

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ MOULOUD MAMMERRI DE TIZI-OUZOU



FACULTÉ DES SCIENCES BIOLOGIQUES
ET DES SCIENCES AGRONOMIQUES
DÉPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUES

THÈSE de DOCTORAT

Spécialité : Agronomie
Option : Génie des procédés

Présenté par

M^r METAHRI Mohammed Saïd

SUJET

**ÉLIMINATION SIMULTANÉE DE LA POLLUTION
AZOTÉE ET PHOSPHATÉE DES EAUX USÉES
TRAITÉES, PAR DES PROCÉDÉS MIXTES.
Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou**

Soutenu publiquement, devant le jury d'examen composé de:

M. BOUKHEMZA Mohamed	Professeur	U.M.M.T.O	Président
M. MEDDOUR Rachid	Maître de Conférences	U.M.M.T.O	Rapporteur
M. DERRIDJ Arezki	Professeur	U.M.M.T.O	Examineur
M. MOUHOUCHE Brahim	Professeur	E.N.S.A	Examineur
M. LOUNICI Hakim	Professeur	CUB	Examineur
M. RIBA Amar	Maître de Conférences	U.M.B.B	Examineur

Soutenu le: 01 / 07 / 2012

À mon Père,

À ma Mère,

À ma femme,

À mon fils Cherif et
ma fille Djamila tant aimés,

À la mémoire de mon grand père,
ma tante Tassadit et ma sœur Djamila,

À toutes les personnes que je porte dans le cœur
et qui se reconnaîtront car elles en font autant.

.....
.....

Je vous dédie cette thèse en guise
de reconnaissance car vous m'êtes si
chers que je ne peux que vous offrir ce
que j'ai appris de mieux dans ma vie.

REMERCIEMENTS

Ces quelques expressions vont me permettre de remercier tous ceux qui m'ont beaucoup apporté au niveau scientifique mais aussi personnel,

Cette thèse a été réalisée à l'Université Mouloud MAMMARI de Tizi-Ouzou, Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques. Elle s'inscrit dans une dynamique de recherches dans le domaine de l'ingénierie environnementale et aborde particulièrement des thèmes issus du génie des procédés. Ce travail a été réalisé grâce à l'octroi d'une bourse doctorale FAD de mon pays l'État Algérien. C'est pourquoi je tiens à remercier infiniment les Autorités gouvernementales pour cette opportunité.

J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon directeur de thèses R. MEDDOUR Maître de Conférence A, qui m'a accordé sa confiance. Sa contribution hautement distinguée dans la réalisation de ce travail me restera à l'esprit. Son sens d'appréciation scientifique, sa rigueur pour le travail bien fait, ses suggestions pertinentes dans la recherche et surtout sa disponibilité, ont permis, à maintes reprises, de clarifier mes pensées. Je ne le remercierai jamais assez pour ses différentes orientations.

Ma reconnaissance et mes vives remerciements vont également au Professeur Jean-Luc VASEL de la Fondation Universitaire Luxembourgeoise qui m'a accueilli dans son laboratoire et qui grâce à lui mon rêve de finir ce projet est réalisé, ainsi pour l'organisation de mes séjours à Arlon, la participation aux différentes conférences et les soutiens multiples. Je le remercie pour cette chance qu'il m'a donné et aussi pour ses nombreuses marques d'amitié depuis notre rencontre.

Une très grande reconnaissance va au Professeur M. BOUKHAMZA de l'UMMTO, pour l'honneur qu'il nous fait de présider le jury de cette thèse et pour l'intérêt qu'il a bien voulu porter à notre travail.

J'adresse également mes sincères remerciements au Professeur A. DERRIDJ de UMMTO d'avoir accepté de juger ce travail et d'apporter ses critiques tant constructives.

Je remercie chaleureusement le Professeur B. MOUHOUCHE de l'ENSSA, pour avoir bien voulu examiner ce travail et de contribuer par ces conseils tant souhaités.

Comme je remercie infiniment le Professeur H. LOUNICI du CUB d'avoir accepté de prendre part à l'appréciation de ce travail et d'apporter ses suggestions congruentes.

Je tiens également à exprimer ma sincère reconnaissance à l'endroit de Monsieur A. RIBA Maître de conférence de rang A à l'UMBB, d'avoir accepté de juger ce travail et d'apporter ses remarques aussi constructives.

Je ne saurais clôturer cette liste de remerciements et de reconnaissances, sans exprimer ma profonde gratitude à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail exceptionnellement aux professeurs A. SAHMOUNE et H. YAHI.

LISTE DES ABREVIATIONS

AMO : ammonium mono oxygénase

CE : conductivité

CEC : capacité d'échange cationique

COT : carbone organique total

DBO : demande biochimique en oxygène

DCO : demande chimique en oxygène

DMI : dose minimale infectante

EH : équivalent habitant

ha : hectare

HAO : hydroxylamine oxydoréductase

HAP : hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

MES : matières en suspension

MM : matières minérales

MO : matière organique

MS : matière sèche

MV : matières volatiles

MVS : matières volatiles en suspension

NFU : norme françaises d'utilisation

NOR : la nitrite-oxydoréductase

PCB : Polychlorobiphényles

PHA : poly- β -alcanoates

ppm : partie par million

SAR : sodium adsorption ratio

STEP : station d'épuration

Liste des tableaux

Tableau (1) : Genres et nombres d'espèces nitrifiantes (Féray, 2000).....	38
Tableau (2) : Énergie libérée lors du processus de la nitrification (Henze et al, 1996).....	40
Tableau (3) : Constantes caractéristiques de croissance de l'espèce Nitrosomona (Bock et al, 1991).....	43
Tableau (4) : Constantes caractéristiques des nitrifiants à 20°C (Henze et al, 1996).....	45
Tableau (5) : Quelques valeurs de la température optimum (T) de croissance des nitrifiants.....	45
Tableau (6) : Concentrations ou rendements à respecter en zones sensibles (FNDAE, 2002).....	54
Tableau (7) : Tolérance à la salinité de quelques plantes cultivées (adapté de FAO, 1985)...	64
Tableau (8) : Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (Biswas, 1987).....	67
Tableau (9) : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées Asano (1998).....	69
Tableau (10) : Les parasites pathogènes dans les eaux usées Boutin (1987).....	70
Tableau (11) : Doses minimales infectantes (DMI) moyennes des agents pathogènes présents dans les eaux usées (Cauchi et al, 1996).....	70
Tableau (12) : Apport de nutriments pour diverses quantités d'eau d'irrigation appliquées...	71
Tableau (13) : Potentiel de fertilisation par l'eau usée (FAO/RNEA, 1992).....	73
Tableau (14) : Absorption en NPK (en %) en fonction du mode d'irrigation (FAO/RNEA, 1992).....	73
Tableau (15) : Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent solide comparé au fumier de ferme	89
Tableau (16) : Concentrations en métaux lourds des boues résiduaire fraîches de la station d'épuration en mg/kg de MS	91
Tableau (17) : Teneurs et flux des éléments traces métalliques pour les boues et pour les sols en France selon l'arrêté du 08 Janvier 1998 (Miquel, 2003).....	92
Tableau (18) : Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (Biswas, 1987).....	92
Tableau (19) : Moyennes et écarts-types des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent liquide traité.....	95
Tableau (20) : Les besoins en azote et en phosphore de diverses cultures en kilogrammes par hectare et par an dans la wilaya de Tizi-Ouzou (DSATO, 2006).....	101
Tableau (21) : Les besoins universelles en azote et en phosphore de certaines cultures en kilogrammes par hectare et par an (Gautier et al, 1993).....	102
Tableau (22) : Taux de participations en azote en équivalents- habitants par hectare.....	104
Tableau (23) : Taux de participations en phosphore en équivalents-habitants par hectare.....	105
Tableau (24) : les valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (journal officiel de la république algérienne, 2006).....	110
Tableau (25) : Les normes de rejet des effluents en matière des paramètres de qualité des effluents traités (normes guides) (Faby et Brissaud, 1997).....	111

Tableau (26) : moyennes des résultats analytiques de performance du pilote dans l'abattement des paramètres de pollution.....	117
Tableau (27) : moyennes des résultats analytiques (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} au cours des deux phases (aérobie et anoxie).....	118
Tableau (28) : Influence du débit de (0,5) l/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}).....	125
Tableau (29) : Influence du débit de (1) L/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-})	126
Tableau (30) : Influence du débit de 1.5 l/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}).....	127
Tableau (31) : Influence du débit de 2 L/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}).....	129
Tableau (32) : Influence du débit de 2,5 L/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}).....	130
Tableau (33) : Tableau (40) : Influence de la concentration de FeCl_3 sur la précipitation des ions PO_4^{3-}	133

Liste des figures

Figure (1) : Composition de la boue activée (Lazarova, 2003).....	15
Figure (2) : chaine trophique des boues activées.....	16
Figure (3) : Cycle de l'azote.....	34
Figure (4) : Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote.....	37
Figure (5) : Diagramme de répartition du substrat consommé (Spanjers et al, 1998).....	42
Figure (6) : Effet de la température sur le taux de croissance des microorganismes nitrifiants.....	46
Figure (7) : Taux de nitrification en fonction du pH (Henze et al, 1996).....	48
Figure (8) : Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobie et aérobie.....	56
Figure (9) Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.....	57
Figure (10) : Schéma de l'installation expérimentale.....	79
Figure (11) : Variation du pH dans les conditions opératoires.....	114
Figure (12) : Evolution des MES.....	115
Figure (13) : Influence de l'unité pilote sur l'élimination de la DCO.....	115
Figure (14) : Influence de l'unité pilote sur l'élimination de la DBO5.....	116
Figure (15) : Influence de l'unité pilote sur les variations des concentrations en NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} en phase d'aérobie de l'effluent brute.....	120
Figure (16) : Influence de l'unité pilote sur les concentrations en, NO_3^- et PO_4^{3-} en phase d'anoxie de l'effluent brute.....	122
Figure (17) : Influence du pilote sur l'élimination du phosphore (PO_4^{3-}) en post-précipitation.....	123
Figure (18) : Influence du débit de 0,5 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} ...	125
Figure (19) : Influence du débit de (1) l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} ...	126
Figure (20) : Influence du débit de 1.5 L/h sur les paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}).....	128
Figure (21) : Influence du débit de (2) l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} ...	129
Figure (22) : Influence du débit de (2,5) l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}	130
Figure (23) : Influence de la dose de FeCl_3 sur l'abattement des ions PO_4^{3-}	133

SOMMAIRE

Introduction générale et problématique :	01
--	----

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : Paramètres de qualité et traitement biologique des eaux usées

1- Introduction.....	04
2- Pouvoir dissociant de l'eau.....	04
3- Définition d'une eau usée.....	05
4- Origine des eaux usées.....	05
4-1- Les eaux usées domestiques.....	05
4-2- Les eaux usées industrielles.....	05
4-3- Les eaux agricoles.....	06
4-4- Les eaux pluviales.....	06
5- Caractéristiques des eaux usées.....	06
5-1- Les paramètres physico-chimiques	06
5-1-1- La température.....	07
5-1-2- Le potentiel d'Hydrogène (pH)	07
5-1-3- La turbidité.....	07
5-1-4- Les matières en suspension (MES).....	07
5-1-5- La conductivité (CE).....	08
5-1-6- La demande biochimique en oxygène (DBO).....	08
5-1-7- La demande chimique en oxygène (DCO).....	09
5-1-8- La biodégradabilité.....	09
6- Les critères de la pollution organique.....	10
6-1- L'équivalent habitant (EH).....	10
7- Principe de l'épuration biologique.....	10
7-1- Le métabolisme aérobie.....	12
7-2- Le métabolisme anaérobie.....	14
8- Structure de la boue activée.....	14
9- Les procédés de traitements des eaux usées.....	17
9-1- Les prétraitements.....	17
9-1-1- Le dégrillage.....	17
9-1-1-1- La dilacération.....	18
9-1-2- Le dessablage.....	18
9-1-3- Le dégraissage déshuilage.....	19
9-1-3-1- Le dégraissage.....	19
1- Le dégraissage avant rejet au réseau.....	19
2- Le dégraissage en pré traitement de station d'épuration.....	19
9-1-3-2- Le déshuilage.....	19
1- Le déshuilage longitudinal.....	19
2- Les déshuileurs flottateurs.....	20
9-2- Les traitements primaires.....	20

9-2-1- La décantation physique naturelle.....	20
9-2-2- Les traitements de décantation physico-chimiques.....	21
9-2-3-La filtration.....	22
9-3- Les traitements secondaires ou les traitements biologiques.....	22
9-3-1- Traitements anaérobies.....	23
9-3-2- Traitements aérobies.....	23
9-3-2-1- Les cultures fixes (lits bactériens et disques biologiques).....	23
9-3-2-2- Les cultures libres (boues activées).....	24
9-3-2-3- Le lagunage.....	24
9-3-2-4- Filtration/percolation.....	26
9-3-2-5- La filtration par le sol et les plantes (filtres plantés).....	26
9-4- Les traitements tertiaires.....	27
9-4-1- Elimination de l'azote et du phosphore.....	27
9-4-1-1- Elimination de l'azote.....	27
9-4-1-2- Elimination du phosphore.....	28
9-4-2- Elimination et traitement des odeurs.....	28
9-4-3- Les procédés de désinfections	29
9-4-3-1- Les traitements chimiques de désinfection.....	29
9-4-3-2- Les traitements physiques de désinfection par les ultraviolets.....	30
9-4-4- Traitement et élimination des boues.....	31
Conclusion.....	31

Chapitre II : Problématique de la pollution azotée et phosphatée

1- Introduction.....	32
2- L'azote.....	33
2-1- Problématique de la pollution azotée... ..	33
2-2- Elimination biologique de la pollution azotée.....	36
2-2-1- Processus de nitrification.....	36
2-2-1-1- Notions microbiologique de la nitrification.....	37
a) - Taxonomie.....	37
b)- Phylogénie.....	38
2-2-1-2- Notions de métabolisme.....	38
1- L'ammonification.....	38
2- Métabolisme nitrifiant.....	39
3- Métabolisme énergétique et schéma réactionnel de la nitrification.....	39
a)- Oxydation de l'ammonium en nitrite : la nitrification	40
b)- Oxydation du nitrite en nitrate : la nitrification.....	40
c)- Assimilation du carbone et acidification.....	40
2-2-1-3- Capacité de co-métabolisme des nitrifiants.....	41
2-2-1-4- Caractéristiques de la croissance des souches nitrifiantes.....	41
2-2-1-5- Facteurs influençant la croissance et l'activité des bactéries nitrifiantes.....	44
1- Facteurs physiques et chimiques.....	45
a)Température.....	45
b) Teneur en oxygène dissous.....	46
c) PH.....	47
d) Concentration en produits d'oxydation.....	48
2- Les composés organiques.....	48
3- Facteurs biologiques.....	49
a) Âge des boues.....	49

b) Taille des floccs.....	49
2-2-2- Processus de la dénitrification.....	50
2-2-2-1- Schéma réactionnel simplifié de la dénitrification.....	50
2-2-2-2- Configuration des procédés de dénitrification.....	50
2-3- Traitements physico-chimiques de l'azote.....	52
2-3-1- Procédé par échange d'ions.....	52
2-3-1-1- Principe de l'échange d'ions.....	52
3- Le phosphore.....	53
3-1- Problématique de la pollution phosphatée.....	53
3-2- Exigences en matière de rejets des stations d'épurations.....	54
3-3- Formes minérales oxydées du phosphore.....	54
3-4- Formes organiques du phosphore.....	55
3-5- Elimination du phosphore.....	55
3-5-1-Traitement du phosphore par voie biologique.....	55
3-5-1-1- L'assimilation du phosphore.....	55
3-5-1-2- Processus de suraccumulation du phosphore.....	55
3-5-1-3- Facteurs de suraccumulation du phosphore.....	57
a) Les bactéries déphosphatantes.....	57
b) Les poly- β -alcanoates (PHA).....	58
c) La DCO facilement biodégradable.....	58
d) Le glycogène.....	58
e) Les ions calcium, magnésium et potassium.....	59
3-5-1-4- Conditions favorables à la déphosphatation.....	59
3-5-2- Le traitement physicochimique du phosphore.....	59
Conclusion.....	60

Chapitre III : Réutilisation des eaux usées traitées en agriculture

1- Introduction.....	61
2- Différentes utilisations des eaux usées traitées.....	61
3- Situation de l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation agricole.....	62
4- Critères de qualité des eaux usées pour l'irrigation.....	62
4-1- Salinité.....	63
4-2- Alcalinité.....	65
a) Amendements chimiques.....	65
b) Système d'irrigation adapté.....	65
c) Matière organique.....	65
4-3- Les micropolluants.....	66
4-3-1- Les micropolluants métalliques.....	66
4-3-1-1- Aspects de gestion concernant les éléments traces.....	67
4-3-2- Les micropolluants organiques.....	68
4-3-2-1- les paramètres biologiques.....	68
a) Les bactéries.....	68
b) Les protozoaires.....	69
c) Les helminthes.....	69
4-4- Aspect nutritif des eaux usées traitées.....	71
a) La teneur en azote de l'eau usée urbaine après traitement secondaire.....	72
b) Le phosphore dans l'eau usée après traitement secondaire.....	72
c) Le potassium contenu dans l'eau usée.....	72
d) Charge nutritive en NPK.....	72

5- Système d'irrigation et efficacité d'absorption de N, P et K.....	73
6- Choix du type d'épuration en fonction du type d'irrigation.....	74
7- Stratégie pour protéger la santé humaine et l'environnement.....	74
8- Acceptabilité sociale du recyclage des eaux usées traitées.....	75
9- Avantages de la réutilisation des eaux usées traitées.....	75
10- Conclusion.....	76

PARTIE EXPERIMENTALE

Chapitre I : Matériels et méthodes

1- Introduction.....	77
2- Objectifs spécifiques.....	78
3- Matériel et méthode.....	78
3-1- Description du pilote expérimental.....	78
3-2- Méthodes d'analyses.....	80
3-3- Déroulement de l'expérimentation :.....	84

Chapitre II: Caractérisation et valorisation des effluents solides et liquides de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou

1- Introduction.....	86
2- Les boues résiduaires.....	86
a) La Matière organique.....	87
b) Eléments fertilisants et amendements.....	87
c) Contaminants chimiques inorganiques et organiques.....	87
d) Les micro-organismes pathogènes.....	87
3- Caractéristiques physicochimiques et valorisation agricole des effluents solide et liquide de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou.....	88
3-1- Caractéristiques physicochimiques de l'effluent solide (boues).....	88
3-1-1- Les paramètres de qualité et classification des boues résiduaires urbaines	88
3-1-2- Les métaux lourds.....	90
3-1-3- Etude de valorisation agricole de l'effluent solide (boues résiduaires).....	93
3-2- Caractérisation et élimination simultanée de l'azote et du phosphore par Valorisation agricole de l'effluent liquide.....	94
3-2-1- Caractéristiques physicochimiques de l'effluent liquide (eau).....	94
3-2-2- Etude de valorisation agricole des eaux usées traitées (effluent liquide).....	96
3-2-3- Réutilisation des eaux usées traitées en irrigation agricole.....	98
3-2-4- La fertilisation en agriculture.....	99
3-2-5- Cadre local.....	100
3-2-6- Résultats et discussion.....	101
3-2-7- Les besoins des cultures en Algérie en termes d'eau, azote et phosphore.....	101

3-2-8- Détermination des taux de participation possible en eau, azote et phosphore à partir des eaux traitées de la station Est de la ville de Tizi-Ouzou pour l'agriculture	102
3-2-8-1- Estimation des taux de participation en eaux de la station d'épuration.....	102
3-2-8-2- Estimation des taux de participations de la station en azote.....	103
3-2-8-3- Estimation des taux de participations de la station en phosphore.....	104
Conclusion.....	105

Chapitre III : Mise au point d'un pilote expérimentale

Introduction.....	107
2- Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée.....	107
3- Les normes algériennes de rejet des effluents.....	109
3-1- Etude des paramètres physico-chimiques (T°, pH, MES, DCO, DBO ₅) dans les conditions opératoires.....	112
3-1-1- Evolution du pH	112
1- Dans le bassin d'aération.....	113
2- Dans le lit bactérien.....	113
3-1-2-Evolution des MES.....	114
3-1-3- Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO).....	115
3-1-4- Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	116
3-2- Application du pilote pour l'élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée	117
a) Phase d'aérobie.....	119
b) Phase d'anoxie.....	120
c) Phase de post-précipitation.....	122
3-2-1- Influence de la variation du débit de fonctionnement sur l'élimination simultanée de NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³	123
3-2-1- 1- Influence du débit de 0.5 l/h sur les paramètres (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³).....	124
a) Phase aérobie.....	124
b) Phase d'anoxie.....	124
3-2-1-2- Influence du débit de (1) l/h sur les paramètres (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³	125
a) Phase aérobie.....	126
b) Phase d'anoxie.....	126
3-2-1-3- Influence du débit de (1.5) l/h sur les paramètres (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³).....	127
a) Phase aérobie.....	127
b) Phase d'anoxie.....	127
3-2-1-4- Influence du débit de (2) l/h sur les paramètres (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³).....	128
a) Phase aérobie.....	128
b) Phase d'anoxie.....	128
3-2-1-5- Influence du débit de (2,5) l/h sur les paramètres (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³).....	129
a) Phase aérobie.....	129
b) Phase anaérobie.....	130
3-3- Effet de la concentration du coagulant sur la précipitation des ions PO ₄ ³⁻	131
Conclusion.....	133
Conclusion générale.....	135
Références bibliographiques.....	138

RÉSUMÉ

Notre étude porte d'une part, sur la caractérisation physico chimique, sur l'évaluation de la contribution des taux de participation en équivalents-habitants par hectare en azote, en phosphore de l'effluent de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou et d'autre part, sur la conception d'un pilote expérimental appliqué aux traitements tertiaires d'abattement simultané de la pollution azotée et phosphorée de l'effluent traité.

Les résultats des analyses physicochimiques, effectuées sur une période de trois années, de l'effluent de cette station montrent que les eaux usées présentent un caractère neutre (pH = 7,8) et des concentrations moyennes de 44,98 mg/l en azote total et de 10,85 mg/l en phosphore total. La détermination des paramètres indicateurs de pollution mesurés donne en moyenne: DBO5 = 27,52 mg/l, DCO = 82,8 mg/l, MES = 63,33 mg/l. Les concentrations en métaux lourds présents dans les boues sont: Cr = 74,2 mg/Kg MS, Cu = 115 mg/Kg, MS, Ni = 10,5 mg/Kg MS ; Pb = 6,8 mg/Kg MS et Zn = 400 mg /Kg MS. Elles sont inférieures aux normes admises dans la valorisation agricole des boues.

Les taux de participation annuelle en eau, en azote et en phosphore obtenus expérimentalement pour toutes les cultures confondues, sont de 330 EH/ha pour l'eau, 180 EH/ha pour l'azote et 616 EH/ha pour le phosphore, correspondant à des flux annuels de 98,5 tonnes d'azote, 23,65 tonnes de phosphore et un total annuel de 2 190 000 m³ d'eau.

Par ailleurs, pour les boues résiduelles de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, on notera qu'elle n'a aucune limite d'utilisation agricole.

En fin, le pilote expérimental permet une élimination significative de la pollution azotée et phosphatée, qui atteint respectivement des taux de 92% et de 97%.

Mots clés : eau usée, irrigation, valorisation, élimination, azote, phosphore.

ABSTRACT

Our study deals on one hand with physicochemical characterization, and participation rates input assessment as equivalent-inhabitants per hectare in terms of nitrogen, phosphorus provided by effluent from East Tizi-Ouzou city purification set, and, on the other hand, with experimental pilot design used in tertiary treatments of simultaneous abatement of nitrogenized and phosphorated pollution of the treated effluent. The results of set effluent physico-chemical analyses, carried out over three years period, show that the waste water presents a neutral character (pH = 7,8) and average concentrations about 44,98 mg/l of total nitrogen and 10,85 mg/l of total phosphorus.

Pollution indicator parameters measured give averages about 27,52 mg/l (BOD5), 82,8 mg/l (COD), 63,33 mg/l (YM). The concentrations of heavy metals present in muds are Cr = 74,2 Mg/kg ms, Cu = 115 Mg/kg, ms, Nor = 10,5 Mg/kg ms; Pb = 6,8 Mg/kg ms and Zn = 400 Mg /Kg ms. These values are lower compared to allowed standards in muds agricultural valorization.

Annual participation rates of water, phosphorus, and nitrogen obtained with all cultures experimented are of 330 EH/ha for water, 180 EH/ha for nitrogen and 616 EH/ha for phosphorus, corresponding to annual flows of 98,5 tons of nitrogen, 23,65 tons of phosphorus and annual total of 2.190.000 m³ water.

In addition, regarding to waste muds from East Tizi-Ouzou city STEP, we will note that they do not have agricultural use limit. Finally, the experimental pilot allows a significant elimination of the nitrogenized and phosphorated pollution reaching respectively rates of 92% and 97%.

Key words: waste water, irrigation, valorization, elimination, nitrogen, phosphorus.

**INTRODUCTION
GENERALE ET
PROBLEMATIQUE**

Introduction générale et problématique

L'eau ne peut être considérée comme un simple produit commercial, elle doit être classée comme un patrimoine universel qui doit être protégée, défendue et traitée comme tel. Elle est une ressource vitale pour l'homme, sa survie, sa santé, son alimentation ; elle l'est également pour ses activités agricoles, économiques et la qualité de son environnement en dépend étroitement. Cependant, elle est le réceptacle universel de tout type de pollution.

Bien qu'apparemment inépuisable, l'eau est très inégalement répartie sur la planète. Tous les pays auront, à court ou à long terme, à faire face au problème de sa raréfaction. La mobilisation des eaux superficielles a été de tous les temps une préoccupation majeure des pouvoirs publics (Devaux, 1999 ; Ecosse, 2001).

Les populations des pays hydro sensibles ne cessent d'augmenter considérablement et leurs besoins en nourriture et en eau croient continuellement. Traditionnellement, cette situation a été solutionnée en développant l'agriculture extensive et/ou en augmentant simplement la mobilisation des ressources en eau conventionnelle disponibles qui, actuellement, s'approchent de leurs limites naturelles. De plus, ces dernières décennies ces mêmes ressources sont exposées à diverses pollutions qui limitent leur utilisation normale et leur vocation principale qui est l'alimentation en eau potable (AEP) (Fazio, 2001).

Pour répondre à cette situation d'épuisement des ressources naturelles et à la protection de l'environnement, particulièrement dans les pays hydro-sensibles. Le recours à l'épuration des eaux usées urbaines, souvent chargées en éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore, représenterait une source d'eau et d'engrais additionnelle renouvelable et fiable pour l'agriculture d'une part et d'autre part, permettrait d'atténuer la pression sur les ressources conventionnelles plus adaptées à l'alimentation en eau potable des populations. Il s'agit, en général, de volumes d'eau importants dont seul un faible pourcentage est traité (Landreau, 1982).

En Algérie, Les disponibilités en eau sont estimées à 17 milliards de m³ par an dont 12 milliards de m³ dans les régions Nord (ressources souterraines 2 milliards de m³, ressources superficielles 10 milliards de m³) et 5 milliards de m³ dans le Sud. Sachant que toutes les ressources souterraines du Nord sont mobilisées en plus de 70% des ressources superficielles.

Introduction générale et problématique

Le volume annuel d'eaux usées domestiques rejetées est estimé à 800 millions m³. Ce sont des quantités importantes et facilement localisables que le pays ne peut négliger.

Devant ces besoins en eau douce qui ne cessent de croître et vu l'impossibilité de se contenter seulement de ces ressources naturelles conventionnelles, la recherche de moyens d'épuration adéquats et la réutilisation des effluents d'eaux usées traitées est devenue une option attrayante et une alternative incontournable afin de mobiliser de plus importants volumes d'eau et satisfaire ainsi la demande de plus en plus croissante, particulièrement, dans les pays arides et semi arides.

Cependant, même dans le cas de non recyclage des eaux usées traitées issues des stations d'épuration ; ces effluents, ont souvent une charge en azote et en phosphore supérieure aux normes requises car un grand nombre de ces stations présentent des limites dans la rétention des ions phosphate et nitrate en traitement secondaire. Néanmoins, le rejet direct de ces nutriments dans les milieux récepteurs n'est pas sans risque. Comme l'enrichissement en azote minéral associé au phosphore des milieux aquatiques est préjudiciable à l'environnement et à la santé publique, des traitements complémentaires ou tertiaires sont nécessaires afin de permettre une meilleure protection des écosystèmes récepteurs (Marsalek et al, 2001 ; Vassel, 2007).

Parmi les techniques de réduction de ces deux nutriments, les systèmes sol-plantes, le lagunage, les boues activées, les systèmes mixtes biologiques et physicochimiques ont été largement étudiés par (Rice, 1974 ; Lefevre, 1988 ; Vanderboght, 1992 ; Vassel, 1996 ; Liu et al, 1997). Ils permettent notamment une élimination de l'ordre de plus de 70 % de l'azote et du phosphore apportés par les eaux usées secondaires (Junger 2000) ; (Lazarova et al, 2003) ; (Mara and Cairncross, 1989).

Dans le cadre de ce travail, nous, nous proposons une étude sur la caractérisation et l'évaluation des taux de participation en eau, en azote et en phosphore par équivalent habitant à la fertilisation organique des sols de l'effluent de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou. Nous présentons également, la conception d'un pilote expérimental qui permettrait un abattement simultané et notable de l'azote et du phosphore à des valeurs adéquates aux normes de rejet requises dans les eaux usées traitées, afin de protéger les milieux naturels récepteurs.

Introduction générale et problématique

Ce travail comporte deux parties principales :

I- La partie bibliographique est composée essentiellement de trois chapitres :

-Le premier chapitre traite des paramètres de qualité et des traitements biologiques des eaux usées urbaines.

-Le deuxième chapitre est consacré à la problématique de la pollution azotée et phosphatée qui à l'heure actuelle, constitue paradoxalement l'une des substances principales de nuisance à l'environnement aquatique d'une part, d'autre part, l'azote comme le phosphore constituent le levier de la productivité agricole.

-Le troisième chapitre rapporte les possibilités de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture dont l'intérêt est double, d'une part, c'est la protection des milieux aquatiques récepteurs, d'autre part, c'est un gain en eau et en engrais verts pour les agriculteurs, en plus de la préservation des ressources naturelles superficielles et souterraines pour une vocation plus noble qui est l'AEP .

II- La partie expérimentale qui est composée de trois chapitres essentiels :

-Le premier chapitre porte sur la présentation de l'objectif général du travail expérimental ainsi que sur le matériel et méthodes d'analyse,

-Le deuxième chapitre s'inscrit dans une optique de développement durable, de matériaux recyclables et porte sur la caractérisation physicochimique des effluents solides et liquides de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou. Elle porte aussi sur les calculs des taux de participation en eau et en nutriments pour une valorisation agricole de ces effluents.

-Le troisième chapitre concerne la mise au point d'un pilote expérimental accommodé à l'élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée, par des procédés mixtes biologiques et physicochimiques, ainsi que l'abattement des paramètres de pollution.

Enfin, nous terminons notre étude par une conclusion générale où sont récapitulés les principaux résultats obtenus.

PARTIE

BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I

**PARAMETRES DE QUALITE ET
TRAITEMENTS BIOLOGIQUES
DES EAUX USEES**

1- Introduction

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être donc traitées avant toute réutilisation ou injection dans les milieux naturels récepteurs (Selghi, 2001). C'est pourquoi, dans un souci de respect de ces différents milieux naturels récepteurs, des traitements d'abattement ou d'élimination de ces polluants sont effectués sur tous les effluents urbains ou industriels. Ces traitements peuvent être réalisés de manière collective dans une station d'épuration ou de manière individuelle également par des procédés intensifs ou extensifs (Paulsrud et Haraldsen, 1993).

La dépollution des eaux usées urbaines nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée.

Le traitement des eaux usées est une alternative susceptible de résoudre les différents problèmes de pollution des milieux aquatiques récepteurs.

Il s'agit essentiellement de réaliser l'élimination de composés organiques biodégradables. Certains procédés permettent la coélimination de l'azote et même du phosphore (Selghi, 2001), une grande majorité de ces polluants est transférée de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse.

2- Pouvoir dissociant de l'eau

L'eau est un très bon solvant, elle dissout un grand nombre de corps ioniques, comme les sels en donnant des ions, ainsi que certaines substances chimiques toxiques ou non formées de molécules polaires. Cette dissolution résulte du caractère polaire des molécules d'eau qui, grâce aux charges positives et négatives qu'elles portent, sont attirées par les charges de signes contraires des ions ou molécules polaires qui leur sont proches. Elles forment un écran autour de ces ions ou molécules polaires, les séparant de leurs congénères et favorisant ainsi leur dispersion dans le liquide. Cette propriété fait de l'eau, le véhicule privilégié de substances vitales ou toxiques pour le corps humain et les végétaux.

3- Définition d'une eau usée

«La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive des propriétés physico-chimiques et biologiques, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établie».

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance (Dugniolle, 1980 ; Glanic et Benneton, 1989).

4- Origine des eaux usées

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue quatre catégories d'eaux usées :

4-1- Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont constituées essentiellement d'excréments humains, des eaux ménagères de vaisselle chargées de détergents, de graisses appelées eaux grises et de toilette chargées de matières organiques azotées, phosphatées et de germes fécaux appelées eaux noires.

4-2- Les eaux usées industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles sont chargées en différentes substances chimiques organiques et métalliques. Selon leur origine industrielle elles peuvent également contenir :

- des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- des hydrocarbures (raffineries) ;
- des métaux (traitements de surface, métallurgie) ;
- des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques divers, tanneries) ;
- de l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, les eaux usées industrielles doivent faire l'objet d'un traitement. Elles ne sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épurations.

4-3- Les eaux agricoles

L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses. Les eaux agricoles issues de terres cultivées chargés d'engrais nitrates et phosphates, sous une forme ionique ou en quantité telle, qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues.

4- 4- Les eaux pluviales

Les eaux de pluie ruissellent dans les rues où sont accumulés polluants atmosphériques, poussières, débris, suies de combustion et hydrocarbures rejetés par les véhicules. Les eaux de pluies, collectées normalement à la fois avec les eaux usées puis déversées dans la canalisation d'assainissement et acheminées vers une station d'épuration, sont souvent drainées directement dans les rivières entraînant ainsi une pollution intense du milieu aquatique.

5- Caractéristiques des eaux usées

Les normes de rejet des eaux usées, fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution généralement exprimés en mg/l, est quantifié et apprécié par une série d'analyses. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs. Pour les eaux usées domestiques, industrielles et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes :

5-1- Les paramètres physico-chimiques

Ils résultent de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération, se traduisant généralement par des modifications des caractéristiques physico-

chimiques du milieu récepteur. La mesure de ces paramètres se fait au niveau des rejets, à l'entrée et à la sortie des usines de traitement et dans les milieux naturels.

5-1-1- La température

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5°C (Bollags JM 1973 ; Rodier et al, 2005).

5-1-2- Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Les organismes sont très sensibles aux variations du pH, et un développement correct de la faune et de la flore aquatique n'est possible que si sa valeur est comprise entre 6 et 9. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution biodisponible et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. La nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9.

5-1-3- La turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau.

5-1-4- Les matières en suspension (MES)

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS}$$

➤ *Les matières volatiles en suspension (MVS)*

Elles représentent la fraction organique des MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2 heures. La différence de poids entre les MES à 105°C et les MES à 525°C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS en (mg/l) d'une eau ;

➤ *Les matières minérales (MMS)*

Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son « extrait sec » constitué à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc.

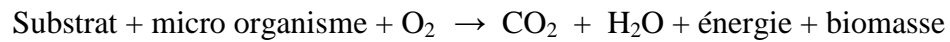
L'abondance des matières minérales en suspension dans l'eau augmente la turbidité, réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité d'un cours d'eau, entraînant ainsi une chute en oxygène dissous et freinant les phénomènes photosynthétiques qui contribuent à la réaération de l'eau. Ce phénomène peut être accéléré par la présence d'une forte proportion de matières organiques consommatrices d'oxygène (Duguet et al, 2006).

5-1-5- La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en micro Siemens par centimètre et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en ohm par centimètre. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau (REJSEK, 2002). Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de 2500 $\mu\text{Sm/cm}$, la prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire.

5-1-6- La demande biochimique en oxygène (DBO5)

La DBO5 comme étant la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée. Ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. Pour la mesurer, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours ; c'est la DBO5. Elle se résume à la réaction chimique suivante :



5-1-7- La demande chimique en oxygène (DCO)

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans les eaux à l'aide du bichromate de potassium à 150°C. Elle est exprimée en mg O₂/l. La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine (Suschka. J et Ferreira. E, 1986). Généralement la valeur de la DCO est :

DCO = 1.5 à 2 fois DBO	Pour les eaux usées urbaines ;
DCO = 1 à 10 fois DBO	Pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;
DCO > 2.5 fois DBO	Pour les eaux usées industrielles.

La relation empirique de la matière organique (MO) en fonction de la DBO₅ et la DCO est donnée par l'équation suivante :

$$\text{MO} = (2 \text{ DBO}_5 + \text{DCO})/3$$

5-1-8-La biodégradabilité

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

La biodégradabilité est exprimée par un coefficient K, tel que, $K = \text{DCO} / \text{DBO}_5$:

- Si $k < 1,5$: cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradable ;
- Si $1,5 < K < 2,5$: cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradables.
- Si $2,5 < K < 3$: les matières oxydables sont peu biodégradables.
- Si $K > 3$: les matières oxydables sont non biodégradables.

Un coefficient K très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la 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 un traitement biologique, si non on applique un traitement physico-chimique.

6- Les critères de la pollution organique

Selon (Liu et al, 1997), la pollution organique est la plus répandue. Elle est engendrée par le déversement des eaux usées domestiques ou des eaux résiduaires provenant des industries textiles, papeteries, industries de bois, de raffineries, d'abattoirs et d'agroalimentaires.

Cette pollution peut être absorbée par le milieu récepteur tant que la limite d'auto épuration n'est pas atteinte. Au-delà de cette limite la respiration de divers organismes aquatiques peut être compromise au profit de la dégradation de cette matière organique.

6-1- L'équivalent habitant (EH)

Un équivalent habitant, correspond à la pollution quotidienne de l'eau que génère un individu. En fonction des dotations journalières en eau, chacun est sensé utiliser une quantité d'eau par jour. La quantité de pollution journalière produite par un individu est estimée à 57 g de matières oxydables (MO), 90 g de matières en suspension (MES), 15 g de matières azotées (MA), et 4 g de matières phosphorées (MP). Enfin, la concentration des germes est généralement de l'ordre de 1 à 10 milliards de germes pour 100 ml.

7- Principe de l'épuration biologique

En théorie, toutes les réactions biologiques intervenant dans les eaux naturelles au cours des cycles du carbone, de l'azote, du phosphore, du soufre,... peuvent être transposées dans la pratique industrielle du traitement de l'eau.

Le métabolisme de certains groupes bactériens peut être mis à profit pour éliminer des molécules ou ions indésirables dans l'eau, comme les composés azotés, le fer, le manganèse ou la matière organique.

Les bactéries responsables de ces réactions biochimiques opèrent dans des limites de pH et de température qui leur sont spécifiques. Elles décomposent de façon biochimique par

oxydation les matières non séparables par décantation qui n'ont pas pu être éliminées par des procédés mécaniques des eaux usées. En même temps une nouvelle substance cellulaire se forme.

Le taux de conversion de la matière organique en biomasse est variable selon la biodégradabilité et la quantité d'oxygène disponible. Les phases classiques de développement des populations bactériennes sont observées :

- Phase de latence (adaptation) ;
- Phase de croissance exponentielle (diminution rapide de la DBO) ;
- Phase de ralentissement des synthèses cellulaires ;
- Phase stationnaire (Champiat et J.P. Lapart, 1994).

Tous les traitements des eaux usées résiduelles urbaines sont basés sur le principe de l'épuration biologique. Elle consiste à reproduire et à intensifier les processus existants dans la nature : lorsque, dans un milieu naturel, il y a de la matière organique, les bactéries se chargent de la dégrader et de la réduire en éléments simples tout en augmentant leur biomasse. Ce développement bactérien peut être naturel, ou intensifié, accéléré par des apports supplémentaires de microorganismes et/ou d'oxygène (Miquel, 2003).

Le traitement s'effectue dans un réacteur où l'on met en contact des microorganismes épurateurs et l'eau à épurer. On distingue alors plusieurs procédés possibles :

- culture fixée ou culture libre ;
- processus aérobie ou anaérobie.

On ne s'intéressera ici qu'au cas du procédé à culture libre aérobie.

Les microorganismes épurateurs sont en suspension dans un bassin aéré, on parle alors de procédé à boues activées. Le réacteur est alimenté en continu (eau usée) et la biomasse transforme les polluants :

- par adsorption ou absorption des matières polluantes sur le floc bactérien ;
- par conversion de la DBO5 en matière cellulaire : croissance de la culture bactérienne et des microorganismes associés : insolubilité de la pollution ;

➤ par oxydation en CO_2 et H_2O qui produit l'énergie nécessaire au fonctionnement et la production de nouveau matériau cellulaire : transformation de la pollution dissoute en gaz.

Environ un tiers de la matière organique de l'eau usée doit être oxydée pour produire l'énergie requise. En conséquence, deux tiers subsistent sous forme de boues en excès (biomasse épuratrice générée).

Si la séparation des phases d'eau épurée et de la boue en excès est convenablement réalisée, c'est plus de 80 à 95 % de la charge organique introduite qui peut être soustraite de l'eau à traiter en un temps très court.

On aura donc deux phases :

- phase biologique : transformation de la pollution dissoute en gaz ou en biomasse ;
- phase physique : séparation de la biomasse épuratrice de l'eau épurée : décantation.

Les polluants sont éliminés par oxydations biologiques, pour la plupart, grâce à une microfaune aérée constituée de bactéries chimioorganotrophes principalement, de protozoaires et de métazoaires figure (8). La forte concentration en microorganismes (2 à 5 g/l) est maintenue constante grâce à un recyclage de la biomasse qui permet de maintenir, dans le bassin à boue activée, un taux de croissance constant. Le système d'apport de l'air permet le brassage de la biomasse et évite sa décantation dans le bassin d'aération.

La filière biologique est envisageable dès lors que le rapport DCO/DBO5 est inférieur à 2,5 ce qui correspond à un bon indice de biodégradabilité de l'effluent.

Le rapport carbone/azote/phosphore de l'effluent est de 100/5/1 ce qui correspond à un bon équilibre en nutriments, permettant ainsi le développement optimal de la biomasse épuratrice.

Cette filière biologique peut se dérouler en deux phases d'aération extrêmes :

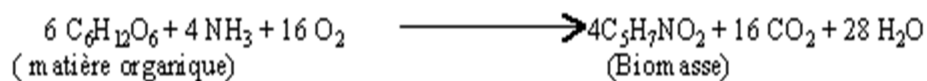
7-1- Le métabolisme aérobie

Il s'opère dans un grand bassin comportant un système d'aération artificielle qui assure l'oxygénation des eaux usées ; en outre, il se produit un certain brassage des effluents pour éviter tout dépôt. Ce pour assurer une oxydation biochimique de la matière organique présente.

La décomposition de l'ensemble des matières organiques, protéiniques, lipidiques, ou glucidiques est le résultat du développement des micro-organismes essentiellement hétérotrophes. C'est le processus de trois étapes essentielles (adsorption et absorption, oxydation, endogénèse) que le processus d'épuration aérobie s'opère. Les produits de cette oxydation sont du CO_2 et H_2O .

Les processus biochimiques d'élimination de la matière organique sont assurés par des bactéries chimioorganotrophes aérobies qui jouent un rôle prépondérant dans la dégradation de la pollution hydrocarbonée (DBO5). Ainsi, dans les boues activées se passent les réactions suivantes :

Minéralisation de la DBO5 apportée par l'effluent : oxydation directe de la DBO5 :



Cette étape de minéralisation de la matière organique (oxydation du glucose en CO_2 et H_2O) s'accompagne d'une assimilation d'une fraction de l'azote de Kjeldahl (à hauteur de 5 % de la valeur de la DBO5 assimilée) et d'une production de biomasse ($\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$).

Minéralisation de la biomasse produite : oxydation indirecte de la DBO5



Cette seconde réaction n'a cours que dans certaines conditions, en particulier quand la teneur en DBO5 devient insuffisante par rapport à la biomasse présente. Il s'en suit une minéralisation complète de la biomasse formée.

La précédente réaction n'est jamais totale et son importance dépend de la charge organique appliquée dans le bassin d'aération. Plus la charge organique à éliminer par unité de masse de biomasse est faible, plus cette réaction sera importante et vis versa. En traitement des eaux on définit cette phase par les termes de " respiration endogène " ou d' " auto-oxydation " de la biomasse.

7-2- Le métabolisme anaérobie

Dans ces systèmes il n'y a pas d'apport d'oxygène comme dans les procédés aérobie ; il en résulte une certaine économie, mais il y a nécessité :

- d'opérer à des températures de 30 à 40°C ;
- d'admettre des temps de passage des effluents importants.

Dans ce cas les bactéries utilisent l'oxygène des nitrates (NO_3^-) et des sulfates (SO_4^{-2}) pour dégrader la matière organique y présente.

Les produits de ce métabolisme sont de l'hydrogène sulfureux (H_2S), méthane (CH_4), des acides, ... etc.

8- Structure de la boue activée

Selon (Lazarova, 2003) la boue activée est constituée par le floc, lui-même étant constitué de bactéries agglomérées, emprisonnées dans une matrice organique. Dans les conditions d'une eau usée, les bactéries sont sous-alimentées et pour mieux résister elles vont sécréter des polymères exocellulaires composés d'un mélange de polysides principalement.

Grâce à ce polymère, les bactéries peuvent:

- adhérer les unes aux autres pour éviter leur dispersion ;
- retenir et adsorber les substances nutritives de l'eau usée, et donc de concentrer les matières nutritives (DBO_5 , O_2 ...) au voisinage des bactéries.

Viennent ensuite se développer sur et à proximité de ces floes une faune de protozoaires voire de métazoaires qui profitent de cette " oasis " voir figure 1.

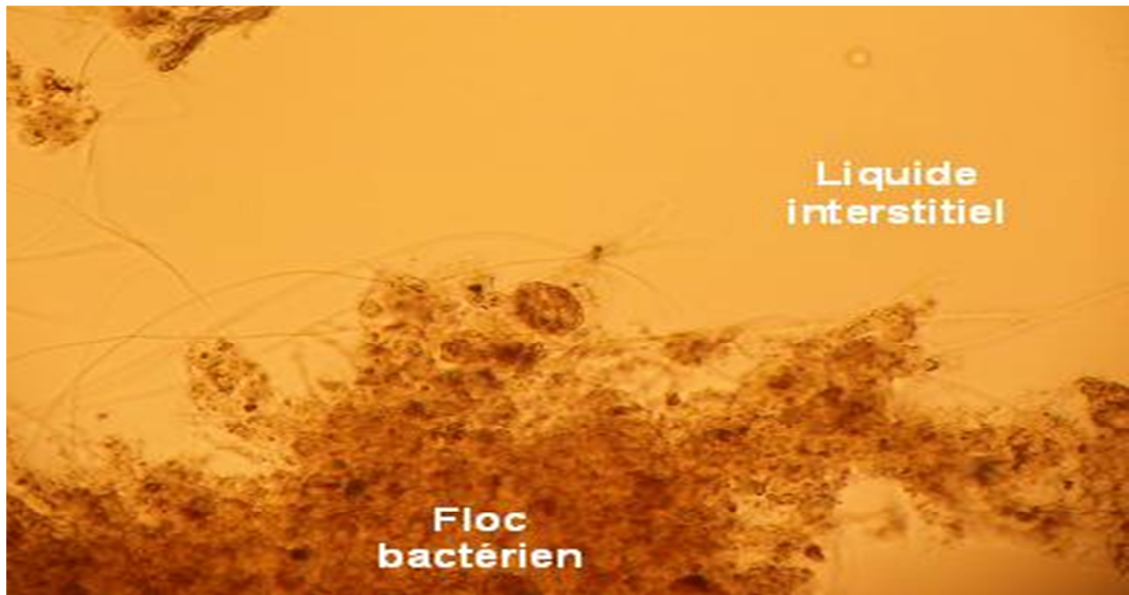


Figure 1 : Composition de la boue activée (Lazarova, 2003).

Les bactéries à raison de 6,6 milliards/ml de boue activée. Elles représentent la biomasse la plus abondante par le nombre. On y trouve des germes de l'environnement et pour l'essentiel des bacilles Gram-, aérobies et mobiles. Les principaux genres sont *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Flavobacter*, *Achromobacter* et *Alcaligenes*.

Les protozoaires à raison de 50 000/ml de boue activée. Ils se partagent en différentes classes comme les zooflagellés (*Bodo...*), les holotriches (*Litonotus...*), les hypotriches (*Aspidisca...*) et les péritriches (*vorticelles...*).

Les métazoaires comme les rotifères et les nématodes.

Le fonctionnement d'une boue activée est organisée comme une chaîne alimentaire, les bactéries étant à la place des producteurs et se multipliant de manière proportionnelle à la charge organique. Les autres organismes établissent des relations de prédation ou de compétition figure 2.

Les bactéries minéralisent la matière organique alors que les autres organismes favorisent leur élimination, participant ainsi au maintien d'une biomasse bactérienne constante et à la clarification du liquide interstitiel.

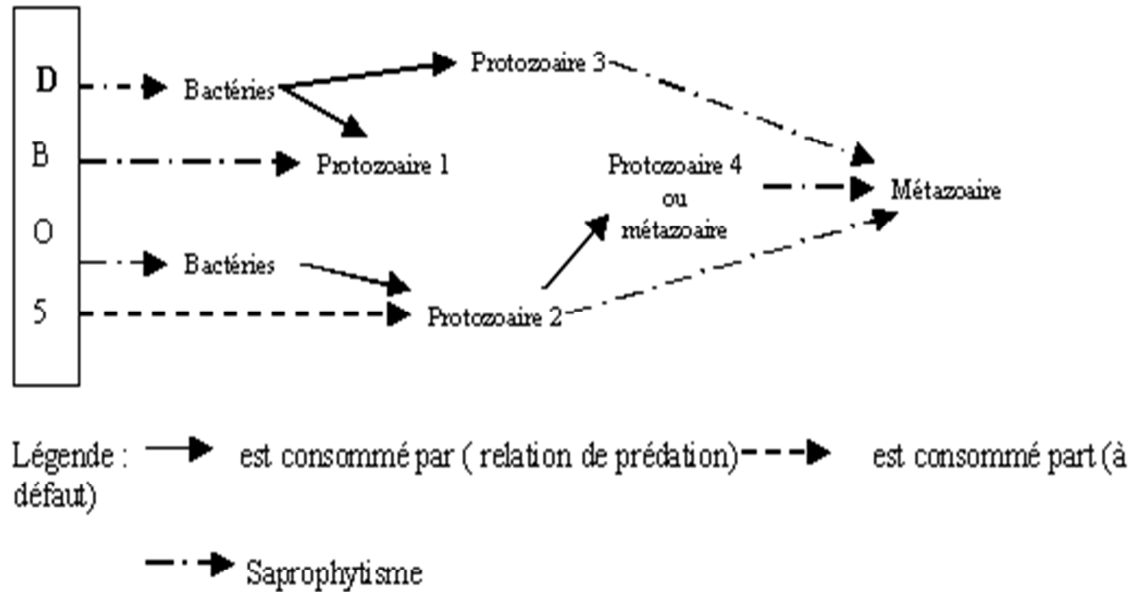


Fig : Chaîne trophique des boues activées
 D'après Vedry B.- Ecologie des boues activées

Figure 2 : chaîne trophique des boues activées (Lazarova, 1999).

La production primaire est constituée principalement de bactéries et de zooflagellés leurs croissance proportionnelle à la DBO5 disponible.

Le schéma des réactions de prédation est :

- protozoaire 1 se nourrissent de bactéries et de matière organique. Leur croissance n'est pas proportionnelle à la pollution. Ils participent à la régulation du nombre de bactéries ;
- protozoaire 2 se nourrissent préférentiellement de bactéries, si la nourriture vient à manquer peuvent pratiquer le saprophytisme ;
- protozoaires 3 : compétiteur de protozoaire 2 car ayant les mêmes nourritures et les mêmes préférences. L'un peut se développer aux dépens de l'autre ;
- protozoaire 4 ou métrazoaire : prédateurs du protozoaire 2, tendent à le faire disparaître au profit de protozoaire 3 ;
- métrazoaire : se nourrit de débris de protozoaires et dépolymérise la matière organique particulière au profit des bactéries.

9- Les procédés de traitements des eaux usées

Selon le degré d'élimination de la pollution et les procédés mis en œuvre, plusieurs niveaux de traitements sont définis : les prétraitements, le traitement primaire et le traitement secondaire. Dans certains cas, des traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible.

Une station d'épuration comporte généralement une phase de prétraitement, pendant laquelle les éléments les plus grossiers sont éliminés par dégrillage (pour les solides de grandes tailles), puis par flottaison/décantation (pour les sables et les graisses). Vient ensuite un traitement dit primaire, une décantation plus longue, pour éliminer une partie des MES. Des traitements physico-chimiques et/ou biologiques sont ensuite appliqués afin d'éliminer la matière organique. Ils sont généralement suivis d'une phase de clarification qui est encore une décantation. Enfin, un traitement des nitrates et des phosphates est exigé en fonction de la sensibilité du milieu récepteur. Il existe également des traitements dits extensifs, comme le lagunage, qui combinent des traitements biologiques, physiques et naturels.

9-1- Les prétraitements

Les eaux brutes doivent généralement subir, avant leur traitement proprement dit, un prétraitement qui comporte un certain nombre d'opérations, uniquement physiques ou mécaniques. Il est destiné à extraire de l'eau brute, la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature ou la dimension constitueront une gêne pour les traitements ultérieurs. Selon la nature des eaux à traiter et la conception des installations, le prétraitement peut comprendre les opérations : (le dégrillage), principalement pour les déchets volumineux, (le dessablage) pour les sables et graviers et (le dégraissage-déshuilage ou d'écumage-flottation) pour les huiles et les graisses.

9-1-1- Le dégrillage

Au cours du dégrillage, les eaux usées passent au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les matières les plus volumineuses et flottantes charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants ou en compliquer leur exécution. Le dégrillage permet aussi de protéger la station contre l'arrivée intempestive des

gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation. Les éléments retenus sont, ensuite, éliminés avec les ordures ménagères.

Cette opération est effectuée si possible avant la station de relevage afin de protéger les pompes à vis d'Archimède et de ne pas gêner le fonctionnement des étapes ultérieures du traitement et on a :

- Le pré dégrillage grossier dont les barreaux des grilles sont espacés de 30 à 100mm ;
- Le dégrillage moyen de 10 à 30mm ;
- Le dégrillage fin moins de 10mm.

Les grilles peuvent être verticales, mais sont le plus souvent inclinées de 60° à 80° sur l'horizontale.

9-1-1-1- La dilacération

C'est une opération qui concerne essentiellement les eaux résiduaires urbaines, et qui a pour but de déchiqueter ou de désintégrer les matières solides décantables fines, qui peuvent continuer le circuit de l'eau vers le stade de traitement ultérieur et on a :

- la dilacération au fil de l'eau ;
- la dilacération sous pression.

9-1-2- Le dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, les sables et les particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, ainsi pour protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et à éviter de surcharger les stades de traitements ultérieurs en particulier les réacteurs biologiques. L'écoulement de l'eau, à une vitesse réduite, dans un bassin appelé "dessableur" entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Les sables récupérés, par aspiration, sont ensuite essorés, puis lavés avant d'être soit envoyés en décharge, soit réutilisés selon la qualité du lavage.

Cette opération concerne les particules minérales de granulométrie supérieure à 100µm.

9-1-3- Le dégraissage déshuilage

Les graisses et les l'huiles étant des produits de densité légèrement inférieure à l'eau issues non seulement des habitations, mais aussi des restaurants, des garages, des chaussées, des usines, des abattoirs, ... etc.

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide, alors que le dégraissage est une opération de séparation solide-liquide (à la condition que la température de l'eau soit suffisamment basse, pour permettre le figeage des graisses). Ces deux procédés visent à éliminer la présence des corps gras dans les eaux usées, qui peuvent gêner l'efficacité du traitement biologique qui intervient en suite

9-1-3- 1- Le dégraissage

1- Le dégraissage avant rejet au réseau

Actuellement, avant l'admission des eaux dans le réseau de collecte l'administration sanitaire impose aux usagers la mise en place de séparateurs à graisses préfabriqués ou construit sur place.

Ces appareils sont dimensionnés pour un temps de séjours de 3 à 8 min avec une vitesse ascensionnelle de sédimentation d'environ 15m/h (0.25mlmn).

Les rendements de rétention des graisses par ces appareils peuvent atteindre 80 à 90% en fonction de la température qui doit être inférieur à 30°C.

2- Le dégraissage en pré traitement de station d'épuration

Un dégraissage grossier peut être obtenu soit dans une chambre ou des eaux sont tranquillisées dans un bac à cloisons siphoides, soit dans décanteur primaire circulaire muni d'une insufflation d'air favorisant la remontée des particules de graisses et leur agglomération en surface.

9-1-3-2- Le déshuilage

1- Le déshuilage longitudinal

L'ouvrage à une forme rectangulaire à circulation longitudinale.

Le déshuilage s'effectue dans l'ouvrage par flottation naturelle des gouttelettes d'huile.

2- Les déshuileurs flottateurs

Ce sont des appareils utilisés en traitement d'eaux résiduaire contenant des pigments, des graisses ou des hydrocarbures, les techniques de flottation habituelle par pressurisation (mise sous pression en petites bulles).

9-2- Les traitements primaires

Le traitement "primaire" fait appel à des procédés physiques naturels, filtration et décantation plus ou moins aboutie, éventuellement assortie de procédés physicochimiques, tels que la coagulation- floculation.

9-2-1- La décantation physique naturelle

La décantation est un procédé qu'on utilise dans, pratiquement, toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Son objectif est d'éliminer les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau par gravité. La vitesse de décantation est en fonction de la vitesse de chute des particules, qui elle-même est en fonction de divers autres paramètres parmi lesquels : grosseur et densité des particules.

La base de ces procédés de séparation solide liquide est la pesanteur. L'usage de réactifs coagulants (FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, etc.), bien qu'ils ne soient pas souvent employés, peut favoriser l'agglomération des petites particules et faciliter leur séparation par décantation.

On utilise le terme de décantation lorsque l'on désire obtenir la clarification de l'eau brute ; si l'on veut obtenir une boue concentrée, on parle de sédimentation qui a pour but d'éliminer les matières en suspension de la fraction liquide, en utilisant la seule force de gravité.

Elle permet d'alléger les traitements biologiques et physico-chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation). La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60 % des MES, soit 40% de matière organique, 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires et entraîne également avec elle une partie des micropolluants, (Faby, 1997).

Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé "décanteur" pour former les boues "primaires". Ces dernières sont récupérées au moyen de systèmes de raclage. L'utilisation d'un décanteur lamellaire permet d'accroître le rendement de la décantation. Ce type d'ouvrage comporte des lamelles parallèles inclinées, ce qui multiplie la surface de décantation et accélère donc le processus de dépôt des particules. La décantation est encore plus performante lorsqu'elle s'accompagne d'une floculation préalable.

9-2-2- Les traitements de décantation physico-chimiques

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, puisque leur concentration est très stable, ces dernières n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour les éliminer, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation.

La coagulation a pour but principale de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques : sels minéraux cationiques (sels de fer ou d'aluminium).

La floculation a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par les procédés de décantation et de filtration

Ces traitements sont généralement utilisés dans les stations d'épuration de grande capacité, ou dans celles ayant à faire face à de grandes variations de charge dans l'année (zone touristique). La séparation du floc a lieu pendant la phase de clarification (décantation secondaire). Les procédés les plus modernes utilisent du micro sables injectés dans l'effluent afin d'accélérer la décantation des floes. On parle alors d'élimination à floes lestés (Lazarova, 2003). Les traitements physico-chimiques permettent un bon abattement des virus. Cependant, leur utilisation, et notamment le dosage de sels de fer et d'aluminium, n'est pas toujours bien optimisée, sinon maîtrisée. Il y a donc un risque de surcoût lié à une mauvaise utilisation, voire un risque environnemental.

9-2-3- La filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide, qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. Les solides en suspension, ainsi retenus par le milieu poreux, s'y accumulent ; il faut donc nettoyer ce milieu de façon continue ou de façon intermittente.

La filtration, habituellement précédée des traitements de coagulation-floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et, indirectement, de certains goûts et odeurs.

9-3- Les traitements secondaires ou les traitements biologiques

Dans la grande majorité des cas, l'élimination des pollutions carbonées et azotées s'appuie sur des procédés de nature biologique, basés sur la croissance de micro-organismes aux dépens des matières organiques "biodégradables" qui constituent pour eux des aliments.

Les traitements secondaires également appelés traitements biologiques visent à dégrader la matière organique biodégradable contenue dans l'eau à traiter. Des micro-organismes mis en contact avec l'eau polluée assimilent la matière organique qui, leur sert de substrat de croissance. L'ensemble de la pollution avec les microorganismes vivants forme la liqueur mixte ou boue biologique contenue dans des bassins de traitement biologique. En règle générale, l'élimination complète de la pollution organique de ces bassins se déroule en conditions aérées par des souches aérobies strictes ou facultatives. Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique. Ce sont les procédés à culture en suspension ou procédés à boues activées, les procédés à culture fixée (disques biologiques rotatifs, lits bactériens, etc.), les procédés à décantation interne (lagunage), les techniques d'épandage-irrigation, etc.

Le traitement par boues activées est très largement utilisé. Il s'agit d'un réacteur qui contient les eaux à traiter, dans lequel est injectée une boue chargée de bactéries. Les bactéries consomment la matière organique et contribuent aussi à l'élimination de l'azote et du phosphore. A la sortie du réacteur, l'effluent passe dans un clarificateur. La boue décantée est séparée en deux flux : l'un rejoint le réacteur (ensemencement) et l'autre est évacué vers la filière des boues. L'action des bactéries dans le réacteur nécessite de l'oxygène.

Selon (Faby, 1997), une épuration biologique (boues activées, puis bassin de clarification) permet d'éliminer 90 % des virus, 60 à 90 % des bactéries, mais par contre a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. Selon (Asano, 1998), un traitement par boues activées élimine 90 % des bactéries entériques, 80 à 99 % des entérovirus et des rotavirus. L'élimination a lieu grâce à la sédimentation des MES, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température ; la part la plus importante est due à la sédimentation.

Ces traitements conçus à l'origine essentiellement pour l'élimination de la pollution carbonée et des matières en suspension, ainsi pour poursuivre l'épuration de l'effluent provenant du décanteur primaire ; par voie biologique le plus souvent.

Les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leur modalité propre de développement, deux types de traitements :

9-3-1- Traitements anaérobies

Les traitements anaérobies font appel à des bactéries n'utilisant pas de l'oxygène, en particulier, aux bactéries méthanogènes qui conduisent, comme leur nom l'indique, à la formation du méthane à partir de la matière organique, et à un degré moindre de CO₂.

Ce type de fermentation est appelé digestion en hydrologie. C'est une opération délicate qui demande une surveillance importante. En effet, la température doit être maintenue à un niveau très stable et suffisamment élevé. Il faut aussi éviter les écarts brutaux de pH et les substances inhibitrices du développement bactérien, à titre d'exemple : les cyanures, les sels de métaux lourds et les phénols.

9-3-2- Traitements aérobies

Les micro-organismes utilisés exigent un apport permanent d'oxygène. On distingue cinq méthodes essentielles :

9-3-2-1- Les cultures fixes (lits bactériens et disques biologiques)

Leur principe de fonctionnement, quelques fois appelé filtre bactérien ou filtre percolateur, qui consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur une masse de matériau de grande surface spécifique servant de support aux microorganismes épurateurs, qui y forment un feutrage ou un film plus ou moins épais, sous lequel une couche anaérobie peut se développer sous la couche aérobie, si son épaisseur est importante.

Parallèlement, il existe d'autres lits bactériens appelés disques biologiques tournants. Cette technique, très ancienne se rencontre dans un certain nombre de station qui nécessitent une modernisation. Ces disques très légers en matière plastique, de 10mm d'épaisseur et de 2 à 3 m de diamètre, sont espacés de 1 à 2 cm et montés sur un arbre horizontal, lequel est entraîné par un moteur.

9-3-2-2- Les cultures libres (boues activées)

Les boues activées constituent le traitement biologique aérobie le plus répandu (WHO, 1989). Le procédé consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (boues activées), dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) et alimenté en eau à épurer. Dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée (liqueur mixte) ; l'aération peut se faire à partir de l'oxygène de l'eau, du gaz enrichi en oxygène par (le brassage, l'injection d'air comprimé, voire même d'oxygène pur), a pour but de dissoudre ce gaz dans la liqueur mixte, afin de répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies.

Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Une partie de ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices. L'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues. Une boue activée de bonne qualité a une couleur blonde légèrement rougeâtre. Le temps de séjour des organismes actifs dans le système est plus élevé que celui de l'eau, ce qui facilite le contrôle de la minéralisation de la matière organique.

9-3-2-3- Le lagunage

Le lagunage est un système biologique d'épuration extensive, qui consiste à déverser les eaux usées dans plusieurs bassins successifs de faible profondeur, où des phénomènes naturels de dégradation font intervenir la biomasse qui transforme la matière organique. La matière polluante, soustraite aux eaux usées, se retrouve en grande partie dans la végétation et les sédiments accumulés, et en faible partie dans l'atmosphère sous forme de méthane et d'azote gazeux.

On désigne par lagunage ou bassin de stabilisation, toute dépression ou excavation naturelle ou artificielle dans laquelle s'écoulent naturellement ou artificiellement les eaux usées brutes ou décantées, pour ressortir, sans intervention extérieure d'aucune sorte, dans un état où elles ne risquent pas d'altérer la qualité du milieu récepteur.

Il simule, en l'amplifiant, l'action auto-épuratrice des étangs ou des lacs. Associés aux systèmes conventionnels de traitement secondaire, ils constituent aussi d'excellents dispositifs tertiaires aptes à réduire les risques liés aux micro-organismes pathogènes.

Les mécanismes de l'épuration et le fonctionnement d'un lagunage simple peuvent être décrits par le schéma suivant :

Eau usée + oxygène [(présence de bactérie) donne] boues + effluent traité + CO_2 + H_2O .

Il consiste, à retenir les effluents dans des bassins pendant une période plus ou moins longue au cours de laquelle les organismes présents permettent d'éliminer 20 à 60 Kg de DBO5/hectare j (Ghoualem-Saouli, 2007)

On peut classer les lagunes en fonction de leur régime ou en fonction de leur place dans la filière épuratoire.

On aura donc, selon le premier critère, des bassins de stabilisation :

- Anaérobies : sorte de pré-digesteur exposé à l'air ;
- Aérobie : fonctionnant grâce à une association typique d'algues et de bactéries ;
- Facultatifs : où la zone supérieure est aérobie et la zone inférieure anaérobie ;

On parle aussi, selon le deuxième critère, de :

- Lagunage complet : lorsque l'installation est directement alimentée d'eau brute non décantée ;
- Lagunage secondaire : lorsque l'installation est alimentée d'eau décantée ;
- Lagunage tertiaire : pour une installation directement alimentée d'un effluent traité suivant un procédé conventionnel (boues activées, lits bactériens,...).

9-3-2-4- Filtration/percolation

La filtration ou percolation consiste à traiter l'eau par l'intermédiaire du sol ou d'un massif filtrant (Vasel, 2007). On filtre les effluents à raison de quelques centaines de litres d'effluent par mètre carré de massif filtrant et par jour. Deux mécanismes entrent en jeu :

1) la filtration des MES : plus le sable est grossier, plus la fixation des MES se fera en profondeur. Les MES finissent par colmater le filtre. Pour lutter contre le bouchage du massif filtrant, il faut donc alterner phase de filtration et phase de séchage, l'élimination des MES permet également l'élimination des micro-organismes qui y sont fixés ;

2) l'adsorption des bactéries libres par les grains de sable du filtre : il se forme alors un film biologique contaminé, surtout dans la partie supérieure, ce film va permettre une dégradation microbienne de la matière organique et des substances dissoutes dans l'effluent (phosphates, nitrates, etc.). Cette dégradation consomme de l'O₂ et produit du CO₂, il faut donc aérer régulièrement le film pour éviter l'asphyxie du milieu.

Les techniques de filtration/percolation permettent l'élimination des « gros » micro-organismes (protozoaires et helminthes) par filtration/adsorption au début du massif filtrant. L'élimination des virus et des bactéries est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et du niveau d'oxydation de l'eau filtrée (Faby, 1997).

9-3-2-5- La filtration par le sol et les plantes (filtres plantés)

Le sol et les rivières, ont été depuis toujours le réceptacle naturel de la pollution engendrée par l'activité humaine. Les techniques sophistiquées actuellement mises en œuvre dans les stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines, ne constituent qu'une optimisation de l'auto épuration naturelle qui s'exerce dans ces deux milieux (Guilloteau, 1992).

Plusieurs chercheurs proposent une épuration par les procédés de type extensif qui sont des systèmes d'épuration d'eaux usées par voie naturelle (ou zones humides artificielles), dont le plus connu est le lagunage à microphytes et à macrophytes (bassin de stabilisation, bassin facultatif ou bassin de maturation). Ce système est expérimenté depuis la première moitié du siècle sous climat tempéré et présente de nombreuses possibilités d'adaptation au climat des pays en développement qui est généralement chaud et donc favorable à l'activité

bactérienne dont dépend son bon fonctionnement. Ces stations d'épuration par voie naturelle sont nombreuses, mais elles ne sont pas souvent connues du grand public. Leur principe de fonctionnement s'inspire de celui des écosystèmes rencontrés dans les zones humides naturelles (Radoux, 1989).

L'épuration peut s'opérer sur de grande surface de terrains sableux de granulométrie fine (0.2 à 0.5mm de diamètre) et sur des surfaces où il n'y a pas d'activité agricole ; en admettant comme base un effluent correspondant à celui d'une population de 2000 habitants par hectare.

9-4- Les traitements tertiaires

Appelés aussi les traitements complémentaires qui visent l'élimination de la pollution l'azotée et phosphatée ainsi que la pollution biologique des eaux usées domestiques, ayant déjà subi au préalable des traitements primaires et secondaires qui s'avèrent insuffisants pour arriver au bout de ces polluants. Pour cela les traitements tertiaires s'imposent et deviennent plus que nécessaires, afin de garantir une meilleure protection des milieux naturels récepteurs.

Les traitements tertiaires souvent considérés comme facultatif ou complémentaire permettent d'affiner ou d'améliorer le traitement secondaire. De telles opérations sont nécessaires pour assurer une protection complémentaire de l'environnement récepteur ou une réutilisation de l'effluent en agriculture ou en industrie. Les traitements tertiaires visent à améliorer la qualité générale de l'eau.

Leur utilisation s'impose lorsque la nature des milieux récepteurs recevant l'eau dépolluée l'exige. On y distingue généralement les opérations suivantes :

- la nitrification-dénitrification et déphosphatation biologique ou mixte (biologique et physico-chimique) ;
- la désinfection bactériologique et virologique.

9-4-1- Elimination biologique de l'azote et du phosphore

9-4-1-1- Elimination de l'azote

Les stations d'épuration classiques, prévues pour éliminer les matières carbonées, n'éliminent que des quantités réduites d'azote présent dans les eaux usées. Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des traitements complémentaires ou tertiaires doivent être

mis en place. L'élimination de l'azote est, le plus souvent, obtenue grâce à des traitements biologiques, de "nitrification-dénitrification" ou par échange d'ions.

L'azote subit différentes transformations au cours d'un traitement biologique : passage de la forme nitreuse puis nitrique et de retour à la forme gazeuse. Chacun des composés formés au cours de ces différentes étapes à un poids moléculaire différent.

Le suivi de l'évolution de l'azote au cours du traitement ne peut être effectué qu'à partir d'une base commune : le nombre de moles d'azote ou les masses d'azote mises en jeu. C'est la raison pour laquelle les charges et les concentrations de NH_4^+ donnent les équivalences suivantes :

1,29 mg NH_4^+ sont équivalents à 1mg d'azote ammoniacal N- NH_4^+ ;

3,29 mg NO_2^- sont équivalents à 1mg d'azote nitreux N- NO_2^- ;

4,43 mg NO_3^- sont équivalents à 1mg d'azote nitrique N- NO_3^- .

9-4-1-2- Elimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou "déphosphatation", peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques.

La déphosphatation biologique consiste à provoquer l'accumulation du phosphore dans les cultures bactériennes des boues. Les mécanismes de la déphosphatation biologique sont relativement complexes, et leur rendement variable (en fonction notamment de la pollution carbonée et des nitrates présents dans les eaux usées). Dans les grosses installations d'épuration, ce procédé est souvent couplé à une déphosphatation physico-chimique, pour atteindre les niveaux de rejets requis.

9-4-2- Elimination et traitement des odeurs

La dépollution des eaux usées produit des odeurs, qui sont parfois perçues comme une gêne par les riverains des stations d'épuration. Les principales sources de mauvaises odeurs sont les boues et leur traitement, ainsi que les installations de prétraitement.

Le seuil de tolérance de ces nuisances olfactives est subjectif et aucune norme en matière d'émissions malodorantes n'existe. Cependant, les exploitants de stations d'épuration cherchent à limiter les odeurs dégagées par les traitements.

La conception des stations est le premier élément permettant de limiter l'émission d'odeurs dans le voisinage. Il faut, par exemple, veiller à réduire les surfaces d'échange entre l'air et les eaux usées.

Ainsi, les ouvrages les plus odorants sont souvent regroupés pour concentrer l'émission d'effluves nauséabonds. Leur couverture est aussi une manière d'atténuer les émissions malodorantes.

Des installations de désodorisation chimique ou biologique sont également mises en place, au sein des stations d'épuration. La désodorisation chimique est la technique la plus utilisée. Les gaz malodorants sont captés puis envoyés dans des tours de lavage, où un liquide désodorisant est pulvérisé. Ces lavages peuvent comporter de la soude, de l'acide et/ou de l'hypochlorite de sodium (eau de javel), réactifs qui captent ou neutralisent les mauvaises odeurs.

9-4-3- Les procédés de désinfections

A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont normalement rejetées dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une réutilisation, les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires, essentiellement pour éliminer les micro-organismes qui pourraient poser des problèmes sanitaires. Ce ne sont pas des traitements d'épuration classiques ; par contre ils sont fréquemment utilisés dans les usines de production d'eau potable. On peut donc supposer qu'ils constituent l'aménagement technique minimum d'une station d'épuration en vue d'une réutilisation.

9-4-3-1- Les traitements chimiques de désinfection

a) Le chlore est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. Les traitements de purification et de clarification en amont ont une très grande importance pour permettre une bonne efficacité du traitement, et éviter d'avoir à utiliser trop de chlore. D'autant plus que le coût de la déchloration, qui permet de limiter considérablement l'effet toxique de certains produits dérivés formés lors du traitement, est élevé.

b) L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen-Orient essentiellement. En France, seule la station d'épuration de Saint-Michel-en-Grèves (Côtes d'Armor) en est équipée à notre connaissance. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus (Lazarova, 2003). Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité (Cauchi, 1996). On peut également utiliser l'acide péracétique, le dioxyde de chlore et les ferrates

9-4-3-2- Les traitements physiques de désinfection par les ultraviolets

Le traitement par rayons ultraviolets utilise des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes.

Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées. La durée d'exposition nécessaire est très courte (20 à 30 s). L'efficacité du traitement dépend essentiellement de deux paramètres :

1) les lampes, doivent être remplacées régulièrement : elles sont usées au bout d'un an et demi. De plus, elles doivent être nettoyées car elles ont tendance à s'encrasser ;

2) la qualité de l'effluent, dont les MES et certaines molécules dissoutes absorbent les UV, ce qui diminue l'efficacité des lampes.

Les désinfections utilisant des produits chimiques (chlore, ozone, etc.) sont efficaces, sauf contre *Cryptosporidium*. Il a été montré que des kystes de *Cryptosporidium* pouvaient résister à des traitements à pH = 11,2, à la chloration et à d'autres traitements chimiques (Rose et al, 1999). Cependant, la plus grande partie des kystes de *Cryptosporidium* sont éliminés pendant les phases primaires de décantation et coagulation/floculation. Par ailleurs, il faut trouver l'équilibre entre le risque posé par les désinfectants en eux-mêmes, et le risque lié aux microorganismes pathogènes (Asano, 1998). C'est essentiellement le cas pour le chlore dont l'utilisation crée des dérivés halogénés potentiellement cancérigènes. Pour les ultraviolets, ce problème ne se pose pas. Leur action sur les virus et les coliformes fécaux est

bonne. Seules les formes de résistances, comme les oeufs d'helminthes, ne sont pas trop affectées (Cauchi et al, 1996).

Le traitement aux rayons UV est plus économique et pose moins de problèmes de toxicité que le chlore. Il est beaucoup utilisé aux États-Unis et au Canada.

9-4-4- Traitement et élimination des boues

Le traitement des boues a pour objectif de :

- 1- Réduire la fraction organique de diminuer le pouvoir fermentescible des boues et les risques de contamination, ce par la « stabilisation » ;
- 2- Diminuer le volume total des boues afin de réduire le coût d'évacuation, ce par « déshydratation » ;
- 3- Elimination final des boues par :
 - valorisation agricole ;
 - incinération ;
 - mise en décharge.

Conclusion

On peut dire qu'à partir d'une eau usée et grâce aux procédés de traitements, il est possible d'obtenir toute une gamme d'eaux de qualités différentes. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Il est clair que les traitements qui existent peuvent réduire les concentrations des polluants sous toutes leurs formes, à des niveaux qui sont actuellement considérés comme non dangereux.

Chapitre II

**PROBLEMATIQUE DE LA
POLLUTION AZOTEE ET
PHOSPHATEE**

1- Introduction

Paradoxalement, l'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles d'une part, d'autre part leurs rejets excessifs et leurs présences dans les milieux aquatiques est indésirable et contribuent à l'eutrophisation de ces derniers, qui trouvent leurs équilibres bouleversés avec le constat d'une menace aussi bien sur la faune que sur la flore. D'une manière générale, les perturbations engendrées par de tels gestes peuvent être de nature diverses :

➤ physico-chimiques : modification des paramètres physico-chimiques du cours d'eau initial (pH, température, teneur en oxygène dissous, augmentation de la turbidité et des matières en suspension, enclenchement du processus d'eutrophisation, etc.) ;

➤ biologiques : stress de la biocénose pouvant conduire à sa disparition et l'eutrophisation du cours d'eau.

Ces dernières années, la tendance croissante de la pollution azotée et phosphatée ainsi que ses conséquences sur les écosystèmes naturels, a conduit les pouvoirs publics, à définir et/ou à renforcer les exigences réglementaires en matière d'abatement ou d'élimination de ces polluants provenant des eaux usées. Celles-ci reposent sur la multiplication d'installations de traitement des eaux résiduaires d'une part, et d'autre part le développement et la généralisation des procédés de traitements tertiaires adéquats pour obtenir des effluents propres et conformes aux normes de rejet.

Ainsi, dans le domaine de la biotechnologie environnementale, deux objectifs principaux ont été visés au cours de ces dernières années. Il s'agit d'une part d'accroître les performances des bioréacteurs tout en réduisant les coûts d'investissement et, d'autre part d'explorer le raccourcissement du processus biologique d'oxydation afin de réduire les coûts opératoires (Kouakou, 2007).

C'est dans cette dynamique de recherche que s'inscrit ce chapitre dont l'objectif majeur, est de cerner la problématique de ces éléments, afin, d'optimiser leurs présences à la fois, indispensables comme nuisibles dans les différents compartiments de la matière et mettre au point, un procédé et/ou un bioréacteur appliqué à l'élimination simultanée de l'azote et du phosphore des eaux usées résiduaires traitées.

2- L'azote

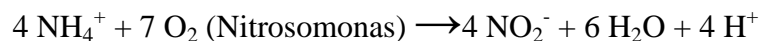
L'azote est présent dans les eaux usées sous les différentes formes chimiques suivantes : ion ammonium N-NH_4^+ , ion nitrite N-NO_2^- et ion nitrate N-NO_3^- .

Azote global = Azote Kjeldahl + Nitrites + Nitrates.

L'azote hydrolysable et l'azote ammoniacal constituent l'azote Kjeldahl NTK qui est la somme de $\text{N}_{\text{org.}}$ + N-NH_4^+ . Dans l'azote organique ($\text{N}_{\text{org.}}$) sont inclus ceux des amines, des amides, de l'urée, de l'acide uréique etc.

- *Nitrites (NO_2^-) :*

Les ions nitrite (NO_2^-) sont le produit soit de l'oxydation de l'ion ammonium (NH_4^+) dans les conditions d'aérobie par les nitrosomonas, soit de la réduction des ions nitrate (NO_3^-) en anoxie par les bactéries hétérotrophes.



- *Nitrates (NO_3^-) :*

Les nitrates constituent le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau par l'action des nitrobacters en transformant les nitrites en nitrates selon la réaction suivante :



2-1- Problématique de la pollution azotée

Dans la nature l'azote représente le principal composant de la biosphère figure 3 (environ 78%), ce dernier constitue paradoxalement à l'heure actuelle d'une part un élément principal de la productivité agricole et de l'autre part une des substances principales de nuisance à l'environnement, malgré son appartenance à un cycle naturel très complexe. Il figure parmi les composés d'intérêt prioritaire des lois de protection de l'environnement de la plupart des pays.

En effet, la pollution azotée sous toutes ces formes, se justifie par le déversement abusif, direct ou indirect, d'impuretés dérivées de l'azote dans l'atmosphère, dans les eaux naturelles et dans le sol. L'introduction accrue de cet élément dans les différents milieux

récepteurs est préjudiciable à la santé humaine, nuisible aux ressources biologiques terrestres comme aquatiques et à l'ensemble des écosystèmes naturels.

Dans la plupart des rejets liquides et solides de ces activités potentielles de nuisance à l'environnement, l'azote existe sous deux formes bien connues :

- la forme organique non oxydée et peu soluble, (azote organique) ;
- la forme minérale et soluble (azote ammoniacal NH_3 ou NH_4^+ , nitrite NO_2^- , nitrate NO_3^-).

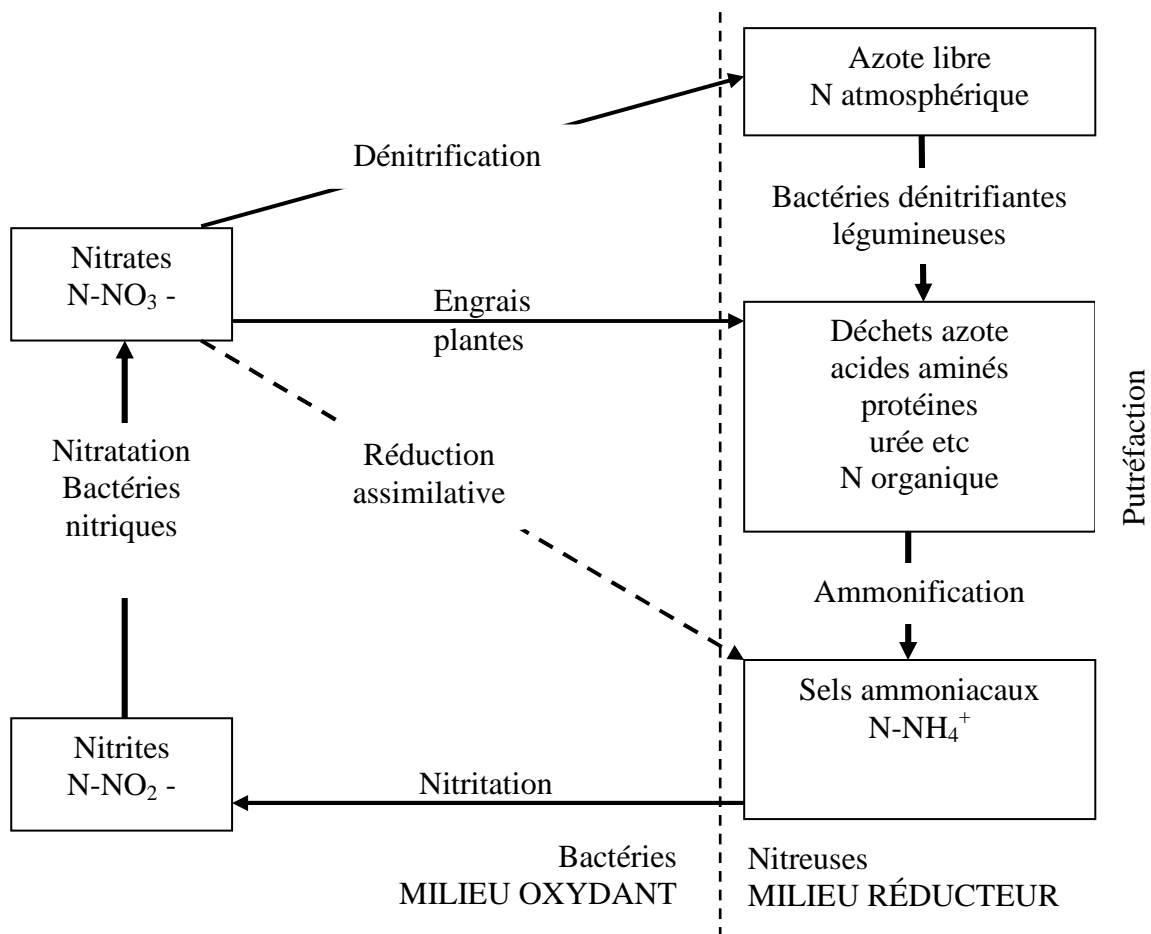


Figure 3 : Cycle de l'azote (Kouakou, 2007)

Il est important de rappeler que l'azote sous sa forme NH_3 dite non dissociée ou ammoniac libre représente la forme la plus toxique. Les concentrations polluantes de l'azote et/ou de ses dérivés couramment rencontrées dans les rejets varient selon les secteurs d'activités, le niveau de développement des populations et les politiques environnementales en vigueur. Au Canada par exemple, où l'ammoniac (NH_3) fait partie de la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire, les stations d'épurations (STEP) sont les principales sources d'émissions de NH_4^+ dans les milieux aquatiques à raison de 62 000 tonnes/an (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Des rejets aussi considérables et concentrés avec des caractéristiques chimiques, physico-chimiques particulières, influencent véritablement les organismes aquatiques (Eddy and Williams, 1994). Dans les rejets du secteur agricole et principalement dans la porcherie, la charge azotée atteint facilement 3 à 4 g/l sous forme NH_4^+ dans les lisiers. On admet aussi communément que la pollution journalière par habitant est de l'ordre de 13 à 15 g d'azote (essentiellement d'origine métabolique) dont 1/3 sous forme ammoniacale et 2/3 sous forme organique (urée, acide urique) (Pouilleute, 1996).

Cependant, la prise de conscience de l'impact des rejets azotés sur la dégradation des milieux récepteurs notamment les eaux superficielles s'est relativement généralisée ces dernières années. Elle a conduit les pouvoirs publics à renforcer les exigences réglementaires concernant la norme des rejets azotés en sortie des STEP et à étendre la contrainte de son élimination à un nombre de plus en plus important d'installations. La nécessité de ces abattements viendrait non seulement des effets néfastes de l'azote sur le milieu récepteur mais également de son impact sur le coût de la potabilisation des eaux de surface et des nappes. On note généralement que :

- son oxydation biologique (NH_4^+) par réaction de nitrification dans les eaux naturelles s'accompagne d'une consommation accrue d'oxygène (Débri, 1991; Pakulski et al, 1995) théoriquement estimée à 4.3 mg d' O_2 /mg d'azote oxydé ;
- une teneur en ammoniacale de l'ordre de 0.02 mg/l est toxique pour la vie piscicole ;
- une charge supérieure à 25 mg/l NO_3^- entraîne un développement indésirable d'algues conduisant à l'eutrophisation du milieu (Heathwaite, 1993) ;
- une charge importante (50 mg/l) de NO_3^- est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson (par réduction du nitrate en nitrite et oxydation du fer ferreux de l'hémoglobine en fer ferrique) ;

➤ la présence de NH_4^+ engendre une surconsommation de chlore dans le traitement de l'eau potable.

Le traitement de l'azote apparaît donc fondamental et l'amélioration des procédés visant à son élimination prend toute son importance. On distingue essentiellement deux types de procédés. Les procédés physico-chimiques et les processus biologiques de nitrification dénitrification qui s'avèrent habituellement plus économiques que les premiers (Metcalf et Eddy, 2003).

Depuis le prétraitement jusqu'au traitement tertiaire, l'efficacité et le coût des opérations de dépollution évoluent de manière croissante. Par ailleurs, dans le but d'optimiser le taux de dénitrification, diverses études ont été menées sur différents procédés. (Pujol et Tarallo, 2000), et (Ouyang et al, 2000) qui ont travaillé sur des réacteurs en série sont parvenus à réaliser une nitrification-dénitrification complète en séparant les biomasses de chaque étape du processus par cultures fixées, l'eau à traiter étant bien évidemment recirculée entre les deux cuves.

Dans l'optique de réduire le coût d'occupation au sol tout en visant de meilleurs taux de nitrification, des réacteurs mixtes de type aérobie-anaérobie ont vu le jour avec certains auteurs notamment (Fdez-Polanco et al, 1994), (Chiu et al, 2001), etc.

D'autres approches, notamment l'aération discontinue, ont été également initiées par plusieurs travaux dont ceux de (Garzón-Zúñiga and González-Martínez, 1996) ; (Yoo et al, 1999) ; (Altinbas, 2001) ; Helmer et al, 1999) ainsi que (Gupta and Gupta, 2001) ont pu observer le phénomène de nitrification-dénitrification simultanée en faible aération.

Ces derniers rapportent que les micro-zones anoxies situées à la base des couches de biofilm et au cœur des agrégats sont le siège favorable à la dénitrification.

2-2- Elimination biologique de la pollution azotée

2-2-1- Processus de nitrification

La nitrification est le processus biologique résultant de l'activité de micro-organismes qui oxydent séquentiellement l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-).

L'élimination de l'azote par voie biologique requiert des bactéries aux types trophiques très différents, les différentes formes de l'azote servant tour à tour de source d'azote, de source d'énergie et d'accepteur final d'électrons et de protons. Le processus peut être schématisé ainsi figure 4 (Kouakou, 2007) :

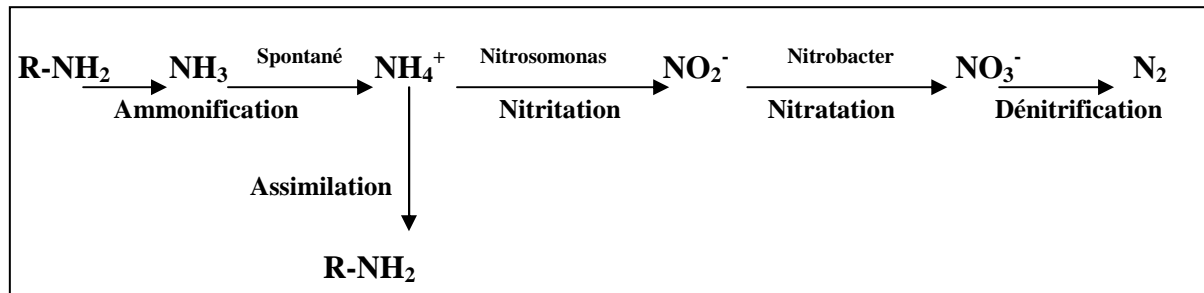


Figure 4 : Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote

Ce schéma réactionnel d'apparence simple fait partie du cycle complexe de l'azote. Dans ce schéma, deux types de nitrification doivent être distingués :

- la nitrification lithotrophe ou autotrophe est caractérisée par l'utilisation de substrats inorganiques comme source d'énergie pour la croissance bactérienne. Elle concerne deux groupes de bactéries spécialisées dans cette fonction ;
- la nitrification hétérotrophe est réalisée par des organismes hétérotrophes. Elle concerne plusieurs groupes de bactéries, de champignons et d'algues, etc. Elle est encore assez mal connue et peu maîtrisée.

2-2-1-1- Notions microbiologique de la nitrification

a) taxonomie

Les microorganismes nitrifiants tableau 1 se composent de deux groupes physiologiques de bactéries non phylogénétiquement liées (Watson et al, 1989). Dans la nature, elles vivent en communauté. Dans le cas des milieux de cultures tout comme en station d'épuration, elles ont la propension de coloniser les surfaces et croître en amas appelés agrégats biologiques.

Le premier groupe qui oxyde l'ammonium en nitrite est composé de bactéries nitritantes ou nitrosantes, ou également appelées nitreuses. Ce groupe renferme plusieurs genres dont les noms portent le préfixe "nitroso".

Le deuxième groupe qui oxyde le nitrite en nitrate est constitué par les bactéries nitratantes (ou nitriques). Le nom des genres porte le préfixe "nitro"

Le tableau (1) recense les genres nitritantes et nitratantes ainsi que les différents nombres d'espèces correspondantes.

Tableau 1 : Genres et nombres d'espèces nitrifiantes (Féray, 2000)

Bactéries nitritantes		Bactéries nitratantes	
Noms des genres	Nombre d'espèces	Noms des genres	Nombre d'espèces
<i>Nitrosomonas</i>	10	<i>Nitrobacter</i>	4
<i>Nitrospira</i>	5	<i>Nitrospina</i>	1
<i>Nitrosococcus</i>	3	<i>Nitrococcus</i>	1
<i>Nitrosolobus</i>	2	<i>Nitrospira</i>	1
<i>Nitrovibrio</i>	2		

b) Phylogénie

La phylogénie ou phylogenèse est la science de reconnaissance et de différenciation d'un groupe de microorganismes. À l'heure actuelle, plusieurs techniques de reconnaissance existent dont la phénotypie (basée sur des caractères morphologiques), la sérotypie (basée sur des techniques sérologiques) et les techniques moléculaires (séquençages d'ADN ou d'ARN). Selon Teske et al, (1994) ainsi que Woese, (1994), toutes les bactéries nitrifiantes font partie des Protéobactéries et plus précisément de la famille des Nitrobacteriaceae (Watson et al, 1989).

2-2-1-2- Notions de métabolisme

Le métabolisme est l'ensemble des transformations subies par les substances constitutives d'un organisme vivant. Il regroupe les réactions de synthèses cellulaires appelées anabolisme et les réactions de dégradation libérant de l'énergie dites catabolisme. Les substances organiques qui participent à ces réactions sont appelées métabolites.

1) L'ammonification

Elle est réalisée, par des germes hétérotrophes, elle ne permet pas de fournir un abattement en azote de Kjeldahl important mais simplement de fournir une source d'azote minéral pour que les bactéries puissent minéraliser et assimiler la pollution carbonée. L'azote minéral est transféré de la phase liquide vers la phase solide (biomasse) par assimilation et sera éliminée en fin de filière.

Les stations d'épuration soumises à des contraintes sévères en terme de rejets azotés (zones sensibles à l'eutrophisation) doivent compléter ce traitement par un traitement tertiaire qui permettra de transformer l'ammonium en diazote par les réactions de nitrification - dénitrification.

2) *Métabolisme nitrifiant*

Les biomasses responsables de la nitrification ont un métabolisme autotrophe (Schmidt et al, 2002) et aérobie strict (Shin et al, 2005). On les retrouve dans plusieurs écosystèmes naturels notamment les eaux usées, les milieux aquatiques, les sols et les roches (Mansch et al, 1998 ; Bothe et al, 2000). Leur source d'énergie provient de l'oxydation de l'ammonium (les nitritants) ou du nitrite (les nitratants) en assimilant le CO₂ via le cycle de Calvin. Cependant, longtemps considérées comme exclusivement autotrophes, les bactéries nitrifiantes peuvent dans certaines conditions assimiler des composés organiques grâce à des métabolismes mixotrophes (se développent en utilisant à la fois des composés organiques et minéraux comme source de carbone et d'énergie.) (Féray, 2000). C'est le cas par exemple de *Nitrosomonas eutropha*, qui dans des conditions particulières d'anoxie peut simultanément nitrifier et dénitrifier (Schmidt et Bock, 1997).

3) *Métabolisme énergétique et schéma réactionnel de la nitrification*

Le schéma réactionnel simplifié de la nitrification se subdivise en deux étapes successives bien connues de la littérature. La première étape mise en œuvre par l'espèce *Nitrosomonas* souche nitritante, tableau (1), correspond à l'oxydation de l'ammonium en nitrite (nitritation) au cours de laquelle l'oxygène moléculaire est consommé et l'ion ammonium sert de source d'énergie. Elle est suivie de l'oxydation du nitrite en nitrate (nitratation) réalisée par l'espèce *Nitrobacter* souche nitratante, tableau 1. Le nitrite formé précédemment sert de source d'énergie. Les valeurs d'énergie libérées respectivement par ces processus sont reportées dans le tableau 2 Ces valeurs relativement faibles seraient à l'origine d'un faible taux de croissance des souches correspondantes (Henze et al, 1996).

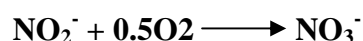
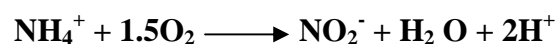


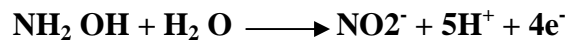
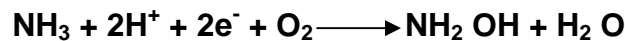
Tableau 2 : Énergie libérée lors du processus de la nitrification (Henze et al, 1996)

Processus réactionnels	Energie libérée
$\text{NH}_4^+ + 1.5\text{O}_2 \longrightarrow \text{NO}_2^-$	- 270 kJ /mol N-NH ₄ ⁺
$\text{NO}_2^- + 0.5\text{O}_2 \longrightarrow \text{NO}_3^-$	- 80 kJ /mol N-NO ₂ ⁻

a) *Oxydation de l'ammonium en nitrite : la nitrification*

En réalité, la nitrification proprement dite se déroule en deux étapes (Suzuki, 1974; Drozd, 1976; Jianlong and Ning, 2004) (Equations. suivantes) au cours desquelles l'ion ammonium s'oxyde d'abord en hydroxylamine (Hollocher et al, 1981), qui ensuite se réduit en nitrite. La formation de l'hydroxylamine serait catalysée par une enzyme, l'ammonium monooxygénase (AMO) (Rees and Nason, 1966; Dua et al, 1979; Wood, 1986) alors que la réduction du nitrite est catalysée par l'hydroxylamine oxydoréductase (HAO) (Hooper and Terry, 1979).

Le substrat de l'AMO serait l'ammoniac NH₃ plutôt que l'ammonium NH₄⁺ (Bock et al, 1991).



b) *Oxydation du nitrite en nitrate : la nitrification*

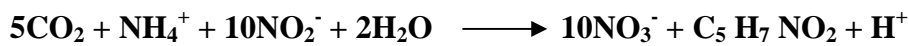
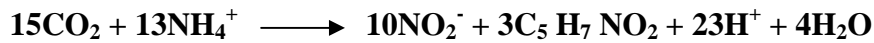
La formation de nitrite résulte de deux réactions en série d'oxydoréduction, l'oxydation du nitrite en nitrate se déroule en une seule étape (Henze et al, 1996). La source du substrat est encore mal connue et pourrait être soit l'ion NO₂⁻, soit l'acide nitrique non dissocié (Bock et al, 1986). Toutefois, selon les travaux de (Meinck et al, 1992), cette réaction impliquerait la nitrite-oxydoréductase (NOR), enzyme localisée dans le système membranaire des souches concernées.

c) *Assimilation du carbone et acidification*

Les microorganismes nitrifiants utilisent usuellement le CO₂ comme source de carbone.

Cependant, ce dernier devra être réduit pour son assimilation par la biomasse en vue de la constitution cellulaire. Pendant la nitrification, l'assimilation du carbone se déroule

simultanément avec l'oxydation des sources d'énergie correspondantes conduisant à la croissance des microorganismes telle que présentée par les équations suivantes (Henze et al, 1996). Ici, les microorganismes sont représentés par le composé $C_5H_7NO_2$ dit biomole.



Ces équations montrent que le processus de la nitrification est acidificateur (production de protons), notamment l'étape de la nitritation (Henze et al, 1996).

2-2-1-3- Capacité de co-métabolisme des nitrifiants

Dans les processus de biodégradation, il est important de rappeler que deux situations peuvent se présenter en ce qui concerne la source de carbone et d'énergie :

Lorsque le polluant à dégrader sert de source de carbone ou d'énergie, celui-ci est qualifié de substrat primaire. Cependant, lorsqu'il ne sert pas de source de carbone ou d'énergie, il est considéré comme substrat secondaire, imposant aux microorganismes le besoin d'une source primaire. C'est le co-métabolisme au cours duquel le substrat secondaire est dégradé au même moment que le substrat primaire.

De cette manière, (Ely et al, 1997) affirment que les nitritants sont capables de dégrader des rejets industriels de type organochlorés, ainsi que des hydrocarbures halogénés (Ou et al, 1997), et des alcènes halogénés (Ensign et al, 1992; Hyman et al, 1995).

2-2-1-4- Caractéristiques de la croissance des souches nitrifiantes en culture

Pendant la nitrification, une grande partie (80%) de l'énergie libérée par l'oxydation des sources d'énergie respectives (NH_4^+ et NO_2^-), est utilisée pour la fixation du CO_2 , une autre sert à la croissance cellulaire (2 à 11% chez *Nitrobacter* par exemple) (Bock et al, 1986) et le reste sous forme de réserve. Cette répartition de l'utilisation du substrat peut être représentée par le diagramme de la figure 5.

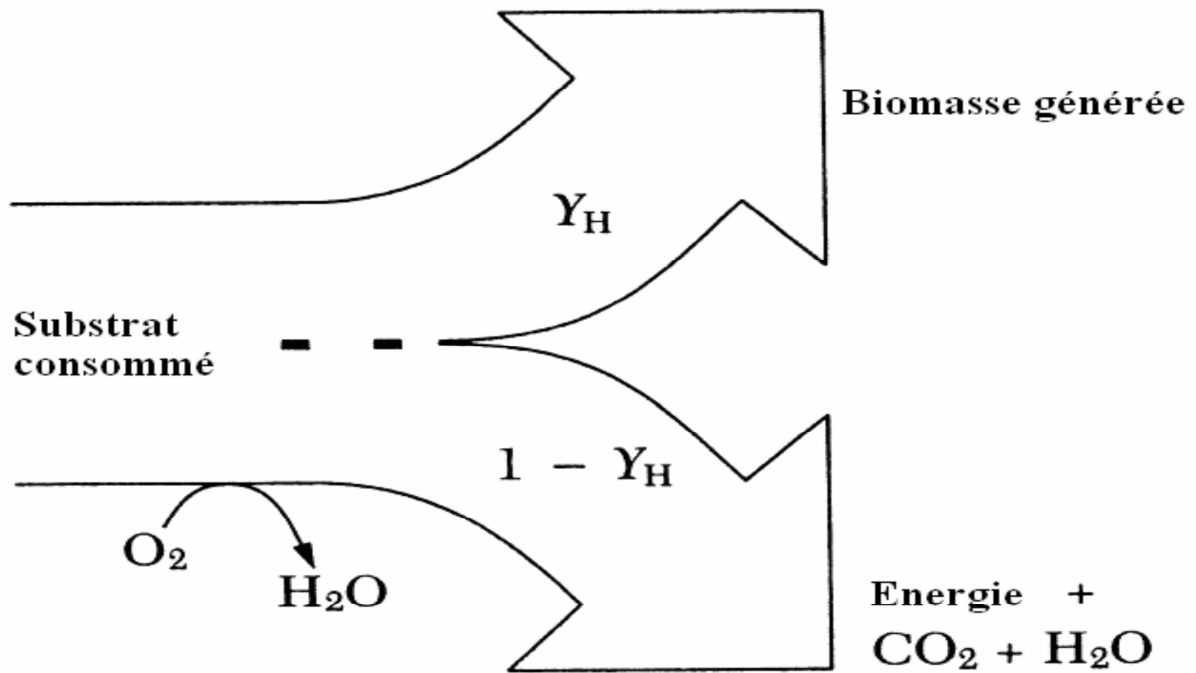


Figure 5 : Diagramme de répartition du substrat consommé (Spanjers et al, 1998)

On admet le plus souvent que la conversion du substrat par les microorganismes aérobies est une réaction du premier ordre par rapport à la biomasse et que leur croissance est décrite par l'équation de Monod (Monod, 1942; Henze et al, 1996).

$$r_{X/S} = \frac{\mu_{obs}}{Y_{max}} X$$

Equation de (Monod, 1942)

$$\mu_{obs} = \mu_{max} \frac{S}{K_S + S}$$

$r_{X/S}$: vitesse de conversion du substrat limitant par les bactéries ($mg.l^{-1}.h^{-1}$) ;

μ_{obs} : taux de croissance spécifique observé (h^{-1}) ;

μ_{max} : taux de croissance spécifique maximal (h^{-1}) ;

Y_{max} : rendement maximal de conversion du substrat ($mg X/mg$ substrat) ;

X : concentration en biomasse ($mg.l^{-1}$) ;

K_S : constante de saturation ou d'affinité du substrat ($mg.l^{-1}$) ;

S : concentration du substrat limitant dans le réacteur ($mg.l^{-1}$).

Cette loi de Monod montre que la constante de saturation K_S peut être négligée lorsque la concentration du substrat est suffisamment élevée (Henze et al, 1996). C'est le cas par exemple des rejets industriels concentrés, ou même des installations de laboratoire où l'on peut contrôler volontairement les concentrations du substrat. Dans de telles circonstances, la cinétique de croissance des microorganismes est d'ordre zéro et conduit à la relation:

$$S \gg K_S \Rightarrow \mu_{obs} = \mu_{max}$$

Dans la pratique, la loi de Monod est fréquemment utilisée en présence de microorganismes nitrifiants. À l'état stationnaire et dans un système classique, le nitrite est un intermédiaire qui s'accumule difficilement.

Cela est dû au fait que le taux de croissance maximal de l'espèce Nitrobacter (nitrite-oxydant) est supérieur à celui de Nitrosomonas (ammonium-oxydant). Sur la base de cette information, on admet généralement que le taux de croissance global des nitrifiants se ramène à celui de Nitrosomonas.

Ainsi dans l'application de la loi de Monod, on fait l'hypothèse que la conversion de l'ammonium en nitrite est l'étape limitante, d'où l'équation cinétique suivante :

$$\mu_{NS} = \mu_{max NS} \frac{N}{K_{NS} + N}$$

L'indice "NS" renvoie à l'espèce Nitrosomonas.

$$N \Leftrightarrow N - NH_4^+ \text{ c'est-à-dire (mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+)$$

Quelques valeurs des constantes K_{NS} et $\mu_{max NS}$ citées dans la littérature sont reportées dans le tableau 3. D'après l'équation précédente, on remarque que dans une situation où la constante K_{NS} peut être négligée devant la concentration en ammonium, le taux de croissance est maximal et l'espèce Nitrosomonas croît de façon optimale.

Tableau 3 : Constantes caractéristiques de croissance de l'espèce Nitrosomonas (Bock et al, 1991).

K_{NS} (mg.l ⁻¹ N-NH ₄ ⁺)	$\mu_{max NS}$ (h ⁻¹)	Références
3.6	0.055	Stratton et McCarty, (1967)
1	0.028	Hanaki et al, (1990)
0.3 - 0.7	0.025 - 0.033	Henze et al, (1996)

Au regard des données du tableau ci-dessus, on constate que les valeurs caractéristiques de la croissance des microorganismes nitrifiants sont faibles et, même dans les conditions optimales, leur temps de génération est très long (7 à 24 h pour les nitrifiants, 10 à 140 h pour les nitritants) (Bock et al, 1991). Par conséquent, l'observation d'une activité biologique efficiente nécessiterait un âge des boues relativement élevé. Ce terme est relié au taux de croissance des microorganismes (en particulier les autotrophes) par l'équation suivante (Hanaki et al, 1990; Henze et al, 1996).

$$\frac{1}{\theta_A} = \mu_A - b_A = \mu_{A_{net}}$$

θ_A , âge des boues, (l'indice "A" renvoie aux microorganismes autotrophes) ;

b_A , constante de décès ou d'abattement (h^{-1}) ;

μ_A et $\mu_{A_{net}}$, taux de croissance spécifique et taux de croissance spécifique net (h^{-1}).

Par ailleurs, bien que le modèle de Monod soit très souvent utilisé pour décrire la cinétique de croissance des microorganismes, il suppose quelques hypothèses qui ne sont pas toujours vérifiées en pratique. C'est le cas lorsque plusieurs substrats sont limitant (par exemple, l'ammonium et l'oxygène dissous), ou lorsque plusieurs types de microorganismes participent au phénomène de nitrification. Son application stricte en présence des phénomènes de résistance diffusionnelle dans une couche de biofilm, ou en cas de compétition entre hétérotrophes et nitrifiants (Stenstrom and Song, 1991) peut conduire à des erreurs puisque dans ces différents cas, l'hypothèse que la conversion de l'ammonium en nitrite constitue une étape limitante n'est pas tout à fait vérifiée.

2-2-1-5- Facteurs influençant la croissance et l'activité des bactéries nitrifiantes

Les facteurs principaux qui influencent la croissance des microorganismes nitrifiants sont divers. Cependant, en dehors de certaines substances toxiques auxquelles ils sont très sensibles (mercure, cyanure, etc.), on peut distinguer globalement les facteurs physiques et les facteurs biologiques. L'influence de ces deux catégories de facteurs est montrée par le modèle généralisé suivant (Henze et al, 1996).

$$\mu = \mu_{max} \cdot f(S) \cdot f(O_2) \cdot f(pH) \cdot f(T)$$

En explicitant ce modèle et en estimant les constantes caractéristiques que contient l'expression détaillée, le tableau 4 résume les valeurs souvent reportées.

Tableau 4 : Constantes caractéristiques des nitrifiants à 20°C (Henze et al, 1996)

Symboles	Unités	Constantes caractéristiques des espèces		
		Nitrosomonas	Nitrobacter	Global
μ_{\max}	h^{-1}	0.02 – 0.03	0.02 – 0.04	0.02 – 0.03
K_{S,NH_4}	$mg\ N-NH_4^+ \cdot l^{-1}$	0.3 – 0.7	0.8 – 1.2	0.3 – 0.7
K_{O_2}	$mg\ O_2 \cdot l^{-1}$	0.5 – 1.0	0.5 – 1.5	0.5 – 1.0
Y_{\max}	$mg\ VSS \cdot mg^{-1}\ NO_3$	0.1 – 0.12	0.05 – 0.07	0.15 – 0.2
b_A	h^{-1}	$10^{-3} - 2.5 \cdot 10^{-3}$	$10^{-3} - 2.5 \cdot 10^{-3}$	$10^{-3} - 2.5 \cdot 10^{-3}$

1- Facteurs physico-chimiques

a) Température

La gamme des températures favorables à la nitrification est très large. La limite inférieure serait 5°C (Jones and Hood, 1980; Bouillot et al, 1992; Niquette et al, 1998), alors que la limite supérieure se situerait entre 40°C et 45°C (Gay, 1983; Henze et al, 1996). Dans cette large gamme, les microorganismes nitrifiants présentent une température optimale qui se situe entre 25 et 36°C. Cette température optimale, souvent discutée, se justifie par une variété des conditions de culture, des souches privilégiées dans la culture et de la nature du substrat. Le tableau 5 reprend quelques valeurs souvent rencontrées.

Tableau 5 : Quelques valeurs de la température optimum de croissance des nitrifiants

T° optimum (°C)	Références
25°C	(Anthonisen, 1976); (Quinlan, 1986); (Balmelle et al, 1992)
30 - 36°C	Ford et al. (1980)
30°C	(Groeneweg et al, 1994) ; (Henze et al, 1996) ; (Jianlong and Ning, 2004)

Ainsi, lorsque l'objectif de l'étude met en jeu l'espèce *Nitrosomonas* par exemple, Jianlong and Ning (2004) rapportent que la température optimale est de 30°C, en présence d'une faible concentration d'oxygène dissous.

Malgré les légères différences observées sur la température optimum, les auteurs s'accordent à dire que son influence sur la croissance des microorganismes qui peut être décrite par la loi de Van't Hoff-Arrhenius.

L'expression de cette loi sous la forme de l'équation suivante. Elle est valable dans l'intervalle de température 5 à 30°C :

$$\mu_{\max NS} = 0.47 e^{0.098 (T-15)}$$

La représentation de cette loi correspond à la courbe théorique visible à la figure 6, obtenue lors d'un processus de nitrification à la température de 20°C (Henze et al. 1996).

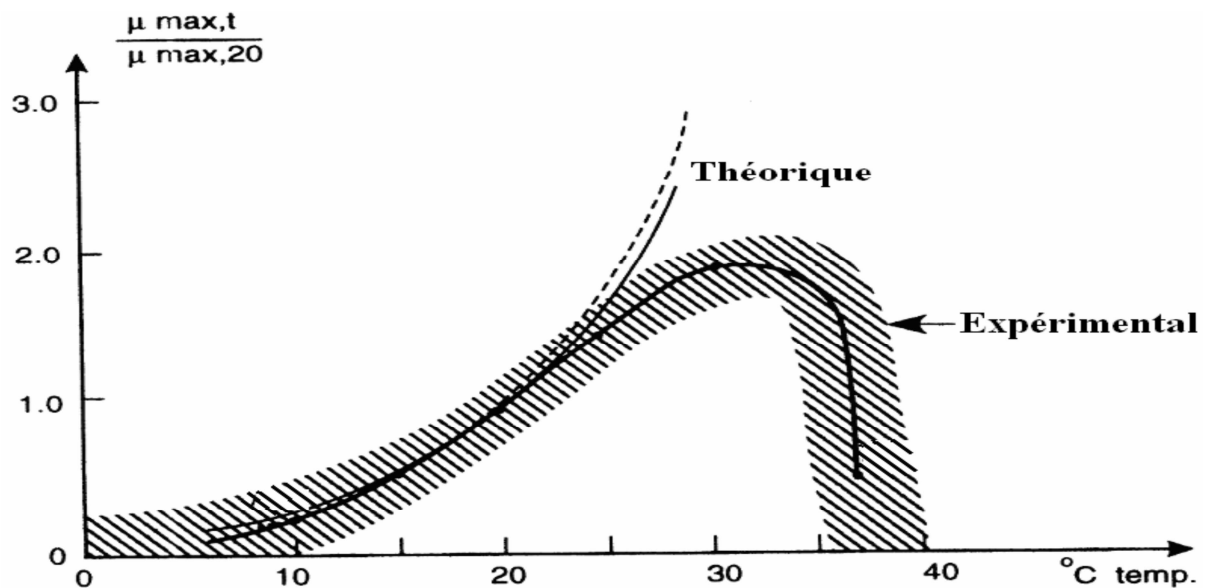


Figure 6 : Effet de la température sur le taux de croissance des microorganismes nitrifiants (Henze et al, 1996)

b) Teneur en oxygène dissous

Le comportement des microorganismes nitrifiants en milieu sous aéré laisse prévoir que ceux-ci sont sensibles aux concentrations en oxygène dissous. Leurs constantes d'affinité sont faibles et se situent dans l'intervalle 0.15 - 2.0 mg.l⁻¹ (USEPA, 1990 ; Henze et al, 1996). Suite à une baisse persistante du niveau de l'oxygène, les espèces *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* peuvent abaisser leurs constantes de saturation en oxygène.

Cependant, *Nitrosomonas* présente une relativement plus grande affinité pour l'oxygène, ce qui constitue un avantage pour cette espèce à pouvoir nitrifier en milieu faiblement aéré (Laanbroek and Gerards, 1993).

La dépendance de la croissance de ces microorganismes vis-à-vis de l'oxygène est souvent décrite par une expression identique à celle de l'équation de Monod.

L'expression analytique est présentée par l'équation ci après.

$$\mu_{obs} = \mu_{max} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2}$$

La combinaison de l'effet du substrat à celui de l'oxygène conduit à la double équation de Monod.

$$\mu_{obs} = \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2}$$

O_2 , correspond à la concentration en oxygène dissous ($mg.l^{-1}$) ;

K_{O_2} , la constante de saturation en oxygène ($mg.l^{-1}$).

La valeur numérique de (K_{O_2}) n'est pas une constante absolue. Elle dépend fortement de la taille des flocs (biomasse expansée), de l'épaisseur du biofilm (culture fixée) et également de la température au sein du réacteur (USEPA, 1990; Henze et al, 1996).

c) PH

L'activité des microorganismes nitrifiants est très sensible au pH. Dans la nature, ces bactéries peuvent croître dans une large plage de pH (Josserand and Bardin, 1981) allant approximativement de 5 à 8 (USEPA, 1990).

Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5 (Josserand, 1983; Bock et al, 1989).

Le diagramme suivant figure 7 extrait des travaux de (Henze et al, 1996) montre que le taux de nitrification en fonction du pH est comparable à une courbe en forme de cloche dont la zone du pH optimum se confirme au voisinage de 8.5.

(Anthonisen et al, 1976) qui ont étudié les effets de cette variable sur les nitrifiants ont observé qu'elle influence indirectement les microorganismes.

En effet, elle favorise ou non la formation d'ammoniac libre (NH_3 dit ammoniac non dissocié) ou de l'acide nitreux (HNO_2), qui sont des inhibiteurs des nitrifiants.

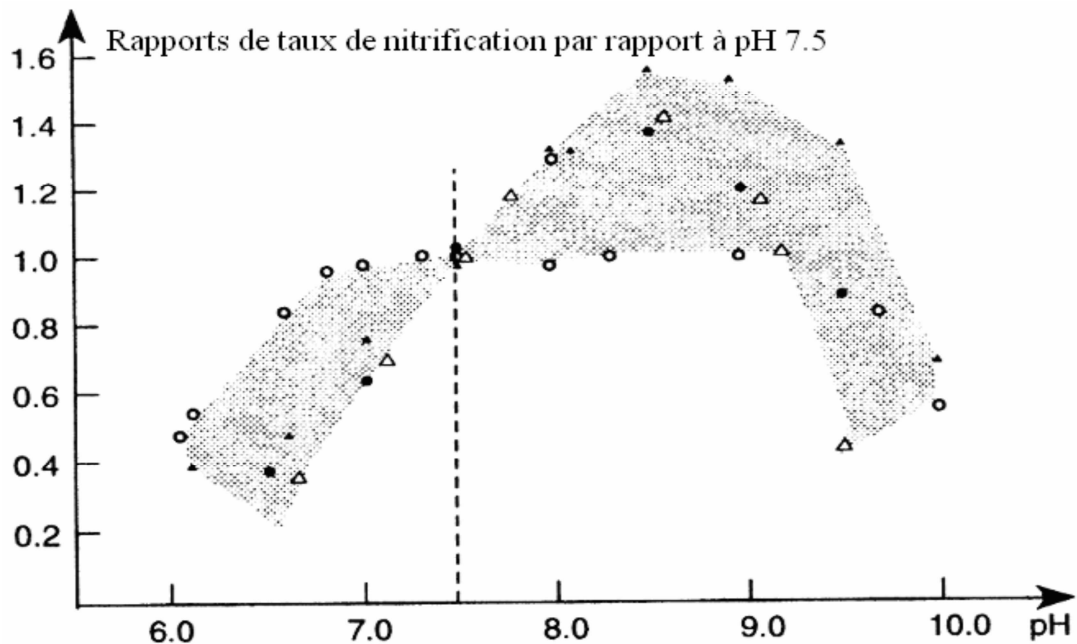


Figure 7 : Taux de nitrification en fonction du pH (Henze et al, 1996)

d) Concentration en produits d'oxydation

En situation de substrat non limitant, les bactéries nitrifiantes peuvent être inhibées par les produits de leur propre activité biologique. Ainsi, les produits d'oxydation (notamment le nitrite et le nitrate) peuvent être inhibiteurs respectivement pour les genres *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* à des concentrations extrêmement élevées (300 - 4000 mg.l^{-1}), quasi-inexistantes dans l'environnement (Bock et al, 1989).

2- Les composés organiques

Dans les réacteurs à cultures mixtes, la présence de substrats organiques favorise très souvent la compétition entre les microorganismes nitrifiants et les hétérotrophes. C'est le cas par exemple de la compétition à NH_4^+ observée par Verhagen and Laanbroek (1991).

Parfois, on assiste également à des compétitions à l'oxygène et à l'espace de développement de biofilm. Ceci a été constaté par divers auteurs (Wanner and Gujer, 1985, 1986; Furumai, 1992 ; Rittmann and Manem, 1992 ; Okabe et al, 1995).

De manière générale, ces compétitions sont en défaveur des nitrifiants à cause de la faible valeur de leur taux de croissance (Okabe et al, 1996).

3- Facteurs biologiques

a) Âge des boues

L'activité de nitrification peut être considérablement influencée par l'âge des boues. En effet, vu le faible taux de croissance des nitrifiants, un âge de boues élevé permet d'accumuler la biomasse et favoriser une meilleure activité de nitrification (USEPA, 1990).

C'est pourquoi ce critère est parfois utilisé comme stratégie de suivi de procédé, conduisant à la minéralisation des boues (et donc une faible production des boues).

b) Taille des floes

Dans un procédé à biomasse expansée, la taille des floes est un paramètre important qui conditionne l'activité des nitrifiants (Tijhuis et al, 1995). Si leur formation est d'origine biologique (excrétions de substances tels les exopolymères par les bactéries), leur taille est fortement influencée par les conditions hydrodynamiques qui règnent dans le système.

Lorsque les conditions le permettent, un accroissement trop élevé des agrégats peut engendrer simultanément la nitrification et la dénitrification dans un même réacteur. Dans le cas d'une culture à biomasse fixée sous forme de biofilm, (Puznava et al, 2001) ont observé une dénitrification à l'intérieur du biofilm en présence d'une concentration en oxygène de l'ordre de $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$.

Ils expliquent ce phénomène par une pénétration partielle de l'oxygène dans le biofilm. De même, dans une étude de la distribution des floes et de l'influence de leur taille sur l'activité des bactéries dans un bioréacteur membranaire, (Boran et al, 1997) concluent que le taux de nitrification spécifique décroît avec la taille des floes et par conséquent, un léger effet de dénitrification a pu être observé.

De tout ce qui précède, on peut retenir que la nitrification biologique est un processus de conversion de l'azote sous forme de composés oxydés (nitrites et nitrates). Le rejet de l'azote sous de telles formes constitue un risque potentiel pour l'environnement. En effet, alors que la forme nitrite (NO_2^-) est très toxique tant pour l'homme que pour le monde aquatique, la forme nitrate (NO_3^-) associée au phosphore peut conduire à l'eutrophisation des eaux naturelles (Heathwaite, 1993).

La limitation de tels risques exige que l'azote soit libéré dans l'environnement sous sa forme naturelle c'est-à-dire le diazote (N_2). Dans le domaine du traitement des eaux résiduaires, les méthodes et les moyens de conversion des oxydes d'azote (NO_x) en azote moléculaire sont connus sous le vocable de dénitrification. Bien que cette étape ne constitue

pas l'objet essentiel de cette étude, il est important de rappeler brièvement son principe de base afin de mieux cerner l'intérêt d'explorer d'autres choix stratégiques de l'élimination de l'azote notamment par la voie nitrite.

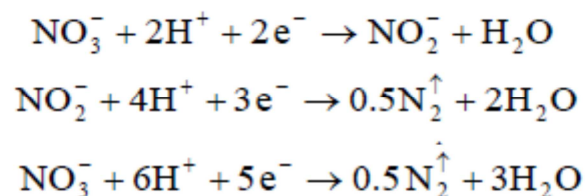
2-2-2- *Processus de la dénitrification*

Les produits oxydés (nitrites et nitrates) issus de l'étape de traitement aérobique de l'azote (nitrification), subissent une réduction anaérobie par des bactéries spécifiques (hétérotrophes) dont la formation est souvent réprimée par la présence d'oxygène (Edeline, 1988). Ces bactéries qui ne se forment qu'en l'absence ou en présence de très faible concentration d'oxygène, utilisent les NO_2^- et NO_3^- comme les accepteurs d'électrons dans la chaîne respiratoire en lieu et place de l'oxygène.

Le produit final de ces réactions de réduction est l'azote moléculaire associé à une production d'énergie par les cellules lors du transfert d'électrons (Edeline, 1988). Ces bactéries sont qualifiées de bactéries aérobies facultatives.

2-2-2-1- *Schéma réactionnel simplifié de la dénitrification*

La dénitrification est un processus assez complexe. Cependant, elle peut être simplifiée par le schéma réactionnel suivant :

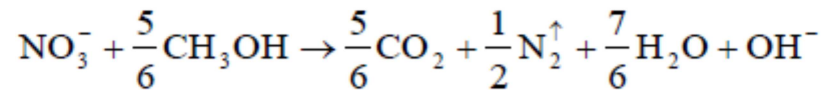


2-2-2-2- *Configuration des procédés de dénitrification*

L'accomplissement des réactions de réduction des différents accepteurs d'électrons (nitrate ou nitrite) (voir schéma réactionnel précédent), nécessite un donneur d'électrons (notamment du substrat carboné). Dans la pratique, l'apport de ce dernier peut se faire de plusieurs manières.

Lorsque l'apport est externe, on parle de dénitrification exogène par rapport à la dénitrification endogène où seules les réserves cellulaires constituent la source d'approvisionnement en substrat organique.

D'habitude, la dénitrification exogène est plus pratiquée car plus compétitive vis-à-vis de la dénitrification endogène, qui, bien que ne produisant pas de biomasse, est lente (Edeline, 1988). Un des substrats le plus utilisé est le méthanol. Dans ce cas, le processus de dénitrification est représenté par l'équation suivante.



Une autre méthode consiste à recycler la liqueur mixte de manière à la mélanger avec la charge qui constitue ainsi la source d'approvisionnement en substrat organique. On parle de dénitrification combinée. Dans le fonctionnement global d'un procédé de traitement d'eaux usées, le retour de la liqueur mixte (contenant les nitrites et nitrates) en amont de l'installation permet d'enchaîner les processus de nitrification et de dénitrification.

Cet enchaînement constitue la voie majeure d'élimination de la pollution azotée puisque le diazote libéré suite à la dénitrification réintègre le cycle naturel. Ce mécanisme est comparable à ce qui existe dans la nature où coexistent plusieurs types d'interfaces aérobies/anoxiques favorisant l'enchaînement naturel des processus de nitrification et de dénitrification.

Cependant, les besoins importants en oxygène au cours de la phase aérobie d'une part, et en substrat organique lors de la phase anoxique d'autre part soulèvent la question fondamentale du coût de traitement de la pollution azotée. Les travaux de (Pouilleute, 1996) sur la lutte contre l'eutrophisation des réservoirs naturels (lacs, rivières) révèlent que les dépenses en énergie sur un site de traitement d'eaux résiduaires représentent environ 30% du coût global d'exploitation, le surcoût de fonctionnement lié à l'élimination de l'azote étant approximativement de 5%.

De plus, la seule étape de la nitrification représente une majoration d'environ 40% des besoins en oxygène, même si cette valeur peut être réduite à 20% par récupération de l'oxygène des nitrates lors de la dénitrification. Ces estimations sont comparables à d'autres travaux rapportés dans la littérature. Selon (Ferrer et al, 1998) par exemple, le coût de l'aération dans un procédé de traitement des eaux usées destiné à l'élimination de l'azote représente environ 50% de la puissance énergétique globale consommée par l'installation.

Face à cette problématique, nombre d'études ont été menées ces dernières années dans le but d'atténuer les coûts d'investissement tout en visant l'accroissement des performances des procédés. Les démarches utilisées et citées dans la littérature vont du développement

d'une multitude de configurations géométriques de réacteurs à l'exploration du raccourcissement des voies métaboliques de l'oxydation de l'ammoniaque, en passant par l'innovation et l'application de nouvelles technologies comme les procédés membranaires.

2-3- Elimination physico-chimiques de la pollution azotée

2-3-1- Procédé par échange d'ions

Le traitement des eaux par échange d'ions est un procédé ancien et largement répandu. Aux Etats-Unis, la première réalisation industrielle de dénitrification de l'eau potable par cette voie a été mise en application en 1974. En Grande-Bretagne, deux stations réalisées par l'Anglian Water Authority ont démarré en 1976 et en 1978. En France, il a fallu attendre l'agrément des résines anioniques en 1985.

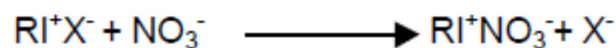
2-3-1-1- Principe de l'échange d'ions

Le principe d'échange ionique consiste à transférer des ions indésirables de l'eau brute sur un support insoluble, appelé échangeur d'ions, qui les capte et libère en contrepartie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante.

L'échangeur d'ions possède une capacité limite de stockage sur son support (capacité d'échange) et doit être régulièrement régénéré, par une solution fortement concentrée d'ions choisis.

Dans le cas de l'élimination des nitrates, on utilise des résines de type anionique (échangeurs d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présentent sous forme de billes de diamètre compris entre 0,4 et 0,8 mm, Ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basique.

Si on désigne par RI⁺, les groupements structuraux et fixes de la résine, la réaction peut se résumer de la façon suivante :



L'ion échangeable X⁻ peut être Cl⁻ ou HCO₃⁻.

Les anions nitrates ne sont pas les seuls retenus. Il existe même une sélectivité différente suivant l'espèce anionique. Des plus retenus aux moins retenus, l'ordre généralement cité est :



Ainsi, une eau riche en sulfates pourra être gênante dans l'élimination des nitrates, la résine fixant préférentiellement les sulfates.

3- Phosphore

Le phosphore est présent dans l'eau sous plusieurs formes : phosphates, polyphosphates, phosphore organique etc. L'ion orthophosphate (PO_4^{3-}) est la forme la plus abondante dans l'eau et provient en majeure partie des déjections animales et des produits de lessive. Il joue un rôle important dans la respiration des cellules vivantes, dans le stockage et le transfert de l'énergie. A des concentrations élevées dans l'eau, il provoque l'eutrophisation. La protection des milieux aquatiques induit l'abatement du phosphore. Par contre, la réutilisation des eaux à des fins agricoles ne nécessite pas une réduction des teneurs en azote et en phosphore.

3-1- Problématique de la pollution phosphatée

Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire, ATP, ARN...). La part de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader.

Pour augmenter les performances d'élimination du phosphore, les installations à boues activées réalisent un transfert sous forme particulaire soit par précipitation (voie physico-chimique), soit par suraccumulation au sein de la biomasse épuratrice (voie biologique), soit par combinaison des deux processus (filère combinée) (Dernat, 1994).

Le phosphore est le facteur limitant sur lequel il est possible de jouer efficacement pour réduire l'eutrophisation continentale.

L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés utilisés par les végétaux pour leur croissance) conduisant à un développement excessif d'algues et par là même à un déséquilibre de l'écosystème.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surface sont multiples. Le développement excessif d'algues augmente la turbidité des eaux de surface, modifie leur couleur et peut être source d'odeurs nauséabondes. Il s'opère également un appauvrissement du nombre d'espèces de poissons.

L'eutrophisation nuit alors à la qualité des eaux de surface ce qui limite leurs usages : production d'eau potable, loisirs (pêche, baignade, sport nautique, lâcher d'eau), activités industrielles (transport, production d'énergie électrique).

La réduction à la source des flux de phosphore véhiculés par les eaux usées ne peut conduire à une diminution suffisante des quantités rejetées au milieu naturel. En effet, le métabolisme humain ne peut être réduit ; un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée est nécessaire pour réduire les flux rejetés au milieu naturel.

3-2- Exigences aux stations d'épurations en matière de rejets

Les stations d'épuration rejetant des charges supérieures à 600 kg de DBO5 par jour.

Pour le phosphore, les niveaux de rejets et les exigences concernent des moyennes annuelles doivent être respectées voir tableau 6.

Tableau 6 : Concentrations ou rendements à respecter en zones sensibles (FNDAE, 2002).

Charge brute reçue par la station d'épuration (kg de DBO5 par jour)	Concentration maximale en moyenne annuelle	Rendement minimum en moyenne annuelle
600 à 6 000	2 mg de P/l	80 %
> 6 000	1 mg de P/l	80 %

3-3- Formes minérales oxydées du phosphore

Les phosphates sont les oxydes de phosphore les plus connus. Ce sont les sels de l'acide orthophosphorique H_3PO_4 . Cet acide peut s'ioniser selon le pH en $H_2PO_4^-$ ou en HPO_4^{2-} .

Le pentoxyde de phosphore P_2O_5 est également intéressant à citer puisque les agronomes et les laboratoires d'analyse des sols expriment souvent le résultat de la mesure de phosphore dans les boues à partir de cet oxyde. Il se forme lorsque le phosphore brûle à l'air et il réagit très violemment avec l'eau pour donner l'acide phosphorique.

Les charges ou concentrations en phosphore étant parfois exprimées en PO_4^{3-} pour les eaux usées et le rejet et souvent en P_2O_5 pour les boues, précisons que 3,06 mg PO_4^{3-} et que 2,29 mg P_2O_5 sont équivalents à 1 mg de phosphore (Choubert, 2004).

3-4- Formes organiques du phosphore

Le phosphore est un élément important à la vie. Il intervient dans le processus de synthèse des protéines, par sa présence dans les acides nucléiques tels l'ARN et l'ADN, et également dans le cycle de production d'énergie au sein de la cellule, par sa présence dans les molécules d'ADP et d'ATP.

Chez les animaux, et en particulier dans le corps humain, on peut noter en plus la présence du phosphore dans les os, les dents, les nerfs, etc.

3-5- Elimination du phosphore

3-5-1- Traitement biologique du phosphore

Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimums, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques.

Par convention, on parle de traitement biologique du phosphore (au sens strict) lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore.

3-5-1-1- L'assimilation du phosphore

Le phosphore, de même que l'azote, est un composant essentiel de la biomasse épuratrice, bactéries et protozoaires ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimée en matière volatile en suspension (Comeau, 1997). La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous.

Les besoins en phosphore pour la synthèse des nouvelles bactéries sont de l'ordre de 1 % de la DBO5 éliminée par la biomasse épuratrice. L'assimilation ne permet en aucun cas une élimination poussée du phosphore puisque le rapport P/DBO5 est nettement plus élevé que 0,01 et se situe à 0,04 environ.

3-5-1-2- Processus de suraccumulation du phosphore

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore par boue activée, la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies.

Rappelons les définitions d'anoxie et d'anaérobie propre au domaine du traitement des eaux usées :

- l'anoxie se caractérise par l'absence d'oxygène et la présence de nitrates ;
- l'anaérobie se caractérise par l'absence d'oxygène et de nitrate.

Le processus d'élimination biologique du phosphore peut être décrit, de manière simplifiée comme suit :

- Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes, synthétisent un produit de réserve, les poly- β -alcanoates (PHA), à partir du substrat facilement biodégradable des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de polyphosphates. Il en résulte un relargage de phosphate dans le milieu externe.

- Dans le bassin d'aération, les poly- β -alcanoates PHA et la matière organique contenue dans les eaux usées sont oxydés par les bactéries. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent leurs stocks de polyphosphates et croissent.

L'élimination biologique du phosphore est liée à une réabsorption de phosphore plus importante que le relargage figure 8 (FNDAE, 2002).

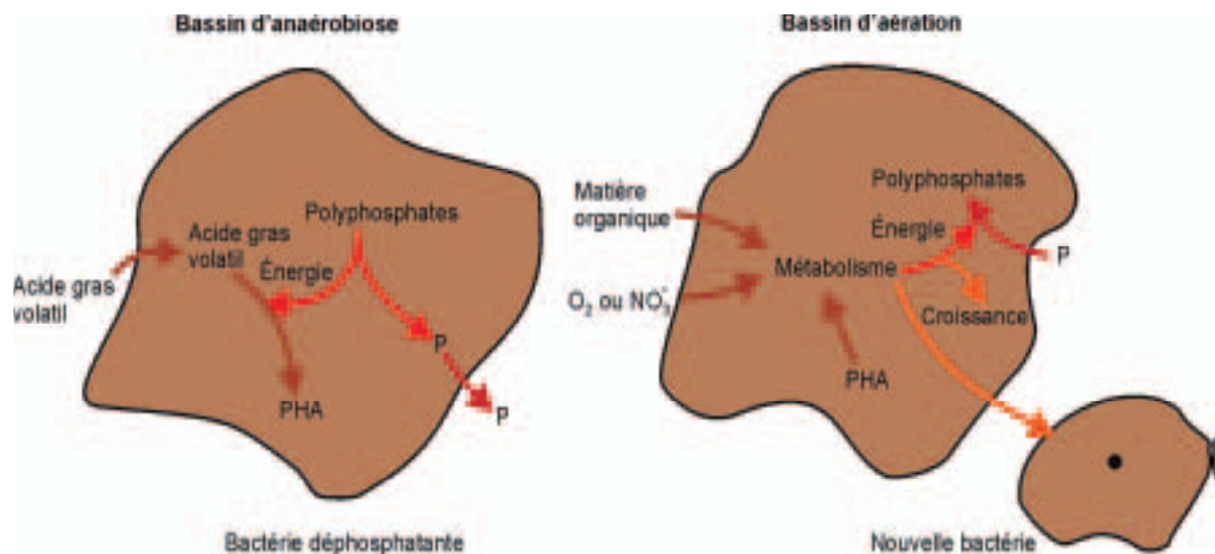


Figure 8 : Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobie et aérobie.

Au cours de la phase anaérobie, le relargage du phosphore n'est pas linéaire en fonction du temps. Trois phases peuvent être distinguées figure 9 :

- Tout d'abord, un relargage rapide du phosphore est observé. La vitesse de ce processus est indépendante de la concentration en carbone facilement assimilable essentiellement les acides gras volatils ;
- Ensuite, un ralentissement du relargage s'opère en raison de l'utilisation de substrats carbonés nécessitant une hydrolyse préalable ;
- Enfin, un relargage lent, dû à la maintenance de la cellule. Il s'agit du relargage secondaire ou endogène. Cette troisième forme de relargage n'est pas efficace en ce sens qu'elle n'entraîne pas dans le bassin d'aération une réabsorption intensifiée du phosphore.

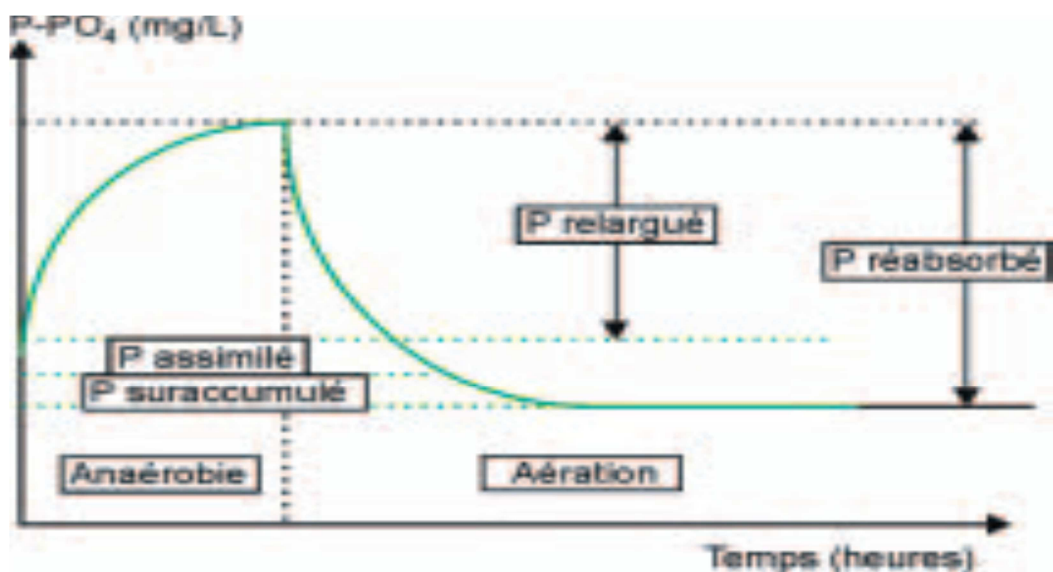


Figure 9 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.

3-5-1-3- Facteurs de suraccumulation du phosphore

a) Les bactéries déphosphatantes

Selon (Comeau, 1990) au sein de la biomasse épuratoire cohabitent quatre types de bactéries :

- les bactéries hétérotrophes aérobies strictes, assurant la dégradation du carbone;
- les bactéries hétérotrophes aérobies facultatives, responsables en condition d'anoxie et en présence de carbone, de la dénitrification ;
- les bactéries hétérotrophes aérobies facultatives réalisant la fermentation, réaction de transformation de la matière organique en acides gras volatils en anaérobiose ;

➤ les bactéries autotrophes vis-à-vis du carbone, aérobie, responsable de la nitrification.

Les bactéries déphosphatantes sont des bactéries aérobies strictes, obtenant l'énergie seulement à partir de l'oxygène, ou bien des bactéries aérobies facultatives, tirant l'énergie en priorité de l'oxygène, puis des nitrates en absence d'oxygène. Dans les deux cas, les bactéries stockent les phosphates sous forme de polyphosphates, et le carbone sous forme de poly- β -alcanoates (PHA) et de glycogène.

Une bonne partie des bactéries déphosphatantes ont été classée parmi le genre *Acinetobacter*.

b) Les poly- β -alcanoates (PHA)

Les poly- β -alcanoates (PHA), synthétisés à partir d'acides gras volatils, sont des composés carbonés qui jouent principalement un rôle de réserve énergétique. Il s'agit de polymères comprenant des monomères à 4, 5, 6 et 7 atomes de carbone.

c) La DCO facilement biodégradable

La source de carbone utilisable par les bactéries déphosphatantes est la DCO facilement biodégradable. Elle est composée essentiellement d'acides gras volatils (molécule comprenant six atomes de carbone maximum) comme l'acide acétique (ou acétate de...), l'acide propénoïque (ou propionate de...), l'acide butyrique (ou butyrate de...).

Les acides volatils présents dans les eaux usées sont généralement issus du processus de fermentation de molécules de plus grande taille.

d) Le glycogène

Le glycogène, dont le rôle a été mis à jour très récemment dans les mécanismes de déphosphatation biologique, intervient à trois niveaux :

- source de carbone pour la synthèse de PHA ;
- source d'énergie dans le processus, en complément de l'énergie libérée par l'hydrolyse des polyphosphates ;

➤ source de pouvoir réducteur c'est-à-dire qu'il intervient dans la formation de la molécule spécialisée NADH (nicotinamide adénine dinucléotide) dont la présence est indispensable à la synthèse de PHA.

e) Les ions calcium, magnésium et potassium

Des cations, Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^{+} , sont relargués en phase d'anaérobiose en même temps que le relargage du phosphore. Leur présence autorise une précipitation du phosphore : on parle ainsi de précipitation naturelle ou biologiquement induite.

En phase d'aération, ces ions sont réabsorbés dans les cellules bactériennes en même temps que les phosphates après dissolution des précipités.

3-5-1-4- Conditions favorables à la déphosphatation biologique

L'efficacité de la déphosphatation biologique est principalement liée :

- à la concentration de substrats simples facilement biodégradables contenus dans les eaux usées ou pouvant être éventuellement générés en anaérobiose ;
- au rapport DBO/P (ou DCO/P) des eaux usées qui intervient au niveau du rendement d'assimilation ;
- à l'existence de conditions anaérobies et aérobies réelles dans les réacteurs concernés ;
- au respect de temps de séjour suffisant dans les réacteurs anaérobies et aérobies pour que les réactions de relargage puis de réabsorption soient complètes ;
- conditions physicochimiques adéquates ;
- à l'âge des boues.

3-5-2- Le traitement physicochimique du phosphore

Le traitement du phosphore par voie physicochimique consiste à « piéger » le phosphore dissous sous forme particulaire. Ce changement de phase a lieu au contact de cations (ions calcium, magnésium, aluminium ou ferriques) apportés soit par les eaux usées (précipitation naturelle), soit par ajout de réactifs à base de fer, d'aluminium ou de chaux (précipitation forcée) (Duchène, 1999).

Les principaux mécanismes intervenant sont au nombre de trois :

- précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités ;
- floculation et coprécipitation de matière colloïdale finement dispersée.

Ces trois mécanismes ont normalement lieu simultanément, et leur action combinée est responsable des hautes performances de déphosphatation généralement atteintes dans les stations de traitement chimiques.

La séparation du phosphore particulaire de l'eau aura lieu lors de la décantation.

Conclusion

Parmi les griefs retenus contre la pollution azotée et phosphatée et le préjudice porté à la santé publique d'une part, d'autre part ils sont responsable de l'eutrophisation des rivières, lacs et réservoirs demeure l'un des problèmes majeur.

L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés utilisés par l'activité industrielle et agricole.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surface sont multiples : Le développement excessif d'algues qui augmente leur turbidité, modifie leur couleur et peut-être source d'odeurs nauséabondes, limite la production d'eau potable et des loisirs (pêche, baignade, sport nautique, lâcher d'eau), ainsi que les activités industrielles (transport, production d'énergie électrique).

Par ailleurs, un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée est plus que nécessaire, afin de réduire les flux de pollution rejetés au milieu naturel et éliminer tous les effets indésirables.

Chapitre III

**REUTILISATION DES EAUX
USEES TRAITÉES EN
AGRICULTURE**

1- Introduction

L'eau usée traitée, récoltée à l'aval des systèmes d'assainissement urbains représente une eau renouvelable non conventionnelle, qui pourrait être une source attrayante et bon marché à employer en agriculture, au voisinage des centres urbains (Vasel, 2007). Toutefois, en raison de la nature variable de la composition de cette eau (sa charge en constituants minéraux, organiques et biologiques); sa réutilisation devrait être gérée soigneusement, surveillée et contrôlée par des spécialistes, afin de vérifier les risques et menaces potentiels sur les usagers, le sol et les cultures irriguées, ainsi que sur l'environnement dans son ensemble (Blumenthal, 1989).

En Algérie le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 800 millions de m³, dont 600 millions de m³ pour les seules agglomérations du Nord, sur ce volume global seul environ 30% sont traités (DHWTO, 2006). Ces effluents, d'origine domestique, constitueraient une ressource d'eau importante qui peut être prise en considération pour diverses utilisations. Pour cela, il est primordial d'augmenter le nombre de stations d'épuration dotées d'équipements de traitements tertiaires qui permettraient un meilleur abattement de la pollution notamment azotée et phosphatée.

Par ailleurs l'Algérie est compté parmi les pays hydro-sensible est confronté à la rareté des eaux naturelles conventionnelles due à l'insuffisance et à l'irrégularité des précipitations dans le temps et dans l'espace. Le climat aride et semi-aride qui sévit sur une grande partie du territoire réduit également les disponibilités de cette ressource. Le taux de satisfaction en eau en Algérie est en moyenne de 500m³/habitant/an, qui est loin de la norme internationale qui est de 1700m³/habitant/an. Par ailleurs l'introduction et la réutilisation des eaux non conventionnelles sont devenues une alternative incontournable pour satisfaire les besoins qui ne cessent de croître et réserver les eaux conventionnelles pour les vocations nobles comme l'AEP et l'abreuvement des cheptels. A cet effet le recyclage des eaux usées traitées peut constituer une alternative attrayante à plusieurs titres (agricole, économique, sociale et environnementale).

2- Différentes utilisations des eaux usées traitées

La récupération et la réutilisation de l'eau usée traitée, s'est avérée être une option réaliste pour couvrir le déficit et les besoins croissants en eau dans les pays hydro sensibles. Selon (FAO et Aquastat, 1998), les principales utilisations des eaux usées traitées dans le monde sont les suivantes :

- utilisations urbaines : arrosage des espaces verts, lavage des rues, alimentation de plans d'eau, auxquelles on peut ajouter une utilisation périurbaine qui se développe comme l'arrosage des terrains de golfs ;
 - utilisations agricoles : irrigation ;
 - utilisation pour la lutte contre les incendies ;
 - utilisations industrielles : cette réutilisation est importante en raison du recyclage fréquent des eaux de procédés qui est souvent justifiée par la réduction des consommations mais aussi par la récupération des sous-produits. Mais elle peut aussi concerner les eaux de refroidissement ;
 - recharge des nappes, protection contre l'intrusion du biseau salé en bord de mer.

3- Situation de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture

Du point de vue environnemental, la récupération et la réutilisation de l'eau usée urbaine traitée pour l'irrigation constituent probablement l'approche d'élimination la plus sûre et la plus réaliste des nutriments, afin d'optimiser la production végétale dans une approche respectueuse de l'environnement.

La réutilisation agricole des eaux usées est une pratique très répandue et réglementée dans plusieurs pays (AQUEREC Project, 2006 ; Lazarova, 1998 ; Mohammad et Mazareh, 2003 ; Pescod, 1992). Ainsi, en Floride et en Californie (USA), des volumes de 340 000 m³/j et de 570 000 m³/j d'eaux usées étaient déjà réutilisés en agriculture en 1995.

L'expérience de la ville de Mexico apparaît comme le plus important projet de réutilisation des eaux usées au niveau mondial avec 4 millions à 25 millions de m³/j qui sont réutilisés pour l'irrigation, (Jiménez-Cisneros et Chavez-Mejia, 1997). On peut, également, citer les pays du proche et du moyen Orient tels l'Egypte qui utilise 550 000m³/j, le Koweït avec 140 000m³/j, l'Arabie Saoudite avec 600 000m³/j, la Syrie avec 1 000 000m³/j et les Emirats Arabes Unis, avec un volume de 500 000m³/j (FAO, Aquastat, 1998).

Par ailleurs ce recyclage doit répondre positivement à la demande des cultures sans affecter les milieux récepteurs (Van der Hoek et al, 2002).

4- Critères de qualité des eaux usées pour l'irrigation

À partir d'une eau usée et grâce aux procédés de traitements, il est possible d'obtenir toute une gamme d'eaux de qualités différentes. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Il est, tout à fait clair, que les traitements qui existent peuvent réduire les

concentrations des polluants sous toutes leurs formes à des niveaux qui sont considérés non dangereux. Les caractéristiques de qualité physiques, chimiques et biologiques sont identiques pour toutes les eaux d'irrigation.

4-1- Salinité

Dans la plupart des pays, l'eau utilisée pour l'approvisionnement des collectivités est celle ayant la meilleure qualité disponible et elle est habituellement de faible salinité. Cependant, en conditions de pénurie en eau, la salinité peut être un problème.

La quantité et le type de sels présents sont importants pour évaluer si l'eau usée traitée convient pour l'irrigation. Des problèmes potentiels sont liés à la teneur en sels totaux, au type de sel ou à la concentration excessive d'un ou plusieurs éléments (Ayers, 1977).

Pour surmonter le problème de la salinité au niveau de la ferme, une importance doit être donnée aux approches suivantes :

a) Choisir des cultures tolérantes à la salinité de l'eau usée, le tableau 7 peut aider les agriculteurs à choisir le système de culture le plus approprié en fonction de la salinité de l'eau usée et de la tolérance des cultures en sels. Lorsque la salinité augmente, le choix des cultures devient difficile et, excepté certains légumes, le choix est la plupart du temps limité aux fourrages verts (FAO, 1985).

Tableau 7 : Tolérance à la salinité de quelques plantes cultivées (adapté de FAO, 1985)

Conductivité électrique de l'eau d'irrigation ($\mu\text{s}/\text{cm}$)					
<1280	1280-1920	1920-2560	2560-3200	3200-4480	>4480
Citrus	Figues	sorgho	Soja	Carthame	Coton
Pommes	Olives**	Arachide	Palmier dattier***	blé	Orge
Pêche	Brocoli	Riz	Phalaris aquatique	Betterave sucrière	Agropyre
Raisins	Tomates	Betteraves	Trèfle	Rye Grass	
Fraise	Concombre	Fétuque	Artichauts	Orge des rats	
Pommes de terre	Cantaloup			Chiendent pied de poule	
Poivrons	Pastèques			Sudax (sorgho hybride)	
Carottes	Epinards				
Oignons	Vesce commune				
Haricot	Sorgho du Soudan				
Maïs	Luzerne				

* * des niveaux de CE beaucoup plus élevés ont été observés pour des olives en Tunisie

* * * des niveaux plus élevés de CE ont été également observés pour des palmiers dattiers en Algérie.

b) Choisir un système d'irrigation, permettant une application uniforme de l'eau, une efficacité élevée et offrant la possibilité d'irriguer fréquemment (Maas, 1984). De meilleurs rendements peuvent être obtenus lorsqu'on emploie de façon appropriée les systèmes d'irrigation modernes. Avec des systèmes goutte à goutte, l'irrigation peut être plus fréquente et la salinité du sol à proximité de la plante irriguée peut ainsi être maintenue à un niveau plus bas (Goldberg et al, 1971; Papadopoulos et al, 1988).

c) Drainage, une des mesures nécessaires pour prévenir la remontée de la nappe et la salinisation induite par l'irrigation en régions arides et semi-arides est l'installation d'un réseau de drainage. Le drainage, en combinaison avec une irrigation appropriée permet le lessivage des sels en excès hors de la zone racinaire.

4-2- Alcalinité

La dispersion de la phase colloïdale du sol, la stabilité des agrégats, la structure du sol et la perméabilité de l'eau sont toutes très sensibles aux types d'ions échangeables présents dans l'eau d'irrigation.

L'augmentation de l'alcalinité du sol, qui peut se produire avec l'eau usée traitée en cas de concentration élevée en Na, réduit la perméabilité du sol, particulièrement en surface, même si le lessivage a lieu.

Ce phénomène est lié à la dispersion et au gonflement des argiles lorsque la concentration en Na échangeable augmente. Toutefois, pour une certaine valeur du Rapport d'Adsorption du Sodium (SAR – Sodium Adsorption Ratio), la vitesse d'infiltration augmente ou diminue avec le niveau de salinité (Rhoades, 1977). Les trois solutions suivantes de gestion sont recommandées :

a) Amendements chimiques

L'utilisation d'amendement calcique, tel que le gypse, est largement admise pour l'amélioration des sols ayant un pourcentage élevé en Na par rapport à la capacité d'échange cationique (CEC) ou chaque fois que de l'eau à haut SAR est utilisée pour l'irrigation. Le sodium du sol est échangé par le calcium du gypse et la dispersion de la phase colloïdale se réduit.

b) Système d'irrigation adapté

En général, les systèmes d'irrigation de surface avec de l'eau à SAR élevé créent une croûte de surface épaisse.

Des résultats identiques sont obtenus avec des arroseurs à haut débit. La perméabilité du sol ainsi que son aération et la germination des graines en sont affectées. Avec des mini-arroseurs et des goutteurs de faible débit, la formation de croûte en surface est réduite, la durée de l'irrigation est prolongée et l'eau peut pénétrer lentement dans le sol (Papadopoulos et Stylianou, 1988).

c) Matière organique

Le problème d'alcalinité peut également être résolu par l'addition de matière organique comme la paille, d'autres déchets végétaux et du fumier organique.

4-3- Les micropolluants

Les micropolluants présents dans l'environnement ont des origines très variées. Leur devenir environnemental ainsi que leur impact potentiel sur les différents écosystèmes sont très dépendants de leurs interactions avec le milieu environnant. Ces contaminants peuvent être à l'origine de perturbations à long terme des écosystèmes aquatiques récepteurs, en particulier vis à vis des producteurs primaires sensibles aux pollutions aussi bien organiques que métalliques (Gérin *et al*, 2003).

4-3-1- Les micropolluants métalliques

Ils constituent, le problème principal pour la réutilisation des eaux usées traitées. A faibles concentrations, les métaux sont des éléments essentiels et indispensables pour les êtres vivants comme constituant et cofacteur de différentes enzymes, ils interviennent également dans diverses voies métaboliques comme catalyseurs. Cependant, à des concentrations plus importantes que celles nécessaires à un développement optimal, les métaux inhibent la croissance et plusieurs processus cellulaires incluant la photosynthèse, la respiration, l'activité enzymatique mais également la synthèse de pigments et de protéines. La division cellulaire peut, également, être affectée. Les éléments métalliques surveillés sont le fer, le chrome, le zinc, le nickel, qui sont utiles au monde vivant en très faible quantité. Les métaux lourds ont un fort caractère bioaccumulatif et ont la particularité de ne pouvoir être éliminés. Ils changent simplement de forme (Vilaginès, 2003 ; Cauchi *et al*, 1996).

Le problème des métaux lourds est discuté plus en détail en liaison avec les boues résiduaires. (Biswas, 1987) a rapporté la charge en métaux lourds admise sur les terres agricoles dans quelques pays européens tableau 8.

Tableau 8 : Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (Biswas, 1987).

Constituent	Utilisation à long terme (mg/l)	Court terme (mg/l)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.10	2.0
Béryllium	0.10	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

4-3-1-1- Aspects de gestion des éléments traces

La question est de savoir si les métaux lourds représentent un problème sanitaire et/ou écologique sérieux. En général dans notre région d'étude, les éléments traces ne devraient pas être considérés comme un problème extrême ou sérieux pour deux raisons principales :

1- la concentration des métaux lourds dans l'eau usée urbaine est faible à cause de la faible activité industrielle ;

2- les sols de notre région ont la plupart du temps une forte concentration en CaO_3 et un pH supérieur à 7, ce qui diminue la mobilité et la disponibilité des métaux lourds pour les cultures. Par conséquent, en milieu acide les métaux lourds pourraient être un problème et les mesures suivantes sont recommandées :

- Chaulage (utilisation de carbonate de calcium). De cette façon, le pH est augmenté et la solubilité des métaux lourds est ainsi réduite ;
- Eviter l'emploi d'engrais acides ;
- Utiliser des cultures tolérantes à certains métaux lourds ;
- Utiliser des cultures n'ayant pas de propriété de bioamplification (accumulation de certains métaux lourds par des plantes spécifiques ou dans certaines parties de la plante).

4-3-2- Les micropolluants organiques

La concentration totale moyenne des micropolluants d'origine organique dans les eaux usées est de 1 à 10 µg/l. Une des principales caractéristiques qui influence les risques de contamination et d'impact des micropolluants organiques sur le milieu est leur persistance (Faby et Brissaud, 1997).

On désigne sous ce terme la durée pendant laquelle une substance est décelable dans le milieu. Il ne faut pas confondre cette notion avec le terme de rémanence qui désigne la durée pendant laquelle les effets d'un traitement restent perceptibles sur une culture.

La dégradation des contaminants est évaluée par deux paramètres: la demi-vie et le taux de dégradation. La demi-vie désigne le temps nécessaire pour que la moitié de la dose initiale soit dégradée. Les produits de dégradation ne sont pas forcément inoffensifs pour le milieu, ils peuvent être aussi voire plus toxiques que la molécule initiale (Kolpin *et al*, 1998).

4-3-2-1- les paramètres biologiques

Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille : les *Virus*, les *Bactéries*, les *Protozoaires* et les *Helminthes*. Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales. Le pouvoir pathogène des micro-organismes (ou pathogénicité) dépend de plusieurs facteurs qui sont les facteurs concernant la physiologie du micro-organisme et ceux concernant la physiologie de l'hôte infecté.

a) Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 µm. La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g (Asano, 1998). La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes.

Par ailleurs, les bactéries pathogènes vont se trouver en compétition avec les bactéries autochtones, ce qui limitera leur développement.

Les eaux usées contiennent en moyenne 10⁷ à 10⁸ bactéries/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10⁴/l (Faby et Brissaud, 1997). Le nombre de germes peut être multiplié par 1 000 dans les eaux de rivières après un rejet urbain ; ainsi, le nombre de coliformes fécaux passe de 10³ à 10⁶ par millilitre, après la zone de rejet d'une station d'épuration, qui collecte les eaux usées d'une grande ville (Miquel, 2003). La voie de contamination majoritaire est l'ingestion, comme le montre le tableau 9.

Tableau 9 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées Asano (1998)

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Voies de contamination principales
<i>Salmonella sp</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	Ingestion
<i>Shigella sp</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>Escherichia coli</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Yersinia sp</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Campylobacter sp</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Vibrio sp</i>	Choléra	Ingestion
<i>Leptospira sp</i>	Leptospirose	Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella sp</i>	Légionellose	Inhalation
<i>Mycobacterium sp</i>	Tuberculose	Inhalation

b) Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. On peut citer parmi ceux-ci *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne ou encore *Giardia lamblia*.

c) Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³ œufs/l (Faby et Brissaud, 1997).

Le tableau 10 regroupe les principaux protozoaires et helminthes que l'on trouve dans les eaux usées, avec les pathologies qui leur sont associées, éventuellement le nombre moyen de parasites que l'on trouve dans un litre d'eau usée et la voie de contamination principale du pathogène (Boutin 1987).

Tableau 10 : Les parasites pathogènes dans les eaux usées (Boutin 1987)

Organisme	Symptômes, maladie	Nombre par litre	Voies de contamination Principales
Protozoaires			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	4	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée, malabsorption	125 à 100 000	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	28-52	Ingestion
<i>Cryptosporidium</i>	Diarrhée	0,3 à 122	
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose : ganglions, faible fièvre		Inhalation / Ingestion
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre, perte de poids		Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée		Ingestion
Helminthes			
<i>Ascaris</i>	Ascariase : diarrhée, troubles nerveux	5 à 111	Ingestion
<i>Ancylostoma</i>	Anémie	6 à 188	Ingestion / Cutanée
<i>Necator</i>	Anémie		Cutanée
<i>Tænia</i>	Diarrhée, douleurs musculaires		Ingestion de viande mal cuite
<i>Trichuris</i>	Diarrhée, douleur abdominale	10 à 41	Ingestion
<i>Toxocora</i>	Fièvre, douleur abdominale		Ingestion
<i>Strongyloïdes</i>	Diarrhée, douleur abdominale, nausée		Cutanée
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, anorexie		Ingestion

La réponse de l'hôte et la notion de dose minimale infectante (DMI) correspond à la quantité de pathogènes qui doit être absorbée pour que des symptômes de la maladie se manifestent au moins chez quelques sujets tableau 11. Elle varie en fonction des espèces de pathogènes (Cauchi et al, 1996).

Tableau 11 : Doses minimales infectantes (DMI) moyennes des agents pathogènes présents dans les eaux usées (Cauchi et al, 1996)

Micro-organismes	DMI
Bactéries	$10^2 - 10^6$ /ml
Helminthes	1 – 10/l
Protozoaires	$10 - 10^2$ /ml

4-4- Aspect nutritif des eaux usées traitées

Les solides en suspension et les éléments colloïdaux et dissous présents dans l'eau usée contiennent des macro- et des micronutriments qui sont essentiels à la nutrition des plantes.

Cependant, la teneur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constitue ainsi une source potentielle de pollution des eaux de nappe.

Elle peut également poser des problèmes liés à un développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. Il est donc nécessaire de considérer les nutriments présents dans l'effluent traité en tant qu'élément du programme global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois au début de la saison culturale. Les nutriments se trouvant en grandes quantités dans l'eau usée, et qui sont important en agriculture et en gestion des paysages sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. D'autres macro- et micronutriments peuvent également être présents.

En outre, la présence de matière organique dans l'eau usée peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol. Pour l'évaluation correcte de la capacité nutritive de l'eau usée, basée sur son analyse chimique, les valeurs reprises dans le tableau 12 pourraient être employées.

Pour certaines cultures, aucun engrais additionnel n'est nécessaire. Par contre, lorsque les engrais sont nécessaires, les eaux usées pourraient être la réponse pour obtenir un rendement élevé de bonne qualité.

Tableau 12 : Apport de nutriments pour diverses quantités d'eau d'irrigation appliquées

Eau d'irrigation m ³ /ha.an	Concentration d'un nutriment dans les eaux usées (mg/l)								
	5	10	15	20	25	30	35	40	50
	Quantité de nutriments ajoutée (kg/ha.an)								
1000	5	10	15	20	25	30	35	40	50
2000	10	20	30	40	50	60	70	80	100

a) La teneur en azote de l'eau usée urbaine après traitement secondaire

Elle varie de 20 à 60 mg/l (20 à 60 Kg/m³). L'azote dans l'eau usée traitée peut dépasser les besoins des cultures. La connaissance de la concentration en azote dans l'eau usée et la gestion appropriée de la charge en NPK sont essentielles pour surmonter les problèmes associés à une éventuelle concentration élevée en azote.

b) Le phosphore dans l'eau usée après traitement secondaire

- il varie de 6 à 15 mg/l (15-35 mg/l P₂O₅) à moins qu'un traitement tertiaire l'élimine ;
- l'évaluation du phosphore dans l'eau usée traitée devrait être réalisée en concomitance avec les analyses de sol pour les conseils de fumure.

c) Le potassium contenu dans l'eau usée

Il n'occasionne pas d'effet nuisible sur les plantes ou l'environnement. C'est un macronutriment essentiel qui affecte favorablement la fertilité du sol, le rendement des cultures et leur qualité. La concentration en potassium dans l'eau usée traitée secondaire varie de 10 à 30 mg/l (12-36 mg/l K₂O). Cette quantité doit être prise en compte pour préparer le programme de fertilisation en fonction des besoins des cultures.

d) Charge nutritive en NPK

➤ la concentration en azote, en phosphore et en potassium dans les eaux usées traitées peut varier sensiblement selon la source d'eau usée primaire et le procédé de traitement. Les concentrations en azote et en phosphore des installations de traitement conventionnelles, sont habituellement plus élevées qu'en lagunages aérés et en fossés d'oxydation. En général, l'azote et le phosphore sont réduits par le traitement mais la concentration en potassium reste approximativement identique au niveau trouvé dans l'eau usée brute.

-les quantités en azote, phosphore et potassium appliquées par hectare avec une irrigation de 1000 mm d'eau usée ayant une concentration telle que montrée au tableau 13 sont donnés dans ce même tableau. Évidemment, l'apport en nutriments dépend de la quantité totale d'eau usée appliquée.

-il est évident que pour avoir une efficacité nutritive élevée, l'irrigation devrait être basée sur les besoins en eau des cultures.

Tableau 13 : Potentiel de fertilisation par l'eau usée (FAO/RNEA, 1992)

	N	P	K
Concentration en nutriments (mg/l)	40	10	30
Nutriments apportés annuellement par l'application de 10 000 m ³ d'eau/ha (1000 mm)	400	100	300

De telles quantités d'engrais, fournissent la totalité ou plus d'azote normalement requise pour certaines cultures ainsi qu'une grande partie du phosphore et de potassium. A cet égard, chaque culture doit être considérée séparément pour estimer les besoins en éléments fertilisants supplémentaires.

Dans certains cas, les nutriments dans l'eau usée peuvent être en quantité supérieure à celle nécessaire à la croissance équilibrée des cultures et peuvent potentiellement stimuler une croissance excessive des parties végétatives des cultures plutôt que les fleurs et les graines.

Cela peut être un problème pour des cultures comme le tournesol, le coton et quelques fruits. En cas d'excès de nutriments, un système de culture et/ou un mélange approprié d'eau usée traitée à de l'eau douce, pour réduire l'application de fertilisants, sont des méthodes conseillées.

5- Système d'irrigation et efficacité d'absorption de N, P et K

L'efficacité d'absorption potentielle d'éléments nutritifs par une plante diffère avec le système d'irrigation. En général, plus l'efficacité d'un système d'irrigation est élevée, plus élevée est également l'efficacité de prélèvement des nutriments. Pour un système d'irrigation bien conçu et avec un bon programme d'irrigation, le potentiel d'absorption en N, P et K par une culture est donné au tableau 14.

Tableau 14 : Absorption en NPK (en %) en fonction du mode d'irrigation (FAO/RNEA, 1992).

Mode d'irrigation	Azote	Phosphore	Potassium
Raie	40-60	10-20	60-75
Aspersion	60-70	15-25	70-80
Localisée	75-85	25-35	80-90

Le système d'irrigation ponctuel ou localisé reste de loin le plus efficient, et le plus adapté à utiliser les eaux usées traitées voire tableau 14, ces caractéristiques principales sont:

- efficacité élevée d'application. Si elle est employée correctement, c'est probablement la meilleure méthode d'irrigation dans les endroits où la pénurie de l'eau est un problème ;
- méthode appropriée pour faire face aux problèmes associés à la salinité de l'eau d'irrigation et à l'alcalinité du sol ;
- cette méthode est sûre et pourrait être la plus prometteuse pour l'irrigation avec l'eau usée, en particulier si le traitement est suffisant pour empêcher l'obstruction des orifices ;
- le contact de l'eau usée avec les agriculteurs et les cultures irriguées est réduit au minimum ;
- aucun aérosol ne se forme et, en conséquence, aucune pollution de l'atmosphère et de la zone proche des champs irrigués ne se produit.

6- Choix du type d'épuration en fonction du type d'irrigation

Bien que quelques rares exemples contraires existent, les eaux usées ne doivent pas être réutilisées brutes. Un traitement est toujours nécessaire, différent selon le type d'utilisation choisi. Pour l'irrigation et les utilisations urbaines, les objectifs principaux sont de :

- réduire les risques de colmatage ;
- éviter les mauvaises odeurs ;
- éliminer les microorganismes pathogènes, chaque fois que la réglementation l'exige ;
- réduire la teneur en azote, quand la protection d'une nappe souterraine l'impose.

7- Stratégie pour protéger la santé humaine et l'environnement

La santé humaine et l'environnement pourraient être protégés au travers de quatre groupes de mesures (Mara et Cairncross, 1988 ; Kypris, 1989) :

- le niveau de traitement des eaux résiduaires ;
- la restriction des cultures pratiquées ;

- la méthode d'irrigation ;
- le contrôle de l'exposition humaine aux eaux usées épurées et l'hygiène.

Le traitement complet des eaux usées empêche les microorganismes pathogènes excrétés d'atteindre le champ.

Cependant, les agriculteurs, dans la plupart des cas, doivent faire face à l'eau usée d'une certaine qualité. A cause de cela, la restriction des cultures, le choix du système d'irrigation et le contrôle de l'exposition humaine sont très importants.

Une combinaison de mesures agro-techniques à sélectionner, selon les conditions socioculturelles, institutionnelles et économiques locales peut assurer la protection sanitaire.

8- Acceptabilité sociale du recyclage des eaux usées traitées

Dans certains pays, la réutilisation de l'eau usée traitée présente un nouveau concept. La condition importante d'une réutilisation sûre et rentable de l'eau usée urbaine est la formation de tous les participants.

L'eau usée est sous-utilisée en tant que ressource, à cause des raisons principales suivantes:

- manque d'informations sur ses avantages ;
- crainte de risque sanitaire supposé ;
- partialité culturelle, croyance religieuse, perception du publique ;
- manque de méthode d'analyse économique claire et distincte des projets de réutilisation ;
- expérience médiocre avec la réutilisation d'eau usée lorsqu'elle a été pratiquée en conditions non contrôlées.

L'eau recyclée, particulièrement en environnement urbain où il est possible d'utiliser l'eau potable pour un usage non-comestible de l'eau.

9- Avantages de la réutilisation des eaux usées traitées

Pour les agriculteurs, l'incitation principale est le bénéfice attendu de l'utilisation de l'eau usée en irrigation, ainsi qu'elle est une source fiable même en années de sécheresse.

Les avantages peuvent être brièvement récapitulés comme suit :

- économie d'eau claire ;
- économie de fertilisants ;
- accroissement de rendements ;
- protection de l'environnement ;
- création d'emplois.

10- Conclusion

Les eaux usées sont très concentrées en polluants, leurs réutilisations brutes présentent des risques sanitaires potentiels élevés. Actuellement, il existe des traitements suffisamment puissants pour permettre d'abaisser les concentrations en polluants et d'atténuer donc le risque sanitaire à un niveau très acceptable. Nous sommes ainsi, en mesure de disposer d'une eau de qualité acceptable, surtout au niveau de l'hygiène et de la protection de l'environnement.

A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier, en l'occurrence un projet de valorisation agricole qui peut être une réponse à la rareté des ressources naturelles dont les avantages sont multiples à partir du moment qu'elle constitue une source fiable, même en années très sèches et que sa valeur nutritive peut donner un rendement plus élevé et de bonne qualité.

PARTIE

EXPERIMENTALE

Chapitre I

MATERIELS ET METHODES

1- Introduction

La présente étude expérimentale est composée de deux chapitres indépendants :

Le premier chapitre concerne, la caractérisation physico-chimique des effluents solides (boues résiduelles) et des effluents liquides (eaux usées traitées) de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou en vue des projets de valorisation agricole. Elle permet aussi, le calcul des flux en eau, en azote et en phosphore afin d'estimer leurs taux de participation en équivalent habitant par hectare à la fertilisation agricole des sols de la vallée du moyen Sébaou dont les avantages sont multiples, à savoir :

- L'épuration extensive par le sol et par les plantes (filtre planté) ;
- Diminution de l'utilisation d'engrais minéraux en les substituant par les amendements organiques, en plus des retombées économiques pour les agriculteurs ;
- Réduction des coûts de traitements de l'azote et du phosphore par des procédés extensifs, généralement moins onéreux et pas polluants ;
- Développement d'une agriculture périurbaine, irriguée et fertilisée avec ces effluents traités ;
- Amélioration des propriétés physico-chimiques et texturales des sols ;
- Protection des eaux conventionnelles pour les usages les plus nobles, à savoir l'alimentation des populations et l'abreuvement du cheptel ;
- Protection des milieux naturels récepteurs.

Le deuxième chapitre sera consacré à la mise en place d'un pilote expérimental à triple réacteurs biologiques en série et un réacteur physico-chimique, qui consiste à éliminer simultanément la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes et des traitements mixtes.

Ceci permettra aussi de suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques suivants : (Matières en suspension: MES, demande chimique en oxygène: DCO, demande biologique en oxygène: DBO, les formes d'azote: azote Kjeldahl NK, azote ammoniacal NH_4^+ , nitrite NO_2^- et nitrate NO_3^- et les formes de phosphore P-PO_4^{3-}), et essayer de comprendre l'influence des conditions de fonctionnement sur les performances épuratoires de ces procédés qui pourraient alors, avantageusement remplacer les lagunes de finition qui

nécessitent généralement des temps de séjours trop long et des espaces très importants et inconfortables.

2- Objectifs du travail

➤ Calculer les flux en eau, en azote et en phosphore ainsi que les apports annuels en équivalent habitant en eau, en azote et en phosphore de l'effluent liquide traité de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou dans un but d'une valorisation agricole ;

➤ Evaluer les performances épuratoires du dispositif (pilote) expérimental dans l'élimination et/ou l'abattement simultané des paramètres de pollution en particulier l'azote et le phosphore des eaux usées traitées de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou.

3- Matériels et méthodes

3-1- Description du pilote expérimental

Cette installation est placée dans une pièce à température régulée fixée sur une paillasse de laboratoire. Des essais ont été effectués pendant deux années avec le pilote illustré à la figure 10. L'appareillage est composé de réacteurs en série dont :

➤ **Un bassin d'activation:** le bassin est doté d'une capacité de 10 litres, travaillant en aérobie strict, sous aération continue assurée par une injection d'air comprimé, permettant une aération de type fines bulles. Le débit d'air est réglé de façon à ce que la concentration en oxygène dissous soit supérieure à 2 mg/l. Alimenté par les eaux de sortie de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Il assure simultanément la minéralisation de l'azote organique (la nitrification et la nitrification), ainsi que l'assimilation du phosphore sous forme de réserves énergétiques (ADP, ATP), par le recyclage continu d'une partie des boues du décanteur enclencheur de la phase d'anoxie.

➤ **Un décanteur cylindrique à fond conique** (réacteur tampon) : Il possède un volume de 05 litres, assurant à la fois :

- une deuxième clarification ;
- un recyclage des boues vers le bassin d'aération afin d'avoir un âge de biomasse suffisamment important pour garantir une meilleure oxydation de l'azote ammoniacale et une

assimilation importante du phosphore par l'effet de l'alternance de phases d'aération extrêmes ;

- la séparation des biomasses épuratrices nitrifiantes et dénitrifiantes ;
- le rôle d'un bassin tampon enclenchant la phase d'anoxie au réacteur de dénitrification à cultures fixes, afin de créer des conditions d'anoxie strictes et de stress pour les microorganismes. Cette phase d'anoxie stricte est indispensable pour augmenter les rendements de la dénitrification et le relargage du phosphore.

➤ **Un lit bactérien immergé** : c'est une colonne cylindrique de capacité égale à 05 litres, remplie d'un garnissage traditionnel composé de grès ferrugineux d'un diamètre de 3 à 10 mm ayant une surface spécifique importante.

Il est alimenté par gravité via le décanteur, il assure à la fois la réduction de l'azote oxydé en azote moléculaire (dénitrification) et le relargage du phosphore assimilé pendant la phase d'aération.

➤ **Un bassin de post précipitation** : assurant la post-précipitation du phosphore relargué durant la phase d'anaérobie sous forme d'orthophosphates.

➤ **Pompes péristaltiques, un compresseur d'air et un agitateur** : assurant respectivement les différents transferts des eaux et des boues, l'oxygénation et le brassage.

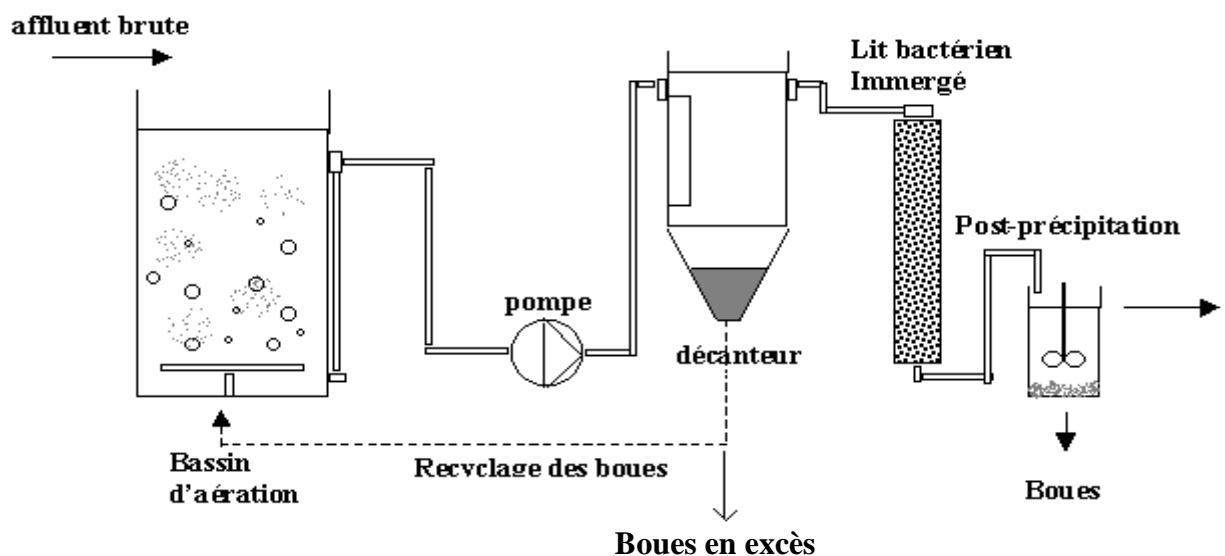


Figure 10 : Schéma de l'installation expérimentale

Le pilote est alimenté continuellement avec l'effluent traité provenant de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. L'échantillonnage biquotidien (le matin et le soir) des eaux se fait à la sortie du bassin de clarification secondaire (séparation solide/liquide). Une fois recueillie, l'eau est acheminée aussi rapidement au laboratoire.

3-2- Méthodes d'analyses

➤ La DBO5 est mesurée par un DBO mètre (Aqualitic Din 6647/6648), après incubation pendant 05 jours dans l'obscurité à une température de 20 °C ;

➤ La DCO est mesurée par un DCO mètre (BEHRE Test TRS 200), par la méthode au bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) ;

Cette méthode permet de déterminer la teneur totale 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 (Ag_2SO_4), et de sulfate de mercure ($HgSO_4$).

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 mg/l d'oxygène est donnée par l'expression suivante.

$$DCO = \frac{8000 \cdot (V_0 - V_1) \cdot T}{V}$$

Avec:

V_0 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc (en ml) ;

V_1 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour la prise d'essai(en ml) ;

V : Volume de la prise d'essai (en ml) ;

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

➤ Les nitrates et les nitrites ont été dosés par spectrométrie, UV/Visible (Shimadzu 1600) ;

➤ Le dosage des phosphates est également effectué par spectrométrie d'absorption moléculaire (Shimadzu 1600), par formation, en milieu acide, d'un complexe

phosphomolybdique en présence de molybdate d'ammonium. Le tartrate double d'antimoine et de potassium qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue qu'on dose à la longueur d'onde de 880 nm ;

➤ Les matières en suspension (MES) mesurée par la méthode de filtration, la concentration est exprimée en mg/l, elle est calculée selon la formule suivante ;

$$\text{MES} = \frac{M_1 - M_0}{V} \cdot 1000$$

MES : Concentration en matières en suspension (en mg/l) ;

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

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

V : Volume d'eau utilisée (en ml).

- La précipitation des orthophosphates par coagulation floculation : Les conditions hydrodynamiques de la réaction sont les suivantes :
- ❑ Coagulation : elle est réalisée avec une vitesse d'agitation de 150 trs / min pendant 01 minute ;
 - ❑ Floculation : elle est observée à une vitesse d'agitation de 60 trs / min pendant 15 minutes ;
 - ❑ Décantation a été réalisée pendant 2 heures.

La détermination de la quantité de réactif coagulant-floculant a été effectuée par ajout de doses croissantes de ce dernier à un litre d'eau à traiter dans les conditions expérimentales données précédemment.

Le surnageant contenant les phosphates est siphonné et les phosphates ainsi obtenus sont dosés par spectrométrie.

Les réactifs utilisés pour améliorer la précipitation physico-chimique du phosphore sont constitués de fer, d'aluminium ou de calcium.

1- Réactifs à base de fer

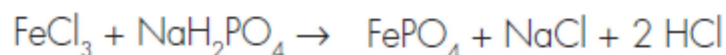
Parmi les sels métalliques à base de fer, on distingue ceux associés au fer ferrique (fer III ou Fe^{3+}), et ceux associés au fer ferreux (fer II ou Fe^{2+}). Représentés par le chlorure ferrique ($FeCl_3$) et le sulfate ferreux ($FeSO_4$), dans notre travail on a utilisé que le chlorure ferrique.

- *Le chlorure ferrique ($FeCl_3$)*

Il se présente sous forme liquide.

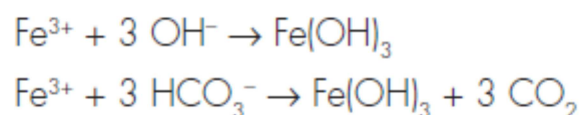
Le fer qui y est contenu représente 14 % en poids.

Les réactions chimiques dominantes entre les ions ferriques et les phosphates sont :



La solubilité du précipité obtenu $FePO_4$ (strengite) est fonction du pH. Le pH optimal se situe dans la gamme 5-6.

Les ions ferriques ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde de fer.



Ainsi, si en théorie, une mole de Fe est nécessaire pour précipiter une mole de P, en pratique, le rapport molaire à appliquer Fe/P est supérieur pour tenir compte de ces réactions parasites.

2- Réactifs à base d'aluminium

L'ion aluminium utilisé pour la précipitation du phosphore est combiné avec les ions sulfates, sodium, chlorure ou hydroxyde au sein des réactifs comme le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$), l'aluminate de sodium ($Na_2OAl_2O_3$), les polychlorures d'aluminium

(Al(OH)_xCl_y), les polymères d'aluminium et les polyhydrochlorures mixtes d'aluminium et de fer. Dans notre travail on a utilisé que le sulfate d'aluminium.

- *Le sulfate d'aluminium (Al₂(SO₄)₃)*

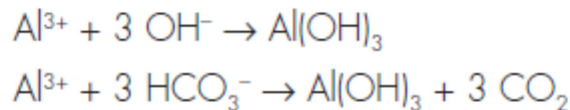
Le sulfate d'aluminium se présente sous forme liquide. L'aluminium contenu dans la solution représente, en poids, de l'ordre de 4-5 %.

La réaction chimique dominante entre les ions aluminium et les phosphates est :



La solubilité du précipité obtenu, AlPO₄ (variscite) est fonction du pH. L'efficacité optimale du traitement chimique se situe pour des pH compris entre 5.5 et 6.5.

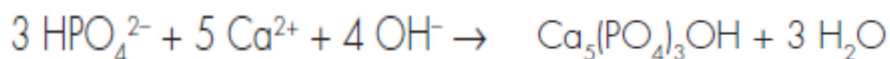
Les ions aluminium ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde d'aluminium.



3- Réactif à base de calcium

Dans notre travail, on citera l'utilisation de la chaux seule (CaO) comme réactif de précipitation du phosphore.

L'addition de chaux dans une eau résiduaire précipite les orthophosphates principalement sous forme d'hydroxyapatite Ca₅(PO₄)₃OH de rapport molaire théorique Ca/P est de 1,67.



La solubilité de l'hydroxyapatite diminue avec l'augmentation du pH et par conséquent l'élimination du phosphore croît avec le pH. À Ph supérieur à 9,5, l'essentiel de l'hydroxyapatite est insoluble.

- La mesure du pH a été effectuée directement par une électrode en verre combinée reliée à un pH-mètre (WTW 526) ;
- Le dosage des métaux lourds a été réalisé par la technique de spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SHIMADZU 6800).

3-3- Déroulement de l'expérimentation :

Les expériences ont été réalisées au laboratoire de recherche sur l'eau de l'UMMTO pendant une durée de quatre (04) années (2003, 2004, 2005 et 2006) et se divisent en trois parties comme suit :

- ✓ Valorisation de l'effluent solide (boues) de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou ;
- ✓ Valorisation de l'effluent liquide (eau) traité de cette STEP ;
- ✓ Réduction simultanée de la pollution azotée et phosphorée de l'effluent traité de la même STEP.

Au cours de la première année (2003), on s'est intéressé aux caractéristiques physicochimiques des boues résiduaire de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, ainsi une attention particulière est portée sur la détermination des concentrations de certains métaux lourds qui peuvent constituer une limite d'utilisation de ces boues comme amendement organique en agriculture.

Pendant la deuxième et la troisième année (2004 et 2005), on s'est intéressé à la caractérisation physico-chimique de l'effluent liquide de la même STEP et ce, durant les deux périodes hydrauliques extrêmes (hautes eaux et basses eaux), dans un but d'une valorisation agricole de cet effluent et de contrôle des rejets en matière de pollution azotée et phosphatée.

Durant les deux dernières années (2005 et 2006), vu les concentrations importantes en matière de rejets azotés et phosphatés et par souci de protection de l'environnement en général et des milieux aquatiques en particulier contre les nuisances et les toxicités dues à la présence en excès de ces éléments.

On s'est investi dans la mise au point d'un pilote expérimental à triple réacteurs biologiques, permettant d'assurer l'abattement simultané de la pollution azotée et phosphorée par des procédés biologiques mixtes (culture libre et culture fixe) et par des traitements mixtes (biologiques et physico-chimiques).

Chapitre II

**CARACTERISATION ET
VALORISATION DES EFFLUENTS
SOLIDES ET LIQUIDES**

1- Introduction

La promotion et la valorisation agricole des eaux usées traitées et des boues résiduaires urbaines en agriculture ne reposent sur un concept novateur, par contre, elles s'inscrivent dans une perspective de recyclage de matières utilisables et indispensables pour les sols et les cultures, en vue d'un développement durable assurant un équilibre entre les différents écosystèmes.

L'idée de valoriser les effluents solides et liquides en agriculture fait progressivement son chemin. Elle est d'abord retenue par les producteurs de ces effluents, puis par les agriculteurs.

Les premiers souhaitent les éliminer au moindre coût ; leur production n'ayant pas été anticipée, le coût de leurs traitements n'a que rarement été prévu.

En outre, les stations d'épuration étant souvent situées à l'extérieur des villes, sont en général entourées de parcelles agricoles. Quant aux seconds, ils sont attirés par l'eau et les éléments fertilisants contenus dans ces rejets ainsi que leur faible coût (voire leur gratuité).

La réutilisation des eaux usées traitées et des boues résiduaires urbaines permettrait non seulement d'atténuer la pression sur les ressources en eau conventionnelle et les engrais minéraux, mais également de protéger les milieux naturels récepteurs.

Elle serait aussi une alternative intéressante pour développer la mise en valeur des terres agricoles des régions hydro-sensibles.

2- Les boues résiduaires

La composition des boues varie selon l'origine des eaux usées, la période de l'année, le type de traitement et les conditions de mise en décharge pratiquée dans la station d'épuration. Les boues résiduaires représentent avant tout une matière première composée de différents éléments (Matière organique, éléments fertilisants (N et P...), d'éléments traces métalliques, d'éléments traces organiques et d'agents pathogènes) comme suit :

a) La Matière organique

La concentration en matière organique peut varier de 30 à 80 %. La matière organique des boues est constituée de matière particulaires éliminées par gravité dans les boues primaires, des lipides (6 à 19 % de matière organique), des polysaccharides, des protéines et des acides aminés (jusqu'à 33 % de la matière organique), de la lignine, ainsi que des produits du métabolisme et des corps microbiens résultant des traitements biologiques (digestion, stabilisation).

b) Eléments fertilisants et amendements

Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en azote, en phosphore, en magnésium, calcium et en soufre ou peuvent aussi corriger des carences à l'exception de celle en potassium.

Les éléments traces tels que le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel présents dans les boues sont aussi indispensables au développement des végétaux et des animaux.

c) Contaminants chimiques inorganiques et organiques

Ces mêmes éléments traces métalliques (cuivre, le zinc, le chrome et le nickel) indispensables au développement des végétaux et des animaux peuvent se révéler toxiques à fortes doses. D'autres, tels que le cadmium et le plomb sont des toxiques potentiels. Ainsi un polluant peut être défini comme un élément ou un composé chimique ordinaire dont la nocivité n'apparaît qu'à partir d'une certaine concentration.

La nature et la concentration des eaux usées en polluants organiques sont très dépendantes des activités raccordées au réseau. L'essentiel des contaminations chimiques vient des rejets industriels et dans une moindre mesure des rejets domestiques (utilisation de solvants, déchets de bricolage...).

Du fait de la décantation lors du traitement, ces contaminants chimiques se retrouvent dans les boues à de très grandes concentrations par rapport aux eaux usées.

d) Les micro-organismes pathogènes

Les boues contiennent des milliards de microorganismes vivants qui jouent un rôle essentiel dans les processus d'épuration. Seule une infime partie est pathogène (virus,

bactéries, protozoaires, champignons, helminthes, etc.) et provient en majorité des excréments humains ou animaux. La concentration d'une eau usée en germes pathogènes dépend du secteur d'activité d'origine.

3- Caractérisation et valorisation des effluents solides et liquides de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou

Les moyennes des valeurs des paramètres de pollution de l'effluent traité, ainsi que leurs abattements ont été suivis pendant une durée de quatre années (2003, 2004, 2005, 2006) en fonction des périodes de hautes eaux et de basses eaux.

Les résultats de la charge polluante obtenus dans les deux cas d'effluent sont représentés dans les tableaux (15), (16) et (19).

3-1- Caractéristiques physicochimiques de l'effluent solide (boues)

La valorisation agricole des boues résiduaires requiert des dispositions particulières, à savoir, étudier leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques, ainsi que celles des sols récepteurs, aussi des mesures particulières doivent être prises au sujet des concentrations en métaux lourds qui limitent sévèrement leurs épandages agricole car les temps de demie vie de ces éléments dans l'eau et dans les sols sont de l'ordre séculaires et même millénaires.

Dans le but d'assurer un épandage optimale des boues résiduaires urbaines en agriculture et de recycler les matières utilisables par les sols et les plantes, une attention particulière est portée pour les caractéristiques physico-chimiques de cette ressource. Pour cela, les analyses des paramètres de classification et des ions métalliques dans les boues résiduaires fraîches de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou ont été effectuées et consignées dans les tableaux (15) et (16).

3-1-1- Les paramètres de qualités et classification des boues résiduaires urbaines

La caractérisation des paramètres de classification permettent d'évaluer les nuisances olfactives dues à l'épandage des boues résiduaires. Les résultats des analyses obtenus sont consignés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent solide comparé au fumier de ferme.

Paramètres	Boues	Fumier
pH	7,85	6,79
Matière sèche (% de masse)	95,24	50,13
Carbone (% Ms)	14,95	26
Matière organique MO (% Ms)	25,68	20 à 40
Azote (% Ms)	1,12	1 à 3
C/N	13,34	6 à 30
Phosphore (% Ms)	0,78	0,5 à 1
Potassium (% Ms)	1,53	1 à 3

Le taux de présence des éléments nutritifs dans les boues de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou rapporté dans le tableau (15) comparé au fumier de ferme met en évidence leurs potentiels fertilisants sur tous les aspects minéraux, organiques et en oligo-éléments ainsi que leurs aptitudes d'améliorer la stabilité structurale et la perméabilité du sol.

Les boues sont classées du point de vue de leur valeur agronomique en fonction des rapports suivants :

- Les rapports $Mv/Ms < 10$;
- Les rapports $Mv/N = 22,92$;
- Les rapports $C/N = 13$.

Les valeurs des paramètres de ces boues, montrent que ces dernières se classent dans les boues minérales azotées. Leur épandage ne génère pas de nuisances olfactives vu leur caractère minéral et l'absence du risque de fermentation.

3-1-2- Les métaux lourds

Dans le cas des éléments traces métalliques, il faut distinguer la part qui résulte de toutes les activités humaines (anthropogène) confondues (déchets domestiques, industriels, hôpitaux etc.), et la part de métaux dont la provenance est d'origine naturelle (géogène), qui constitue le fond pédogéochimique local, et provient de la dégradation des roches ou d'autres émissions.

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes.

La présence des métaux dans les boues résiduaires provient de la phase de séparation liquide-solide par décantation due à une rétention par adsorption sur la matière organique, à la formation de complexe insoluble entre cette dernière et la fraction minérale et à la précipitation d'hydroxydes métalliques.

Par conséquent, les teneurs des métaux dans les boues montrent toujours un niveau plus élevé que celui des eaux usées dont elles sont issues.

Dans le tableau 16 sont consignées les concentrations moyennes en divers métaux lourds cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), sélénium (Se), nickel (Ni), plomb (Pb) et le zinc (Zn) contenus dans les boues résiduaires fraîches de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou pour l'année 2003 et pendant des périodes hydrauliques extrêmes.

Tableau 16 : Concentrations en métaux lourds des boues résiduaires fraîches de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou en mg/kg de MS.

Métaux lourds		Unité	Boues fraîches
Cadmium	Cd	(mg/Kg de MS)	Trace
Chrome	Cr	//	74,2
Cuivre	Cu	//	115
Mercure	Hg	//	Trace Non détecté
Nikel	Ni	//	10,2
Plomb	Pb	//	6,8
Sélénium	Se	//	Trace Non détecté
Zinc	Zn	//	400

Ainsi, pour préserver les teneurs naturelles du sol en éléments traces métalliques lors de l'utilisation de boues en agriculture, des réglementations ont été mises en place et les valeurs limites dans les effluents solides et liquides sont consignées dans le tableau 17 et le tableau 18.

Cette manière de reconstituer le réservoir du sol en fertilisants et en éléments traces indispensables aux cultures, permet également d'améliorer les paramètres physiques du sol.

Tableau 17 : Teneurs et flux des éléments traces métalliques pour les boues et pour les sols (Miquel, 2003).

Constituent	Valeur limite dans les boues (mg/Kg MS)	Valeur limite dans les sols (mg/Kg MS)
Cd	20	2
Cr	1000	150
Cu	1000	100
Hg	10	1
Ni	200	50
Pb	800	100
Zn	3000	300
Cr+Cu+Ni+Zn	4000	-

Tableau 18 : Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (Biswas, 1987).

Constituent	Utilisation à long terme (mg/l)	Court terme (mg/l)
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cuivre	0.2	5.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Zinc	2.0	10.0

3-1-3- Etude de valorisation agricole de l'effluent solide (boues résiduaires)

Il apparaît que les valeurs des concentrations en métaux lourds cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), sélénium (Se), nickel (Ni), plomb (Pb) et le zinc (Zn) déterminées dans les boues résiduaires fraîches de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, sont inférieures aux valeurs guides des tableaux 17 et 18.

Leur épandage comme amendement organique ne présente donc aucune restriction quant à leur utilisation agricole ; de même les eaux dont elles sont issues peuvent être réutilisées dans l'irrigation, étant donné que les boues résiduaires des stations d'épuration contiennent naturellement des concentrations plus élevées en métaux lourds et en micropolluants que les eaux usées dont elles sont issues.

Les paramètres de classification des boues dont les valeurs des rapports sont :

- $Mv/Ms < 10$;
- $Mv/N = 22,92$;
- $C/N = 13$.

Les classent dans la catégorie de boues minérales azotées qui ne présentent aucune contrainte ou nuisance pour un épandage agricole.

La valorisation agricole peut être considérée comme le mode de recyclage le plus adapté pour rééquilibrer les cycles biogéochimique (C, N, P..), pour la protection de l'environnement et d'un très grand intérêt économique. Elle vise également à ménager les ressources naturelles et à éviter toute pollution et gaspillage de matière organique dû à l'incinération ou à l'enfouissement dans les décharges qui nécessite des espaces de plus en plus importants.

Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en azote, en phosphore, en magnésium, calcium et en soufre ou peuvent aussi corriger des carences. Les éléments traces tels que le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel présents dans les boues sont aussi indispensables au développement des végétaux et des animaux.

La concentration en matière organique dans les boues peut varier de 30 à 80 %. Elle est constituée de matières particulaires éliminées par gravité dans les boues primaires, des lipides (6 à 19 % de la matière organique), des polysaccharides, des protéines et des acides aminés (jusqu'à 33 % de la matière organique), de la lignine, ainsi que des produits de métabolisme et de biomasse microbienne résultant des traitements biologiques. Pour ces raisons la valorisation agricole demeure l'opération la plus pratique et la plus répandue dans de nombreux pays.

3-2- Caractérisation de l'effluent liquide et élimination simultanée de l'azote et du phosphore par valorisation agricole

L'élimination, consiste à infiltrer et percoler les effluents de STEP à travers un sol cultivé (reproduire les systèmes naturelles de l'épuration extensive par les macrophytes ou filtres plantés).

Les matières en suspension restantes seront arrêtées à la surface du massif filtrant, les micro-organismes seront éliminés par adsorption et biodégradation microbienne, les protozoaires et les helminthes seront retenus dès les premiers centimètres du sol. L'azote et le phosphore seront absorbés par les plantes.

3-2-1- Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent liquide (eau)

Les caractéristiques physico-chimiques des paramètres de pollution du tableau 19 représentent un bilan authentique durant les deux périodes hydrauliques extrêmes (hautes eaux et basses eaux) des années 2004, 2005 et 2006.

Tableau 19 : Moyennes et écarts-types des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent liquide traité.

Paramètres	Moyennes	Ecart-type	Nombre de mesure
MES (mg / l)	63.33	23.53	132
pH	7.8	0.51	132
Température (°C)	27,52	2.34	132
DCO (mg / l)	82.77	21.85	132
DBO5 (mg / l)	27.52	2.34	44
N-NH ₄ ⁺ (mg / l)	44.98	19.20	132
NO ₃ ⁻ (mg / l)	1.23	0.67	264
P-PO ₄ ⁻³ (mg / l)	10.85	0.18	312

Le tableau 19 montre que notre effluent présente un rapport N/P d'environ 4/1 convenable pour une valorisation agricole et qui est normal pour les effluents des STEPS traditionnelles qui ne disposent pas de traitements tertiaires d'élimination d'azote et de phosphore.

En effet, les teneurs en éléments nutritifs (azote, phosphore et potassium) des eaux usées après traitements secondaires varient de 20 à 60 mg/l pour l'azote, de 6 à 15 mg/l pour le phosphore et de 10 à 30 mg/l pour le potassium.

Pour ces éléments notre effluent présente des concentrations correctes pour une réutilisation agricole.

Par ailleurs, l'azote comme le phosphore, contenus dans les eaux usées traitées intéressent à plusieurs titres les agriculteurs dans l'interface sol-plante, mais inacceptables pour les écologistes et les hydrauliciens dans les milieux aquatiques vu leur nuisance et leur toxicité.

3-2-2- Etude de valorisation agricole des eaux usées traitées (effluent liquide)

Le sol et les rivières, ont été depuis toujours le réceptacle naturel de la pollution engendrée par l'activité humaine. Les techniques sophistiquées actuellement mises en œuvre dans les stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines, ne constituent qu'une optimisation de l'auto épuration naturelle qui s'exerce dans ces deux milieux. (Cartoux, 1974 in Guilloteau, 1992).

Parmi les procédés de traitements, les systèmes d'épuration par le sol ont été longuement étudiés. Ils permettent notamment une élimination de l'ordre de 70 à 80 % de l'azote et du phosphore apportés.

L'irrigation est l'activité humaine qui consomme le plus d'eau. La réutilisation agricole des eaux épurées est l'un des moyens d'économiser les ressources naturelles conventionnelles.

Dans le cas spécifique de l'irrigation, les bénéfices ne résident pas seulement dans la préservation du milieu et de la ressource, mais aussi dans la nature des eaux usées. En effet, elles contiennent des éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement.

Les MES présentent dans ces eaux usées traitées, contribuent également à la fertilisation des sols car elles sont riches en matière organique. L'utilisation d'eaux usées à la place d'engrais de synthèse coûteux est économiquement intéressante pour les agriculteurs et écologiquement bénéfique pour les milieux récepteurs.

De plus, l'arrosage avec des eaux usées traitées constitue une sorte de fertigation, c'est-à-dire l'application combinée d'eau et de fertilisants via le système d'irrigation. Ce procédé d'irrigation, permet un apport fractionné ou continu et à faible dose d'engrais organiques ; en cela elle est bénéfique pour l'environnement car elle évite la pollution des sols, des nappes et les dépendances aux fertilisants minéraux, qui sont des phénomènes qui apparaissent avec une fertilisation classique.

Les bénéfices d'une réutilisation d'une eau usée traitée peuvent donc être multiples :

- au niveau économique, en plus d'une préservation quantitative de la ressource hydrique naturelle, les agriculteurs font des économies d'engrais ;
- au niveau écologique, en plus de la diminution des rejets d'eaux usées dans les milieux naturels, la pollution agricole par les engrais chimiques diminue.

Mais il faut faire attention à ne pas apporter ces éléments fertilisants en excès. Il y a en effet un triple risque :

- un risque sanitaire : les MES protègent les micro-organismes de beaucoup de traitements, comme les traitements au chlore ou aux ultraviolets. Il existe donc une compétition entre l'élimination des micro-organismes et la préservation des MES en vue d'une utilisation agricole. Le maintien d'une concentration importante en matière organique dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes ;
- un risque technique : si les MES sont importantes, elles peuvent entraîner le bouchage des canalisations et systèmes d'irrigation localisée ;
- un risque environnemental : il est possible que les éléments (azote et phosphore) soient apportés en excès. Dans ce cas, il y a un risque de pollution des sources et des nappes phréatiques avoisinantes.

Les taux en éléments nutritifs (nitrate essentiellement) et la salinité de l'eau utilisée (cause de la dégradation des sols) sont de première importance. Il faut donc trouver le bon équilibre entre le niveau de traitement, les besoins des cultures et la nature du sol.

L'utilisation d'eaux épurées pour l'irrigation doit donc se faire avec précaution et technicité.

3-2-3- Réutilisation des eaux usées traitées en irrigation agricole

La réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différentes usages afin de combler le déficit hydrique.

Le recyclage des eaux usées pour l'irrigation est particulièrement intéressant dans les pays qui ont des ressources hydriques faibles avec présence de saisons sèche et où la compétition avec l'eau potable est très marquée. Dans ces pays l'irrigation de cultures ou d'espaces verts constitue donc la voie de l'avenir pour la réutilisation des eaux usées urbaines traitées, à court et à moyen termes.

La réutilisation est justifiée dans les pays ou les régions qui présentent les situations suivantes :

- Déficit pluviométrique : il ya déficit lorsque généralement la pluviométrie annuelle est en dessous de l'évapotranspiration potentielle annuelle ;
- Rareté des ressources hydriques : les réserves en eaux superficielles et /ou souterraines sont faibles et ne répondent pas aux besoins de l'agriculture ;
 - Protection de l'environnement (les sources et cours d'eau, les nappes ; le littoral...)
 - Coût d'exploitation élevé des eaux naturelles ;
 - Economie de l'eau naturelle.

La réutilisation peut être réalisée de manière directe ou indirecte :

- La réutilisation directe correspond à l'emploi immédiat des eaux déjà utilisées, après épuration, sans passage ni dilution de ces eaux dans le milieu naturel ;
- La réutilisation indirecte correspond à l'emploi, sous forme diluée, des eaux déjà utilisées, après leur rejet et dilution dans le milieu naturel.

La réutilisation des eaux sert à des usagers nouveaux par rapport aux usagers initiaux. Le nouvel usage nécessite en général un traitement des eaux pour les ramener à une qualité satisfaisante et compatible avec l'usage envisagé.

L'usage agricole des eaux usées traitées est une pratique très répandue et réglementée dans plusieurs pays (AQUEREC Project, 2006 ; Lazarova, 1998 ; Mohammad et Mazareh, 2003 ; Pescod, 1992). Ainsi, en Floride et en Californie (USA), des volumes de 340 000 m³/j

et de 570 000 m³/j d'eaux usées étaient déjà réutilisés en agriculture en 1995. L'expérience de Mexico City apparaît comme le plus important projet de réutilisation des eaux usées au niveau mondial avec 4 millions à 25 millions de m³/j qui sont réutilisés pour l'irrigation, (Jemenez-Cisneros et Chavez-Mejia, 1997).

On peut également citer les pays du proche et du moyen Orient tels l'Egypte qui utilise 550 000m³/j, le Koweït avec 140 000m³/j, l'Arabie Saoudite avec 600 000m³/j, la Syrie avec 1000 000m³/j et les Emirats Arabes Unis, avec un volume de 500 000 m³/j (FAO, Aquastat, 1998).). Par ailleurs ce recyclage doit répondre positivement à la demande des cultures sans affecter les milieux récepteurs (Van der Hoek et al, 2002).

3-2-4- La fertilisation en agriculture

L'utilisation des engrais en agriculture et plus spécifiquement l'azote, le phosphore et le potassium ont traditionnellement été considérés dans un contexte de rentabilité et de rendement optimum.

Aujourd'hui, il faut se rendre à l'évidence, qu'il est nécessaire d'adapter ces pratiques traditionnelles et de les harmoniser au mieux avec le facteur environnemental.

En effet, l'épandage des amendements organiques libérant tout une série d'éléments fertilisants, peut être considéré comme une alternative aux engrais minéraux si la ressource est importante. Ils sont considérés comme engrais à part entière directement assimilables par la plante.

Par la suite l'apport d'un engrais minéral complémentaire sera envisagé en tenant compte de la fumure organique déjà appliquée.

Le gain économique généré par la réutilisation des eaux usées épurées est considérable. Ce gain est dû à l'apport de ces dernières en tant que ressource en eau alternative et aux éléments nutritifs véhiculés.

En effet, une lame d'eau épurée de 100 mm soit (1000 m³/ha) apporterait aux cultures selon un mode équivalent à la fertigation 40 Kg d'azote minéral et minéralisable/ha, 11 kg de phosphore assimilable/ha, 28 kg de potassium/ha. (Soudi, Kerby et Choukrallah, 2000).

3-2-5- Cadre local de la région d'étude

La vallée de Sébaou représente l'exutoire et les piémonts du bassin versant Algérois codé (02) d'une superficie totale de 2900 km², qui reçoit une pluviométrie moyenne annuelle de 780 mm avec une évapotranspiration potentielle moyenne de 600 mm/an.

L'agriculture locale est orientée principalement vers les cultures maraîchères ainsi que l'agrumiculture, les types d'irrigations pratiqués sont par ordre décroissant gravitaire, par aspersion et enfin par la micro irrigation qui commence à voir le jour ces dernières années, (PNDA, 2001).

La vallée du moyen Sébaou est constituée de sols de texture légère (sableuse) à équilibrée (sabla limoneuse ou sablo argileuse), formés durant les dépôts alluvionnaires du quaternaire.

La taxonomie française les classe comme des sols peu évolués d'apport alluvial (Saadi, 1970; Metahri, 1991) avec une perméabilité forte à moyenne d'où la préconisation d'une irrigation localisée.

La station d'épuration de Pont de Bougie est située à 6 km à l'est de la ville de Tizi-Ouzou. Elle épure les eaux de la partie Est de l'agglomération ainsi que les villages limitrophes de la commune de Tizi-Ouzou.

L'effluent utilisé est constitué de l'eau de sortie de la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou d'une capacité de 120 000 EH, dont l'affluent d'entrée vient d'un réseau unitaire qui draine les eaux vannes (eaux noires), ménagères (eaux grises) et de ruissellement de la ville de Tizi-Ouzou, d'où, une possible légère dilution des paramètres physico-chimiques en période de hautes eaux.

3-2-6- Résultats et discussion

Les moyennes des valeurs des paramètres de pollution de l'effluent traité ont été suivies pendant une durée de trois années (2004, 2005 et 2006) en fonction des périodes de hautes eaux et de basses eaux qui sont représentées dans le tableau 19.

Le paradoxe de l'azote et du phosphore contenu dans les effluents de STEP veut qu'ils sont d'un coté intéressants dans le compartiment cultivable du sol pour une valorisation agricole tout en permettant leur élimination par le ce filtre sol-plante et de l'autre coté indésirables et toxiques en cas de leurs rejets directes dans les milieux naturels récepteurs comme les cours d'eau et les lacs.

3-2-7- Les besoins des cultures en Algérie en termes d'eau, azote et phosphore

En Algérie et à Tizi-Ouzou en particulier, les besoins en azote et en phosphore des cultures pour une agriculture intensive sont définis dans le tableau 20 et calculés sur la base de la fertilité moyenne potentielle des sols en place.

Par ailleurs le déficit hydrique annuel reste important d'où la nécessité d'apport artificiel d'eau pour combler ce manque qui s'élève a 600 mm/an, (DHWTO, 2006).

Tableau 20 : Les besoins en azote et en phosphore de diverses cultures en kilogrammes par hectare et par an dans la wilaya de Tizi-Ouzou (ANRH, 2003).

Espèce	Age	Azote (Kg/ha/an)	Phosphore (Kg/ha/an)
Agrumes	Jeunes plants	70	70
	Plants adultes	220	160
Noyaux et pépins	Jeunes plants	35	10
	Plants adultes	130	120
Rustiques (Olivier)	Jeunes plants	17	20
	Plants adultes	70	80
Vigne	Jeunes plants	17	20
	Plants adultes	130	100
Maraîchage		240	150
Autres cultures		100	120

Par ailleurs en terme d'amendement azoté et phosphaté universels cité par (Gautier, 1993 ; Prevot, 1990 et Vilin, 1990) pour quelques cultures qui sont les plus pratiquées dans la vallée du Sébaou sont donnés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Les besoins universelles en azote et en phosphore de certaines cultures en kilogrammes par hectare et par an (Gautier et al, 1993).

Espèce	Azote (Kg/ha/an)	Phosphore (Kg/ha/an)
Agrumes	184	53
Vigne	140	120
Maraîchages	325	170

3-2-8- Détermination des taux de participation possible en eau, azote et phosphore à partir des eaux traitées de la station Est de la ville de Tizi-Ouzou pour l'agriculture

Dans les pays où les réserves actuelles d'eau douce sont, ou seront prochainement, à la limite du niveau de survie, le recyclage des eaux usées semble être la technique alternative la plus abordable, tant au niveau financier (les traitements extensifs sont les plus adaptés) qu'au niveau technique pour les réutilisations agricoles.

Les avantages de la réutilisation et du recyclage des eaux usées sont connus car en plus d'un appoint en eau, la récupération des nutriments pourrait être une source attrayante et bon marché pour les agriculteurs, ainsi que la protection de milieux naturels récepteurs.

En Algérie le volume des eaux usées déversées dans les oueds, est estimé à plus de 600 millions de m³ par an. Sous d'autres cieux, l'exploitation de ce type d'eau, dans l'irrigation agricole, n'est plus à démontrer.

3-2-8-1- Estimation des taux de participation en eaux de la station d'épuration

Les calculs sont réalisés sur la base de la population raccordée au réseau d'assainissement à savoir, 120 000 EH et avec des rejets quotidiens par habitant de l'ordre de 50 litres (DHWTO, 2006).

Le volume journalier sera de 6000 m^3 d'où un total annuel de $2\,190\,000 \text{ m}^3$. Sachant que le déficit hydrique annuel à Tizi-Ouzou est de 600 mm (ANRH, 2003) soit un volume de $6000 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$ avec une moyenne de 330 EH/ha.

Ce taux de participation moyen de 330 EH/ha/an en eau de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, pourra être doublé dans un proche avenir lorsqu'on relèvera la dotation journalière à 100 litres d'eau par habitant et par jour.

Pour une agriculture intensive et rationnelle, une irrigation localisée est, pour ses avantages en termes d'économie d'eau, et en terme environnemental et en terme sanitaire, de loin la technique la plus compatible avec les pratiques agricoles durables qui exposent le moins les populations, les professionnelles et les consommateurs aux risques sanitaires. Cette quantité permettra également de couvrir une bonne partie de la vallée du moyen Sébaou.

3-2-8-2- Estimation des taux de participations de la station en azote

L'azote sous forme minérale, est très soluble et peu retenu par le sol. Apporté en trop grande quantité, l'excédent est vite lessivé (dissous, puis emporté par l'eau circulant dans le sol) et donc perdu pour la plante, d'où l'intérêt d'apports sous sa forme organique à minéralisation progressive avec une répartition annuelle harmonieuse qui apparaît ainsi plus que justifiée.

L'effluent de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou qui n'a pas subi de traitements d'élimination d'azote, se trouve essentiellement sous sa forme organique ce qui correspond aux besoins.

Des valeurs moyennes relatives à la concentration en azote tableau 19 dans l'effluent de sortie de la station, qui sont de l'ordre de $44,98 \text{ mg/l}$, nous avons déduit l'apport total annuel en azote organique de la station qui s'élève à 98,5 tonnes.

A partir des moyennes du tableau (20) relatives aux besoins en azote de certaines cultures par hectare et par an pour la région de Tizi-Ouzou, nous avons établi la relation d'équivalents-habitants par hectare en production d'azote dans la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou et ce, en tenant compte des besoins en azote des plants adultes pour les espèces arboricoles qui sont au stade de production voir tableau 22.

Tableau 22 : Taux de participations en azote en équivalents- habitants par hectare.

Espèce	Age	Azote (Kg/ha/an)	Azote (EH/ha)
Agrumes	Plants adultes	220	268
Noyaux et pépins	Plants adultes	130	158
Rustiques (Olivier)	Plants adultes	70	85
Vigne	Plants adultes	130	158
Maraîchage		240	292
Autres cultures		100	122

Les valeurs des contributions en azote en équivalents habitants par hectare donnés dans le tableau 22, sont intéressantes avec une moyenne globale pour toutes les cultures confondues égale à 180,5 EH/ha. Cette station d'épuration Est de Tizi-Ouzou à elle seule pourra satisfaire les besoins en azote de 665 hectares en moyenne.

3-2-8-3- Estimation des taux de participations de la station en phosphore

L'apport en phosphore organique est l'objet d'une minéralisation lente qui le rend progressivement disponible pour les végétaux et comme dans notre effluent la forme organique du phosphore est dominante par l'absence de traitements tertiaires, ce dernier pourra faire l'objet d'une valorisation agricole.

En se référant aux caractéristiques de l'effluent de sortie de la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou énumérées au tableau 19, la concentration du phosphore qui est de l'ordre de 10,85 mg/l, fait un cumul annuel de 23,65 tonnes/an.

Nous avons déduit la relation d'équivalent habitant par hectare en production de phosphore dans la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou tableau 23 et ce, en tenant compte des besoins en phosphore des plants adultes pour les espèces arboricoles en phase de production voir tableau 20.

Tableau 23 : Taux de participations en phosphore en équivalents-habitants par hectare.

Espèce	Age	Phosphore (Kg/ha/an)	Phosphore (EH/ha)
Agrumes	Plants adultes	160	810
Noyaux et pépins	Plants adultes	120	609
Rustiques (Olivier)	Plants adultes	80	405
Vigne	Plants adultes	100	507
Maraîchage		150	759
Autres cultures		120	609

Les valeurs reportées dans le tableau 23 montrent que les taux de participation en phosphore en équivalents habitants par hectare sont faibles par rapport aux apports en eau et en azote avec une moyenne globale pour toutes les cultures confondues de 616 EH/ha.

Pour équilibrer ces taux de contributions de cette station en eau, en azote et en phosphore des traitements spécifiques pour corriger cet écart doivent être envisagés à l'amont ou à l'aval du procédé d'épuration, sinon un apport supplémentaire en phosphore minéral est recommandé pour combler cette carence.

Conclusion

Cette étude nous a permis d'une part, d'apprécier les paramètres de qualité physico-chimiques de l'effluent solide (boues résiduaire) et liquide (eau usée traitée) pour une valorisation agricole. Ces paramètres de pollution étudiés montrent que les boues et les eaux usées traitées, dont elles sont issues, ne présentent aucun danger quant à leurs réutilisations en agriculture.

On notera donc que les concentrations des métaux lourds cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), sélénium (Se), nickel (Ni), plomb (Pb) et le zinc (Zn) du tableau (16) sont inférieures aux normes de rejets requises dans les boues domestiques de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou.

Ces concentrations sont trop faibles pour poser un réel problème sanitaire, quel que soit le traitement final envisagé, même pour une valorisation agricole. Elles ne posent aucune limite d'utilisation, même pour leur caractère minéral azotée qui ne peut qu'améliorer la fertilité et la stabilité des sols.

De même elle ne peut poser le problème de nuisance olfactive comme certaines autres classes de boues qui présentent des caractères plus organiques.

D'autre part, elle nous a aussi permis, d'évaluer les flux d'azote et de phosphore en équivalent habitant potentiellement minéralisables présents dans les eaux usées traitées.

Les valeurs relatives aux taux de participation de la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou en eau (330 EH/ha), en azote (180 EH/ha) et en phosphore (616 EH/ha) en équivalent habitant par hectare obtenues sont intéressantes pour une valorisation agricole.

Ces contributions correspondent à un flux annuel de 98,5 tonnes d'azote organique, 23,65 tonnes de phosphore organique et un total annuel de 2 190 000 m³ d'eau.

L'intérêt d'une valorisation agricole d'une eau usée traitée peut donc être une réponse à des situations critiques dont l'impact est :

- au niveau économique, cette valorisation permettra une préservation quantitative de la ressource en eau conventionnelle et une moindre utilisation d'engrais minéraux commercialisés ;
- au niveau écologique, l'effet bénéfique de cette valorisation réside dans le grand pouvoir épurateur du sol et des plantes qui se traduit par une réduction de la contamination des milieux naturels récepteurs par ces effluents traités.

Par ailleurs, cette façon de procéder apporte également du carbone organique au sol.

Le travail présenté vise à montrer que quand l'objectif final est la réutilisation des eaux traitées, les apports en eaux et en nutriments doivent être pris en compte et que cela doit guider vers le choix de techniques d'épuration appropriées.

Chapitre III

**MISE AU POINT D'UN PILOTE
EXPERIMENTAL**

1- Introduction

En Algérie, les stations d'épuration implantées à travers le territoire national sont dépourvues de traitements tertiaires qui permettraient l'abattement de la pollution azotée et phosphatée.

C'est à ce titre que dans le cadre de ce travail, nous avons envisagé d'appliquer un pilote permettant un traitement tertiaire d'abattement simultané de cette dite pollution à l'échelle du laboratoire.

L'objectif principal de cette partie est l'optimisation des traitements de coélimination de l'azote et du phosphore de l'effluent de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou ; par la mise au point d'un pilote expérimental fonctionnant par des procédés mixtes (cultures libres et cultures fixes) et des traitements mixtes biologiques et physico-chimiques.

La présence excessive de ces deux éléments dans les différents milieux aquatiques sont responsables de déséquilibres écologiques et sont préjudiciable à la santé publique. Leur réduction à l'aval des systèmes d'épurations est un facteur clé de la lutte contre la pollution et l'eutrophisation.

Cette réduction est réglementée en Algérie par la directive « Eaux usées urbaines » (journal officiel de la république algérienne, 2006).

2- Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée

L'élimination de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées domestiques par des traitements primaires et secondaires s'avère insuffisante. Pour cela les traitements tertiaires ou complémentaires s'imposent et deviennent plus que nécessaires, afin de garantir une meilleure réduction de cette charge polluante dans les milieux naturels récepteurs.

Afin d'apporter une solution à cette exigence et de garantir une concentration en azote global et en phosphore total respectivement inférieure à 10 mg/l et 2 mg/l, nous avons élaboré et tester un pilote expérimental à triple réacteurs biologiques et un réacteur physico-chimiques dont les objectifs sont :

- La nitrification et l'assimilation du phosphore dans un bassin d'activation aérobie stricte à culture libre ;
- La dénitrification et le relargage du phosphore dans un lit bactérien strictement anoxique à culture fixe ;
- Une post-précipitation du phosphore après son relargage dans le lit bactérien immergé.

Le pilote expérimental d'élimination simultanée de l'azote et du phosphore testé dans cette étude est décrit sur la figure 10.

Ce pilote fonctionne avec deux phases d'aérations extrêmes :

- la première dans un bassin d'activation à culture libre dont l'aération est assurée par l'injection d'air comprimé ;
- la deuxième dans un lit bactérien à culture fixe et dans des conditions d'anoxie stricte.

Pendant les deux premières semaines, l'unité a fonctionnée en circuit fermé pour permettre la colonisation et l'ensemencement des différents réacteurs biologiques par les micro-organismes épurateurs appropriés tout en maintenant la recirculation des boues pour leur assurer un âge important, en améliorant ainsi les rendements épuratoires.

Les paramètres influant sur le taux d'abattement de la pollution étudiés sont :

- les paramètres physico-chimiques pH, MES, DCO, DBO5 ;
- La variation du débit de l'effluent de 0,5 à 2,5 l/h ;
- Les charges azotées et phosphatées et en particulier l'effet de la concentration de la forme $N-NH_4^+$ de l'azote allant de 40 à 60 mg/l ;
- Les quantités des adjuvants utilisés pour la poste précipitation du phosphore varient de 20 à 120 mg/l.

3- Les normes Algériennes de rejet des effluents

Les eaux usées collectées, dans les réseaux urbains ou les eaux usées directement émises par les industries, ne doivent être rejetées dans un milieu récepteur naturel (rivière, lac, littoral marin, ou terrain d'épandage) que lorsqu'elles correspondent à des normes fixées par voie réglementaire.

Le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993, du Journal Officiel de la République Algérienne réglementant les rejets d'effluents liquides dans son chapitre I, article 2, fixe, en son annexe 1, les valeurs limites de ce rejet. Ces mêmes valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire ; le Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section 1, article 3. Les valeurs limites maximales de rejet d'effluents fixées par ces deux décrets sont regroupées dans le tableau 24.

Avant qu'elles soient rejetées dans le milieu naturel et ne le dégradent, les eaux usées doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre tout type pollution.

Pour cela, elles sont acheminées vers une station d'épuration ou elles subissent plusieurs phases de traitement en fonction du flux de leur charge polluante et de la sensibilité du milieu aquatique récepteur, les valeurs guides sont consignées dans les tableaux 24 et 25.

Tableau 24 : les valeurs limite des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (journal officiel de la république algérienne, 2006).

PARAMETRES	VALEURS LIMITES	UNITES
Température	30	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg /l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg /l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Etain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

(*) Valeurs fixées par le décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993.

Tableau 25 : Les normes de rejet des effluents en matière des paramètres de qualité des effluents traités (normes guides), (Faby et Brissaud, 1997).

pH :

5.5 < pH < 8.5.

Température : inférieure à 30 ° C.

DCO :

- 150 mg/l Pour effluent non décanté,
- 300 mg/l si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 100 kg/j,
- 125 mg/l au-delà.

DBO5 :

- pour l'effluent non décanté : 100 mg/l si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 30 kg/j,
- 30 mg/l au-delà.

MES :

- 100 mg/l si le (flux) journalier maximal autorisé par l'arrêté n'excède pas 15 kg/j,
- 35mg/l au-delà,
- 150 mg/l pour une station d'épuration de lagunage.

NG

- Azote global, comprenant l'azote organique, l'azote ammoniacal et l'azote oxydé : 15 mg/l en concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal autorisé est égal ou supérieur à 150 kg/j,
- Elle est de 10 mg/l en concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal autorisé est égal ou supérieur à 300 kg/j.

PT

- Phosphore total : 2 mg/l en concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal autorisé est égal ou supérieur à 40 kg/j,
- Elle est de 1 mg/l en concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal autorisé est supérieur à 80 kg/j.

3-1- Etude des paramètres physico-chimiques (pH, MES, DCO, DBO5) dans les conditions opératoires

Nous présentons dans cette partie les résultats de la variation des paramètres cités ci-dessus dans les conditions opératoires suivantes :

- Débit de fonctionnement : 1 l/h ;
- Charges azotés 40 mg N-NH₄⁺/l ;
- Capacité d'oxygénation, sous pression de 1 bar ;
- Charges phosphatés 10 mg/ l de P-PO₄³⁻ ;
- Température ambiante du laboratoire comprise entre 24 et 28 °C (intervalle de T° favorisant la croissance bactérienne).

Les stations d'épuration sont régies par des normes de rejet en ce qui concerne les matières carbonées, les matières azotées et les matières phosphorées et les paramètres physico-chimiques de pollution que nous avons consigné dans les tableaux 24 et 25.

La réglementation distingue les stations qui rejettent en zone non sensible et celle qui rejettent en zone sensible à l'eutrophisation ; en zone non sensible, seules les normes concernant les matières carbonées sont à respecter.

Dans le cas de notre STEP, les effluents sont déversés dans une zone sensible particulièrement en période de basses eaux c'est pour cela qu'il faut contrôler les flux d'azote, de phosphore, le Ph, les MES, la DBO5 et la DCO.

3-1-1- Evolution du pH :

Dans la nature, ces bactéries peuvent croître dans une large plage de pH allant approximativement de 5 à 8. Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5 (USEPA, 1990), c'est le cas de nos conditions opératoires dans les deux réacteurs.

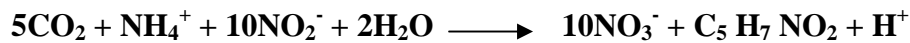
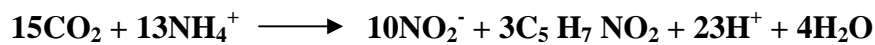
Le suivi du pH dans les deux phases d'aération extrême (bassin d'activation et lit bactérien), a montré l'existence de deux phases d'acidification distinctes et que le pH varie inversement dans ces conditions d'aération extrême :

1- Dans le bassin d'aération :

Les microorganismes nitrifiants utilisent le CO_2 comme source de carbone.

Cependant, ce dernier devra être réduit pour son assimilation par la biomasse en vue de la synthèse cellulaire.

Pendant la nitrification, l'assimilation du carbone se déroule simultanément avec l'oxydation des sources d'énergie correspondantes conduisant à la croissance des microorganismes et l'acidification du milieu comme le montrent les équations données ci-dessous et où les microorganismes sont représentés par le composé $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ dit biomole.



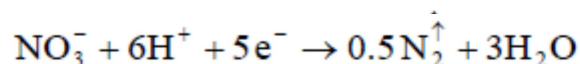
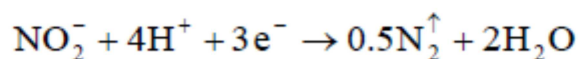
La figure 11 montre que lors de la nitrification dans le bassin d'activation, la valeur du pH diminue de 8,2 à 7,4 et correspond à un domaine de croissance optimale des microorganismes.

2- Dans le lit bactérien :

Dans le lit bactérien immergé, le milieu d'anoxie est propice au développement de bactéries hétérotrophes dénitrifiantes, une partie de l'alcalinité est restituée au milieu. Il y a neutralisation des ions H^+ par l'oxygène de la dénitrification, ce qui réajuste le pH aux valeurs initiales. La figure 11 illustre ce phénomène, le pH du milieu augmente alors de 8 à 8,4.

La dénitrification peut être résumée par le schéma réactionnel donné ci-dessous. Contrairement à la nitrification, on observe une disparition des ions H^+ qui se traduit par une augmentation de la valeur du pH de 8 à 8,4 figure 11.

Ce domaine de pH correspond à un intervalle très favorable au développement des microorganismes dénitrifiants :



Le lit bactérien permet de corriger le pH en le rendant légèrement alcalin, ce qui inhibe la mise en solution bio-disponible des métaux en cas d'existence et facilite ainsi leurs précipitation.

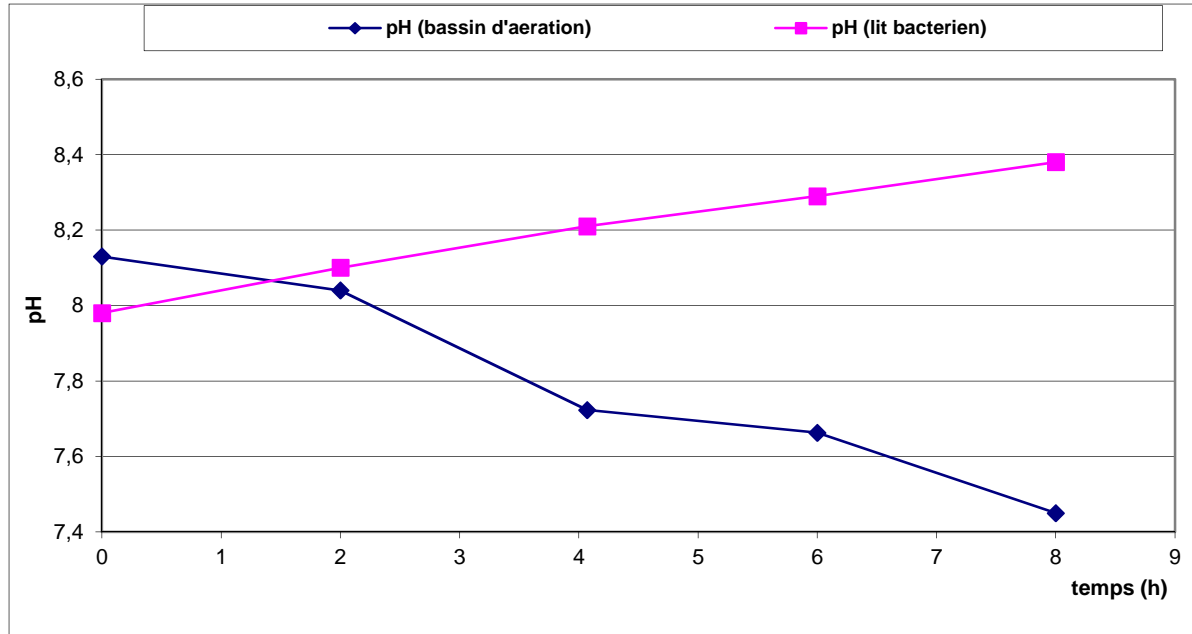


Figure 11 : Variation du pH dans les conditions opératoires.

3-1-2- Evolution des MES :

La figure 12 montre que le passage de l'effluent dans l'unité pilote permet de réduire les MES de l'effluent traité de 62,95mg/l à une valeur moyenne de 4,44 mg/l satisfaisante comparée à la valeur des normes Algériennes de rejet qui est de 35mg/l. le taux d'abattement atteint un rendement de 92 % après la post-précipitation.

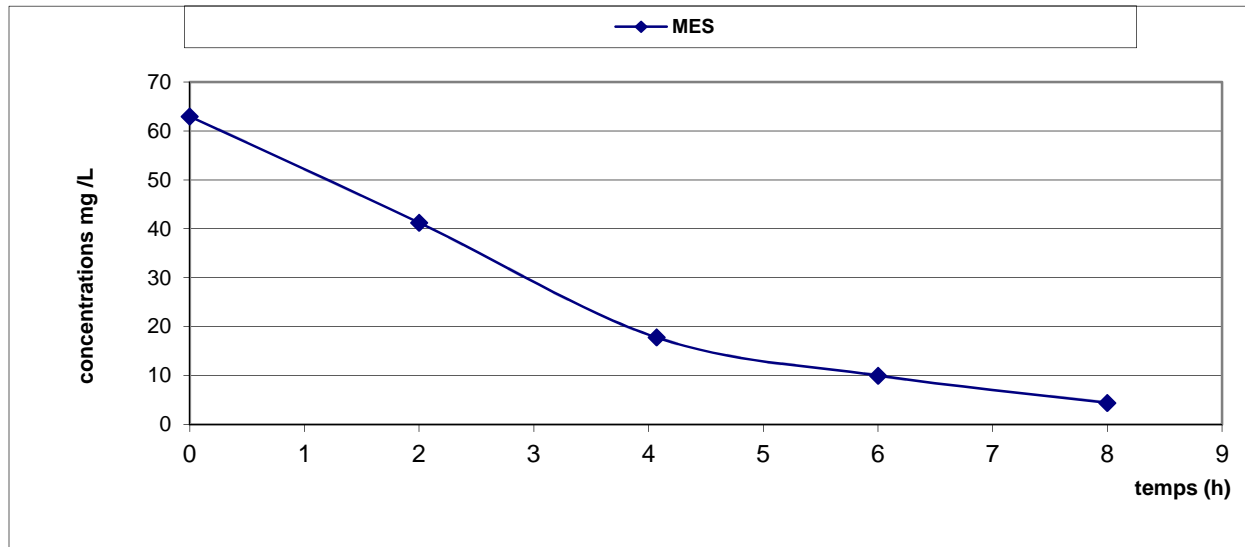


Figure 12 : Influence de l'unité pilote sur l'élimination des MES.

3-1-3- Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO) :

Sur la figure 13 est représentée la variation de la DCO en fonction du temps. Nous observons une diminution significative de la DCO au cours du traitement de l'effluent dans l'unité pilote. La concentration est réduite de 99,37mg/l à 9,12mg/l soit un rendement de 90,82%.

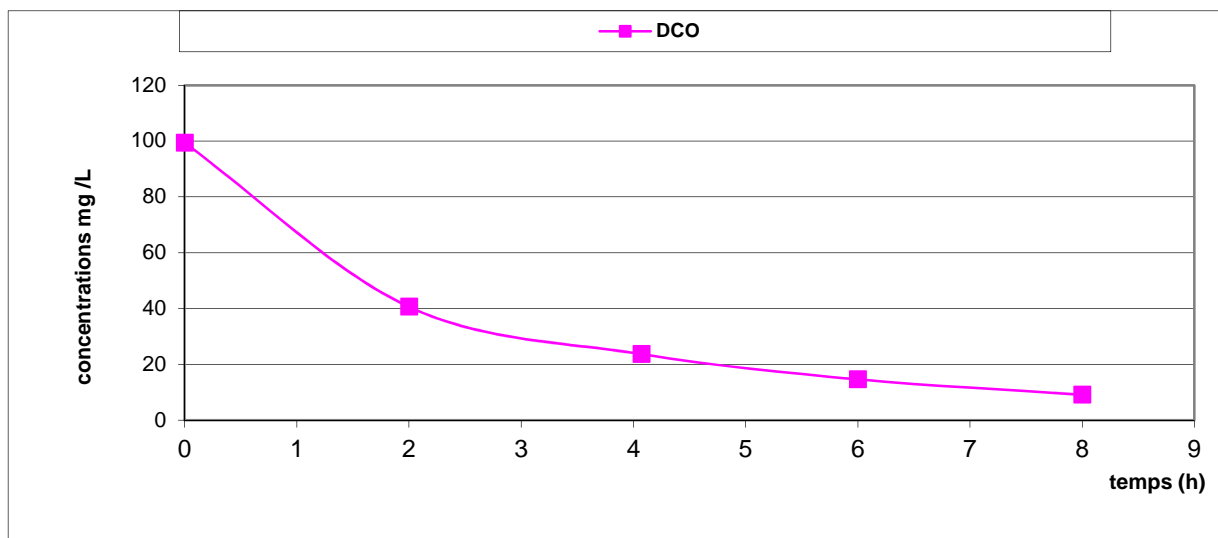


Figure 13 : Influence de l'unité pilote sur l'élimination de la DCO

3-1-4- Evolution de la demande biochimique en oxygène : DBO5:

La demande biologique en oxygène a été mesurée chaque jour pendant 08h. Les analyses effectuées sur les eaux de sortie de la station d'épuration après traitements primaires et secondaire, montrent que les valeurs de la DBO5 sont très élevées (72,3 mg/l) par rapport à la valeur de la norme Algérienne qui est fixée à 35 mg/l.

Une importante réduction de 72,3mg/l à 7,5mg/l de la DBO5 est observée avec un rendement d'élimination de 89,62% comme le montre la figure 14.

Le dispositif expérimental a montré une grande capacité à éliminer les MES, la DBO5 et la DCO. Par ailleurs le passage de cet effluent dans le décanteur enclenchant l'anoxie permettait à lui seul d'éliminer 40 à 50% de ces paramètres.

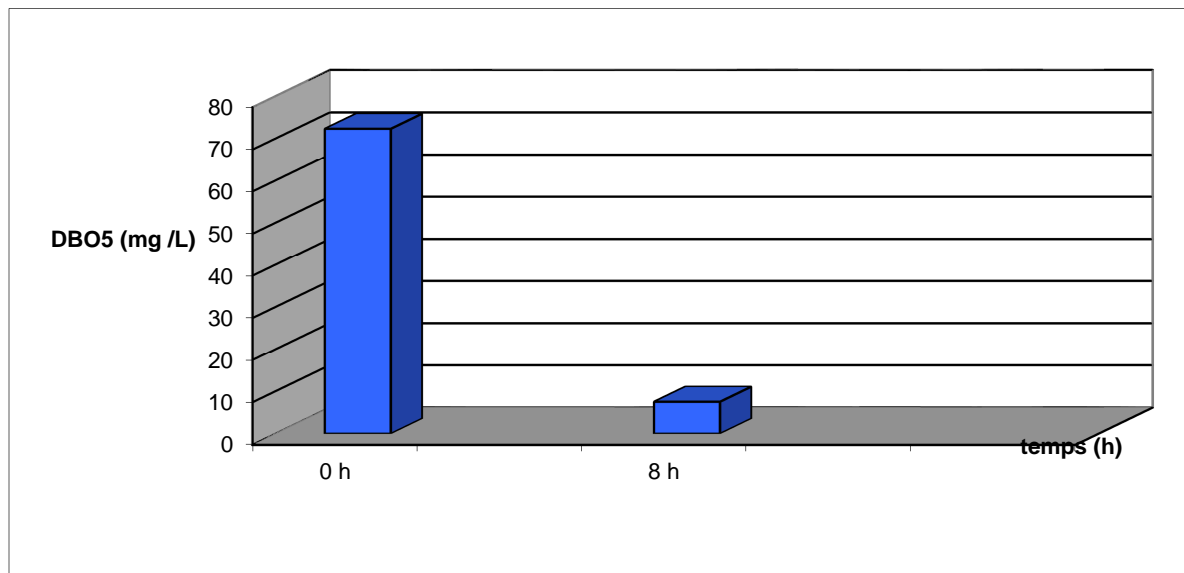


Figure 14 : Influence de l'unité pilote sur l'élimination de la DBO5.

En plus des performances de l'élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée, notre pilote présente des aptitudes significatives dans l'abattement des paramètres de pollution des eaux usées à des niveaux de qualité très acceptable tableau 26.

Tableau 26 : moyennes des résultats analytiques de performance du pilote dans l'abattement des paramètres de pollution.

Réacteur paramètre	Entrée	A la sortie du bassin d'aération +décanteur		A la sortie du lit bactérien	
			Rendements (%)		Rendements (%)
MES (mg/l)	62,95	41,26	34,45	4,44	92,64
DCO (mg/l)	99,37	14,64	85,26	9,12	90,82
DBO5 (mg/l)	72,3	/	/	7,5	89,62
pH	8,13	7,66	/	8,29	/

- Les MES de 62,95 mg/l à 04,44 mg/l, soit un rendement de 92,94% ;
- La DCO de 99,37 mg/l à 09,12 mg/l, soit un rendement de 90,82 % ;
- La DBO5 de 72,3 mg/l à 7,5 mg/l, soit un rendement de 89,62 %.

3-2- Application du pilote pour l'élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée

L'élimination simultanée de l'azote et du phosphore de l'effluent brute de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou par le pilote expérimental à triple réacteurs, a été étudié pendant deux années (2005 et 2006), dans des conditions opératoires où le débit de fonctionnement a été varié de 0,5 à 2,5 l/h de même pour la concentration d'azote qui aussi a été varié de 40 à 60 mg/l, cette dernière concentration représente généralement le maximum d'azote qu'on peut retrouver dans les effluents de stations d'épuration.

Dans cette première partie de l'expérimentation correspondant à la première année de la mise au point du pilote, nous allons présenter les performances de ce dernier sur l'élimination simultanée de l'azote et du phosphore de l'effluent brute tout en assurant les conditions optimales pour la nitrification, la dénitrification, l'assimilation et le relargage du phosphore, et ce, par l'alternance des phases d'aérations extrêmes.

Cette partie de l'expérimentation est réalisée dans les conditions opératoire données ci-dessous :

- débit de fonctionnement 1 l/h, correspondant à un temps de séjour de 1h12mn ;
- charge azotée de l'effluent brute 40,6 mg/l de N-NH_4^+ /l afin de mettre en épreuve l'efficacité du pilote dans la nitrification, dénitrification ;
- charge phosphatée de l'effluent brute 10 mg/l ;
- capacité d'oxygénation, sous une pression de 1 bar.

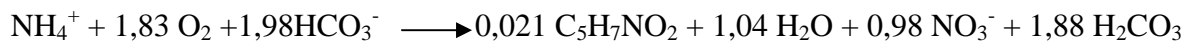
Dans le tableau 26 sont consignés les rendements épuratoires des différents réacteurs biologiques et physico-chimiques et les variations des valeurs moyennes des différentes formes de l'azote et du phosphore obtenues dans les deux phases d'aération extrême (aérobie, anoxie) suivie d'une étape de pos-précipitation.

Tableau 27 : moyennes des résultats analytiques (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} au cours des deux phases (aérobie et anoxie).

paramètres	effluent à traiter	temps de fonctionnement de l'unité pilote (heures)				Rendement (%)
N-NH_4^+ (aérobie) (mg /l)	40,6	27,46	18,59	15,26	3,7	90,88
N-NO_3^- (aérobie) (mg /l)	0,92	11,66	15,17	16,03	17,26	95,22
N-NO_3^- (anoxie) (mg /l)	/	11,66	7,14	3,17	0,98	91,59
P-PO_4^{3-} (aérobie) (mg /l)	10,68	7,73	5,38	3,79	1,37	87,17
P-PO_4^{3-} (anoxie) (mg /l)	/	6,81	8,13	8,52	8,37	48,15
P-PO_4^{3-} (mg /l) (après post-précipitation)	/	0,95	01,22	01,56	01,84	82,77

a) *Phase d'aérobie*

La réaction globale, liée aux synthèses cellulaires, rend compte de l'action de deux groupes de germes chimiolithoautotrophes sur l'ammonium (les germes nitrifiants). Ces germes, dont l'un est nitritant (*Nitrosomonas*) et l'autre nitratant (*Nitrobacter*), sont aérobies strictes et tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammonium.



Cette réaction n'est possible en station d'épuration que si la DBO₅ est suffisamment minéralisée et si les conditions d'oxygénation sont suffisantes :

- la quantité de CO₂ (source de carbone) issue de la minéralisation de la DBO₅ doit être aussi suffisante pour permettre le développement des autotrophes nitrifiants ;
- la quantité de DBO₅ (source de carbone et d'énergie des hétérotrophes) doit être suffisamment faible pour que les nitrifiants ne soient pas en compétition avec les germes hétérotrophes pour l'ammonium (source d'azote et d'énergie). Le temps de génération des hétérotrophes étant de 30 minutes à 1 heure, contre 24 heures pour les nitrifiants, ceux-ci peuvent représenter l'espèce dominante et séquestrer l'ammonium et l'oxygène aux dépens des nitrifiants ;
- teneur en oxygène dissout (libre) supérieure ou égale à 2 mg/l.

Les résultats rapportés dans le tableau 27 et illustrés sur les figures 15 et 16 montrent effectivement que durant la phase aérobie, les germes autotrophes nitrifiants permettent de transformer et de minéraliser l'azote ammoniacal d'une valeur de 40,6 à une valeur de 3,7 mg/l correspondant à un rendement de 90,88%.

Par ailleurs une augmentation progressive de la concentration en NO₃⁻ est observée elle passe de 0,92 à 17,26 mg/l qui correspond à un rendement de la nitrification égal à 95,22% ; ainsi la recirculation des boues dans les deux phases d'aération extrême favorise une assimilation nette du phosphore dont la concentration diminue de la valeur de 10,68 mg/l à 1,37 mg/l, soit un taux d'abattement de 87,17%. Cette assimilation du phosphore peut s'expliquer comme suit:

- Lorsque la teneur en DBO5 est suffisante pour permettre le développement des hétérotrophes dénitrifiants,
- Lorsque les conditions d'anoxie sont réalisées, c'est à dire en présence d'oxygène lié (NO_3^-) et absence d'oxygène libre (O_2) afin de favoriser la respiration sur les nitrates. Les conditions d'anoxie stricte sont réunies grâce à la présence du réacteur tampon (décanteur) qui provoque le déclenchement de la réaction d'anoxie et prépare ainsi les microorganismes pour la phase d'anoxie stricte dans le lit bactérien.

La partie innovante de ce pilote à réacteurs en série, réside dans la présence du décanteur tampon qui joue un rôle primordial dans l'optimisation du traitement en assurant, en particulier, les opérations suivantes :

- Deuxième clarification,
- Recirculation des boues de la phase de stress vers la phase optimale afin de favoriser l'assimilation et le relargage du phosphore respectivement, dans le bassin d'activation et dans le lit bactérien ;
- La séparation des biomasses épuratrices de la phase d'aération en culture libre et celle de la phase d'anoxie en culture fixe, pour optimiser les processus de minéralisation de l'azote ammoniacal par les réactions de nitrification et de dénitrification ;
 - favorisant l'enchaînement naturel des processus de nitrification et de dénitrification ;
 - Elimination des boues en excès avec l'azote et le phosphore qui les accompagnent ;
 - Absorption de l'oxygène libre (O_2) issu du bassin d'activation et enclenchement des conditions d'anoxie stricte pour le lit bactérien.

Cette élimination conjointe de l'azote sous différentes formes (NH_4^+ , NO_3^-) est très difficile à mettre en œuvre dans une filière classique, elle nécessite la mise au point de deux phases d'aération distinctes, dans lesquels sont générées les conditions optimales (aérobie et anoxie) fixées initialement.

Les résultats du tableau 27 illustrés sur la figure 15 représentent la variation des concentrations en ions nitrate NO_3^- et phosphate PO_4^{3-} en fonction du temps. La concentration en NO_3^- varie de 11,66 mg/l à 0,98, soit un rendement de dénitrification de 91,59%, et celle des ions PO_4^{3-} augmente de 6,81mg/l à 8,37 résultant probablement du relargage de ces ions par les bactéries hétérotrophes soumises aux conditions de stress avec

un rendement de 48,15% ; Ce phénomène est très fréquent en phase d'anoxie. Notons aussi qu'une partie du phosphore est éliminée avec les boues en excès.

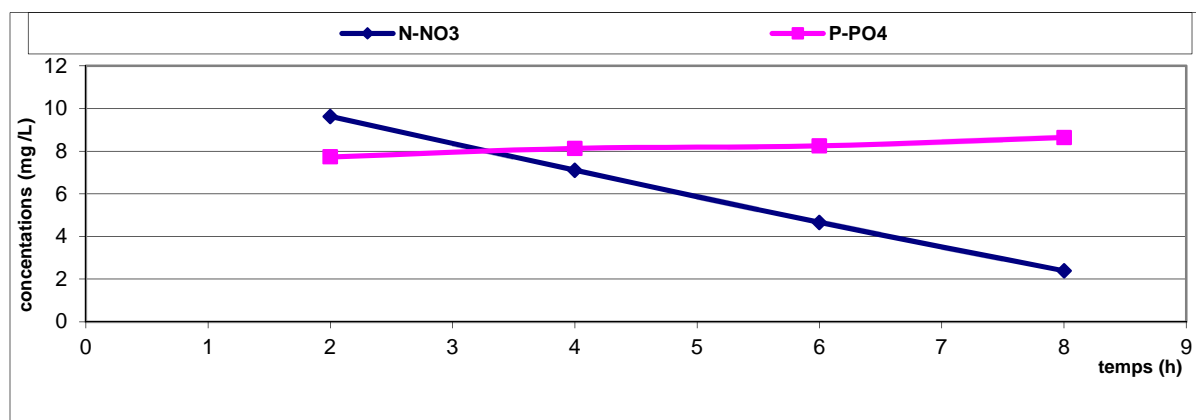


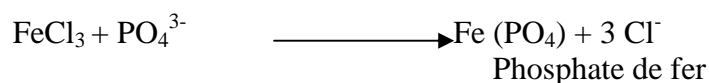
Figure 16 : Influence de l'unité pilote sur les concentrations en, NO_3^- et PO_4^{3-} en phase d'anoxie de l'effluent brute.

Les moyennes des rendements épuratoires du tableau 27 illustrées sur les figures 15 et 16 montrent nettement les performances hautement significatives du pilote expérimental sur la nitrification, dénitrification respectivement pendant les phases d'aérobie et d'anoxie ainsi que sur l'assimilation et le relargage du phosphore.

c) Phase de post-précipitation

La contribution biologique seule, n'assure qu'une partie de l'élimination totale du phosphore et elle ne permet pas d'atteindre les niveaux de qualité requis. Par contre, la mise en œuvre du couplage biologique/physico-chimique se traduit par une amélioration très nette de l'effluent traité et par des rendements d'élimination compatibles avec les normes les plus sévères.

La baisse des concentrations en orthophosphates lors de la post-précipitation s'explique par la formation du précipité du phosphate de fer par ajout d'une quantité suffisante de l'agent flocculant selon la réaction suivante :



Les histogrammes de la figure 17 illustrent les taux d'abattement du phosphore au cours du temps. La teneur en ions orthophosphate de l'effluent est amenée de la valeur de 8,37 à 1,84 mg/l après la post-précipitation avec un rendement de 78.01% et dont une partie est éliminée dans les boues en excès du décanteur. Cette dernière concentration se situe dans la gamme de la norme requise qui est de 2 mg/l. Elle est obtenue après un ajout d'une quantité de 80 mg de flocculant (FeCl_3) et un temps de fonctionnement du pilote égal à 08 h, temps, correspondant à la meilleure performance du pilote.

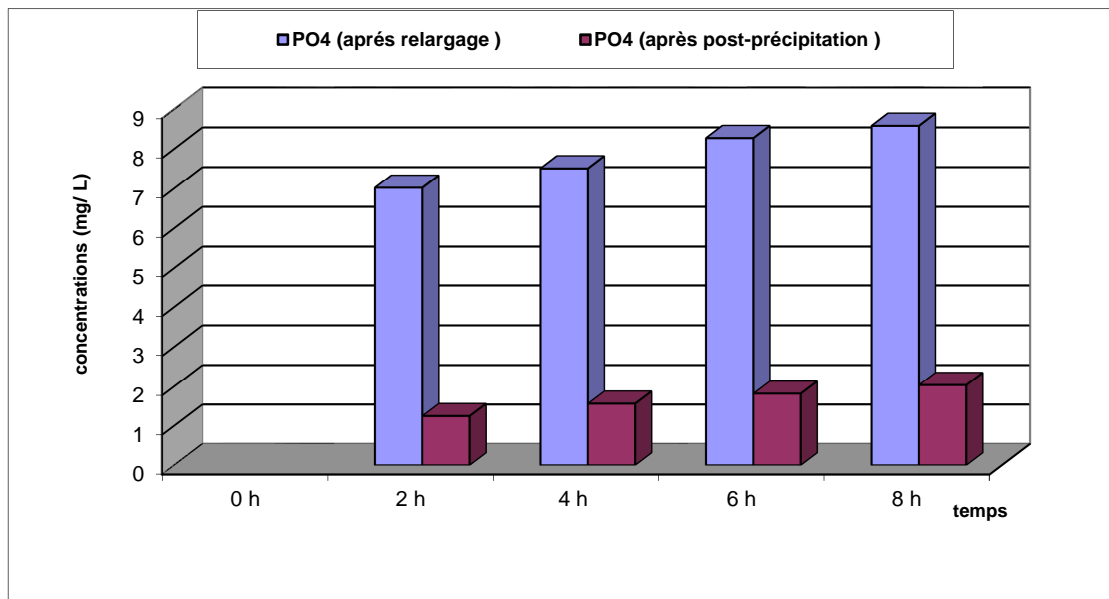


Figure 17 : Influence du pilote sur l'élimination du phosphore (PO_4^{3-}) en post-précipitation.

3-2-1- Influence de la variation du débit de fonctionnement sur l'élimination simultanée de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Dans cette deuxième partie de l'expérimentation l'influence du débit de passage de l'effluent dans le pilote, sur les taux l'élimination des ions NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} a été étudié pour des valeurs de 0,5 l/h ; 01 l/h, 1,5 l/h, 02 l/h et 2,5 l/h.

Egalement la charges azotées est augmentée artificiellement jusqu'à 60 mg/l N- NH_4^+ /l, correspondant à la concentration maximale qu'on peut rencontrer dans les eaux usées urbaines traitées, pour vérifier l'efficacité du pilote expérimental.

La concentration en azote ammoniacal peut avoir un rôle important sur les performances de fonctionnement du pilote, l'effet de la variation de la quantité d'azote ammoniacal est généralement visible en termes d'évolution et de catalyse des réactions de nitrification et de dénitrification.

L'expérimentation est réalisée sous les conditions opératoires suivantes :

- Débit varie de 0,5 à 2,5 l/h ;
- Charges azotées augmentée artificiellement jusqu'à 60 mg/l N-NH₄/l ;
- Charge phosphatée 10 mg /l ;
- Capacité d'oxygénation, sous une pression de 1 bar ;
- Température comprise entre 24 et 28 °C.

3-2-1-1- Influence du débit de 0.5 l/h sur les paramètres NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻

Les rendements de transformation et d'élimination des paramètres NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻ pour une valeur du débit de l'effluent dans le pilote égale à 0,5 l/h ont été calculés. Les valeurs obtenues sont consignées dans le tableau 28 et illustrées sur la figure 18.

a) Phase aérobie

- Nitrification : 94,75 % ;
- Oxydation et transformation de NH₄⁺ : 88,01% ;
- Assimilation de PO₄³⁻ : 91,20%.

b) Phase d'anoxie

- Dénitrification : 91,90% ;
- Relargage du phosphore : 36,67%.

Tableau 28 : Influence du débit de 0,5 l/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

phase aérobie						phase d'anoxie			temps de passage en anaérobie (h) (lit bactérien)
Débit (l/h)	Temps (h)	NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de nitrification (%)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de dénitrification (%)	
0,5	0	1,87	60,48	10,46	94,75	/	/	91,90	2 h : 24 min
	2	13,45	42,22	06,52		13,45	06,32		
	4	20,54	25,31	03,82		7,44	07,21		
	6	24,35	18,83	02,45		5,97	07,88		
	8	28,76	13,57	01,89		2,83	08,07		
	24	35,68	7,25	00,92		1,09	09,98		

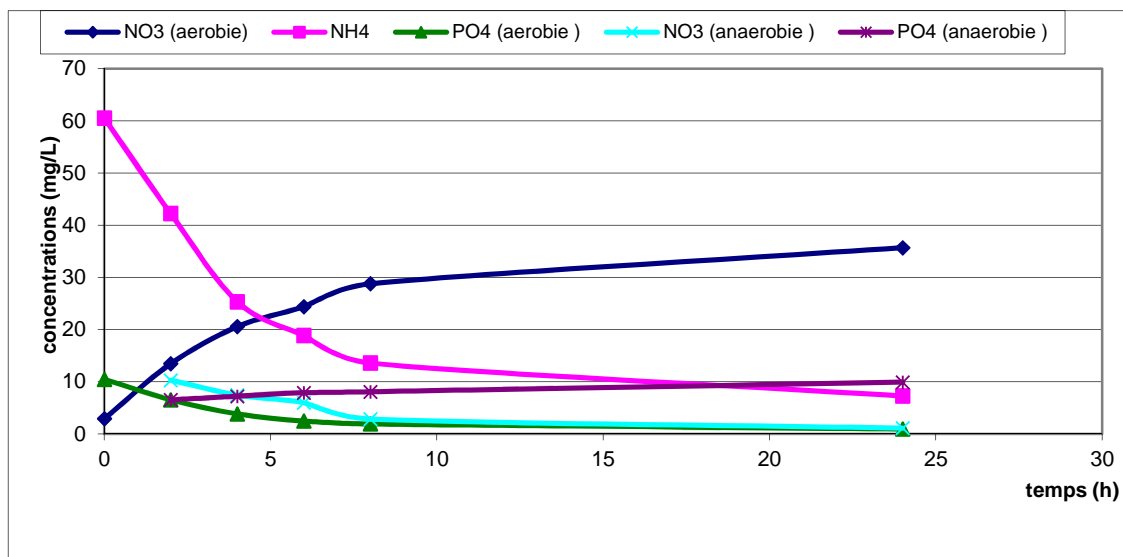


Figure 18 : Influence du débit de 0,5 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}

3-2-1-2- Influence du débit de 01 l/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Les rendements de transformation et d'élimination des paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} pour une valeur du débit de l'effluent dans le pilote égale à 01 l/h ont été calculés. Les valeurs obtenues sont consignées dans le tableau 29 et illustrées sur la figure 19.

a) Phase aérobie

- Nitrification : 92,75 % ;
- Oxydation et transformation de NH_4^+ : 86,07% ;
- Assimilation de PO_4^{3-} : 87,17%.

b) Phase d'anoxie

- Dénitrification : 90,53% ;
- Relargage du phosphore : 32,57%.

Tableau 29 : Influence du débit de 1 L/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

phase aérobie						phase d'anoxie			temps de passage en anaérobie (h) (lit bactérien)
Débit (l/h)	Temps (h)	NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de nitrification (%)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de dénitrification (%)	
1,00	0	1,29	60,22	10,68	93,67	/	/	90,53	1h:12 min
	2	14,68	49,41	06,81		14,68	06,52		
	4	18,62	43,52	03,75		6,38	07,36		
	6	20,64	21,33	02,25		4,09	07,97		
	8	20,39	8,37	01,37		1,39	09,67		

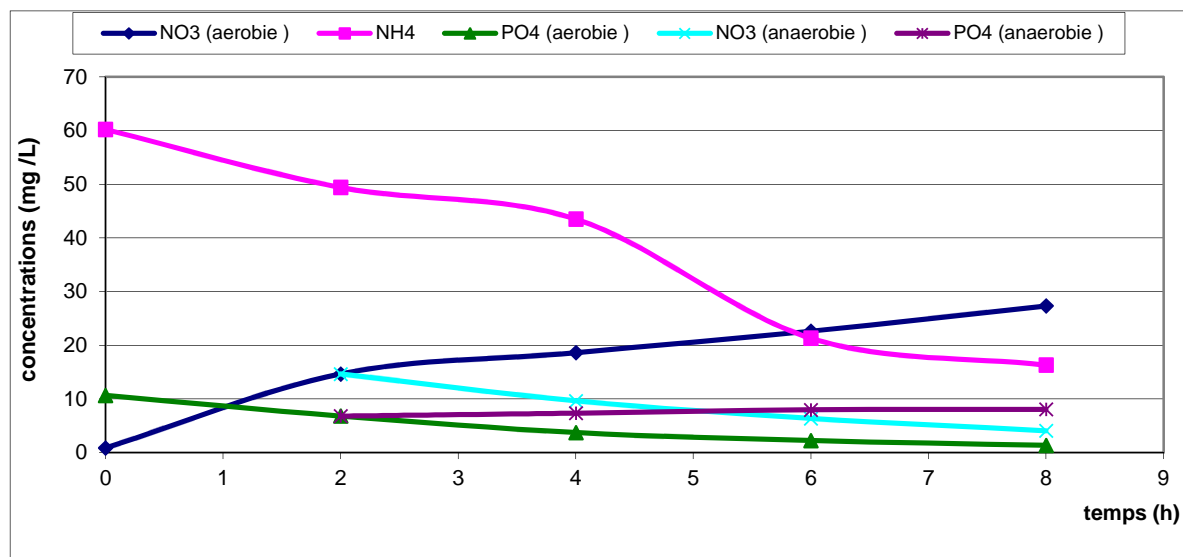


Figure 19 : Influence du débit de 1 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}

3-2-1-3- Influence du débit de 1.5 l/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Les rendements de transformation et d'élimination des paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} pour une valeur du débit de l'effluent dans le pilote égale à 1,5l/h ont été calculés. Les valeurs obtenues sont consignées dans le tableau 30 et illustrées sur la figure 20.

a) Phase aérobie

- Nitrification : 91,74 % ;
- Oxydation et transformation de NH_4^+ : 70,50% ;
- Assimilation de PO_4^{3-} : 91,20%.

b) Phase d'anoxie

- Dénitrification : 78,83% ;
- Relargage du phosphore : 28,03%.

Tableau N° 30: Influence du débit de 1.5 L/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

phase aérobie						phase d'anoxie			temps de passage
Débit (l/h)	Temps (h)	NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de nitrification (%)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de dénitrification (%)	en anaérobie (h) (lit bactérien)
1,50	0,00	1,88	60,01	10,95	91,74	/	/	78,83	48 min
	2,00	13,97	39,89	08,00		13,18	06,70		
	4,00	19,66	26,97	06,73		9,74	08,58		
	6,00	21,61	16,05	05,32		6,53	08,98		
	8,00	22,78	8,62	03,23		2,79	09,31		

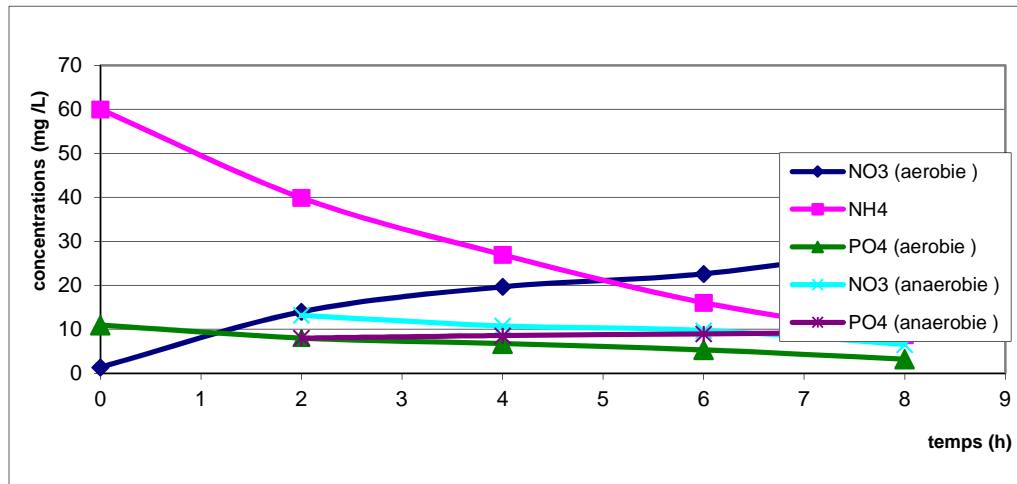


Figure 20 : Influence du débit de 1.5 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}

3-2-1-4- Influence du débit de 2 l/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Les rendements de transformation et d'élimination des paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} pour une valeur du débit de l'effluent dans le pilote égale à 0,5l/h ont été calculés. Les valeurs obtenues sont consignées dans le tableau 31 et illustrées sur la figure 21.

a) Phase aérobie

- Nitrification : 89,48 % ;
- Oxydation et transformation de NH_4^+ : 87,28% ;
- Assimilation de PO_4^{3-} : 71,13%.

b) Phase d'anoxie

- Dénitrification : 74,26% ;
- Relargage du phosphore : 24,32%.

Tableau 31 : Influence du débit de 2 L/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

phase aérobie						phase d'anoxie			temps de passage en anaérobie (h) (lit bactérien)
Débit (l/h)	Temps (h)	NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de nitrification (%)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	taux de dénitrification (%)	
2,00	0	1,87	60,41	10,22	89,48	/	/	74,26	36 min
	2	8,87	53,27	08,78		12,67	07,00		
	4	12,24	40,27	06,00		7,07	08,88		
	6	15,42	30,29	04,75		5,88	08,98		
	8	17,79	7,68	02,95		3,26	09,25		

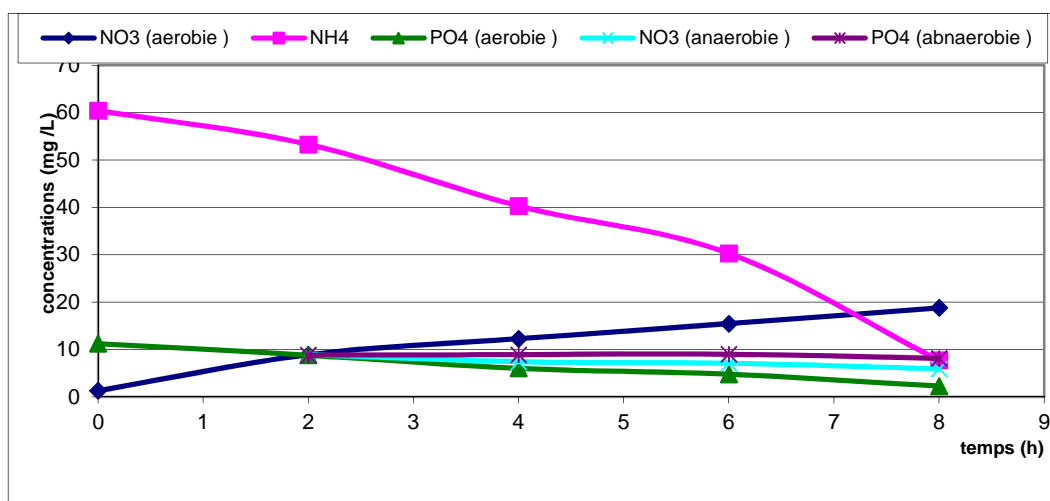


Figure 21 : Influence du débit de 2 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}

3-2-1-5- Influence du débit de 2,5 l/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Les rendements de transformation et d'élimination des paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} pour une valeur du débit de l'effluent dans le pilote égale à 0,5l/h ont été calculés. Les valeurs obtenues sont consignées dans le tableau 32 et illustrées sur la figure 22.

a) Phase aérobie

- Nitrification : 82,58 % ;
- Oxydation et transformation de NH_4^+ : 85,23% ;
- Assimilation de PO_4^{3-} : 69,43%.

b) Phase anaérobie

- Dénitrification : 70,46% ;
- Relargage du phosphore : 16,90%.

Tableau 32: Influence du débit de 2,5 L/h sur les paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

Débit L/h	Temps(h)	phase aérobie				phase d'anoxie			temps de passage en anaérobie (h) (lit bactérien)
		NO_3^- (mg / L)	NH_4^+ (mg / l)	PO_4^{3-} (mg / L)	taux de nitrification (%)	NO_3^- (mg / L)	PO_4^{3-} (mg / L)	taux de dénitrification (%)	
2,50	0,00	1,95	60,28	10,37	82,58	/	/	70,46	29 min
	2,00	7,97	38,8	7,645		10,97	07,52		
	4,00	9,31	25	5,19		7,33	08,63		
	6,00	10,33	17,685	3,235		5,07	08,77		
	8,00	11,20	8,90	3,17		3,24	09,05		

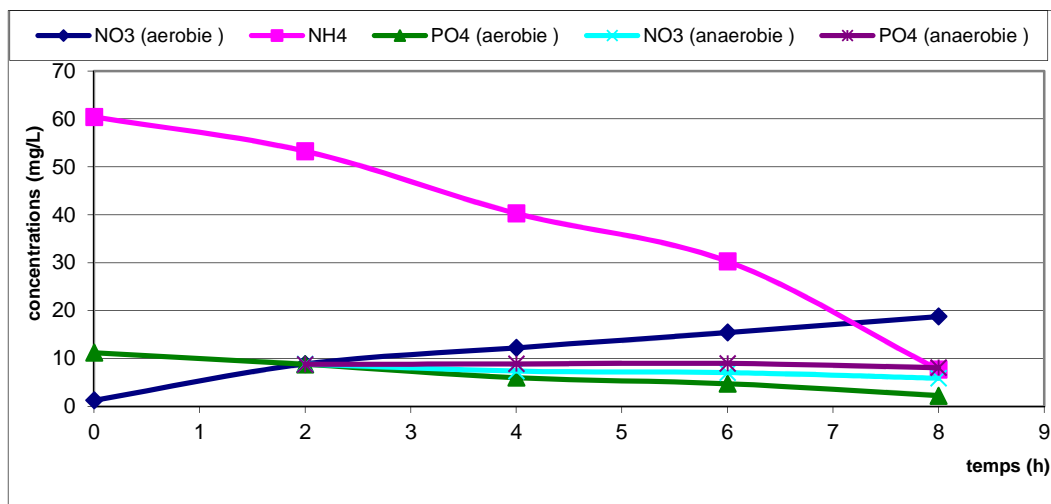


Figure 22 : Influence du débit de 2,5 l/h sur les concentrations de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-}

L'analyse des résultats montrent que les meilleurs rendements de transformation et d'abattement des paramètres NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} sont obtenus dans les deux phases d'aération extrême pour les faibles valeurs de débit de l'effluent égales à 0,5 l/h, et 0,1 l/h et lorsque la durée de séjour de l'effluent dans le pilote est élevée. Le débit de 0,1 l/h est largement suffisant pour ramener les valeurs des paramètres étudiés aux normes de rejets requises.

Par ailleurs, l'augmentation artificielle de la charge azotée à des valeurs limites, n'a montré aucun impact négatif sur les performances du pilote expérimental qui a prouvé son efficacité sur la minéralisation et l'élimination des concentrations importantes en azote ammoniacal des eaux usées urbaines traitées, avec des taux d'abattement intéressants en les ramenant aux normes de rejets les plus adéquates.

3-3- Effet de la concentration du coagulant sur la précipitation des ions PO_4^{3-}

Les sels de cations multivalents les plus utilisés comme coagulant-floculant sont:

- le chlorure de fer : $\text{FeCl}_3 \longrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{Cl}^-$;
- le sulfate d'alumine : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \longrightarrow 2\text{Al}^{3+} + 3(\text{SO}_4^{2-})$.

L'action de ces coagulants est la neutralisation directe des charges négatives de surface des colloïdes par les cations métalliques (Fe^{3+} , Al^{3+} ...) ou indirecte par des complexes formés avec l'eau ($\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$...), ce qui provoque une déstabilisation des colloïdes et un abaissement du potentiel Zéta et de l'énergie d'activation des électrons d'où le piégeage des colloïdes par précipitation des hydroxydes métalliques.

Le chlorure de fer a été retenu comme floculant pour la suite de nos travaux expérimentaux, après plusieurs essais comparatifs au jar test avec d'autres coagulants, en l'occurrence le sulfate d'alumine et la chaux, et dont les résultats et les rendements sont les plus concluants avec ce sel.

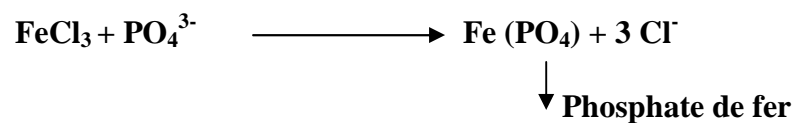
Des expériences de post-précipitation des ions PO_4^{3-} contenus dans l'effluent ont été réalisées à l'essai au jar-test en fonction de la concentration en chlorure ferrique variant de 20mg/l à 120 mg/l, sous les conditions opératoires constantes des valeurs des paramètres chimiques et physiques donnés ci-dessous :

- Charge azotée 60 mg N- NH_4^+ / l ;
- Capacité d'oxygénation, sous une pression de 1 bar ;
- Charge phosphatée 10 mg / l ;
- Débit (1) l/h ;
- Coagulation : 150 trs / min pendant une minute ;
- Flocculation : 60 trs / min pendant 15 minutes ;

- Décantation pendant 2 heures.

Les résultats obtenus sont énumérés dans le tableau (33) où les concentrations en orthophosphates diminuent significativement en augmentant la dose du chlorure ferrique (coagulant).

La baisse importante des concentrations en orthophosphates après la post-précipitation s'explique par la décantation des boues riches en phosphore assimilés et la formation des précipités de Phosphate de fer selon la réaction suivante.

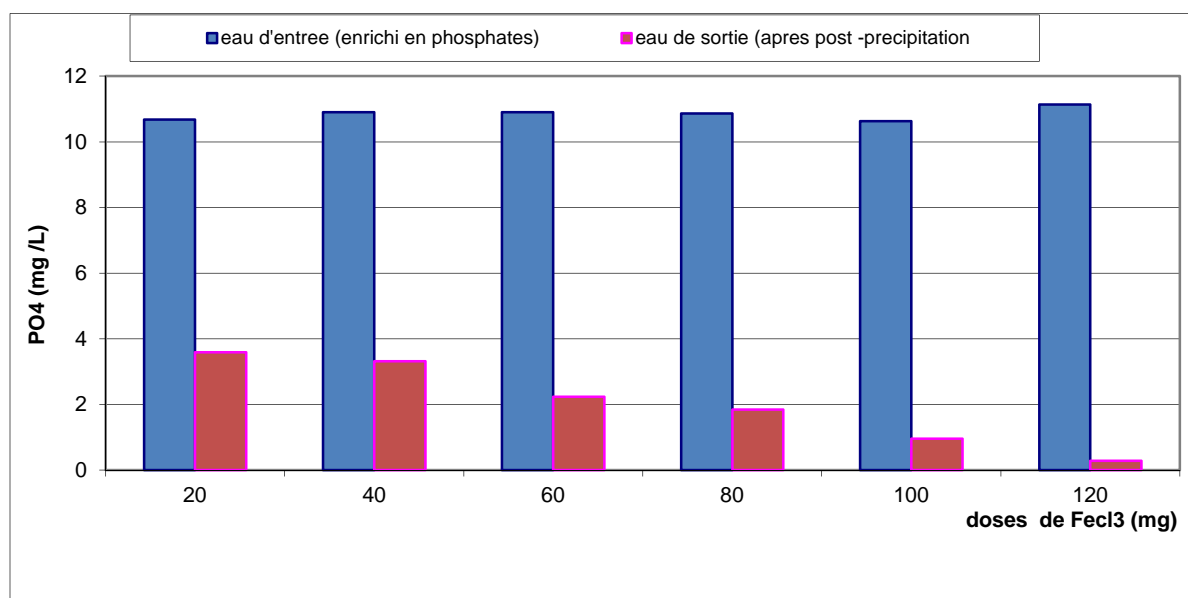


Dans notre cas une concentration de 80 mg de FeCl_3 est suffisante pour ramener les teneurs en orthophosphates de l'échantillon traité en deçà des normes de rejets les plus sévères (2 mg/l) voir tableau 33.

Les résultats des rendements de la post-précipitation des ions PO_4^{3-} , à l'entrée et à la sortie de l'effluent du pilote, obtenus à différentes concentrations en chlorure ferrique sont récapitulés dans le tableau 33. Ils montrent que le taux d'abattement augmente avec la quantité de flocculant ajouté et un rendement maximal de 97.48 % est atteint pour une concentration en FeCl_3 égale à 120 mg/l figure 23. Ils mettent également en évidence qu'une concentration de 80mg/l permet de ramener la concentration des ions PO_4^{3-} à une valeur inférieure à la norme de rejets de 2mg/l.

Tableau 33 : Influence de la concentration de FeCl_3 sur la précipitation des ions PO_4^{3-}

dose FeCl_3 (mg)	eau d'entrée (mg P- $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$)	eau de sortie (mg P- $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$)	Rendements (%)
20	10,68	3,59	66,39
40	10,92	3,32	69,54
60	10,9	2,05	81,19
80	10,86	1,56	85,63
100	10,63	0,96	90,96
120	11,14	0,28	97,48

Figure 23 : Influence de la dose de FeCl_3 sur l'abattement des ions PO_4^{3-}

Conclusion

Les résultats expérimentaux de cette partie montrent que l'abattement simultané de l'azote et du phosphore des eaux usées traitées dans le pilote à réacteurs mixtes biologiques et physico-chimiques, fonctionnant avec l'alternance de deux phases d'aération extrêmes est possible.

La première phase se déroule dans un bassin d'activation, elle met en évidence une nitrification importante qui se traduit par un rendement qui est de l'ordre de 94,75%.

Une assimilation du phosphore par les micro-organismes est également observée dans cette phase avec un taux de 91,20% ainsi qu'une oxydation de NH_4^+ qui est de l'ordre de 88,01%.

Dans la phase d'anoxie, réalisée dans un lit bactérien immergé, un taux de relargage de 36,67% de phosphore est obtenu par les micro-organismes soumis à des conditions de stress aérobie accompagné d'une importante dénitrification qui atteint les 91,90%.

Les résultats d'abattement des ions PO_4^{3-} obtenus lors de la post-précipitation sont de l'ordre de 97% avec une concentration en FeCl_3 de 120mg/l.

Le décanteur tampon situé entre les deux phases d'aération extrêmes, permet d'accroître les rendements d'abattement des paramètres de pollution qui atteignent les taux de 92%, de 89,62% et 90,82%, pour les MES, la DBO et la DCO respectivement.

L'ensemble des résultats montre que le couplage des traitements biologique et physico-chimique dans le pilote expérimental assure une élimination de la charge polluante de l'effluent traité à des valeurs admissibles.

CONCLUSION

GENERALE

Conclusion générale

Cette étude s'inscrit dans une optique du développement durable, de matériaux recyclables et de protection des milieux naturels récepteurs. Elle a deux objectifs principaux :

- la caractérisation et la quantification en équivalent habitant par hectare de l'azote et du phosphore des effluents urbains traités (solides et liquides) de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou en vue de leur valorisation agricole ;
- la conception et l'application d'un pilote expérimental aux traitements tertiaires d'abattement simultané de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées traitées issues de cette station d'épuration.

Cette double démarche expérimentale a mis en évidence les deux aspects antagonistes de l'azote et du phosphore en l'occurrence leur nécessité comme éléments nutritifs dans le compartiment sol et leur toxicité dans les milieux aquatiques. Elle a permis aussi d'apprécier les propriétés des effluents (solide et liquide) de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou en vue d'une utilisation agricole et les performances des traitements d'abattement de l'azote et du phosphore par la mise au point du pilote.

Dans un premier temps, nous avons caractérisé les boues résiduelles (effluent solide) de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou. Les résultats des analyses ont montré que les concentrations en métaux lourds cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), sélénium (Se), nickel (Ni), plomb (Pb) et le zinc (Zn) sont inférieures aux normes requises. Les valeurs des rapports $Mv/Ms < 10$, $Mv/N = 22,92$, et le $C/N = 13$ des boues les classent dans la catégorie de boues minérales azotées ; par conséquent elles ne présentent aucune limite ou nuisance pour une utilisation agricole.

Les paramètres de pollution des eaux usées traitées déterminés, (Matières en suspension (MES), demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène: (DBO), les formes d'azote : NK , NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- et le phosphore $P-PO_4^{3-}$), montrent que les valeurs de ces paramètres ne présentent aucun danger quant à leur réutilisation en agriculture. Par ailleurs, un abattement de l'azote et du phosphore est strictement indiqué en cas de leurs rejets directs dans les milieux aquatiques.

Conclusion générale

Les valeurs relatives aux taux de participation en équivalent habitant par hectare en eau, en azote et en phosphore de l'effluent liquide de la station d'épuration Est de la ville Tizi-Ouzou calculées sont de : (330 EH/ha) pour l'eau, (180 EH/ha) pour azote et (616 EH/ha) pour le phosphore, celles-ci sont intéressantes pour une valorisation agricole. Ces contributions correspondent à un flux annuel de 98,5 tonnes d'azote organique, de 23,65 tonnes de phosphore organique et un taux annuel de 2 190 000 m³ d'eau. Cette façon de procéder apporte une quantité non négligeable de carbone organique au sol et permet également d'éviter l'appauvrissement du sol en matières organiques en cas de cultures intensives.

La mise au point du pilote expérimental à triple réacteurs biologiques en série, appliqué à la réduction de la pollution azotée et phosphorée a permis d'obtenir un abattement significatif des paramètres de pollution suivants : les MES de 62,95 mg/l à 04,44 mg/l, soit un rendement de 92,94%, la DCO de 99,37 mg/l à 09,12 mg/l, soit un rendement de 90,82 %, et la DBO5 de 72,3 mg/l à 7,5 mg/l, soit un rendement de 89,62 %.

Les résultats des rendements épuratoires ont mis en évidence l'efficacité du pilote à réacteurs mixtes fonctionnant avec l'alternance de deux phases d'aération extrêmes sur l'abattement des ions polluants NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} dans les conditions opératoires optimales correspondant à une charge azotée de 60 mg/l N- NH_4 /l, à une capacité d'oxygénation d'une pression de 1 bar, à une charge phosphatée de 10 mg /l, et à un débit d'écoulement de 0,5 l/h.

La première phase réalisée dans un bassin d'activation avec une oxygénation importante, a révélé une grande efficacité du déroulement des étapes de nitrification avec un taux de 94,75%, de l'oxydation et de la transformation de NH_4^+ avec un rendement de 88,01% ainsi que l'assimilation du phosphore qui atteint 91,20%.

Au niveau du lit bactérien immergé où la deuxième phase d'anoxie stricte a lieu, un relargage du phosphore par les micro-organismes soumis à des conditions de stress est observé, il atteint un rendement de 36,67%.

Les réactions de dénitrification permettent de ramener l'azote nitrique à un taux d'abattement qui est de l'ordre de 91,90%.

Conclusion générale

Enfin, l'étape de la post-précipitation du phosphore réalisée juste après son relargage permet un abattement quantitatif qui ramène le phosphore à une valeur inférieure à la norme de rejet requise correspondant à un rendement de 97%.

L'ensemble des résultats obtenus montre que l'application du pilote à triple réacteurs en série dans le traitement des eaux usées issues de stations d'épuration, est parfaitement adapté à l'élimination simultanée de la charge polluante.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographique

Altinbas U, (2001). Nutrient removal from low strength domestic wastewater in sequencing batch biofilm reactor. *Water Sci. Technol*, vol, 44, p, 181–186.

Anthonisen A.C ; Loehr R.C ; Prakasam T.B.S ; Srinath E.G, (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed*, N 48, p 35-52.

ANRH, 2003. *Etude des précipitations et des ETP*. Agence nationale des ressources hydrauliques (ANRH) Algérie, 218 p.

Aquerec Project, (2006). Work package 2 final raport, Delivrible D15, EVK1-CT-20026-00130. Integrated concepts for reuse of upgraded wastewater. URL WWW.aquarec.org.

Asano T, (1998). Wastewater reclamation and reuse. Ed, Water quality management library, 1475 P.

Ayers R.S, (1977). Quality water for irrigation. *J. Irrig. Drain. Div*, ed, ASCE: 135-154.

Balmelle B ; Nguyen M ; Capdeville B ; Cornier J.C ; Deguin A, (1992). Studying of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Water Sci. Technol*, N 25, p 17–25.

Belfroid A.C ; Van Drunen M ; Beek M.A ; Schrap S.M ; Van Gestel C.A.M ; Van Hattum B, (1998). Relative risks of transformation products of pesticides for aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ*. p167-183.

Biswas A.K, (1987). Role of wastewater reuse in planning and management. (Eds) *Treatment and reuse of sewage effluent for irrigation*. Butterrsworth Scientific Guildford, U.K, P, 286.

Blumenthal, U.J, (1989). Generalized model of the effect of different control measures in reducing health risks from waste reuse. *Wat. Sci. Tech*. 21:567-577.

Bock E ; Koops H.P ; Harms H ; Ahlers B, (1991). The biochemistry of nitrifying microorganisms. In : *Variations in autotrophic life*, Shively J.M et Barton L.L (ed.), Academic Press, N 34.

Bock E ; Koops H.P ; Harms H, (1986). Cell biology of nitrifying bacteria. In : *Nitrification*, Prosser J.J. (ed.), IRL Press, Oxford, N 58.

Bock E ; Koops H.P ; Harms H, (1989). *Nitrifying bacteria* (ed.) Springer-Verlag, Berlin, p 11-14.

Boran Z ; Yamamoto K ; Ohgaki S ; Kamiko N, (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Sci. Technol*, N 35, 37–44.

Bothe H ; Schloter M ; Ward B.B ; Witzel K, (2000). Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. *FEMS Microbiol. Rev*, 24, 673–690.

Bouillot P ; Roustan J. L ; Albagnac G ; Cadet, J. L, (1992). Biological kinetics at low temperature in a drinking-water production plant. *Water Supply* N 10, P 137-153.

Cauchi, Hyvrard ; Nakache ; Schwartzbrod ; Zagury, Baron ; Carre ; Courtois ; Denis ; Dernas ; Larbaigt ; Derangere ; Martigne, Seguret, (1996). Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 2 : 81-118.

Chiu Y.C et Chung M.S, (2001). Determination of optimal COD/Nitrate ratio for biological denitrification. *Int. Biodeterior. Biodegradation*, p, 43–49.

Chouber J.M, (2004). Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration en boues activées. Document technique FNDAE n° 29, 2004. 1re édition coordonnée par le Cemagref, 44 p.

Comeau Y, (1997). Procédés et conception de filières de déphosphatation biologique. Journées internationales d'étude des eaux : la déphosphatation des eaux usées, Liège, Palais des congrès, p 22-23, CEBEDOC éditeur.

Comeau Y, (1990). La déphosphatation biologique, procédés et conception, *Sciences et Techniques de l'eau* N 23, p 199-216.

Crook J et Surampalli R.Y, (1996). Water reclamation and reuse criteria in the U.S. *Water Science and Technology*, N 33, p 451-462.

Débri A, (1991). The role of nitrification in the oxygen depletion of the River Danube. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, p, 24.

Dernas M ; Elmerich P ; Pouillot M, (1994). Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique, *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* 182 p.

Devaux I, (1999). Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse «Sciences de la Vie et de la Santé », univ. Joseph Fourier, Grenoble, 257 p.

DHWTO, (2006). Direction d'hydraulique de la wilaya de Tizi-Ouzou Algérie. Rapport de situation, 66 p.

Drozd J.W. Energy coupling and respiration in *Nitrosomonas europaea*. *Arch.*

Dua R.D ; Bhandari B ; Nicholas D.J.D, (1979). Stable isotope studies on the oxidation of ammonia to hydroxylamine by *Nitrosomonas europaea*. FEBS Lett., N 106, p 01–04.

Duchène Ph, (1999). Estimation de la production des boues, Brochure orange n° 22. p 68 Édition Cemagref.

Dugniolle H, (1980). L'assainissement des eaux résiduaires domestiques, CSTC - revue n° 3- septembre, pp. 44-52.

Duguet J-P ; Bernazeau F ; Cleret D ; Gaid A ; Laplanche A ; Moles J, Montiel A ; RIOU G ; Simon P, (2006). Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine. 1^{ère} édition. ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'environnement).

Ecosse D, (2001). Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. «*Qualité et Gestion de l'Eau* », Fac. Sciences, Amiens, 62 p.

Eddy F.B et Williams E. M, (1994). Freshwater fish and nitrite. In : Water Qual. Freshw. Fish., 117–143, Howells G. (ed.), Gordon and Beach science.

Edeline F, (1988). L'épuration biologique des eaux résiduaires : Théorie et Technologie. 3^{ème} édition, Technique et Documentation, Paris, France.

Ely R.L ; Williamson K.J ; Hyman M.R. Cometabolism of chlorinated

Ensign S.A ; Hyman M.R ; Arp D.J, (1992). Cometabolic degradation of chlorinated alkenes by alkene monooxygenase in a propylen-grown *Xanthobacter* strain. Appl. Environ. Microbiol, N 58, P 38–46.

Environnement Canada et Santé Canada, (2001). Ammoniac dans le milieu aquatique. Rapport d'évaluation, liste des substances d'intérêt prioritaire, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 110 p.

EPA et USAID, 1992. Washington Guidelines for water reuse. 247 p.

EP, (1992), Guidelines for wastewater reuse; WASH Technical Report No. 81, September.

Faby J.A et Brissaud F, 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 76 p.

FAO, (1998). Irrigation in the Near East Region in Figures. Water Report 9 / (AQUASTAT).

FAO, (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 47, FAO, Rome.

FAO, (1990). Protected cultivation in the Mediterranean climate. FAO Pant Production and Protection paper 90, FAO, Rome.

FAO, (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 29, Rev. 1, FAO, Rome.

FAO/RNEA, (1993). Considerations of wastewater reuse system for irrigation. Tech. Bul. N 7, p, 18.

FAO/RNEA, (1992). Treatment of wastewater used for irrigation. Tech. Bul. No. 2, p.33.

Fazio A, (2001). Principe et performances de la filière de traitement et de réutilisation des eaux résiduaires urbaines. Colloque de Noirmoutier, 10 p, 24 septembre.

Fdez-Polanco F ; Real F.J ; Garcia P.A, (1994). Behaviour of an anaerobic/aerobic pilot-scale fluidized bed for the simultaneous removal of carbon and nitrogen. Water Sci. Technol, 29, 339–346.

Féray C, (2000). Nitrification en sédiment d'eau douce : incidence de rejets de station d'épuration sur la dynamique de communautés nitrifiantes. Thèse de Doctorat, Université Lyon I, France, 178 p.

Ferrer J ; Rodrigo M.A ; Seco A ; Penya-Roja J.M, (1998). Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. Water Sci. Technol, N 38, p 209–217.

FNDAE ; Cemagref ; MAP-DERF, (2002). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, 96 pp., Document Technique FNDAE, n° 25.

Ford D.L ; Churchwell R.L ; Kachtick J.W, (1980). Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewater. J. Water Pollut. Control Fed, N 52, p 26-46.

Furumai H, (1992). Advanced modeling of mixed populations of heterotrophs and nitrifiers considering the formation and exchange of soluble microbial products. Water Sci. Technol, N 26, p 493–502.

Garzón-Zúñiga M et González-Martínez S, (1996). Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. Water Sci. Technol, p, 293–301.

Gautier.m, (1993) *La culture fruitière VI.* ed Lavoisier 594p. pp44-50.

Gay G, (1983). Etude écologique des bactéries nitrifiantes : comparaison de deux sérotypes de Nitrobacter, Doctorat de 3ème Cycle, Université Lyon I, France, 172 p.

GERIN M ; Gosselin P ; Cordier S ; Viau C ; Quénel P ; Dewailly E, (2003). Environnement et santé publique – Fondements et pratiques. Tech&Doc, Canada, 1023 p.

Ghoualem-Saouli H, (2007). Evaluation de la charge polluante, traitements biologique des eaux urbaines de la commune de Zéralda. Conception d'un pilote. Thèse de Doctorat USTHB Algérie.

GLANIC R et BENNETON J-P, (1989). Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome - TSM - L'eau - 84 année - N 11 – pp. 573-584.

Goldberg D ; Bornat B ; Bar-Yosef, (1971). Distribution of roots, water and minerals as a result of trickle irrigation. J. Am. Soc. Hort. Sci., 96:645-648.

Guilloteau J.A,(1992). Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation. Thèse doc .P.21. 170 p.

Gupta A.B and Gupta S.K, (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. Water Res vol 46, p, 14–22.

Heathwaite A.L, (1993). Nitrogen cycling in the surface waters and lakes : Process Patterns Management, Burt T.P. et al. (ed.), Wiley J. & sons, Chichester, England, p 99–140.

Heathwaite A.L, (1994). Nitrogen cycling in the surface waters and lakes. In: Nitrate.

Helmer C ; Kunst S ; Juretschko S ; Schid M.C ; Schleifer K.H ; Wagner M, (1999). Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system. Water Sci. Technol, p, 13–21.

Henze M ; Harremoës P ; Jansen J.L.C ; Arvin E, (1996). Waste water treatment : biological and chemical processes, Springer, p114, 55-85.

Hollocher T.C ; Tate M.E ; Nicholas D.J.D, (1981). Oxidation of ammonia by *Nitrosomonas europaea*. J. Biol. Chem., 256, p 34–36.

Hooper A. B et Terry K. R, (1979). Hydroxylamine oxidoreductase of *Nitrosomonas* production of nitric oxide from hydroxylamine. Biochim. Biophys. Acta, N 571, p 12–20.

Hyman M.R ; Russel S.A ; Ely R.L ; Williamson K.J ; Arp D.J, (1995). Inhibition, inactivation, and recovery of ammonia-oxidizing activity in cometabolism of trichloroethylene by *Nitrosomonas europaea*. Appl. Environ. Microbiol, vol 61, p 80–87.

Jemenez B.C et Chavezh-Medjia A, (1997). 1997 « treatment of Mexico City wastewater for irrigation purposes ; Env. Techn. 58 p.

Jianlong W et Ning Y, (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. Process Biochem, 39, p 23-29.

Jones R.D et Hood M.A, (1980). Effects of temperature, pH, salinity, and Inorganic Nitrogen on the rate of ammonium oxidation by Nitrifiers Isolated from Wetland Environments. Microb. Ecol, N 6, p 339 – 347.

Josserand A et Bardin R, (1981). Nitrification en sol acide, I : Mise en évidence de germes autotrophes nitrifiants (genre *Nitrobacter*) dans un sol forestier sous résineux. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, N 18, p 35-55.

Josserand A, (1983). Apport de l'immunofluorescence à l'étude écologique des germes nitrifiants (genre *Nitrobacter*). Thèse de Doctorat, Université Lyon I, France, 151 p.

Junger J.F, (2000). The reuse of urban waste water in agriculture : European Research on Treated Wastewater Reuse in Agriculture. Urban Technology Network Project 10th, 7 pages.

Kolpin D.W ; Thurman E.M ; Linhart S.M, (1998). The environmental occurrence of herbicides : the importance of degradates in ground water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* p:385-390.

Kouakou, E, thèse (2007). Étude de la nitrification partielle d'eaux ammoniacales, ulg, fsa, P, 75.

Kypris, D, (1989). Considerations of the quality standards for the reuse of treated effluents. In *Proceedings of Wastewater Reclamation and Reuse*. Cairo, Egypt 11-16 Dec.

Laanbroek H.J et Gerards S, (1993). Competition of limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures. *Arch. Microbiol*, N 159, p 53–59.

Landreau A, (1982). « 4^e conférence internationale sur la planification et la gestion des eaux », Marseille, p.16, mai.

Lazarova V ; Gaid A ; Rodriguez-Gonzales J ; Alday Ansola J, (2003). L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. *Techniques, Sciences et Méthodes*, N 9, p 64-85.

Lazarova V,(1999). (CIRSEE - Lyonnaise des Eaux), « Rôle de réutilisation des eaux usées pour la gestion des ressources: coûts, bénéfices et déficits technologiques » ; « L'eau, l'industrie, les nuisances », n°227, pp.47-57, août.

Lazarova V, (1998). (CIRSEE - Lyonnaise des Eaux) et al., « La réutilisation des eaux usées : un enjeu de l'an 2000 » ; « L'eau, l'industrie, les nuisances », n°212, pp.39-46, mai.

LEFEVRE. F, (1988). « Epuraton des eaux usées urbains par infiltration-percolation; étude expérimentale et définition du procédé ». Thèse de Doctorat de l'Université Languedoc, Montpellier.

Liu F ; MITCHELL C.C ; ODOM J.W, HILL D.T ; ROCHESTER E.W, (1997). Swine lagoon effluent disposal by overland flow: effects on forage production and uptake of nitrogen and phosphorus. *Agronomy Journal*, 89 900-904.

M.S.M, (2002). Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria competitors or natural partners ? *FEMS Microbiol. Ecol.*, 39, p 175 – 181.

Maas E.V, (1984). Salt tolerance of plants. The handbook of land science in agriculture. B.R. Christie (Ed). CRC Press, Boca Raton, Florida.

Mansch R et Bock E, (1998). Biodeterioration of natural stone with special reference to nitrifying bacteria. *Biodegradation*, N 9, 47–64.

Mara D.D, Cairncross S, (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture – Executive summary. World Health Organization, 20 p.

Mara, D. and Cairncross S, (1990). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: Measures for public health protection, P, 296.

Mara, D. and Cairncross S. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: Methods of public health protection. *IRCWD News*. 24/25: 4-12, (1988).

Marsalek J ; Schaefer K ; Exall K ; Brannen L ; Aidun B, (2002). Réutilisation et recyclage de l'eau. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba). *Série d'ateliers du CCME sur les sciences de l'eau et les politiques*, compte-rendu N 3, 46 p.

Meincke M ; Bock E ; Kastrau D ; Kroneek P.M.H, (1992). Nitrite oxidoreductase from *Nitrobacter hamburgensis* : redox centers and their catalytic role. *Arch. Microbiol.*, N 158, p 127–131.

Metahri M.S, (1991). *Cartographies des sols de la ferme pilote de Tadmaït Tizi-Ouzou Algérie. Moyen sébaou.* Thèse d'ingénieur, 79 p.

Metahri M.S, (2003) *Contribution à la valorisation agricole des boues résiduelles de la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou Algérie.* Thèse d'ingénieur, 86 p.

Metcalf et Eddy, (2003). *Wastewater Engineering : Treatment and reuse*, 4th Ed, révisé par Tchobanoglous, F.L. Burton et H.D. Stensel, McGraw-Hill Inc, New-York, p, 616, 928, 933, 969.

Miquel G, (2003). «la qualité de l'eau et de l'assainissement en France» ed sénat pp 254-256. 290p.

Miquel G, (2004). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, tome I, 198 p.

Mohammad.M.J et MAZAREH.N, (2003). Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Communication in soil science and plant analysis*, 34, Nos. 9 et 10, 1281- 1294.

Monod J, (1942). Recherches sur la croissance des cultures. Paris : ed : Hermann et Cie, p 88-142.

National Academy of Science USA-National Academy of Engineering, (1973). Water quality criteria. 232-253.

Niquette P ; Prévost M ; MacLean R.G ; Thibault D ; Coallier J ; Desjardin R ; Lafrance P, (1998). Back-washing first-stage sand-BAC filters. *J. Am. Water Works Assoc*, N 90, p 86–97.

Okabe S ; Hirata K ; Watanabe Y, (1995). Dynamics changes in spatial microbial distribution in mixed population biofilms : experimental results and model simulation. *Proc. Int. Worskshop Biofilm Struct. Growth Dyn.*, Noordwijkerhout, The Netherlands, p 59–66.

Okabe S ; Oozawa Y ; Hirata K ; Watanabe Y, (1996). Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios. *Water Res*, N 30, p 63–72.

Ou L.T ; Joy P.J. ; Thomas J.E ; Hornsby A.G, (1997). Simulation of microbial degradation of methyl bromide in soil during oxidation of an ammonia fertilizer by nitrifiers. *Environ. Sci. Technol*, N 31, p 17–22.

Ouyang C.F ; Chiou R.J ; Lin C.T, (2000). The characteristics of nitrogen removal by the biofilter system. *Water Sci. Technol*, N, 12, 137 – 147.

Pakulski J.D ; Benner R ; Amon R ; Eadie B ; Withledge T, (1995). Community metabolism and nutrient cycling in the Mississippi river plume : Evidence for intense nitrification at intermediates salinities. *Marine Ecol. Prog. Series*, vol, p, 117, 207 – 218.

Papadopoulos I and Stylianou Y, (1988). Treated effluent as a source of N for trickle irrigated sudax. *Plant and Soil* 110: 145-148.

Papadopoulos I. and Stylianou Y, (1991). Trickle irrigation of sunflower with municipal wastewater. *Agric. Water Manag.* 19:67-75.

Paulsrud B et HARALDSEN S, (1993). Experiences with the Norwegian approval system for small waste water treatment plants. *Wat. Sc. Techn.*, vol. 28, n° 10, pp. 25-32.

Pescod M.B, (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. *FAO Irrigation and Drainage*, paper 47, Rome, Italy.

Pouilleute E, (1996). Les phénomènes d'eutrophisation. thèse.D.U."Eau et Environnement",D.E.P, Amiens, 40 p.

- Prevo Ph**, *Les bases de l'agriculture moderne*, ed Lavoisier 259p pp172-175, 1990.
- Pujol R et Tarallo S, (2000)**. Total nitrogen removal in two-step biofiltration, *Water Sci. Technol*, 41, 65 – 68.
- Puznava N ; Payradeau M ; Thornberg D, (2001)**. Simultaneous nitrification and denitrification in biofilters with real time aeration control. *Water Sci. Technol.*, N 43, 69–76.
- Quinlan A. V, (1986)**. Optimum temperature shift for *Nitrobacter*. Effect of dissolved oxygen and nitrite concentrations. *Water Res*, N 20, p 11–17.
- Radoux, M, (1989)**. "Epuraton des eaux usées par Hydrosère reconstituée. *Tribune de l'eau* 42(8): 62-68.
- Rees M et Nason A, (1966)**. Incorporation of atmospheric oxygen into nitrite formed during ammonia oxidation by *Nitrosomonas europaea*. *Biochim. Biophys. Acta*, N 113, p 398–401.
- Rhoades, J.D, (1977)**. Potential of using saline agricultural drainage for irrigation. *In Proc. Water management for irrigation and drainage*. ASAE, Reno, Nevada, July 1977:85-116.
- RICE. R.C, (1974)**. « Soil clogging during infiltration of secondary effluents ». *J.W.P.C.F. Vol: 46 N°: 4 p: 708-716*.
- Rittmann B.E et Manem J.A, (1992)**. Developpement and experimental evaluation of a steadystate, multispecies biofilm model. *Biotechnol. Bioeng*, N 39, p 14–22.
- Rodier J.** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8^{ème} Edition. Dunod, Paris (2005).
- Rose J.B; Farrah S.R ; Friedman D ; Riley K ; Hamann C.L ; Robbins M, (1999)**. Public evaluation of advanced water for potable application. *Ed, Water Science and Technology*, 40, 247- 252.
- Saadi, (1973)**. *Etude pédologique et classification des sols de la vallée de l'Oued Sébaou* T.O Algérie, 175 p.
- Salghi R**, Différentes filières de traitement des eaux, ed univ IZ Rabat, p.22, (2001).
- Sheikh B., Cooper R.C., Israel K.E.** Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate, p.63 2002.
- Shin J.-H, Sang B.I ; Chung Y.C ; Chung Y.K, (2005)**. The removal nitrogen using an autotrophic hybrid hollow-fiber membrane biofilm reactor. *Desalination*, N 83, 447 – 454.
- Soudi B, Kebry M et Choukrallah R, (2000)**. Réutilisation des eaux usées en agriculture au niveau des petites et moyennes communes cas de Drarga Maroc n° 67, 8 p.

Spanjers H ; Vanrolleghem P.A ; Olsson G ; Dold P.L, (1998). *Respirometry in control of the activated sludge process : Principles*, IAWQ, Scientific and Technical Report N°7.

Stenstrom M.K et Song S.S, (1991). Effects of oxygen transport limitation on nitrification in the activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed*, N 63, 311 p.

Stratton F.E et McCarty P.L, (1967). Prediction of nitrification effects on the dissolved oxygen balance of streams. *Environ. Sci. Technol.*, 1 (405). In : USEPA (1990) : Nitrogen Control, 311 p.

SUSCHKA J, FERREIRA E. Activated sludge respirometric measurements. *Water Research*, 20, 2, 137-144, (1986).

Suzuki I, 2003. Mechanisms of inorganic oxidation and energy coupling. *Annu. Rev N* 11.

Teske A ; Alm E ; Regan J.M ; Toze S ; Rittmann B.E ; Stahl D.A, (1994). Evolutionary relationships among ammonia and nitrite-oxidizing bacteria. *J. Bacteriol*, N 176 (21), P 23–30.

Tessier D.M and Clark J.M, (1995). Quantitative assessment of the mutagenic potential of environmental degradation products of Alachlor. *J. Agricult. Food Chem.* vol 43: p504-512.

Tijhuis L ; Huisman J.L ; Hekkelman H.D ; van Loosdrecht M.C.M ; Heijnen J.J, (1995). Formation of Nitrifying Biofilms on small suspended particules in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng*, N 47, p 585–595.

USEPA, (1990). U.S. Environmental Protection Agency : Nitrogen control, Technomic, ISBN 1-56676-135-2, 311 p.

Valiron F, B.R.G.M, (1983). Orléans. La réutilisation des eaux usées. (Climats tempérés), 208 p.

Van der hoek W ; Ui Hassan M ; ensink j.H.J ; Feenstra S ; Raschid Sally I ; Munir s ; Aslam R ; Ali n ; Hussain R ; Mutsuno y, 2002, *Urban wastewater : A valuable resource for agriculture*. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka, Research Report no. 63.

Vanderboght P, (1992). « Systèmes d'épuration par sol: mise en oeuvre de l'épandage des effluents et dispositifs alternatifs ». *Tribune de l'eau*. Vol: 45 N°: 560. p: 67-76.

VASEL J.L, (2007). Evolution de l'assainissement individuel : perspectives et questions en suspens, Journées Cebedeau, 15 p.

Vasel J.L, (1996). Epuration des eaux usées domestique par infiltration percolation, ful. Be. P 9.

VASEL J.L, (1991). WARNIER P, JUPSIN H, SCHROBILTGEN P. Automatisation et comparaison de différentes méthodes respirométriques d'estimation rapide de la DBO. *Rev. Sc. Eau*, 415-435.

Verhagen F.J.M and Laanbroek H.J, (1991). Competition of ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in dual energy-limited chemostats. *Appl. Environ.Microbiol*, N 57, p 55-63.

Vilagines R, (2003). Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie, 2è édition, Editions Tec&Doc, 198 pages.

Vilain M, (1989). *La production végétale V 2 : La maitrise technique de la production végétale*, ed Lavoisier 343 pp. 176-229.

Wanner O et Gujer W, (1986). A multispecies biofilm model. *Biotechnol. Bioeng.*, N 28, p 314–328.

Wanner O et Gujer W, (1985). Competition in biofilms. *Water Sci. Technol*, N 17, p 27–44.

Watson S.W ; Bock E ; Harms H ; Koops H.-P ; Hooper A.B, (1989). Nitrifying bacteria. In : *Bergey's manual of systematic bacteriology*, Holt J.G. et al. (ed.), Williams and Wilkins Co, Baltimore, 1822–1834.

WHO. World Health Organization, Health, (1989). Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series No. 778. WHO, Geneva.

Woese C. R, (1994). There must be a prokaryote somewhere microbiology's search for itself. *Microbiol. Rev*, 58, 217–228.

Yoo H ; Ahn K.H ; Lee H.J ; Lee K.H ; Kwak Y.J ; Song K.G, (1999). Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SDN) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. *Water Res*, vol, 33, p, 145–154.