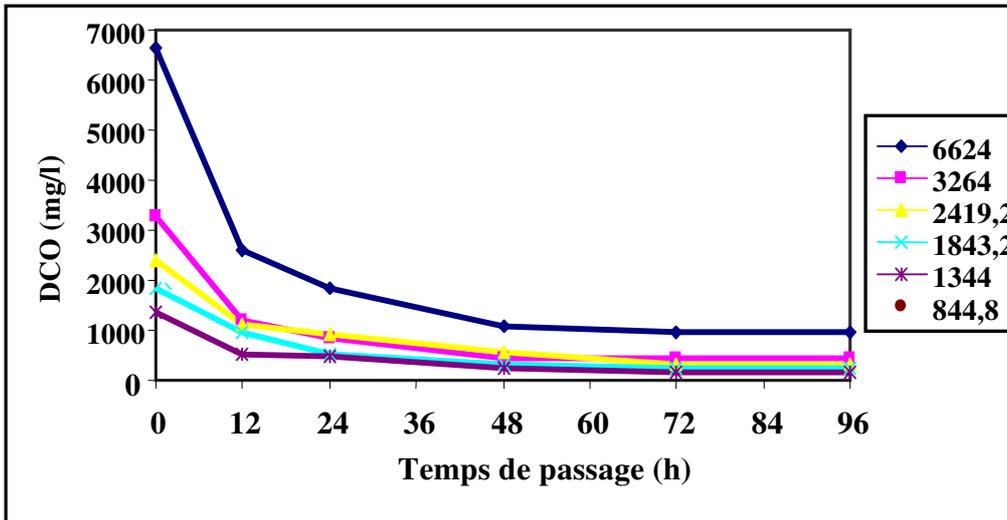


Figure (38) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en DCO résiduelles avec un temps de passage 12 h

IV.4.2.4- Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage

Les tableaux (22 à 27) présentent l'évolution de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage pour les différentes dilutions. Nous constatons que quelque soit la dilution à l'entrée du réacteur, un rendement maximal de 95,94 à 98,79 % sur les DCO et de 97,11 à 99,22 % sur la DBO5, peut être obtenu avec un temps de passage de l'eau à traiter de 96 heures correspondant à une charge hydraulique de 0,089 m/j.

Les résultats obtenus montrent que le taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 augmente lorsque le temps de passage augmente et que les concentrations résiduelles en DCO et en DBO5 inférieures aux normes de rejet sont obtenues en faisant varier le temps de passage de 12 à 96 heures.

1^{er} cas: D = 20 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	6624	6840	6768	6624
DCOf (mg/l)	980	683,1	417,5	268,8
Rendement (%)	85,2	90,01	93,83	95,94
DBO5i (mg/l)	2600	2700	2650	2600
DBO5f (mg/l)	445	266	105,6	75
Rendement (%)	82,88	90,15	96,01	97,11

Tableau (22) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 20 fois

2^{ème} cas: D = 40 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	3264	3168	3264	3264
DCOf (mg/l)	420,5	225,8	153,6	77
Rendement (%)	87,12	92,87	95,29	97,64
DBO5i (mg/l)	2100	2000	1900	1800
DBO5f (mg/l)	287	148	55,6	25
Rendement (%)	86,33	92,6	96	98,61

Tableau (23) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 40 fois

3^{ème} cas: D = 60 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	2419,2	1996,8	2073,6	2150,4
DCOf (mg/l)	315,8	180	96	34,5
Rendement (%)	86,95	90,98	95,37	98,4
DBO5i (mg/l)	1500	1600	1550	1450
DBO5f (mg/l)	208	90	35	15
Rendement (%)	86,13	94,37	97,74	98,96

Tableau (24) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 60 fois

4^{ème} cas: D = 80 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	1843,2	1843,2	1843,2	1786,6
DCOf (mg/l)	252,2	160	84,6	20
Rendement (%)	86,32	91,31	95,41	98,88
DBO5i (mg/l)	1150	1200	1150	1150
DBO5f (mg/l)	147	76	25	10
Rendement (%)	87,22	93,66	97,83	99,13

Tableau (25) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 80 fois

5^{ème} cas: D = 100 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	1344	1305,5	1324,8	1286,4
DCOf (mg/l)	173,3	109,4	63	15
Rendement (%)	87,1	91,62	95,24	98,83
DBO5i (mg/l)	950	960	960	950
DBO5f (mg/l)	67,2	30	20	8
Rendement (%)	92,92	96,87	97,9	99,16

Tableau (26) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 100 fois

6^{ème} cas: D = 150 fois

	Temps de fonctionnement (h)			
	12	24	48	96
DCOi (mg/l)	844,8	873,6	864	825,6
DCOf (mg/l)	128,8	96	30	10
Rendement (%)	84,75	89,01	96,53	98,79
DBO5i (mg/l)	660	660	640	680
DBO5f (mg/l)	48	25	15	5
Rendement (%)	92,73	96,21	97,65	99,26

Tableau (27) : Evolution du taux d'abattement de la DCO et de la DBO5 en fonction du temps de passage à une dilution 150 fois

IV.4.2.5- Influence de la charge hydraulique (CH) et le temps de passage sur l'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3}

Les tableaux (28 à 30) montrent que les rendements sont proportionnels au temps de passage pour les phosphates et l'ammonium.

Les rendements d'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} diminuent lorsque la charge hydraulique passe de 0,089 à 0,354m/j correspondant à des temps de passage allant de 96 à 24 heures.

Il est également apparu que la décantation secondaire permet de réduire la concentration en nitrate par la biodénitrification du fait de l'état d'anoxie qui se développe dans le clarificateur. Les phosphates s'accumulent dans les boues au niveau du bassin d'activation et leur relargage dans l'eau au niveau du clarificateur supposé en anaérobiose est empêché par la présence des nitrates.

En raison de cette faible concentration en NH_4^+ , il ne faut pas s'attendre à une nitrification significative.

Paramètres	Temps de fonctionnement (h)						Rendement (%)
	0	96	120	144	168	192	
NH_4^+	0,32	0,26	0,18	0,184	0,16	0,16	50
NO_3^-	2,75	1,66	1,23	0,95	0,89	0,85	69,09
PO_4^{-3}	3	0,8	0,82	0,81	0,8	0,8	73,33

Tableau (28) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} pour un temps de passage de 96h et une dilution D = 20 fois

Paramètres	Temps de fonctionnement (h)						Rendement (%)
	0	48	72	96	120	144	
NH ₄ ⁺	0,34	0,48	0,52	0,32	0,194	0,19	44,12
NO ₃ ⁻	3,1	2,62	1,43	0,79	0,56	0,56	81,93
PO ₄ ⁻³	3,42	0,94	0,87	0,93	0,89	0,88	74,27

Tableau (29) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³ pour un temps de passage de 48h et une dilution D = 20 fois.

Paramètres	Temps de fonctionnement (h)						Rendement (%)
	0	24	48	72	96	120	
NH ₄ ⁺	0,28	2,63	2,48	2,5	2,41	2,4	0
NO ₃ ⁻	3,03	0,38	0,44	0,43	0,4	0,4	86,8
PO ₄ ⁻³	2,8	1,01	0,98	0,965	0,995	0,99	64,64

Tableau (30) : Influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³ pour un temps de passage de 24h et une dilution D = 20 fois.

IV.4.2.6- Influence de la charge hydraulique et du temps de passage sur les conditions de fonctionnement du bio réacteur

IV.4.2.6.1- Evolution de la charge massique en fonction du temps de passage

La figure (39) illustre l'évolution de la charge massique en fonction du temps de passage. Nous constatons que quelque soit la concentration à l'entrée du réacteur, la charge massique diminue lorsque le temps de passage augmente.

Cette diminution est due à une augmentation de la concentration en biomasse dans le bassin d'activation en faisant varier le temps de passage de 12 à 96 heures.

On constate que le procédé se rapproche du système à moyen charge pour la dilution 20 et 40 fois et d'un système à faible charge pour les autres dilutions, correspondant à des rendements épuratoires élevés.

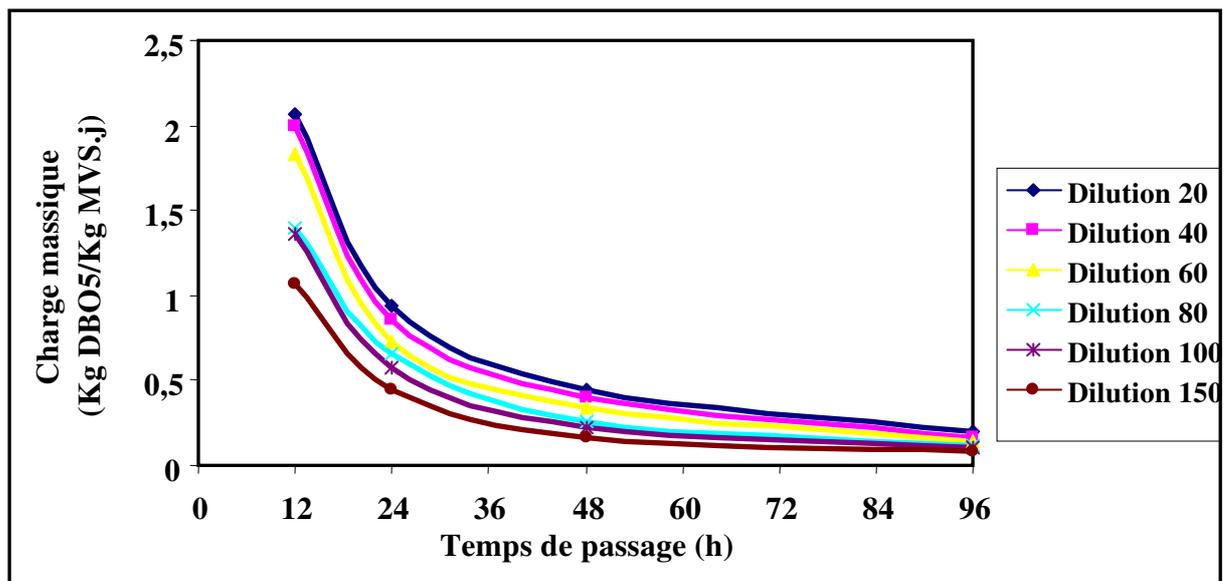


Figure (39) : Evolution de la charge massique en bioréacteur en fonction du temps de passage

IV.4.2.6.2- Evolution de l'indice de Molhman (I_m) en fonction du temps de passage

L'indice de molhman (I_m) caractérise l'aptitude à la décantation d'une boue.

La figure (40) montre que pour toutes les dilutions, la valeur l'indice de Molhman diminue lorsque le temps de passage augmente de 12 à 96 heures.

La détermination de l'indice de Molhman montre en effet une évolution notable des caractéristiques des boues qui décantent de plus en plus facilement avec l'augmentation du temps de passage. Si on compare l'évolution de l'indice de molhman à l'évolution de la charge massique en fonction du temps de passage, on peut constater que, plus la charge massique diminue avec l'augmentation du temps de passage, plus le procédé se rapproche du système à faible charge et plus on aura une bonne décantation de la boue (pour une charge massique inférieure à 0.8 kg DBO/ kg MVS.j, le développement des bactéries filamenteuses qui empêchent la décantation de la boue n'est pas favorisé).

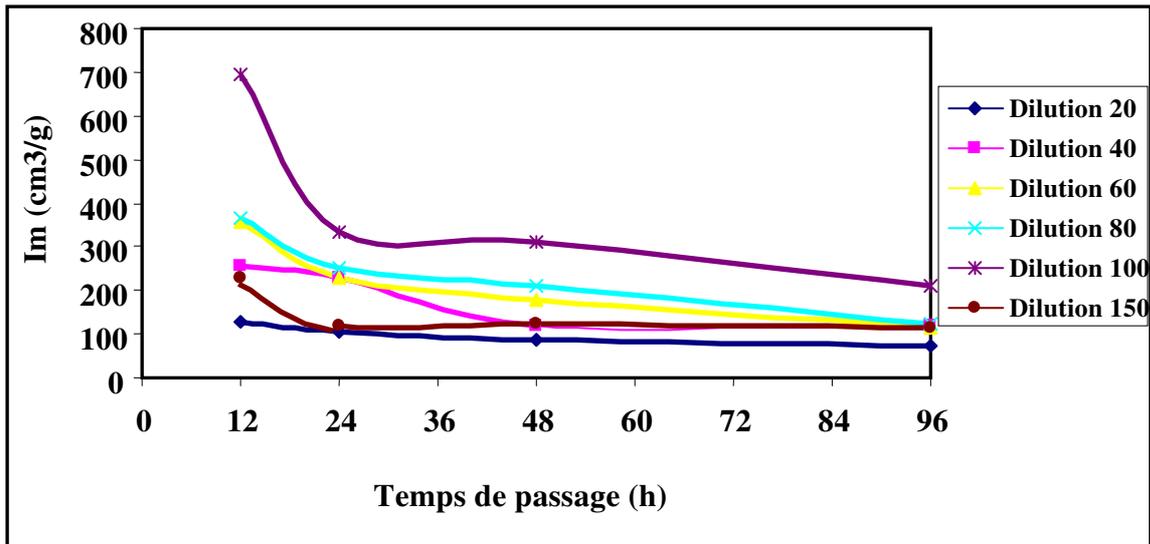


Figure (40) : Evolution de l'indice de Mollman (Im) en fonction du temps de passage

IV.4.3- Influence de taux de recyclage (R) sur l'élimination de la pollution avec temps de passage 96 heures

Le tableau (31) donne les résultats dans les conditions suivantes :

- Effluent synthétique ;
- Avec recyclage ;
- Concentration en DBO5 et en DCO à l'entrée constante ;
- Charge hydraulique constante (CH = 0,089 m/j).

taux de recyclage	Paramètres	Temps de fonctionnement (h)					
		0	96	120	144	168	192
R = 50 %	DCO	6768	192	192	178,8	178,8	178,8
	DBO5	2700	60	60	55	55	55
R = 100 %	DCO	6691,5	211,4	153,6	153,6	134,4	134,4
	DBO5	2662	85	63	50	45	45
R = 200 %	DCO	6714	212,8	192	110	96	96
	DBO5	2681	75	45	45	30	30
R = 300 %	DCO	6768	176,3	112,3	64,4	64,4	64,4
	DBO5	2700	40	30	30	25	25
R = 400 %	DCO	6624	268,8	115	96	85,19	85,19
	DBO5	2650	60	60	50	50	50

Tableau (31) : Influence de temps de fonctionnement et de taux de recyclage sur l'élimination de la pollution

IV.4.3.1-Influence du taux de recyclage sur l'élimination de la charge polluante et sur le rendement d'épuration à un temps de passage 96h

Les figures (41), (42) montrent que l'augmentation du taux de recyclage permet :

- 1) Une diminution significative des DBO5 et des DCO résiduelles, qui sont inférieurs aux normes ;
- 2) Une augmentation du rendement d'épuration de 97 % à 99 % pour la DBO5 et de 96 % à 99 % pour la DCO.

Cependant, il apparaît qu'un taux de recyclage de 300 % représente une limite au-delà de laquelle le rendement n'augmente pas.

Par ailleurs les rendements obtenus montrent que l'augmentation du taux de recyclage de 0 à 300% ne permet pas d'améliorer significativement le rendement d'élimination de la DBO5 et de la DCO, puisque le gain engendré est de 2 % pour la DBO5 et de 3 % pour la DCO.

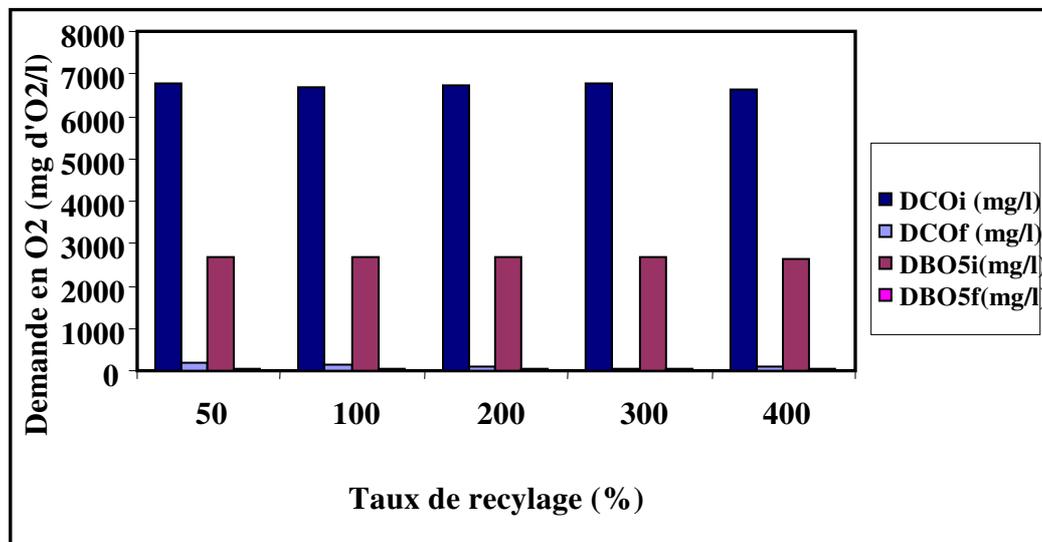


Figure (41) : Influence du taux de recyclage sur l'élimination de la pollution à un temps de passage 96h

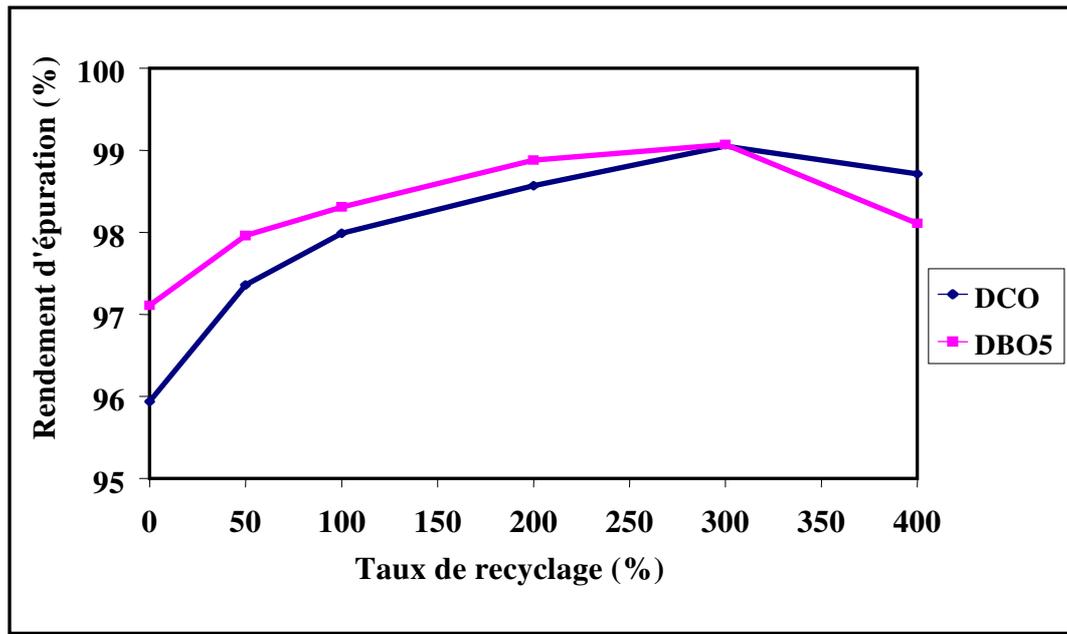


Figure (42) : Influence du taux de recyclage sur le rendement d'épuration

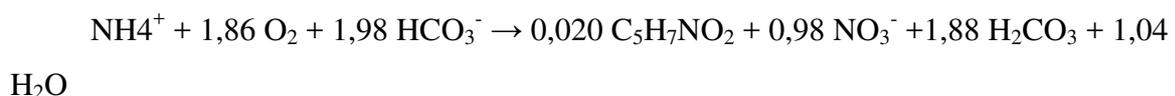
IV.4.3.2.-) Influence du taux de recyclage sur l'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Le tableau (32) montre que la nitrification semble être favorisée par le recyclage puisque le gain de rendement enregistré est de 46 % en augmentant le taux de recyclage de 0 à 400 %.

Le rendement d'élimination des phosphates diminue de 73,33 à 53,25 % lorsque le taux de recyclage augmente de 0 à 400 %, ceci est dû probablement à un relargage de ce dernier par les bactéries hétérotrophe dans le décanteur où les conditions anoxiques nécessaires sont réunies.

Selon que l'on considère la nitrification comme la disparition de l' NH_4^+ (qui peut être assimilé par la synthèse cellulaire autotrophe et oxyde en nitrates), ou que l'on considère uniquement l'accumulation de NO_3^- , le résultat est différent.

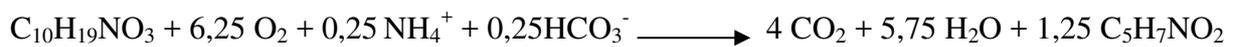
Dans le cas d'un recyclage de 300 % et pour un temps de passage de 96 heures, la concentration en NH_4^+ passe de 0,36 à 0,02 mg/l alors que la teneur en NO_3^- passe de 2,9 à 5,93 mg/l. Il apparaît bien que le bilan d'azote n'est pas vérifié conformément à la réaction suivante :



De cette équation, il ressort qu'il apparaît quasiment autant de NO_3^- qu'il disparaît de NH_4^+ ce que n'est pas le cas lors des essais expérimentaux.

On constate que même si la nitrification semble être favorisée par le recyclage, celle-ci reste insuffisante, ce qui peut être expliqué d'une part par la charge organique élevée et d'autre part par la faible concentration d'azote ammoniacal de l'effluent dilué et de l'oxydation de la matière organique qui doit se convertir probablement plus en synthèse cellulaire hétérotrophique selon les réactions suivantes :

Anabolisme (oxydation du substrat):



Catabolisme (respiration endogène):



Les bactéries hétérotrophes sont seules concernées par ces réactions car leur source de carbone est organique.

Le rapport DBO5/N/P nécessaire à la croissance bactérienne devrait être égale 100/5/1.

Par ailleurs dans le cas des boues activées la nitrification réalisée par les bactéries autotrophes nécessite le respect des conditions suivantes :

- Un âge de boues élevé (> 4 jours) car les bactéries ont une vitesse de croissance faible ;
- Un pH compris entre 6 et 8 avec un optimum à 8,5 ;
- Une teneur en oxygène dissous compris entre 0,5 et 2 mg/l ;
- Un TAC de l'eau brut supérieur à 5° F ;
- Une température entre 10 et 30°C.
- Une charge massique inférieure à 0,25 kg DBO5/ kg MVS.j

La présence de l'organosoufrés peut s'avérer très toxique pour la biomasse nitrifiante.

taux de recyclage	Paramètres	Temps de fonctionnement (h)						Rendement (%)
		0	96	120	144	168	192	
R = 50 %	NH ₄ ⁺	0,52	0,47	0,4	0,27	0,13	0,08	84,61
	NO ₃ ⁻	3,19	2,98	3,33	3,6	4,2	4,6	0
	PO ₄ ⁻³	3,45	0,78	0,86	0,84	0,87	0,87	74,78
R = 100 %	NH ₄ ⁺	0,347	0,25	0,167	0,087	0,045	0,041	88,18
	NO ₃ ⁻	2,28	3,45	4,08	4,48	5,19	5,25	0
	PO ₄ ⁻³	3,72	3,28	2,01	1,58	1,52	1,5	59,67
R = 200 %	NH ₄ ⁺	0,32	0,154	0,11	0,062	0,028	0,025	92,18
	NO ₃ ⁻	2,9	3,77	4,68	5,1	5,5	5,54	0
	PO ₄ ⁻³	3,15	2,87	1,45	1,39	1,43	1,4	55,56
R = 300 %	NH ₄ ⁺	0,36	0,15	0,097	0,04	0,025	0,02	94,44
	NO ₃ ⁻	2,9	3,69	4,89	5,33	5,88	5,93	0
	PO ₄ ⁻³	3,23	2,35	2,07	1,54	1,46	1,42	56,04
R = 400 %	NH ₄ ⁺	0,28	0,19	0,167	0,13	0,025	0,011	96,07
	NO ₃ ⁻	2,29	2,55	2,78	3,5	4,7	4,98	0
	PO ₄ ⁻³	2,46	2,12	1,97	1,58	1,1	1,15	53,25

Tableau (32) : Influence du taux de recyclage sur l'élimination de NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³

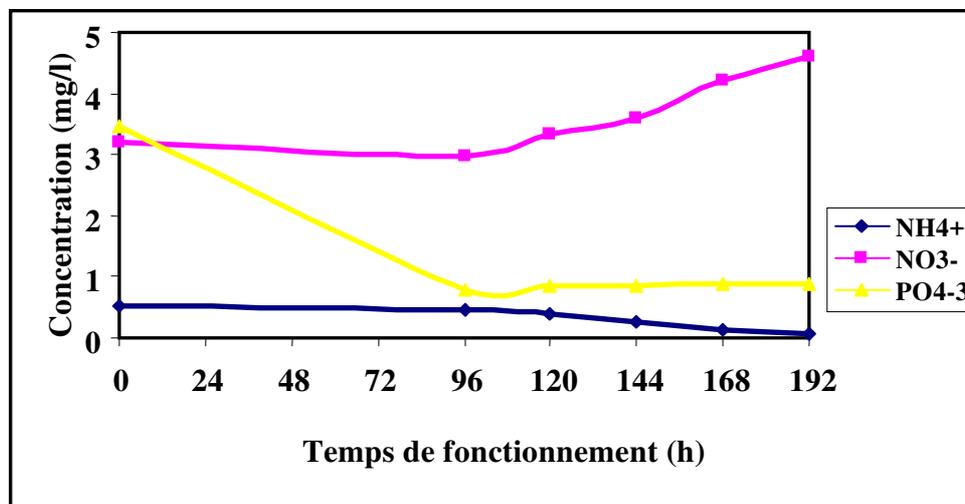


Figure (43) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³ avec un taux de recyclage de 50 %

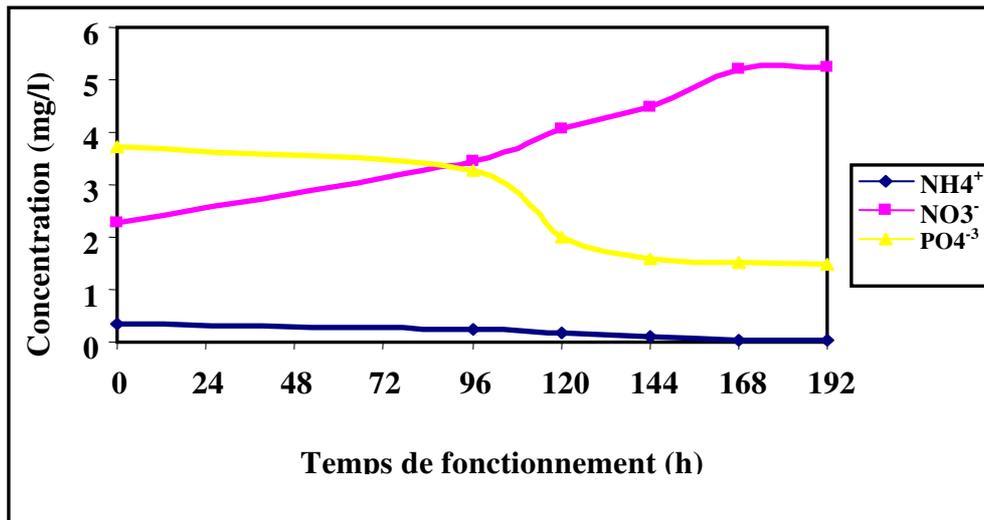


Figure (44) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 100 %

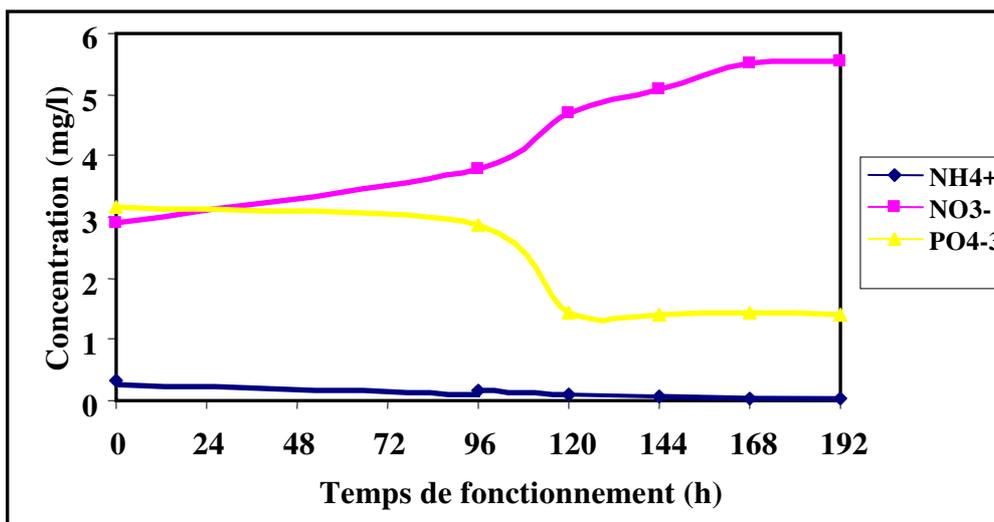


Figure (45) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 200 %

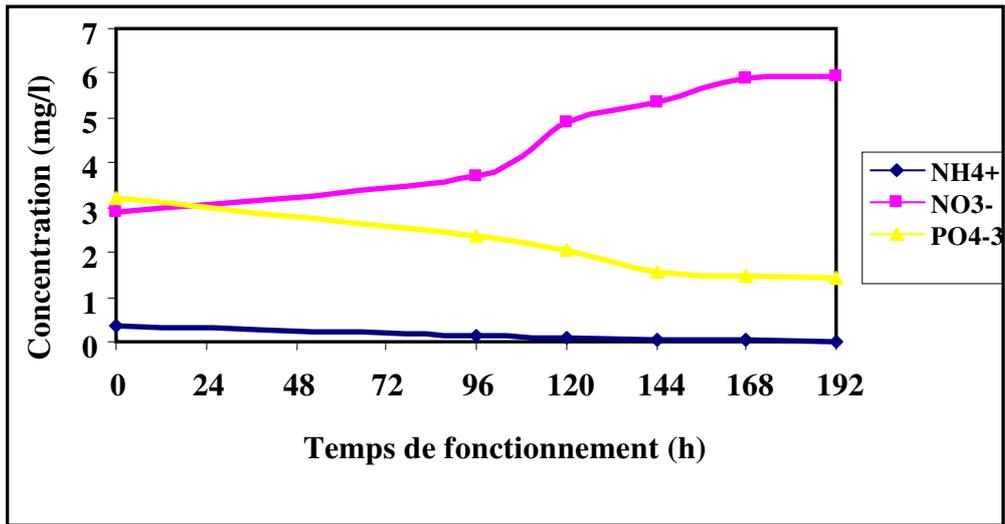


Figure (46) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 300 %

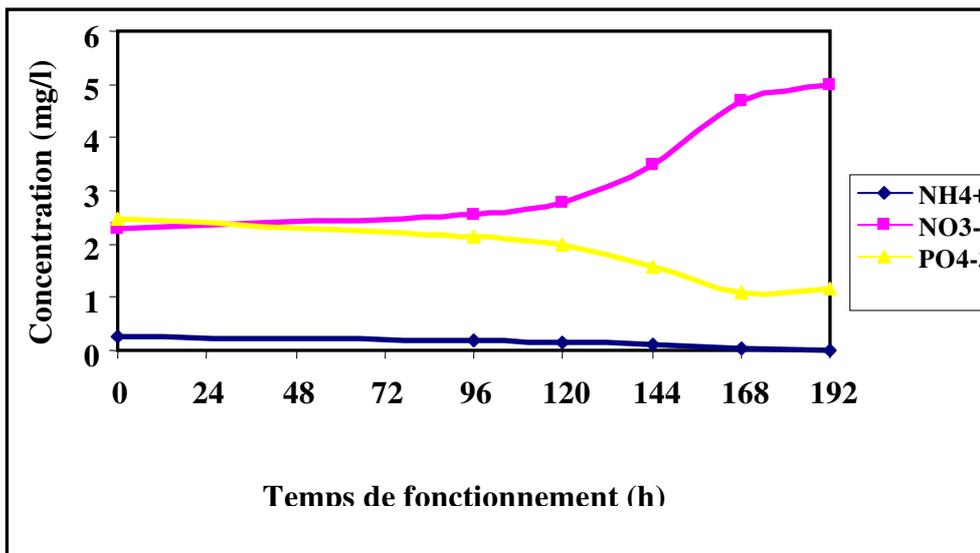


Figure (47) : influence du temps de fonctionnement sur les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} avec un taux de recyclage de 400 %

IV.4.3.3- Influence du taux de recyclage sur les conditions de fonctionnement du Bioréacteur

IV.4.3.3.1- Influence du taux de recyclage sur l'évolution de la charge massique

La figure (48) montre que la charge massique diminue lorsque le taux de recyclage augmente.

La variation du taux de recyclage de 0 à 400 % provoque une augmentation de la concentration en boues dans le bassin d'aération, donc une diminution de la charge massique qui passe de 0,2 à 0,076 KgDBO5/Kg MVS.j.

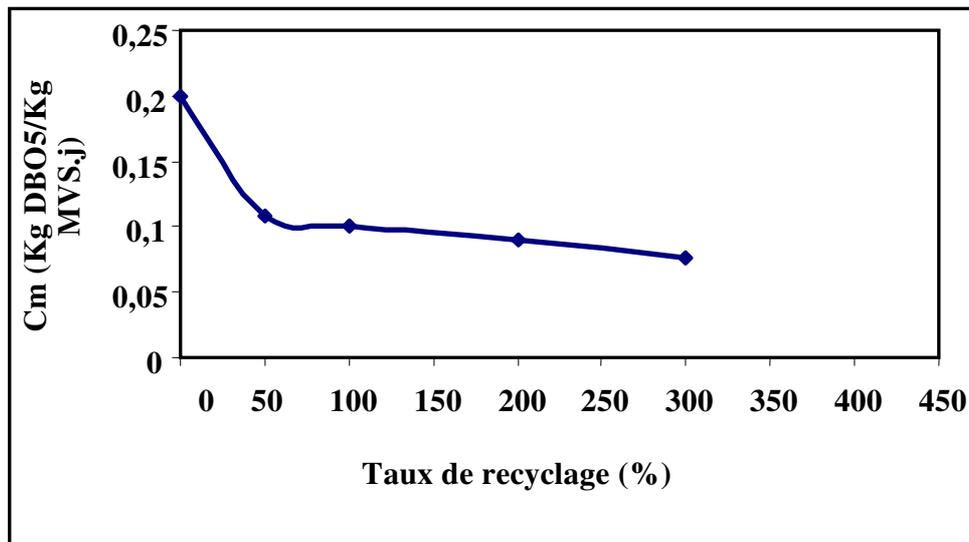


Figure (48) : Influence du taux de recyclage sur l'évolution de la charge massique

IV.4.3.3.2- Influence du taux de recyclage sur l'indice de molhman

La figure (49) montre que l'augmentation du taux de recyclage de 0 à 400 % provoque l'augmentation de l'indice de molhman de 71 à 315 (g/cm^3).

L'augmentation de l'indice de molhman est due à l'augmentation de la concentration en boues dans le bassin d'aération, par le recyclage.

A cet effet on doit procéder à l'extraction des boues pour avoir des boues plus jeunes, plus décantables.

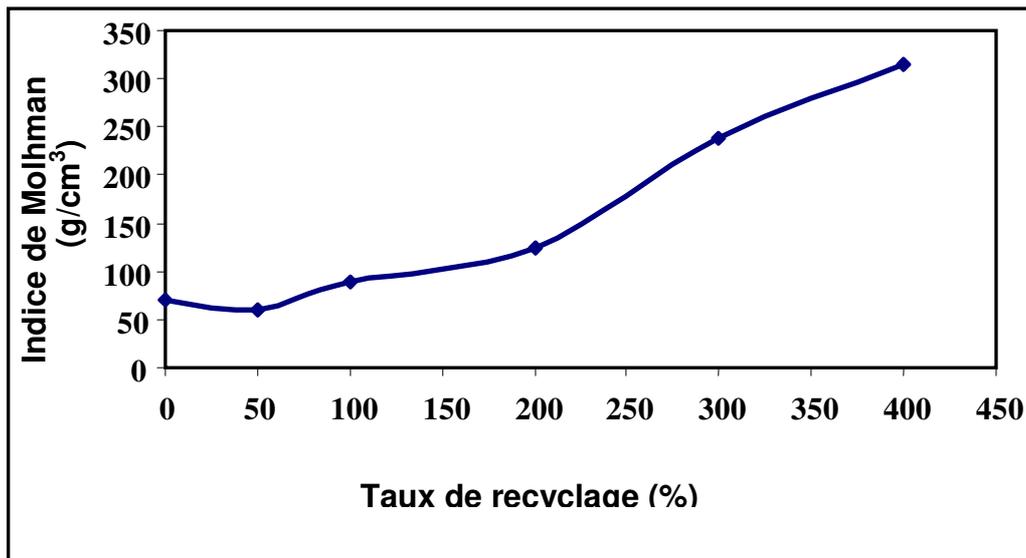


Figure (49) : Influence du taux de recyclage sur l'indice de molhman

IV.5- CONCLUSION

Au terme de cette étude expérimentale, relative à l'influence des conditions hydrauliques (débit, taux de recyclage) et biochimiques (concentration en substrat) sur l'élimination simultanée de la pollution hydrocarbonée, azotée et phosphatée des effluents synthétiques générés à partir de laits commerciaux dans une unité pilote à boues activées, nous pouvons retenir ce qui suit :

- Pour un temps de passage maximum de 96 heures, les concentrations résiduelles de l'effluent de sortie correspondant aux dilutions de 40, 60, 80, 100 et 150 fois sont bien en dessous des normes.
- Au-delà de la dilution de 40 fois, le recyclage des boues semble nécessaire. l'augmentation du taux de recyclage de 0 à 300% permet une diminution significative des DBO5 et des DCO résiduelles, qui sont inférieurs aux normes. Le taux de recyclage de 300% représente une limite au-delà de laquelle le rendement d'épuration n'augmente pas.
- Les rendements d'élimination de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} diminuent lorsque la charge hydraulique passe de 0,089 à 0,354m/j correspondant à des temps de passage allant de 96 à 24 heures.
- La nitrification semble être favorisée par le recyclage mais elle reste insuffisante, ce qui peut être expliqué d'une part par la charge organique élevée et d'autre part par la faible concentration d'azote ammoniacal de l'effluent dilué.

- La détermination de l'Indice de Molhman des boues a mis en évidence une évolution notable de leurs caractéristiques et a confirmé leur sédimentation de plus en plus facile avec l'augmentation du temps de séjour.

CONCLUSION GENERALE

Notre étude s'est déroulée dans le cadre du traitement aérobie des pollutions ponctuelles générées par l'industrie de laiterie de Draa Ben Khadda (W. Tizi Ouzou). Son objectif était de concevoir et développer un dispositif de faible emprise au sol permettant de recevoir directement les effluents lors de leur production journalière et de satisfaire aux normes de rejet.

Dans la première partie de notre travail les caractéristiques d'effluents laitiers ont été analysées, tant au niveau de leur composition et de leur biodégradabilité que leurs conditions de production (fréquence, débits, volumes). L'analyse réalisée au laboratoire a montré que ces rejets sont fortement polluants, cette charge polluante correspond à des valeurs moyennes de 0,67 g DCO/l et 0,46 g DBO₅/l pouvant atteindre un maximum de 9,4 g DCO/l et 7 g DBO₅/l. Sachant que le lait entier commercialisé par l'usine correspond en moyenne à 139 g DCO/l et à 84 g DBO₅/l, on peut considérer que les effluents déversés par l'unité représentent du lait dilué environ 34 fois par rapport à la DCO et par rapport à la DBO₅. Par ailleurs, les effluents de laiterie sont environ 8 fois plus concentrés que les effluents domestiques dont la DBO₅ moyenne est de 0,3 g/l.

Pour la réalisation des études au laboratoire, des effluents modèles simulant les rejets réels ont été définis et élaborés à partir de laits commerciaux. La biodégradabilité de ces effluents est égale à 1,7, ce qui nous permet de conclure sur la bonne traitabilité par voie biologique de notre effluent.

Dans l'objectif de concevoir un bio réacteur de faible emprise au sol, fonctionnant à forte charge volumique, nous nous sommes intéressés aux potentialités d'un bio réacteur à boues activées, dispositif réputé pour sa grande simplicité de réalisation et d'exploitation (surveillance minime, une facilité de circulation d'air, la caractéristique d'être à l'abri des pannes et une grande sûreté de rendement d'épuration).

Cette étude a montré que quelle que soit la dilution à l'entrée du réacteur, un rendement maximal de 96 à 98,86 % sur les DCO et de 97,22 à 99,24 % sur les DBO₅ peut être obtenu avec un temps de passage de l'eau à traiter de 96 heures et sans recyclage, correspondant à une charge hydraulique de 0,089 m/j.

Les essais effectués sur les échantillons synthétiques ont montré qu'une DCO et une DBO₅ résiduelles conformes aux normes ne pouvant être obtenues qu'avec une DCO initiale inférieure à 3300 mg/l et une DBO₅ initiale inférieure à 2000 mg/l respectivement, soit 1,25 fois moins élevées que la DCO et la DBO₅ de l'effluent réel moyen, avec un temps de passage maximum de 96 heures et sans recyclage.

Les essais réalisés avec recyclage pour des concentrations initiales supérieures à 3300 mg/l pour la DCO et pour des concentrations initiales supérieures à 2000 mg/l pour la DBO₅ montrent que pour un temps de passage égal 96 heures l'augmentation du taux de recyclage jusqu'à 300 % permet une diminution significative de la DBO₅ et de la DCO résiduelles qui sont inférieures aux normes. Cependant, il apparaît qu'un taux de recyclage de 300 % représente une limite au-delà de laquelle le rendement n'augmente pas.

De même, notre étude a montré que la nitrification n'est pas vraiment significative ; ce qui peut être expliqué d'une part par la charge organique élevée et d'autre part par la faible concentration d'azote ammoniacal de l'effluent dilué d'entrée. Lors de tous les essais réalisés, la valeur de la charge massique a oscillé entre 0,08 et 2 kg DBO₅/kg MVS/j. La détermination de l'indice de Molhman des boues a mis en évidence une évolution notable de leurs caractéristiques et a confirmé leur sédimentation de plus en plus facile avec l'augmentation du temps de séjour, ce qui peut être en relation avec la charge massique qui diminue avec l'augmentation du temps de séjour (plus le procédé se rapproche du système à faible charge plus on aura une bonne décantation de la boue).

Enfin, à défaut d'envisager la récupération préalable du lactosérum, principal polluant, la solution consiste à opter pour un procédé d'épuration fiable et efficace qui est le procédé par boues activées. Celui-ci doit disposer de bassins d'aération beaucoup plus grands permettant d'avoir un temps de séjour de l'effluent à traiter égale ou supérieur à 96 heures de manière à réaliser une aération prolongée ou à diminuer la valeur de la charge volumique. Un recyclage de boues vers le bassin d'aération semble être nécessaire afin de pouvoir diminuer les concentrations résiduelles de l'effluent de sortie et respecter les normes fixées par la législation.

Références

Bibliographiques

Références bibliographiques

[01] BOEGLIN J. C., 1998

Traitement biologique des eaux résiduaires.

Édition Technique de l'ingénieur, Paris, p.1-28

[02] BECHAC J. P., BOUTIN P., MERCIER B., NUER P., 1987

Traitement des eaux usées.

(2^{ème} édition). Edition Eyrolles, 281 p.

[03] BENAÏSSA M., 1998

Contribution à l'étude de la pollution engendrée par l'ORLAC.

Mémoire de fin d'étude, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 74 p.

[04] BOEGLIN J. C., 1997

Inventaire de traitement d'eau résiduaire.

Édition Technique de l'ingénieur, Paris, p. 1-20

[05] BOUZIANI M., 2000

L'eau, de la pénurie aux maladies.

Edition IBN – KHALDOUN, Alger, 247 p.

[06] BROUZES P., 1973

Précis d'épuration biologique par boues activées.

Édition Technique et documentation, Lavoisier, Paris, 277 p.

[07] DEGREMONT, 1978

Mémento technique de l'eau.

(8^{ème} édition).Édition Technique et documentation, Lavoisier, Paris, 1200 p.

[08] DEGREMONT, 1989

Mémento technique de l'eau Tomes 1 et 2.

(9^{ème} édition).Édition Technique et documentation, Lavoisier, Paris, 1459 p.

[09] ECKENFELDER W. W., 1982

Gestion des eaux usées urbaine et industrielle.

Édition Technique et documentation, 503 p.

[10] BOEGLIN J. C., 1999

Pollution industrielle de l'eau, caractérisation, mesure.

Édition Technique de l'ingénieur, Paris, p. 1-12

[11] CEMAGREF, 2004

Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées.

Document technique (FNDE n°29), 24 p.

[12] FONDATION DE L'EAU LIMOGES, 1990

Vade mecum à l'usage des inspecteurs chargés de la protection de l'environnement, 266 p.

[13] GAID A., 1984

Épuration biologique des eaux urbaines. Volume I et II.

Édition O.P.U., Alger, 232 p.

[14] GAUJOUS D., 1995

La pollution des milieux aquatiques.

(2^{ème} édition). Aide mémoire. Édition Technique et documentation, Lavoisier, 224 p.

[15] GOMELLA G., GUERREE H., 1978

Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales. Volume II (Le traitement).

Edition Eyrolles, Paris, 284 p.

[16] CHOUBERT J. M., 2002

Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température.

Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur- Strasbourg, 265 p.

[17] HADDADI S., 1999

Évaluation de la charge polluante des eaux de rejets de l'UP.5 et proposition d'une station d'épuration.

Mémoire de fin d'étude, Institut National Agronomique El Harrach – Alger, 80 p.

[18] HADDADI S., HAMLAT O., 2000

Évaluation des performances épuratoires de la nouvelle station d'épuration du pont de Bougie (Tizi Ouzou). Amélioration des performances par simulation au laboratoire.

Mémoire de fin d'étude, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 74 p.

[19] ROQUES H., 1976

Fondement théorique du traitement des eaux. . Volume I et II, 1808 p.

[20] IMHOFF K., 1970

Manuel d'assainissement urbain.

(5^{ème} édition). Edition Dunod, 452 p.

[21] BOUCHAR J., 1978

Les traitements des eaux dans l'industrie pétrolière (Société Degrémont).

Edition Technique, 166 p.

[22] LA GRANDE ENCYCLOPEDIE MULTIMEDIA 2002.

[23] C.I.B.E. 2005

Etude de faisabilité de l'élimination de l'azote et du phosphore dans la station d'épuration de Bruxelles-sud *In* YENNEK A., 2001 : Elimination de la pollution hydrocarbonée, azotée et phosphatée par réacteur Bio Simulateur de laboratoire en écoulement continu et discontinu. Mémoire de fin d'étude, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 105 p.

[24] MOHAND S. O., 2001

Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux.

Edition O.P.U. Alger.

[25] MONIQUE T. T., 1992

Chimie des eaux.

(2^{ème} édition). Edition Le Griffon d'argile, 214 p.

[26] YAHI M., 1986

Etude de l'Auto-Epuration de l'Oued El Harrach.

Mémoire de fin d'étude. Ecole Nationale Polytechnique d'Alger *In* YENNEK A., 2001 : Elimination de la pollution hydrocarbonée, azotée et phosphatée par réacteur Bio Simulateur de laboratoire en écoulement continu et discontinu. Mémoire de fin d'étude, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 105 p.

[27] MICHELE ET DOMINIQUE F., 1996

QUID 1996. Edition Robert Laffont, 32 p.

[28] MICROSFOT ENCARTA 2003

[29] PESSON P., 1980

La pollution des eaux continentales.

Edition Bordas, Paris, 345 p.

[30] RODIER J., 1978

Analyse de l'eau, eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer.

(5^{ème} édition). Edition Dunod, 363 p.

[31] HENZE M., HARREMOES L., ARVIN E., 1995

Waste water treatment biological and processes.

Edited by Springer-verlag, Berlin, 383 p.

[32] MOLETTA R., TORRIJOS M., Mars 1999

Traitement des effluents de la filière laitiers, Volume F1.

Edition technique de l'ingénieur. Traité de génie des procédés, p. 1 – 21

[33] MOLETTA R., TORRIJOS M., Mars 1999

Impact environnemental de la filière laitière, Volume F1.

Edition technique de l'ingénieur. Traité de génie des procédés, p. 1-9

[34] SITE: WWW.NS.EC.GC.CA/EPB/ISSUES/WSTEWTR

[35] SITE: WWW.ENVIROACCESSS.CA/FRA/FAXSHEET.HTML

[36] SITE: WWW.CIGER/INASEP/CHAP5/INDEX.

[37] PELMONT J., 1993

Bactéries et environnement. Adaptation physiologique.

Edition presses universitaire de Grenoble, 898 p.

[38] RAMADE F., 1998

Dictionnaire encyclopédie de l'eau.

Edition science internationale, Paris, 452 p.

[39] YAHI H., 1979

Traitement des eaux résiduaires de la laiterie de Boudouaou.

Thèse de fin d'études d'ingénieur en Agronomie, Institut National Agronomique El Harrach – Alger, 66 p.

[40] YAHI H., Mars 1996

Domaine et limites d'application des procédés d'épuration des eaux.

Séminaire national sur l'écologie et l'environnement, Ecole de formation paramédicale de Tizi-Ouzou

[41] DAUFIN G., GESAN G. G., BOYAVAL E., BUFFIERE P., LAFFORGUE C., FONADE C., 2000

Minimisation des rejets liquides de l'industrie laitière par traitements des effluents à l'aide des procédés à membrane.

Tribune de l'eau, p. 25-33

[42] ECKENFELDER Jr., 1972

L'eau dans l'industrie : pollution, traitement, recherche de la qualité

Edition Technique et documentation, Lavoisier, Paris, France 332 p.

[43] MENORET C., 2001

Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane.

Thèse de doctorat, Ecole doctorale des sciences de l'eau et de la terre de l'université Montpellier, 130 p.

[44] SABALÇAGARAY P., 2001

Traitement des effluents de fromagerie fermière par cultures fixées sur pouzzolane.

Cemagref, INSA de Toulouse, Institut d'Elevage, 70 p.

[45] TORRIJOS M., GSELL B., MOLLETA R., 1997

Application d'un procédé SBR à la dépollution des eaux usées de petites coopératives laitières

L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, p. 31-35

[46] HOUDOY D., LIÉNARD A., COILLARD J., ESSER D., 1994

Le traitement des effluents d'installations de traite bovines et ovines (eaux blanches et eaux vertes) – Résultats de suivi de sept filières de traitement.

Cemagref, Institut de l'Elevage, Chambre d'Agriculture, SINT, 49 p.

[47] LEFRILEUX Y., 1991

Les effluents de fromagerie fermière.

Lycée Agricole d'Aubenas, Chambre d'Agriculture de l'Ardèche, Station expérimentale caprine du Pradel, Région Rhône – Alpes, 32 p.

[48] SATIN M. et BOURRIER B., 1999

Guide technique d'assainissement.

Groupe Moniteur, Edition Le Moniteur, Paris, 670 p.

[49] TROYES C.CI, 2002

Eaux usées et assainissement- les traitements adaptés.

[50] MEINCK F., STOOF J., et KOHLSCHUETTER H., 1977

Les eaux résiduaires industrielles.

2^{ème} Edition MASSON, Paris, 863 p.

[51] RAMADE, F. 2000

Dictionnaire encyclopédie de pollution, 690 p.

[52] SITE: www.encyclopedia.fr

Annexe1

*Résultats obtenus en épuration
sans recyclage de l'effluent
synthétique.*

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 26/03/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	25	25	24	24	24	24	
pH		7,21	7,35	7,22	7,18	7,15	7,15	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6624	543	310	268,8	268,8	268,8	95,94
DBO5	mg/l	2600	115	96	75	75	75	97,11
NH ₄ ⁺	mg/l	0,32	0,26	0,18	0,184	0,16	0,16	50
NO ₃ ⁻	mg/l	2,75	1,66	1,23	0,95	0,89	0,85	69,09
PO ₄ ⁻³	mg/l	3	0,8	0,82	0,81	0,8	0,8	73,33
CV	kgDBO/m ³ /j						0,65	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,2	
X	Kgmvs/ m ³						3,25	
Im	Cm ³ /g						71	

Tableau (01) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 17/02/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		40	40	40	40	40	40	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	22	23	24	25	25	25	
pH		7,48	7,89	7,78	7,65	7,53	7,45	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	3264	96	96	77	77	77	97,64
DBO5	mg/l	1800	35	30	30	25	25	98,61
NH ₄ ⁺	mg/l	0,23	0,25	0,2	0,17	0,15	0,11	52,17
NO ₃ ⁻	mg/l	1,51	0,62	0,443	0,46	0,38	0,38	74,83
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,84	0,9	0,86	0,84	0,85	0,81	71,48
CV	kgDBO/m ³ /j						0,45	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,16	
X	Kgmvs/ m ³						2,8	
Im	Cm ³ /g						116,9	

Tableau (02) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 40 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 06/01/2007	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		60	60	60	60	60	60	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	20	20	20	20	20	20	
pH		7,53	7,88	7,53	7,48	7,45	7,45	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	2150,4	96	41,4	41,4	34,5	34,5	98,4
DBO5	mg/l	1450	25	20	20	15	15	98,96
NH ₄ ⁺	mg/l	0,32	0,28	0,25	0,19	0,17	0,19	40,62
NO ₃ ⁻	mg/l	1,23	0,43	0,32	0,35	0,33	0,33	73,17
PO ₄ ³⁻	mg/l	1,52	0,6	0,65	0,63	0,6	0,6	60,52
CV	kgDBO/m ³ /j						0,36	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,137	
X	Kgmvs/ m ³						2,63	
Im	Cm ³ /g						114,6	

Tableau (03) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 60 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 26/11/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		80	80	80	80	80	80	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	17	17	17	16	16	16	
pH		7,59	8,06	7,37	7,68	7,33	7,33	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1786,6	31	31	20	20	20	98,88
DBO5	mg/l	1150	20	20	10	10	10	99,13
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ³⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,3	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,12	
X	Kgmvs/ m ³						2,5	
Im	Cm ³ /g						125	

Tableau (04) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 80 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 15/10/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		100	100	100	100	100	100	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	19	19	19	20	20	20	
pH		7,51	7,75	7,84	7,79	7,62	7,47	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1286,4	30	30	20	15	15	98,83
DBO5	mg/l	950	15	10	8	8	8	99,16
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,24	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,107	
X	Kgmvs/ m ³						2,24	
Im	Cm ³ /g						210	

Tableau (05) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 100 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 05/09/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		150	150	150	150	150	150	
Débit	l/h	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	0,094	
Température	° C	19,5	20	20	20	20	20	
pH		7,57	7,73	7,82	7,75	7,7	7,62	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	825,6	20	15	15	10	10	98,79
DBO5	mg/l	680	10	10	5	5	5	99,26
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,165	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,08	
X	Kgmvs/ m ³						2	
Im	Cm ³ /g						114,6	

Tableau (06) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 96 h et une dilution 150 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 19/03/2007	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	24	25	25	25	26	26	
pH		7,34	7,56	7,33	7,49	7,35	7,29	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6768	1015	560	417,5	417,5	417,5	93,83
DBO5	mg/l	2650	310	228	105,6	105,6	105,6	96,01
NH ₄ ⁺	mg/l	0,34	0,48	0,52	0,32	0,194	0,19	44,12
NO ₃ ⁻	mg/l	3,1	2,62	1,43	0,79	0,56	0,56	81,93
PO ₄ ⁻³	mg/l	3,42	0,94	0,87	0,93	0,89	0,88	74,27
CV	kgDBO/m ³ /j						1,34	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,45	
X	Kgmvs/ m ³						3	
Im	Cm ³ /g						87	

Tableau (07) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 08/02/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		40	40	40	40	40	40	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	19	20	20	20,5	20	20	
pH		7,48	7,59	7,82	7,63	7,51	7,42	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	3264	453,7	234,4	153,6	153,6	153,6	95,29
DBO5	mg/l	1900	125	115	96	55,6	55,6	96
NH ₄ ⁺	mg/l	0,42	0,34	0,25	0,2	0,22	0,22	47,62
NO ₃ ⁻	mg/l	1,73	2,44	1,49	1,28	0,98	0,96	44,51
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,48	0,98	0,96	0,985	0,98	0,98	60,48
CV	kgDBO/m ³ /j						0,96	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,4	
X	Kgmvs/ m ³						2,4	
Im	Cm ³ /g						119	

Tableau (08) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 40 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 29/12/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		60	60	60	60	60	60	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	19	19	19	20	19	19	
pH		7,51	7,2	7,65	7,57	7,48	7,45	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	2073,6	128	119	96	96	96	95,37
DBO5	mg/l	1550	45	40	35	35	35	97,74
NH ₄ ⁺	mg/l	0,33	0,27	0,35	0,28	0,25	0,21	36,36
NO ₃ ⁻	mg/l	1,34	2,31	1,41	1,25	1,15	1,05	21,64
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,25	0,63	0,71	0,68	0,65	0,6	73,33
CV	kgDBO/m ³ /j						0,81	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,34	
X	Kgmvs/ m ³						2,38	
Im	Cm ³ /g						178,8	

Tableau (09) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 60 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 18/11/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		80	80	80	80	80	80	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	20	19	19,5	18,5	18,5	19	
pH		7,6	7,79	7,71	7,64	7,56	7,52	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1843,2	115	109,5	96	84,6	84,6	95,41
DBO5	mg/l	1150	35	30	25	25	25	97,83
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,58	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,26	
X	Kgmvs/ m ³						2,23	
Im	Cm ³ /g						211	

Tableau (10) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 80 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 07/10/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		100	100	100	100	100	100	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	20	20	20	20	20	20	
pH		7,6	7,71	7,57	7,46	7,7	7,48	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1324,8	109,5	115	90,5	63	63	95,24
DBO5	mg/l	960	30	30	25	20	20	97,9
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,48	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,22	
X	Kgmvs/ m ³						2,2	
Im	Cm ³ /g						312	

Tableau (11) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 100 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 29/08/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	48	72	96	120	144	
Dilution		150	150	150	150	150	150	
Débit	l/h	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	
Température	° C	18	18	19	19	18,5	18	
pH		7,44	7,5	7,37	7,58	7,49	7,35	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	864	91,1	55,6	30	30	30	96,53
DBO5	mg/l	640	25	25	20	15	15	97,65
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						0,33	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,17	
X	Kgmvs/ m ³						1,94	
Im	Cm ³ /g						125	

Tableau (12) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 48 h et une dilution 150 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 12/03/2007	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	22	22	22	23	24	24	
pH		7,3	7,46	7,31	7,16	7,11	7,11	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6840	1128	817	683,1	683,1	683,1	90,01
DBO5	mg/l	2700	623	372	266	266	266	90,15
NH ₄ ⁺	mg/l	0,28	2,63	2,48	2,5	2,41	2,4	0
NO ₃ ⁻	mg/l	3,03	0,38	0,44	0,43	0,4	0,4	86,8
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,8	1,01	0,98	0,965	0,995	0,99	64,64
CV	kgDBO/m ³ /j						2,7	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,94	
X	Kgmvs/ m ³						2,87	
Im	Cm ³ /g						105	

Tableau (13) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 01/02/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		40	40	40	40	40	40	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	20	20	20	20	20	20	
pH		7,45	7,63	7,41	7,44	7,41	7,41	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	3168	452,5	346,2	225,8	225,8	225,8	92,87
DBO5	mg/l	2000	360	360	148	148	148	92,6
NH ₄ ⁺	mg/l	0,32	2,4	2,13	2,36	2,33	2,3	0
NO ₃ ⁻	mg/l	1,65	0,35	0,33	0,31	0,34	0,3	81,82
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,54	1,13	1,1	1,05	1	1,05	58.66
CV	kgDBO/m ³ /j						2	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,86	
X	Kgmvs/ m ³						2,32	
Im	Cm ³ /g						228,5	

Tableau (14) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 40 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 22/12/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		60	60	60	60	60	60	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	19	19	18,5	18,5	19	19	
pH		7,5	7,67	7,46	7,54	7,48	7,45	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1996,8	237	196	180	180	180	90,98
DBO ₅	mg/l	1600	233	152	90	90	90	94,37
NH ₄ ⁺	mg/l	0,54	2,8	2,54	2,34	2,4	2,23	0
NO ₃ ⁻	mg/l	1,94	0,35	0,28	0,25	0,22	0,2	89,69
PO ₄ ⁻³	mg/l	1,73	0,71	0,69	0,64	0,67	0,64	63
CV	kgDBO/m ³ /j						1,5	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,73	
X	Kgmvs/ m ³						2,05	
Im	Cm ³ /g						230	

Tableau (15) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 60 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 11/11/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		80	80	80	80	80	80	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	16	16	16	16	16	16	
pH		7,71	7,8	7,67	7,3	7,83	7,58	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1843,2	208	160	176	160	160	91,31
DBO ₅	mg/l	1200	106,5	110,9	76	76	76	93,66
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						1,15	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,66	
X	Kgmvs/ m ³						1,74	
Im	Cm ³ /g						250	

Tableau (16) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 80 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 01/10/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		100	100	100	100	100	100	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	20	20	20	20	20	20	
pH		7,56	7,49	7,65	7,57	7,63	7,36	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1305,5	109,4	91,4	109,4	109,4	109,4	91,62
DBO5	mg/l	960	30	25	30	30	30	96,87
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j							0,96
Cm	kgDBO/kg mvs/j							0,57
X	Kgmvs/ m ³							1,68
Im	Cm ³ /g							335

Tableau (17) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 100 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 22/08/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	24	48	72	96	120	
Dilution		150	150	150	150	150	150	
Débit	l/h	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	
Température	° C	20	20	20	20	20	20	
pH		7,69	7,67	7,39	7,67	7,67	7,69	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	873,6	96	96	96	96	96	89,01
DBO5	mg/l	660	25	30	25	25	25	96,21
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j							0,66
Cm	kgDBO/kg mvs/j							0,45
X	Kgmvs/ m ³							1,47
Im	Cm ³ /g							117

Tableau (18) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 24 h et une dilution 150 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 08/03/2007	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	26	26	26	25,5	25	26	
pH		7,24	7,31	7,26	7,2	7,22	7,18	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6624	2584	1854	1100	980	980	85,2
DBO5	mg/l	2600	988	632	445	445	445	82,88
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						5,2	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						2,06	
X	Kgmvs/ m ³						2,52	
Im	Cm ³ /g						130	

Tableau (19) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 28/01/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		40	40	40	40	40	40	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	18,5	19	19	19,5	19	19	
pH		7,48	7,31	7,25	7,2	7,25	7,25	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	3264	1200	823,7	420,5	420,5	420,5	87,12
DBO5	mg/l	2100	815	458	287	287	287	86,33
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						4,2	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						2	
X	Kgmvs/ m ³						2,1	
Im	Cm ³ /g						256,85	

Tableau (20) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 40 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 18/12/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		60	60	60	60	60	60	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	19	19	19	19	19	19	
pH		7,41	7,25	6,93	7,11	7,2	7,15	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	2419,2	1120	917	553	315,8	315,8	86,95
DBO5	mg/l	1500	508,8	355,2	261	208	208	86,13
NH ₄ ⁺	mg/l	0,53	2,48	1,76	1,33	1,25	1,21	0
NO ₃ ⁻	mg/l	1,95	0,2	0,25	0,28	0,22	0,22	88,72
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,02	0,84	0,75	0,8	0,78	0,74	63,36
CV	kgDBO/m ³ /j						3,2	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						1,83	
X	Kgmvs/ m ³						1,75	
Im	Cm ³ /g						357	

Tableau (21) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 60 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 06/11/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		80	80	80	80	80	80	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	18	18	18	18	18	18	
pH		7,65	7,5	7,54	7,43	7,5	7,5	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1843,2	960	512,3	315,8	252,2	252,2	86,32
DBO5	mg/l	1150	272,7	208,5	147	147	147	87,22
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						2,3	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						1,4	
X	Kgmvs/ m ³						1,64	
Im	Cm ³ /g						364	

Tableau (22) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 80 fois.

Paramètres	Unités	Date du prélèvement 26/09/2006	Rendement
------------	--------	--------------------------------	-----------

Analytiques		Temps de fonctionnement (h)						(%)
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		100	100	100	100	100	100	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	19	18	18	19	19	19	
pH		7,53	7,34	7,11	7,2	7,11	7,08	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	1344	526,4	484	232,2	173,3	173,3	87,1
DBO5	mg/l	950	392	145	145	67,2	67,2	92,92
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						1,9	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						1,357	
X	Kgmvs/ m ³						1,4	
Im	Cm ³ /g						692,8	

Tableau (23) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 100 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 16/08/2006						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	12	24	48	72	96	
Dilution		150	150	150	150	150	150	
Débit	l/h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Température	° C	19	19	20	20	20	20	
pH		7,3	6,98	7,42	7,15	7,1	7,1	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	844,8	224,7	189,5	189,5	128,8	128,8	84,75
DBO5	mg/l	660	190	165	96	48	48	92,73
NH ₄ ⁺	mg/l	#	#	#	#	#	#	
NO ₃ ⁻	mg/l	#	#	#	#	#	#	
PO ₄ ⁻³	mg/l	#	#	#	#	#	#	
CV	kgDBO/m ³ /j						1,32	
Cm	kgDBO/kgmvs/j						1,07	
X	Kgmvs/ m ³						1,23	
Im	Cm ³ /g						230	

Tableau (24) : influence du temps de fonctionnement sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée pour un temps de passage de 12 h et une dilution 150 fois.

Annexe2

*Résultats obtenus en épuration
avec recyclage de l'effluent
synthétique.*

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 20/04/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Taux de recyclage	%	50	50	50	50	50	50	
Température	° C	22	22	23	23	24	24	
pH		7,38	7,82	7,71	7,65	7,5	7,35	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6768	192	192	178,8	178,8	178,8	97,36
DBO5	mg/l	2700	60	60	55	55	55	97,96
NH ₄ ⁺	mg/l	0,52	0,47	0,4	0,27	0,13	0,08	84,61
NO ₃ ⁻	mg/l	3,19	2,98	3,33	3,6	4,2	4,6	0
PO ₄ ⁻³	mg/l	3,45	0,78	0,86	0,84	0,87	0,87	74,78
CV	kgDBO/m ³ /j						0,45	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,108	
X	Kgmvs/ m ³						4,16	
Im	Cm ³ /g						60	

Tableau (01) : influence du taux de recyclage (R = 50%) sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée avec un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 20/04/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Taux de recyclage	%	100	100	100	100	100	100	
Température	° C	23	23,5	24	24	24,5	24	
pH		7,25	7,3	7,45	7,33	7,28	7,28	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6692	211	153,6	153,6	134,4	134,4	97,99
DBO5	mg/l	2662	85	63	50	45	45	98,31
NH ₄ ⁺	mg/l	0,347	0,25	0,167	0,087	0,045	0,041	88,18
NO ₃ ⁻	mg/l	2,28	3,45	4,08	4,48	5,19	5,25	0
PO ₄ ⁻³	mg/l	3,72	3,28	2,01	1,58	1,52	1,5	59,67
CV	kgDBO/m ³ /j						0,44	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,1	
X	Kgmvs/ m ³						4,37	
Im	Cm ³ /g						89	

Tableau (02) : influence du taux de recyclage (R = 100%) sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée avec un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 05/05/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Taux de recyclage	%	200	200	200	200	200	200	
Température	° C	25	25	25	26	26		
pH		7,4	7,45	7,48	7,35	7,33	7,3	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6714	213	192	110	96	96	98,57
DBO5	mg/l	2681	75	45	45	30	30	98,88
NH ₄ ⁺	mg/l	0,32	0,15	0,11	0,062	0,028	0,025	92,18
NO ₃ ⁻	mg/l	2,9	3,77	4,68	5,1	5,5	5,54	0
PO ₄ ⁻³	mg/l	3,15	2,87	1,45	1,39	1,43	1,4	55,56
CV	kgDBO/m ³ /j						0,447	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,09	
X	Kgmvs/ m ³						4,81	
Im	Cm ³ /g						125	

Tableau (03) : influence du taux de recyclage (R = 200%) sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée avec un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 20/05/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Taux de recyclage	%	300	300	300	300	300	300	
Température	° C	24	24,5	26	26	26	25	
pH		7,5	7,58	7,53	7,45	7,43	7,4	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6768	176	112,3	64,4	64,4	64,4	99,05
DBO5	mg/l	2700	40	30	30	25	25	99,07
NH ₄ ⁺	mg/l	0,36	0,15	0,097	0,04	0,025	0,02	94,44
NO ₃ ⁻	mg/l	2,9	3,69	4,89	5,33	5,88	5,93	0
PO ₄ ⁻³	mg/l	3,23	2,35	2,07	1,54	1,46	1,42	56,04
CV	kgDBO/m ³ /j						0,44	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,076	
X	Kgmvs/ m ³						5,77	
Im	Cm ³ /g						238	

Tableau (04) : influence du taux de recyclage (R = 300%) sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée avec un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Paramètres Analytiques	Unités	Date du prélèvement 03/06/2007						Rendement (%)
		Temps de fonctionnement (h)						
		0	96	120	144	168	192	
Dilution		20	20	20	20	20	20	
Taux de recyclage	%	400	400	400	400	400	400	
Température	° C	24	25	25	27	27	27,5	
pH		7,43	7,54	7,57	7,48	7,45	7,41	
O ₂	mg/l	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	
DCO	mg/l	6624	269	115	96	85,19	85,19	98,71
DBO5	mg/l	2650	60	60	50	50	50	98,11
NH ₄ ⁺	mg/l	0,28	0,19	0,167	0,13	0,025	0,011	96,07
NO ₃ ⁻	mg/l	2,29	2,55	2,78	3,5	4,7	4,98	0
PO ₄ ⁻³	mg/l	2,46	2,12	1,97	1,58	1,1	1,15	53,25
CV	kgDBO/m ³ /j						0,45	
Cm	kgDBO/kg mvs/j						0,079	
X	Kgmvs/ m ³						5,68	
Im	Cm ³ /g						315	

Tableau (05) : influence du taux de recyclage (R = 400%) sur l'élimination de la pollution organique carbonée, azotée et phosphatée avec un temps de passage de 96 h et une dilution 20 fois.

Annexe 3

Recueil des méthodes

d'analyse de MES,

DCO, NH₄⁺, NO₃⁻,

PO₄⁻

METHODES D'ANALYSES UTILISEES AU LABORATOIRE (NORME AFNOR 90 150).

DOSAGE DES MATIERES EN SUSPENSION

Méthodes par filtration

- Laver un disque filtrant à l'eau distillée,
- Sécher à l'étuve à 105 °C,
- Refroidir en dessiccation et peser à 0,1 mg près (soit M_1),
- Placer le filtre sur son support, relier à la trompe à vide,
- Filtrer un volume V tel que la masse de matières retenues sur le filtre soit au moins de 1 mg/cm², V ne doit pas être inférieur à 100 ml,
- Rincer le récipient à l'eau distillée et faire passer les eaux de lavage sur le filtre,
- Laisser essorer et sécher le filtre à 105°C,
- Refroidir en dessiccateur et peser (soit M_2),

La masse des MES, en mg/l est:

$$\text{MES} = \frac{M_1 - M_0}{V} \cdot 1000$$

Où:

MES: Concentration en matières en suspension.

M_0 : Masse du papier filtre avant utilisation (en mg).

M_1 : Masse du papier filtre après utilisation (en mg).

V : Volume d'eau utilisée.

DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE.

(Méthode par K_2CrO_7)

Réactifs

- Solution d'acide sulfurique à 4 mol/l:
 - Acide sulfurique ($d = 1,84$).....220 ml.
 - Eau permutée.....q.s.p. 1l.

Verser l'acide sulfurique dans l'eau. Après refroidissement, compléter le volume à 1l.

- Solution de sulfate d'argent:
 - Sulfate d'argent cristallisé 10 g.
 - Acide sulfurique (d = 1,84).....q.s.p. 1000 ml.

Dissoudre le sulfate d'argent dans 40 ml d'eau permutée puis ajouter 960 ml d'acide sulfurique avec précaution.

- Solution de sulfate de fer et d'ammonium à 0,12 mol/l.
 - Sulfate de fer et d'ammonium.....47g.
 - Acide sulfurique (d = 1,84).....20ml.
 - Eau permutée.....q.s.p. 1l.

Dissoudre le sulfate de fer et d'ammonium dans de l'eau, ajouter l'acide sulfurique.

Après refroidissement ajuster le volume à 1l.

Le titre de cette solution doit être vérifié tous les jours.

- Solution de dichromate de potassium à 0,04 mol/l.
 - Dichromate de potassium 11,767 g.
 - Eau permutée q.s.p. 1l.

Mode opératoire

Introduire 50 ml d'eau à analyser soigneusement homogénéisée dans un ballon de 500ml contenant quelques billes de la pierre ponce pour régulariser l'ébullition.

Ajouter 1g de sulfate mercurique cristallisé et 5 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent.

Ajouter 25 ml de solution de dichromate de potassium à 0,04 mol, puis avec précaution 70 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent en agitant par un mouvement circulaire du ballon et en refroidissement sous un courant d'eau froide.

- Porter à ébullition pendant 2 heures.
- Laisser refroidir.
- Diluer à environ 350 ml avec de l'eau permutée.
- Ajouter quelques gouttes de solution de ferroïne.
- Déterminer la quantité nécessaire de solution de sulfate de fer et d'ammonium ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$) pour obtenir le virage au rouge violacé. Procéder aux mêmes opérations sur 50 ml d'eau permutée.

Etablissement de la courbe d'étalonnage

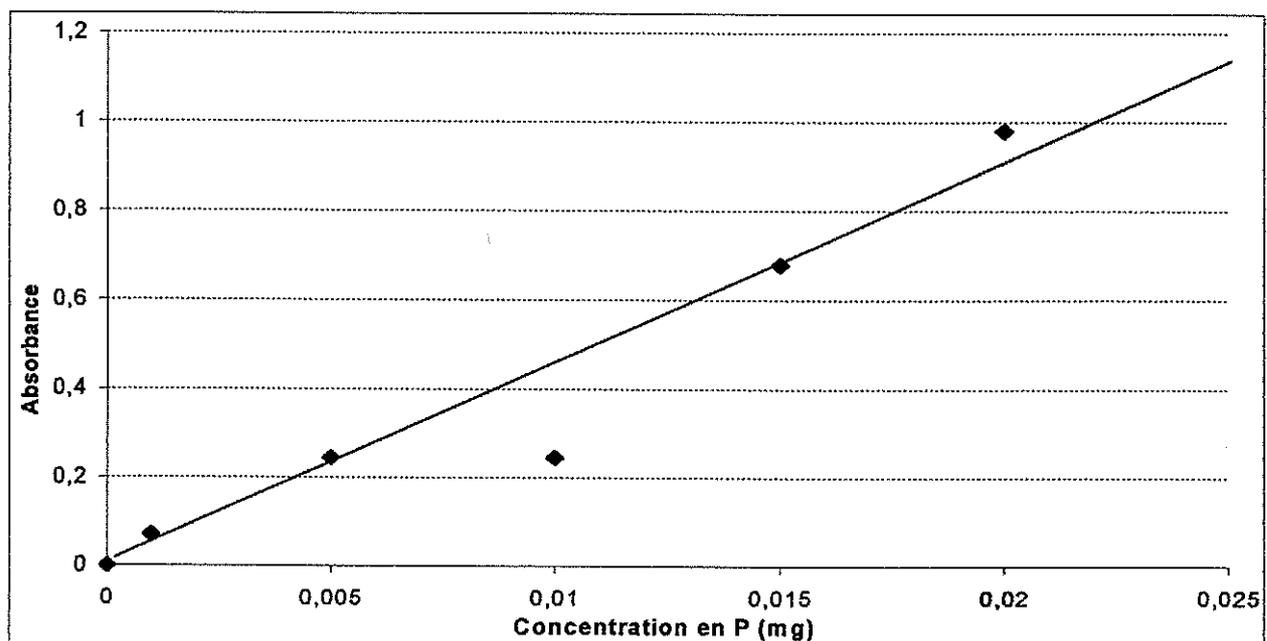
Introduire dans série de fioles jaugées de 25 ml :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution étalon de phosphore à 1 mg (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau permutée (ml)	20	19	15	10	5	0
Correspondance en milligrammes de phosphore	0	0,001	0,005	0,010	0,015	0,020

Introduire dans chaque fiole 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter, puis ajouter 4 ml de réactif, mélanger soigneusement, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 700 à 800 nm en cuve de cm. Construire la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en milligrammes pour la prise d'essai.



-Courbe d'étalonnage des phosphates -

Facteurs de conversion

1 mg/l PO_4^{3-} = 0,747 mg P_2O_5 = 0,326 mg P.

Expression des résultats

$$\text{La DCO (mg d'O}_2\text{/l)} = \frac{8000(V_0 - V_1) T}{V}$$

V_0 : Volume de $(\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2)$ du témoin en ml.

V_1 : Volume de $(\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2)$ essai en ml.

T: Titre de $(\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2)$ à blanc.

V: Volume de la prise d'essai.

DOSAGE DES PHOSPHATES

Réactifs

- Solution d'acide sulfurique ($d = 1,84$) à 15% environ en volume.
- Solution de molybdate d'ammonium à 40 g/l.

Filtrer si nécessaire à conserver en flacon de polyéthylène à 4 °c.

- Solution d'acide ascorbique à 20 g/l et à préparer chaque jour.
- Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium à 2,8 g/l.
- Réactif :

- solution d'acide sulfurique.....50 ml.
- solution de tartrate double d'antimoine et de potassium.....5 ml.
- solution de molybdate d'ammonium.....5 ml.
- eau permutée.....q.s.p. 100 ml.

Conserver le réactif au réfrigérateur à 4°C.

- Solution mère étalon à 50 mg/l de phosphore :
 - dihydrogénophosphate de potassium desséché
au préalable à l'étuve à 100°C.....219,7 mg.
 - eau permuté..... q.s.p. 100 ml.

Acidifier la solution par 1 ml d'acide sulfurique à 15 % avant d'ajuster le volume.

- Solution fille étalon à 1 mg/l de phosphore.

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau permutée au moment de l'emploi.

DOSAGE DES NITRATES (NF.T90.012).**(Méthode colorimétrique).****Réactifs**

- Solution de salicylate de sodium à 1% à renouveler toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré (d = 1,84).
- Solution d'hydroxyde de sodium.
 - Hydroxyde de sodium.....200g.
 - Sel disodique de l'acide éthylène tétracétique.....50g.
 - Eau permutée..... q.s.p.1l.

Dissoudre avec précaution l'hydroxyde de sodium dans 800 ml d'eau permutée. Ajouter le sel disodique EDTA. Et après refroidissement, transvaser la solution dans une fiole jaugée. Ajuster le volume à 1l.

Conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène.

- Solution d'Azoture de sodium :
 - Azoture de sodium.....50mg.
 - Eau permuter.....q.s.p.100ml.
- Solution mère étalon d'azote nitrique à 100ml/l :
- Nitrite de potassium anhydre.
 - Eau permutée.

A renouveler tous les deux mois.

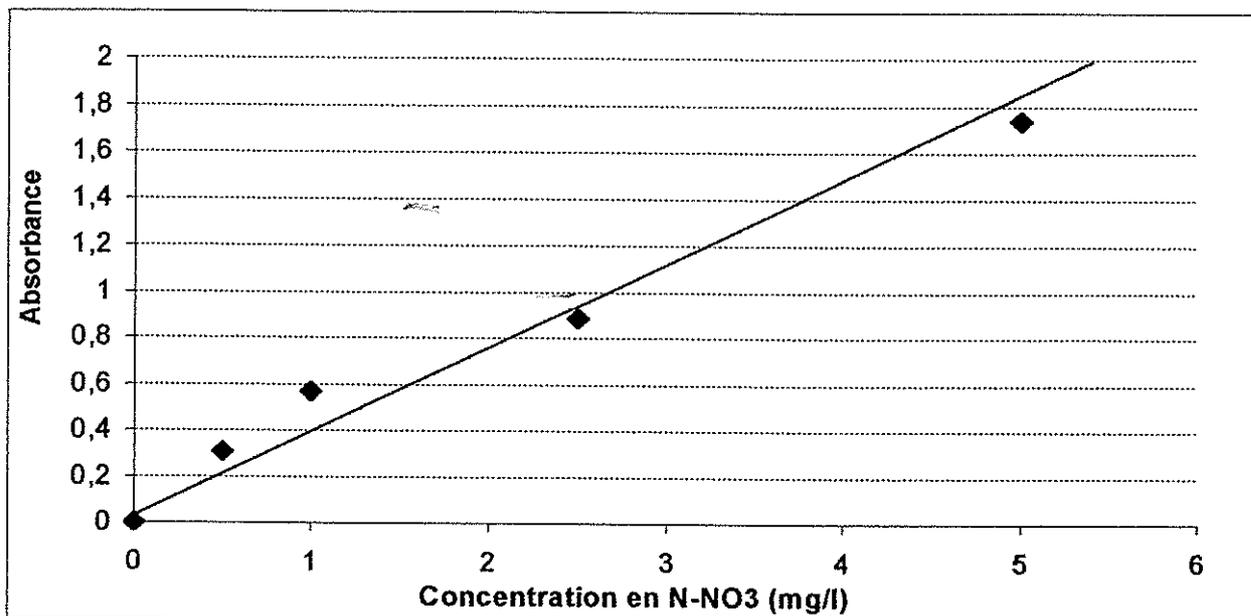
- Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/l

Amener 50 ml de la solution mère à 1000 ml avec l'eau permutée.

Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de capsule de 60 ml, introduire successivement:

Numéro des capsules	T	1	2	3	4
Solution étalon d'azote nitrique 5 mg/l (ml)	0	1	2	5	10
Eau permutée (ml)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/l d'azote nitrique	0	0,5	1	2,5	5
Solution d'azoture de sodium (ml)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Acide acétique	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2



- Courbe d'étalonnage des nitrates -

DOSAGE DE L'AMMONIUM (Méthodes après distillation)

Distillation préliminaire

Matériel spécial

- Appareil à distiller par entraînement à la vapeur.

Réactifs

- Utiliser de l'eau déminéralisée sur résine cationique forte.
- Solution de carbonate de sodium à 100 g/l.
- Solution concentrée d'hydroxyde de sodium.
- Solution d'acide borique à 10 mg/l.
- Agent anti-moussant.

Mode opératoire

Dans le ballon de l'appareil à distiller, introduire la prise d'essai contenant 0,2 à 20 mg d'ammonium. Ajouter 20 ml de solution de carbonate de et éventuellement un agent anti-moussant. Recueillir le distillat sur 5 ml de solution d'acide borique.

- Attendre 5 minutes,
- Evaporer à sec dans une étuve portée à 75 – 80°C. (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps).
- Ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium, puis évaporer,
- Laisser refroidir,
- Reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement,
- Attendre 10 minutes,
- Ajouter 15 ml d'eau permutée,
- Puis 10 ml de solution d'hydroxyde de sodium qui développe une couleur jaune,
- Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415 nm,
- Soustraire des unités d'absorbance lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin,
- Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml.

Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium.

Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage.

Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau permutée.

Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415 nm, et tenir compte de valeur pour le témoin.

Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en mg/l.

Pour obtenir la teneur en nitrate (NO_3^-), multiplier ce résultat par 4,43.

- chlorure d'ammonium 2,97 g
- eau permutée q.s.p 1000 ml

- Solution fille étalon à 10 mg/l d'ammonium.

Amener à l'aide d'eau permutée 10 ml de solution mère à 1000 ml dans une fiole jaugée.

Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml numérotées, introduire successivement en agitant après chaque addition :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V	VI	VII
Solution d'ammonium à 10 mg/l	0	1	2	5	10	15	20	25
Eau permutée (ml)	50	49	48	45	40	35	20	15
Solution de tartrate (ml)	2	2	2	2	2	2	2	2
Réactif de Nessler (ml)	2	2	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg de NH ₄	0	0,01	0,02	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25

Laisser au repos pendant 10 mn. Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 420 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Ajuster le volume du distillat à 250 ml et introduire 50 ml de distillat dans une fiole jaugée. Ajouter 2 ml de solution de tartrate, mélanger, puis 2 ml de réactif de Nessler et mélanger. Préparer un témoin à partir d'eau permutée contenant la même quantité d'acide borique que le distillat. Laisser au repos 10 mn en tenant compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

La courbe donne directement la teneur en ammonium exprimée en milligrammes dans la prise d'essai de distillat.

Annexe4

Journal officiel de la

république

algérienne N° 46

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
Température	°C	30
pH		5,5 à 8,5
MES	mg/l	30
DBO ₅	mg/l	40
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	40
Phosphates	mg/l	02
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	05
Cadmium	mg/l	0,2
Chrome	mg/l	03
Chrome	mg/l	0,1
Fer	mg/l	05
Manganèse	mg/l	01
Mercure	mg/l	0,01
Nickel	mg/l	05
Plomb	mg/l	01
Cuivre	mg/l	03
Zinc	mg/l	05
Huiles et graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0,5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	01
PCB	mg/l	0,001
Détergents	mg/l	02
Tensio-actif anioniques	mg/l	10

Tableau (01) : Valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversement industrielles.
Journal officiel de la république Algérienne n° 46 (14 juillet 1993).

Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993
réglementant les rejets d'effluents liquides
industriels.

Le Chef du Gouvernement,

Sur le rapport du ministre de l'éducation nationale,

Vu la Constitution, notamment ses articles 81 et 116 ;

Vu la loi n° 83-03 du 5 février 1983 relative à la
protection de l'environnement ;

Vu la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 relative au code
des eaux ;

Vu la loi n° 85-05 du 16 février 1985, modifiée et
complétée, relative à la protection et à la promotion de la
santé ;

Vu la loi n° 89-23 du 19 décembre 1989 relative à la
régionalisation ;

Vu la loi n° 90-08 du 7 avril 1990 relative à la
commune ;

Vu la loi n° 90-09 du 7 avril 1990 relative à la wilaya ;

Vu le décret présidentiel n° 92-304 du 6 juillet 1992
portant nomination du Chef du Gouvernement ;

Vu le décret présidentiel n° 92-307 du 19 juillet 1992
portant nomination des membres du Gouvernement ;

Vu le décret n° 92-489 du 28 décembre 1992 fixant les
attributions du ministre de l'éducation nationale ;

Décète :

Article 1er. — Le présent décret a pour objet, en
application des dispositions de la loi n° 83-03 du 5 février
1983 et de la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 susvisées, de
réglementer les rejets d'effluents liquides industriels.

CHAPITRE I

DISPOSITIONS GENERALES

Art. 2. — Au sens du présent décret, il est entendu par
rejet tout déversement, écoulement, jets, dépôts directs ou
indirects d'effluents liquides industriels dans le milieu
naturel.

Art. 3. — Les rejets, tels que définis à l'article 2
ci-dessus, sont soumis à autorisation conformément aux
dispositions du présent décret.

L'autorisation détermine les conditions techniques
auxquelles sont subordonnés les rejets.

CHAPITRE II

DES CONDITIONS D'OBTENTION, DE RETRAIT OU DE MODIFICATION DES AUTORISATIONS

Art. 4. — Sans préjudice des conditions de l'article 101
de la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983, susvisée, les rejets
d'effluents liquides industriels, tels que définis à l'article 2
ci-dessus, ne peuvent être autorisés que :

— s'ils ne dépassent pas à la source les valeurs limites
maximales telles qu'annexées au présent décret.

— s'ils remplissent les conditions techniques dont la
définition fera, l'objet d'un arrêté du ministre chargé de la
protection de l'environnement.

Art. 5. — Les conditions techniques prévues à l'article 4
ci-dessus tiennent compte notamment :

— du débit et du degré de pollution des eaux réceptrices
et de leur capacité de régénération naturelle,

— des conditions d'utilisation des eaux réceptrices et des
exigences de l'alimentation en eau des populations,

— de la protection de la faune et de la flore et des
exigences sanitaires économiques et touristiques,

— de l'importance et de la nature des rejets.

Art. 6. — L'autorisation de rejet prévue à l'article 3 du
présent décret, est délivrée par le ministre chargé de
l'environnement après avis du ministre chargé de
l'hydraulique.

Art. 7. — Les demandes d'autorisation de rejet sont
adressées en trois exemplaires au ministre chargé de
l'environnement par l'intermédiaire du wali territorialement
compétent.

Art. 8. — Les dossiers de demande d'autorisation de rejet
comportent notamment :

1) les noms, prénoms, qualité et domicile du demandeur
ou si la demande émane d'une collectivité, d'une entreprise
publique ou de toute autre personne morale, les indications
suivantes : nature, siège, objet, noms, prénoms et qualité
du ou des représentants habilités auprès de
l'administration,

2) la description de l'emplacement de l'opération projetée
et le cas échéant de sa profondeur et des niveaux
souterrains dans lesquels elle s'effectue.

3) la nature et l'importance du rejet, les conditions
d'évacuation ou de dépôt notamment sa répartition dans le
temps, les mesures proposées pour remédier à la pollution
des eaux,

4) la nature des agents polluants susceptibles d'altérer la
qualité des eaux,

5) la description technique des installations prévues pour
éviter d'altérer la qualité des eaux ou de nuire à la salubrité
publique.

A la demande est jointe une carte à l'échelle minimale de
1/50.000 sur laquelle est reporté l'emplacement de
l'opération projetée.

Lors de l'instruction de la demande, il peut être exigé la présentation d'un plan à grande échelle où seront reportés les exploitations, les immeubles et les établissements situés dans le périmètre considéré.

Art. 9. — L'acte d'autorisation définit les prescriptions techniques que devront respecter les rejets.

Il prescrit, le cas échéant, l'exécution par le demandeur et à ses frais de puits permettant de contrôler la qualité des eaux souterraines.

Art. 10. — Lorsque les conditions de rejet sont jugées, par l'inspecteur de l'environnement, non conformes à celles prévues par l'autorisation de rejet, à sa demande, le wali, territorialement compétent met en demeure le propriétaire de l'installation de prendre, dans le délai qu'il lui aura fixé, l'ensemble des mesures et actions à même de rendre le rejet conforme aux prescriptions de l'acte autorisant le rejet.

Art. 11. — A l'expiration du délai prévu ci-dessus, et lorsque le propriétaire n'aura pas obtempéré, le wali décide de l'arrêt provisoire du fonctionnement des installations responsables de la pollution jusqu'à l'exécution des conditions imposées.

Dans ce cas, sur rapport du wali, le ministre chargé de l'environnement prononce le retrait de l'autorisation de rejet et ce, sans préjudice des poursuites judiciaires prévues par la législation en vigueur.

Art. 12. — L'autorisation de rejet peut faire l'objet d'une modification dans les mêmes formes que celles qui ont prévalu pour son obtention, soit à la demande du titulaire de l'autorisation ou des tiers intéressés, soit d'office de la part de l'autorité compétente.

Art. 13. — Les autorisations de rejet sont modifiées ou retirées d'office sur proposition de l'inspecteur de l'environnement ou à la demande de tout autre service concerné et notamment ceux chargés de la protection de la nature, de la santé ou de l'hydraulique.

Art. 14. — Les autorisations de rejets sont modifiées ou retirées d'office :

— en cas de non respect des délais et prescriptions prévues par l'acte autorisant le rejet,

— lorsqu'il aura été mis obstacle à l'accomplissement des contrôles et exercice de leurs fonctions aux inspecteurs chargés de la protection de l'environnement sans préjudice de l'application de l'article 139 de la loi n° 83-03 du 5 juin 1993 susvisée.

Les modifications ou retraits d'autorisation ne donnent lieu à aucune enquête publique. Toutefois le titulaire de l'autorisation peut faire usage de son droit de recours.

CHAPITRE IV DES CONTROLES

Art. 15. — Il est institué des contrôles périodiques et inopinés des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des rejets.

Les contrôles sont effectués soit à l'occasion des visites et vérifications prévues par le présent décret, soit en vue de constater les infractions aux dispositions des lois n° 83-03 du 4 février 1983 et n° 83-17 du 16 juillet 1983 susvisées.

Art. 16. — Sont habilités à effectuer les contrôles prévus à l'article 15 ci-dessus les inspecteurs de l'environnement.

Les inspecteurs, cités ci-dessus agissant dans le cadre de leurs attributions, ont, à cette fin, accès impérativement aux installations de rejet qu'ils sont chargés de contrôler.

Art. 17. — Le contrôle des rejets comporte, selon le cas, un examen des lieux, des mesures et analyses opérées sur place et des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyses.

Les méthodes d'échantillonnage, de conservation et de manipulation des échantillons sont effectuées selon la norme algérienne en vigueur.

Art. 18. — Lorsque les dispositifs d'épuration existent, le contrôle des rejets est opéré à l'aval de ces dispositifs.

Lorsqu'il est fait appel au procédé de l'épandage, le contrôle des rejets est également opéré avant épandage.

Art. 19. — Les opérations de contrôle, telles que définies ci-dessus donnent lieu à la rédaction d'un procès-verbal établi par l'inspecteur de l'environnement habilité à cet effet.

Le procès verbal comporte :

— les noms, prénoms et qualité de l'inspecteur de l'environnement chargé du contrôle,

— la désignation du ou des auteurs présumés du rejet et de la nature de leur activité,

— la date, l'heure, l'emplacement et les circonstances de l'examen des lieux et des mesures faites sur place,

— les constatations relatives à l'aspect, la couleur, l'odeur du rejet, l'état apparent de la faune et de la flore à proximité du lieu de rejet, et les résultats des mesures et des analyses opérées sur place.

Art. 20. — Lorsque des prélèvements et des analyses sont opérés, le procès-verbal comporte :

— l'identification de chaque échantillon prélevé, accompagnée de l'indication de l'emplacement, de l'heure et des circonstances de prélèvement.

— le nom du ou des laboratoires destinataires de l'échantillon prélevé.

Art. 21. — Tout prélèvement opéré aux fins d'analyse donne lieu à l'établissement d'échantillons placés chacun dans un récipient approprié et mis sous scellés avec étiquette portant :

- les dates, heures et lieu de prélèvement,
- l'identification complète de chaque échantillon,
- la signature de l'inspecteur de l'environnement chargé du contrôle.

Les échantillons sont conservés sous la responsabilité de l'inspecteur de l'environnement qui les place dans des conditions de bonne conservation.

Art. 22. — L'analyse des échantillons porte sur leurs caractéristiques physique, chimique et biologique.

Elle peut être accompagnée d'analyses bactériologiques.

Des analyses spéciales, déterminées selon les activités qui sont à l'origine des rejets, peuvent compléter le contrôle.

Les analyses sont effectuées, selon les normes algériennes en vigueur, par des laboratoires agréés dont la liste est fixée par un arrêté conjoint du ministre chargé de l'environnement, du ministre chargé de l'hydraulique et du ministre chargé de la santé.

Art. 23. — Lorsque des termes du procès-verbal ou des analyses, il ressort la commission d'infraction, l'inspecteur de l'environnement chargé du contrôle transmet le procès-verbal contenant lesdites infractions au ministère public territorialement compétent.

Art. 24. — Toute infraction aux dispositions du présent décret sera punie conformément aux lois en vigueur.

Art. 25. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 10 juillet 1993.

Bélaïd ABDESSELAM

ANNEXE

VALEURS LIMITES MAXIMALES DES PARAMETRES DE REJET
DES INSTALLATIONS DE DEVERSEMENT INDUSTRIELLES

PARAMETRES	UNITES	VALEURS MAXIMALES
Températures		
PH	°C	30
Mes	"	5,5 à 8,5
DBO5	mg / l	30
DCO	"	40
Azote Kjeldahl	"	120
Phosphates	"	40
Cyanures	"	02
Aluminium	"	0,1
Cadmium	"	5
Chrome 3 +	"	0,2
Chrome 6 +	"	3,0
Fer	"	0,1
Manganèse	"	5
Mercre	"	1
Nickel	"	0,01
Plomb	"	5
Cuivre	"	1
Zinc	"	3
Huiles et Graisses	"	5
Hydrocarbures	"	20
Phénols	"	20
Solvants organiques	"	0,5
Chlore actif	"	20
PCB	"	1,0
Détergents	mg / l	0,001
Tensio-actifs anioniques	"	2
	"	10

Décret exécutif n° 93-163 du 10 juillet 1993 portant institution d'un inventaire du degré de pollution des eaux superficielles.

Le Chef du Gouvernement,

Sur le rapport du ministre de l'éducation nationale et du ministre de l'équipement,

Vu la Constitution et notamment ses articles 81 et 116;

Vu la loi n° 83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement et notamment ses articles 37 et 38;

Vu la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 portant code des eaux;

Vu la loi n° 89-23 du 19 décembre 1989 relative à la normalisation;

Vu le décret n° 81-167 du 25 juillet 1981 portant création de l'institut national des ressources hydrauliques;

Vu le décret n° 87-129 du 19 mai 1987 portant changement de dénomination de l'institut national des ressources hydrauliques (INRH) en agence nationale des ressources hydrauliques (ANRH);

Vu le décret présidentiel n° 92-304 du 8 juillet 1992 portant nomination du Chef du Gouvernement;

Vu le décret présidentiel n° 92-307 du 19 juillet 1992 portant nomination des membres du Gouvernement;

Décète :

Article 1er. — En application des dispositions des articles 37 et 38 de la loi n° 83-03 du 5 février 1983, susvisée, le présent décret a pour objet l'institution d'un inventaire établissant le degré de pollution des eaux superficielles à l'exclusion des eaux marines.

Art. 2. — La liste des eaux superficielles devant faire l'objet de l'inventaire du degré de pollution est établie par un arrêté conjoint du ministre chargé de l'environnement et du ministre chargé de l'hydraulique.

Art. 3. — L'inventaire du degré de pollution est établi d'après les critères physiques, chimiques biologiques et bactériologiques définis dans l'annexe du présent décret.

Il est présenté sous forme d'un annuaire dont la forme est définie par arrêté conjoint du ministre chargé de l'environnement et du ministre chargé de l'hydraulique.

Art. 4. — Toute opération d'inventaire du degré de pollution des eaux superficielles donne lieu à l'établissement de documents, notamment à l'élaboration de la carte des eaux superficielles de l'Algérie.

Art. 5. — L'inventaire du degré de pollution est établi dans un délai n'excédant pas cinq (5) années à compter de la date de publication du présent décret au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire. Il sera l'objet d'une révision périodique tous les cinq (5) ans.

Art. 6. — Lorsqu'il est constaté qu'un changement exceptionnel ou imprévu affecte l'état des eaux, il est procédé à une révision partielle de l'inventaire du degré de pollution et à l'établissement de documents complémentaires pour les points caractéristiques des zones concernées.

Art. 7. — L'agence nationale des ressources hydrauliques est chargée de l'élaboration et de la gestion de l'inventaire du degré de la pollution des eaux superficielles.

Elle peut s'assurer le concours des laboratoires agréés sous sa direction et son contrôle.

Art. 8. — Les techniques de prélèvements et les méthodes d'analyses sont effectuées selon les normes algériennes en vigueur.

Art. 9. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République Algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 10 juillet 1993.

Bédel ABDESSELAM.

ANNEXE

**CRITERES PHYSIQUES - CHIMIQUES
BIOLOGIQUES ET BACTERIOLOGIQUES**

PARAMETRES	UNITES
Critères physiques	
Température de l'eau	°C
PH	ph
Matière en suspension totale	mg / lmes
Conductivité électrique à 20 ° C°	µS / cm
Critères chimiques et biologiques	
DBO5	mg / l O2
DCO	mg / l O2
Oxydabilité au KM n 04 milieu acide à chaud	mg / l O2
oxygène dissous immédiat	mg / l O2
Taux de saturation en oxygène	%
Azote	mg / l
Kjeldahl	mg / l
Potassium	mg / l
Sodium	mg / l
Calcium	mg / l
Magnésium	mg / l

Art. 4. — La fréquence minimale des prélèvements, le nombre minimal d'échantillons et d'analyses sont déterminés par arrêté conjoint du ministre chargé de l'environnement et des ministres concernés.

Art. 5. — Lorsque la qualité des eaux de baignade ne satisfait pas aux paramètres prévues à l'annexe du présent décret, le wali territorialement compétent interdit la baignade pour cause de pollution.

Art. 6. — L'agence nationale pour la protection de l'environnement (A.N.P.E) est chargée d'effectuer les

opérations de surveillance de la qualité des eaux de baignade et ce, en liaison avec les organismes et institutions concernés.

Elle peut, à cet effet, faire appel à des laboratoires agréés conformément à la réglementation en vigueur, agissant sous sa direction et son contrôle.

Art. 7. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger le, 10 juillet 1993.

Bélaïd ABDESSELAM.

ANNEXE

QUALITE REQUISE DES EAUX DE BAINNADE

PARAMETRES	UNITES	VALEURS GUIDES	VALEURS LIMITES
MICROBIOLOGIQUES			
1. Coliformes totaux	/ 100 ml	500	10.000
2. Coliformes fécaux	/ 100 ml	100	2.000
3. Streptocoques"	/ 100 ml	100	—
4. Salmonelles	1 L	—	0
5. Enterovirus	PFU / 10L	—	0
6. Vibriion cholérique	/ 450 ml	—	0
PHYSICO-CHIMIQUES			
7. Coloration	mg / l	—	Pas de changement anormal de la couleur
8. Huiles minérales	mg / l	—	Pas de film visible à la surface de l'eau et absence d'odeur
9. Substances tensio-actives réagissant au bleu de méthylene	mg / l Lauryl-sulfate	> 0,3	Pas de mousse persistante
10. Phenols (indice phénol)	mg / l $C^6H^5O^4$	> 0,005	0,05 et aucune odeur spécifique
11. Transparence	M	2	1
12. Résidus goudronneux et matières flottantes (bois, plastique, bouteille et toute autre matière débris ou éclats)	—	—	Abscence
13. P.H	—	—	6-8
14. Oxygène dissous	% Saturation en oxygène	—	80-120
15. Autres substances	—	—	Ne doit pas contenir de substances susceptibles de nuire à la santé des baigneurs

1. Les concentrations inférieures ou égales aux valeurs guides indiquent une eau de bonne qualité.
2. Les eaux dont les concentrations sont comprises entre les valeurs guides et les valeurs limites sont de qualité acceptable et doivent faire l'objet d'une surveillance continue.

TABLEAU (suite)

PARAMETRES	UNITES
Nitrates	mg/l
Bicarbonates	mg/l
Nitrites	mg/l
Chlorures	mg/l
Sulfates	mg/l
Orthophosphates	mg/l
Silicates	mg/l
Carbonates (pH 8,3)	mg/l
Agents de surface anioniques	mg/l TPBS
Agents de surface non anioniques	mg/l NP. 10
Indice de phenol	mg/l
Cyanures	mg/l
Chrome total	mg/l
Fluor	mg/l
Plomb	mg/l
Sélénium	mg/l
Cuivre	mg/l
Zinc	mg/l
Arsenic	mg/l
Fer	mg/l
Manganèse	mg/l
Cadmium	mg/l
Mercur	mg/l
Substances extractibles au chloroforme	mg/l SEC
Phtalates	10 ⁻⁶ mg/l
Pesticides organo - chlorés	10 ⁻⁶ mg/l
Polychlorobi-phényles totaux	10 ⁻⁶ mg/l
Analyse bactériologique	
Coliformes totaux	numération
Coliformes fécaux	dans 100 ml
Streptocoques fécaux	" "
Salmonelles	" "
	Présence
	ou absence

Décret exécutif n° 93-164 du 10 juillet 1993
définissant la qualité requise des eaux de
baignade;

Le Chef du Gouvernement,

Sur le rapport du ministre de l'éducation nationale,

Vu la Constitution, notamment ses articles 81 et 116 ;

Vu l'ordonnance n° 76-80 du 23 octobre 1976 portant
code maritime ;

Vu la loi n° 83-03 du 5 février 1983 relative à la
protection de l'environnement ;

Vu la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 relative au code des
eaux ;

Vu la loi n° 85-05 du 16 février 1985, modifiée, relative
à la protection et à la promotion de la santé ;

Vu la loi n° 89-23 du 19 décembre 1989 relative à la
normalisation ;

Vu le décret n° 83-457 du 23 juillet 1983 portant
création de l'agence nationale pour la protection de
l'environnement (ANPE) ;

Vu le décret n° 85-13 du 26 janvier 1985 fixant les
conditions d'utilisation des plages ;

Vu le décret présidentiel n° 92-304 du 8 juillet 1992
portant nomination du Chef du Gouvernement ;

Vu le décret présidentiel n° 92-307 portant nomination
des membres du Gouvernement ;

Vu le décret exécutif n° 92-489 du 28 décembre 1992
fixant les attributions du ministre de l'éducation nationale ;

Décète :

Article 1^{er}. — Le présent décret a pour objet de définir la
qualité des eaux de baignade à l'exception des eaux
destinées aux usages thérapeutiques et des eaux de piscines.

Art. 2. — Au sens du présent décret on entend par :

— "eaux de baignade" les eaux ou parties de celles-ci
douces, courantes ou stagnantes ainsi que l'eau de mer,
dans lesquelles la baignade est autorisée ou n'est pas
interdite et habituellement pratiquée par un nombre
important de baigneurs.

— "zone de baignade" l'endroit où se trouvent des eaux
de baignade.

Art. 3. — La qualité des eaux de baignade doit satisfaire
aux paramètres micro-biologiques et physico-chimiques
indiqués à l'annexe du présent décret.

Les méthodes d'échantillonnage, de conservation, de
manipulation et d'analyses des échantillons sont effectuées
selon les normes algériennes en vigueur.