

*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 sciences agronomiques
Département des sciences agronomiques*



Mémoire



DE FIN DU CYCLE

En vue de l'obtention du diplôme Master II
En sciences agronomiques

Spécialité

Traitement et valorisation des ressources hydriques

Thème



Cinétique des nutriments à l'amont et à
l'aval de rejet de la station d'épuration
Est de la ville de Tizi-Ouzou

Présenté par :

M^{elle} BELMIHOUB Naima
M^{elle} BOUDERBALA Ouarda

Soutenu publiquement devant le jury :

M^r BERRADJ O.

M^r METAHRI M.S.

M^{me} BERROUANE N.

Maître de conférences A UMMTO

Maître de conférences AUMMTO

Maître de conférences BUMMTO

Président

Promoteur

Examinatrice

Promotion : 2016/2017

Remerciements

Il nous est agréable d'exprimer nos sincères remerciements et notre profonde gratitude à M^r METAHRI M.S. de nous avoir bien guidés au cours de ce travail. Nous lui exprimons notre reconnaissance pour ses précieux conseils qui nous ont aidés dans l'élaboration de ce projet de fin d'étude.

Nous adressons nos sincères remerciements à M^r BERRADJ O. qui nous a fait l'honneur de présider le jury ; Egalement à M^{me} BEROUANE N. qui nous a fait l'honneur d'apprécier et de juger ce travail.

Notre gratitude va particulièrement à tous les enseignants du département des sciences agronomiques UMMTO.

Aussi tous nos remerciements à Mme AIT ALLALA N et tout le personnel de laboratoire de la STEP Est de Tizi-Ouzou pour tout l'aide qui nous ont donnés et pour la disponibilité qu'ils affichaient à notre égard afin de mener à bien ce travail.

Dédicaces

Merci mon DIEU

Je tiens à dédier ce modeste travail à ceux qui m'ont donné la vie, mes très chers parents.

Ma très chère mère qui a consacré tout son temps pour notre bien et les sacrifices qu'elle a fournis durant toutes mes années d'études que dieu me la garde en bonne santé.

À la mémoire de mon très cher père qu'il repose en paix.

À mes très chères sœurs surtout SAMIRA et FATMA ZOHRÀ qui m'ont aidées et soutenues durant toutes mes études moralement et financièrement.

À mon très cher frère Hamza

À Ma chère binôme et amie Naima et toute sa famille.

À tous mes chers amis surtout LYNDA, NADIA, FAYROUZ et MALIK.

À toutes les personnes qui me connaissent et qui ont contribué de près ou de loin pour que ce travail soit réalisé.

Avec mes sincères remerciements

OUARDA

Dédicaces

*A tous ceux qui me sont très chers
et qui m'ont soutenus durant
toutes ces années de formation*

*Je vous dédie ce modeste travail
en guise de reconnaissance*

Naima

Sommaire

Partie bibliographique

Introduction générale	01
<u>Chapitre I</u> : les eaux résiduaires urbaines	03
1- Généralité sur les eaux usées	03
1-1- Définition des eaux usées.....	03
1-2- Origine et Composition des eaux usées	03
1-2-1 Les eaux usées domestiques	04
✓ Eaux grises.....	04
✓ Eaux noires.....	04
1-2-2 Les eaux industrielles.....	04
1-2-3 Les eaux agricoles	05
1-2-4 Les eaux pluviales	05
1-3- La pollution des eaux usées	06
1-3-1 la pollution chimique.....	06
1-3-2 la pollution organique.....	06
1-3-3 la pollution microbiologique.....	06
1-3-4 la pollution thermique.....	07
1-3-5 la pollution radioactive.....	07
1-3-6 la pollution par hydrocarbure	08
1-4 Paramètres de mesure de la pollution des eaux usées	08
1-4-1 Paramètres organoleptiques.....	08
1-4-2 paramètres physiques	09
1-4-3 Paramètres Chimiques.....	10
1-4-4 Paramètres microbiologiques.....	12
1-5 Eléments nutritifs ou substances eutrophisantes.....	12
1-5-1 L'azote.....	12
1-5-2 L'azote ammoniacal.....	13
1-5-3 Les Nitrates NO_3^-	13
1-5-4 Les Nitrites NO_2^-	14
1-5-5 Le Phosphore.....	14
2- Système d'assainissement.....	14
a- Le système unitaire.....	15

b-	Le système séparatif.....	15
3-	Estimation de la pollution des eaux résiduaires.....	15
3-1	Equivalent habitant.....	15
3-2	Normes de rejets.....	16
4-	Principes fondamentaux de l'épuration	16
4-1	Définition des phénomènes biologiques.....	17
4-2	Etude de métabolisme aérobie	18
➤	Élimination de la pollution organique carbonée.....	18
4-3	Etude de métabolisme anaérobie	20
 Chapitre II : Cinétique de l'azote et du phosphore		22
1-	L'azote et le phosphore dans l'environnement	22
2-	L'azote des eaux résiduaires	23
2-1-	Les formes de l'azote	23
2-2-	Impact des formes oxydées de l'azote.....	25
2-3-	Les mécanismes contribuant au traitement de l'azote	26
2-3-1	Le mécanisme d'élimination de l'azote par un procédé physique.....	26
2-3-1-1	Décantation.....	26
2-3-2	Le mécanisme d'élimination de l'azote par des procédés physico-chimique.....	27
2-3-2-1	Le Stripping (Elimination de l'ammoniaque).....	27
2-3-2-2	Les résines échangeuses d'ions.....	27
2-3-3	Le mécanisme d'élimination de l'azote par des procédés biologiques.....	27
2-3-3-1	Ammonification.....	28
2-3-3-2	Assimilation.....	28
2-3-3-3	Nitrification biologique.....	29
2-3-3-3-1	Condition de nitrification.....	30
a-	Taux de croissance des bactéries nitrifiantes	30
b-	Charge à appliquer.....	31
c-	Température et substrats.....	31
d-	pH.....	31
e-	Inhibition	31
2-3-3-4	Dénitrification biologique	32
2-3-3-4-1	Conditions de la dénitrification.....	33
a-	Oxygène dissous	33
b-	Charge.....	33
c-	Température.....	34

d- pH.....	34
3- Le phosphore des eaux résiduaire	34
3-1- Origine du phosphore	35
3-2- Les formes du phosphore	36
3-2-1- Formes minérales oxydées du phosphore	36
3-2-2- Formes organiques du phosphore.....	36
3-3- Le traitement biologique du phosphore	36
3-3-1- L'assimilation Du Phosphore.....	37
3-3-2- Le mécanisme de processus de suraccumulation	37
3-3-3- Facteurs dont dépend le processus de suraccumulation.....	40
a- Les bactéries déphosphatantes.....	40
b- Les poly- <i>B</i> -alcanoates (PHA)	41
c- La DCO facilement biodégradable	41
d- Le glycogène	41
e- Les ions calcium, magnésium et potassium.....	42
3-3-4- Les facteurs influençant la déphosphatation biologique	42
3-4- Traitement physico-chimiques du phosphore	43

Partie expérimentale

<u>Chapitre I : Matériels et méthodes</u>	44
1- Présentation de la zone d'étude (La STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou).....	44
1-1- Conception et réalisation	44
1-2- Situation géographique	45
1-3- Nature de rejet	46
1-4- Caractéristiques des eaux	46
1-5- Description et fonctionnement des ouvrages de la station	47
1-5-1- Les traitements primaires	47
a- Dégrillage.....	47
b- Dessablage et dégraissage	49
1-5-2- Traitement biologique.....	50
a- Bassin d'aération (Réacteur biologique)	51
b- La clarification.....	52
1-5-3- Traitement des boues.....	53
a- Stabilisation aérobie.....	53
b- L'épaississement des boues.....	54

c- Le séchage	54
2- Prélèvement et Echantillonnage	56
2-1 Echantillonnage dans la STEP Est.....	56
2-2 Echantillonnage dans l'oued.....	56
3- Les méthodes d'analyses.....	57
3-1- Mesure des Nitrates NO_3^-	57
3-2- Mesure des Nitrites NO_2^-	58
3-3- Mesure des Phosphates PO_4^{3-}	59
3-4 - Mesure de l'Azote Total Kjeldhal NTK	60
<u>Chapitre II</u> : Résultats et discussion.....	61
1- Suivi annuel des concentrations des formes d'azote et de phosphore dans les eaux brutes et traitées de la STEP Est de Tizi-Ouzou pendant l'année 2016.....	61
1-1 Interprétation des résultats	62
1-1-1 L'ammonium (NH_4^+).....	62
1-1-2 Les Nitrates (NO_3^-).....	63
1-1-3 Les Nitrites (NO_2^-).....	63
1-1-4 Les Ortho-phosphates (PO_4^{3-}).....	64
2- Résultats des concentrations des formes d'azote et de phosphore et azote total à l'entrée (Eaux brutes) et à la sortie (Eaux traitées) de la STEP Est ainsi qu'à l'amont et à l'aval de rejet de la station dans l'oued Sébaou.....	65
2-1 Interprétation des résultats.....	66
2-1-1 L'ammonium (NH_4^+).....	66
2-1-2 Les Nitrates (NO_3^-).....	67
2-1-3 Les Nitrites (NO_2^-).....	68
2-1-4 L'azote Total (NT).....	69
2-1-5 Les ortho-phosphates (PO_4^{3-}).....	70
Conclusion Générale	71
Références Bibliographiques	
Annexes	

Liste des abréviations

NG : Azote Global

AGV : Acides Gras Volatils

CE : Conductivité Electrique

COT : Carbone Organique Total

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DTO : Demande Total en Oxygène

EH : Equivalent Habitant

E.P : Eaux Pluviales

E.U : Eaux Usées

ERI : Eaux résiduaires industrielles

ERU : Eaux résiduaires urbaines

IWA: International Water Association

K : Potassium

MA : Matières Azotées

MES : Matières En Suspension

MMS : Matières Minérales Sèches

MO : Matières Organique

MP : Matières Phosphorés

MVS : Matières Volatiles en Suspension

N : Azote

NADH : Nicotinamide Adénine Dinucléotide

NG: Azote Global

NK: Azote Kjeldhal

N org: Azote organique

NTK: Azote Total Kjeldhal

NT: Azote Total

OIEau : Office Internationale de l'Eau

OMS : Organisation Mondiale de Santé

ONA : Office National d'Assainissement

P: Phosphore

PHA: Poly-*B-alcanoates*

PH : Potentiel Hydrogène

PT: Phosphore Total

STEP: Station d'Épuration

µa : Unité du Substrat

µS/cm : Micro Siemens/ centimètre

Liste des tableaux

Tableau 1: Germes pathogènes rencontrés dans les eaux usées	07
Tableau 2 : Normes physico-chimiques des rejets de l’OMS appliquées en Algérie	16
Tableau3: Fiche technique de la station d’épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou (ONA, 2017).....	46
Tableau4 : Résultats des concentrations annuelles d’Ammonium (NH_4^+), Nitrates(NO_3^-), Nitrites(NO_2^-), Phosphore(PO_4^{3-}) et leurs moyennes dans les eaux brutes et épurées de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou pendant l’année 2016	61
Tableau 5 : Résultats des concentrations des formes d’azote (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) et de phosphore (PO_4^{3-}) et azote total (NT) dans la STEP Est (Entrée et Sortie) ainsi à l’amont et à l’aval de rejet de la station dans l’oued Sébaou	66

Liste des figures

Figure 1 : Mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée.....	19
Figure 2 : Différentes phases de la métabolisation anaérobie de la pollution carbonée.....	21
Figure 3 : Terminologie des formes de l'azote.....	24
Figure 4 : Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote.....	27
Figure 5 : Filière de déphosphatation biologique.....	38
Figure 6 : Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobie et aérobie.....	39
Figure 7 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.....	40
Figure 8 : Image de la STEP Est de pont de bougie (Tizi-Ouzou)	44
Figure 9 : Image satellitaire de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. (Google Earth 2007)..	45
Figure 10 : Dégrilleur grossier	48
Figure 11 : Bassin de Dessablage-déshuillage	49
Figure 12 : Pont de raclage	50
Figure 13 : Vis sans fin.....	50
Figure 14 : Bassin biologique.....	51
Figure 15 : Clarificateur	52
Figure 16 : Bassin de stabilisation.....	53
Figure 17 : Epaisseur.....	54
Figure 18 : Lits de séchage.....	55
Figure 19 : Image satellitaire montrant les points d'échantillonnages dans l'oued Sébaou (Google Earth 9/03/2017).....	56
Figure 20 : Evolution des concentrations d'ammonium dans la STEP Est pendant l'année 2016	62
Figure 21 : Evolution des concentrations des Nitrates dans la STEP Est pendant l'année 2016.....	63
Figure 22 : Evolution des concentrations des Nitrites dans la STEP Est pendant l'année 2016.	64
Figure 23 : Evolution des concentrations des Ortho-phosphates dans la STEP Est pendant l'année 2017	65
Figure 24 : Evolution de concentration de NH_4^+ dans la STEP Est et dans l'oued Sébaou.....	67

Figure 25 : Evolution de concentration de NO_3^- dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou..	68
Figure 26 : Evolution de concentration de NO_2^- dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou....	69
Figure 27 : Evolution de concentration d'Azote total (NT) à la sortie de la STEP Est et dans l'oued Sébaou (Aval de rejet).....	69
Figure 28 : Evolution de concentration de PO_4^{3-} dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou ...	70

Introduction

Introduction générale

Parmi les ressources qui contribuent au développement des activités humaines, l'eau constitue l'élément majeur du monde minéral et biologique, elle présente plusieurs caractéristiques qui la distinguent de toutes les autres : c'est une ressource indispensable à la vie de l'homme, omniprésente, elle joue un rôle crucial dans le développement et la survie des écosystèmes naturels (Anctil, 2008).

Les ressources en eau renouvelables ne permettant pas de garantir les besoins de la population mondiale, à cause de l'inégale répartition dans le temps et dans l'espace, il faut envisager des solutions pour l'avenir (Morel J, 2007).

Face à la pénurie d'eau, due essentiellement à la baisse régulière du volume des précipitations depuis ces dernières décennies, et dans un souci de préservation des ressources d'eau encore saines et de protection de l'environnement et de la santé publique, l'Algérie adopte alors, un programme riche en matière d'épuration des eaux usées par la mise en service de plusieurs stations d'épuration (Boumediene M.A, 2013).

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 supérieur aux normes requises car un grand nombre de ces stations présentent des limites dans la rétention des ions phosphates et nitrates 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, 2002 ; Vassel, 2007).

Donc l'objectif de notre travail sera porté essentiellement sur l'étude de la contribution de la STEP Est de Tizi-Ouzou à l'eutrophisation de l'Oued Sébaou et les forages de Bouïd sis situés entre la commune de Boukhalfa et la commune de Draa Ben Khedda.

Dans ce contexte, nous avons effectués un travail qui est divisé en quatre parties principales :

- ❖ Introduction générale.
- ❖ Partie bibliographique est composée de trois chapitres :
 - Chapitre I : Consiste à déterminer l'origine et composition des eaux usées, les différents types de pollution des eaux usées, les paramètres physico-chimiques des eaux usées et les principes fondamentaux de l'épuration biologique.
 - Chapitre II : représente la cinétique de l'azote et de phosphore dans les eaux résiduaires urbaines.
- ❖ La partie expérimentale comporte deux chapitres :
 - Le premier chapitre comporte les caractérisations de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou et les méthodes d'échantillonnages et d'analyses utilisées.
 - Le deuxième chapitre représente l'interprétation des résultats des concentrations des différentes formes d'azote et de phosphore dans les eaux brutes et traitées de la STEP Est de Tizi-Ouzou ainsi à l'amont et à l'aval de rejet de station dans l'oued Sébaou.
- ❖ Enfin nous terminons notre travail par une conclusion général et des recommandations.

Partie bibliographique

Chapitre I : les eaux résiduaire urbaines

1- Généralité sur les eaux usées

En parlant de l'eau usée il semble important d'avoir une idée sur sa définition, son origine et ses différentes caractéristiques.

1-1 Définition

Selon REJSEK (2002), les eaux résiduaires urbaines (ERU), ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels (GROSCLAUDE, 1999) Donc sous la terminologie d'eau résiduaire, on groupe des eaux d'origines très diverses qui ont perdu leurs puretés ; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles).

1-2 Origine et Composition des eaux usées

On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées de fèces et d'urines ; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par :

- Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain (RODIER, 2005).

1-2-1 *Les eaux usées domestiques*

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bain (REJSEK, 2002).

Elles sont subdivisées en deux catégories (Bettach, 2013) :

✓ **Eaux grise :**

Les eaux grises sont les eaux des baignoires, douches, lavabos, éviers, machines à laver. Elles représentent près de 40 % de notre consommation quotidienne. Ce sont des eaux peu chargées en matières polluantes. Leur charge polluante est surtout composée de détergents (produits de nettoyage, de lessive, de vaisselle, d'hygiène personnelle, etc.), de graisses et parfois des phosphates provenant de certains produits de lessives, de résidus de médicaments (œstrogènes, antibiotiques) et de phosphore organique d'origine métabolique.(Bettach, 2013)

✓ **Eaux noires :**

Dites aussi eaux vannes, elles représentent les eaux usées issues des sanitaires. Elles contiennent diverses substances organiques biodégradables, tels que des matières fécales, des produits cosmétiques (Ghazi, 2007). Elles peuvent être un danger pour la santé car elles véhiculent des maladies d'origine virale et bactérienne (Bettach, 2013).

1-2-2 *Les eaux industrielles*

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés.

On peu néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- ✓ Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....);
- ✓ Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...);
- ✓ Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...);
- ✓ Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....) ;
- ✓ Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....) (RODIER, 2005).

1-2-3 *Les eaux agricoles*

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux.

Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides...) (GROSCLAUDE, 1999).

1-2-4 *Les eaux pluviales*

Elles peuvent également constituer une cause de pollution importante, pouvant se charger d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elles se chargent des résidus déposés sur les toits, les chaussées et les sols (poussières, huiles de vidange, carburant, résidus de pneus, métaux lourds, pesticides...) (EL HACHEMI, 2012).

1-3 La pollution des eaux usées :

La pollution de l'eau s'étend 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 établit (Metahri, 2012).

- Parmi les différents types de pollution des eaux usées, on distingue :

1-3-1 *la pollution chimique*

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle. La pollution chimique des eaux est regroupée dans deux catégories :

- Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols..) ;
- Minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...) (Mekhalif, 2009).

1-3-2 *la pollution organique*

La pollution organique des eaux urbaines se compose principalement de protéides, de glucides et de lipides ainsi que des détergents utilisés par les ménages. Il est à noter l'existence d'autres substances organiques utilisées ou fabriquées industriellement, c'est le cas des phénols, des aldéhydes, des composés azotés (TFYECHE, 2014).

1-3-3 *la pollution microbiologique*

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes (Baumont *et al*, 2004).

- Les germes pathogènes susceptibles d'être présents dans les eaux usées sont donnés sur le tableau 1 suivant (Boumediene, 2013) :

Tableau 1: Germes pathogènes rencontrés dans les eaux usées (Boumediene, 2013)

Germes	Organismes	Maladie
Les bactéries pathogènes	Salmonella Shigelles	Typhoïde Dysenterie
Entérobactérie vibrions	Colibacilles Leptospires Mycobactéries Vibron coma	Tuberculose Cholera
Les Virus	Entérovirus Reovirus Adénovirus Rota virus	Poliomyélite Méningite Affection respiratoire, diarrhée
Les parasites et Les champignons	Taenia, ascaris	Lésions Viscérales, Eczéma, Maladie de la peau

1-3-4 la pollution thermique

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..); ont une température de l'ordre de (70 à 80°C.) Elle diminue jusqu'à (40 à 45°C) lorsqu'elle contacte les eaux des milieux aquatiques entraînant un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène (Mekhalif, 2009).

1-3-5 la pollution radioactive

C'est celle qui est occasionnée par une éventuelle radioactivité artificielle des rejets qui trouvent leur source dans l'utilisation de l'énergie nucléaire sous toutes ces formes (installations et centrales d'exploitation de mine d'uranium, traitement des déchets radioactifs). Les éléments radioactifs s'incorporent dans les molécules des organismes vivants. Plus on s'élève dans la chaîne alimentaire plus les organismes sont sensibles aux rayonnements (MIZI, 2006).

1-3-6 *la pollution par hydrocarbures*

La pollution par les hydrocarbures résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis (carburants et lubrifiants), ainsi qu'aux rejets effectués par les navires (marées noires). Les effets des hydrocarbures dans le milieu marin sont considérables. Ils dépendent largement de leur composition. En fait leurs activités peuvent s'exercer selon plusieurs modalités très différentes (DEGREMONT, 2005).

1-4 Paramètres de mesure de la pollution des eaux usées

1-4-1 *Paramètres organoleptiques*

✓ **Couleur :**

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'ondes courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement (REJESK, 2002). La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. (RODIER, 2005).

✓ **Odeur :** C'est l'ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif en flairant certaines substances volatiles ; la qualité de cette sensation particulière par chacune de ces substances (RODIER, 2005).

✓ **Goût et saveur :** Le goût peut être défini comme l'ensemble des sensations gustatives, olfactives et de sensibilité chimique commune perçue lorsque la boisson est dans la bouche. La saveur peut être définie comme l'ensemble des sensations perçues à la suite de la stimulation par certaines substances solubles des bourgeons gustatifs (RODIER, 2005).

✓ **Turbidité**

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale (REJSEK, 2005).

1-4-2 Les paramètres physiques

✓ **Température**

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels,...etc. (RODIER, 2005).

✓ **Les matières en suspensions (MES) :**

✓ Les matières en suspension désignent l'ensemble des matières solides insolubles présentes dans une eau (Sables, argiles, matières organiques, débris en tout genres....)

Des teneurs élevées en MES peuvent provoquer la détérioration des ouvrages d'assainissement (obstruction des réseaux par la décantation, abrasion, dégradation des pompes...). En cas de rejet au milieu naturel, elles peuvent troubler l'eau, diminuant ainsi le rayonnement lumineux indispensable pour une bonne croissance des végétaux au fond des cours d'eau (c'est la turbidité), diminuer l'oxygène dissout et ainsi limiter le développement de la vie aquatique (SETER, 2014).

✓ **Les matières volatiles en suspensions (MVS):** Elle représente la fraction organique des MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2h. La différence de poids entre MES à 105°C et MES à 525°C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS (en mg /l) d'une eau (Mekhalif, 2009).

✓ **les matières minérales (MMS) :** elles représentent le résultat d'une évaporation total de l'eau, c'est-à-dire son « extrait sec » constitué à la fois par les matières en suspensions et la matière solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc (Metahri, 2012).

✓ **Pouvoir oxydo-réducteur (Eh et rH) :**

Les eaux usées résiduaires (notamment urbaines) présentent un potentiel d'oxydoréduction qui peut être mesuré grâce à une cellule électrochimique consiste d'une électrode de mesure (platine) et d'une électrode de référence. La mesure du potentiel lié au déplacement des électrons, donne la valeur de E_H (Degremont 1989).

1-4-3 Paramètres Chimiques

✓ La Demande Biochimique en Oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène représente la quantité d'oxygène dépensée d'une part, les phénomènes d'oxydation chimiques et d'autre part la dégradation des matières organiques par voie aérobie, pour réaliser la destruction des composés organique non azotées. Cette demande en oxygène se manifeste progressivement et par commodité. On a choisi la DBO₅, c'est-à-dire que l'on restreint la période d'observation à 5 jours. La DBO₅ s'exprime en milligrammes d'oxygènes consommée par litre (mg d'O₂/l) en grammes d'oxygènes par jour et par habitant (Bourrier, 2008).

✓ La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelle que soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrites, ammonium, sulfures et chlorures). Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations de traitement. La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation,... (RODIER, 2009).

✓ Le Carbone Organique Total (COT) :

Le carbone organique total est défini comme la concentration en mg de carbone par litre d'échantillon, c'est une méthode directe pour mesurer la teneur en matière organique d'une eau. Il constitue à bruler l'échantillon d'eau à 950°C sous l'action de l'oxygène gazeux et de mesurer le CO₂ dégager, et par la suite de mesurer le carbone total (organique ou minéral). Le COT est une méthode rapide et présente plusieurs avantages tels que : analyser l'eau quelle que soit sa qualité (de forte salinité, acide, basique ou contient des composés toxiques), mais il exige un appareillage couteux (LOUNNAS, 2009).

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 comprise entre 7,5 et 9 (Metahri, 2012).

✓ L'Oxygène Dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (REJSEK, 2002). La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau ; L'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l (Ladjel, 2006).

✓ la conductivité électrique :

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations (REJSEK, 2002).

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 .

L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m).

$$1 \text{ S/m} = 10^4 \mu\text{S/cm} \quad (\text{RODIER, 2005})$$

✓ La biodégradabilité

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

- 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 biodégradable (Metahri, 2012).

1-4-4 Paramètres microbiologiques

L'analyse bactériologique de l'eau a pour but de mettre en évidence la présence des bactéries qui modifient l'aptitude d'une eau à une utilisation donnée, ces organismes possèdent plusieurs caractéristiques telles que :

- La provenance exclusive des matières fécales des animaux à sang chaud.
- La résistance aux antiseptiques voisins de ceux des bactéries pathogènes.
- Leur non prolifération anarchique dans la nature.
- La production des réactions simples et spécifiques au cours de leur étude.
- Leur apparition en très grand nombre dans le milieu par rapport aux germes pathogènes.

En général, les germes utilisés sont les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (MBEUKAM K. E., 2013).

1-5 Eléments nutritifs ou substances eutrophisantes :

1-5-1 L'azote

L'azote présent dans l'eau peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué par des composés tels que des protéines, des polypeptides, des acides aminés, de l'urée. Le plus souvent ces produits ne se trouvent qu'à de très faibles concentrations. Quant à l'azote minéral (ammoniaque, nitrate, nitrite), il constitue la majeure partie de l'azote total (RODIER, 2005).

1-5-2 L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniaque qui correspond aux formes ionisées (NH_4^+) et non ionisées (NH_3) de cette forme d'azote. L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH_3) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée (NH_4^+). Les réactions réversibles avec l'eau sont fonction également de la température et sont les suivantes :



1-5-3 Les nitrates (NO_3^-)

Les nitrates se trouvant naturellement dans les eaux provenant en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg /L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates. La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/l/an, voire 2 mg/l/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines :

- **Agricole:** agriculture intensive avec utilisation massive d'engrais azoté ainsi que rejets d'effluents d'élevage. Cette source représente les 2/3 de l'apport en nitrates dans le milieu naturel ;
- **Urbaine:** rejet des eaux épurées des stations d'épuration où l'élimination de l'azote n'est pas total et qui peuvent rejeter des nitrates ou des ions ammonium qui se transformeront en nitrates dans le milieu naturel. Cette source représente les 2/9 des apports;
- **Industrielle:** rejet des industries minérales, en particulier de fabrication des engrais azotés. Cette source représente 1/9 des apports (REJSEK, 2002).

1-5-4 Nitrites (NO₂-)

Les ions nitrites (NO₂⁻) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH₄⁺) et les ions nitrates (NO₃⁻). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitratisation. Les nitrites proviennent de la réduction bactérienne des nitrates, appelée dénitrification. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température (RODIER, 2009).

1-5-5 Le Phosphore

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des ortho-phosphates. L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et minéralisation, le phosphore organique. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en ortho-phosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique. Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO₄ ou de P₂O₅

- 1mg/L PO₄ = 0,747 mg/L P₂O₅ = 0,326 mg/L P (RODIER; 2005).

2- Systeme d'assainissement

Aujourd'hui, afin de protéger l'environnement, l'assainissement des eaux doit répondre à un double objectif (OIEau, 2007) :

- **1er objectif :**

Les réseaux d'assainissements doivent être capables de collecter et d'évacuer les eaux usées et pluviales permettant ainsi d'empêcher toutes inondations en zones urbanisées, afin d'éviter la stagnation de ces eaux qui générerait beaucoup de nuisances et de toxicité (OIEau, 2007).

- **2ème objectif :**

L'assainissement doit permettre d'assurer le rejet des eaux dans le milieu naturel en respectant les exigences sanitaires et environnementales. C'est le rôle des installations de traitement : les stations d'épuration (OIEau, 2007).

Pour satisfaire les objectifs ci-dessus, le réseau d'assainissement peut présenter plusieurs variantes de conception (OIEau, 2007) :

a- Le système unitaire

Dans ce système, un seul collecteur assure à la fois le transport des eaux usées (E.U.) et des eaux pluviales (E.P.) jusqu'à la station d'épuration.

Ce système est de conception simple, mais il ne permet pas de maîtriser la nature de l'effluent arrivant à la station d'épuration : selon la pluviométrie le débit est très variable et l'effluent "eau usées" est dilué par le débit pluvial.

La capacité de la station étant limitée, des ouvrages de déviation vers le milieu naturel (déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau afin de réduire le débit arrivant à la station. En conséquence, en cas de fortes pluies, une partie de l'eau véhiculée par le réseau, mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales, rejoint directement la rivière (OIEau, 2007).

b- Le système séparatif

Pour la collecte et le transport des eaux, deux réseaux distincts sont mis en place : L'un pour évacuer les eaux de pluie, l'autre pour recueillir les eaux usées.

Dans ce système, le réseau "Eaux Usées" sera dirigé vers la station d'épuration. Par contre, le réseau "Eaux Pluviales" rejoindra directement la rivière : les eaux de pluie ne seront pas épurées.

Ce système permet de mieux maîtriser la qualité et la quantité d'effluent arrivant à la station d'épuration. Cependant, la réalisation des branchements demandent une attention particulière de façon à éviter tous risques d'erreur: branchement des eaux usées sur le collecteur des eaux pluviales ou inversement (OIEau, 2007).

3- Estimation de la pollution des eaux résiduaires:

La pollution journalière produite par une personne utilisant de 150 a 200 litres d'eaux est évaluée de 70 a 90 g de matière en suspensions (MES) ,60 a 70 g de matière organiques (MO) 15 a 17g de matières azotés (N), 4g de phosphore (P) et plusieurs milliards de germes pour 100 ml. Pour estimer une pollution en vue de dimensionner un système d'épuration, il faut disposer d'une unité. Dans la pratique on prend comme unité de pollution l'équivalent habitant (TEKFI, 2006).

3-1 Equivalent habitant (EH) :

Il correspond à la pollution quotidienne que génère un individu ; La quantité de pollution journalière produite par un individu est estimée à 57g de matières oxydables (MO),

90g de matières en suspension (MES) et 15g de matières azotés (MA), et 4g de matières phosphorées (MP), la concentration des germes et généralement de l'ordre de 1 à 10 milliards de germes pour 100 ml (Koller, 2009).

3-2 Les normes de rejets :

sont représentés dans le tableau 2 suivant :

Tableau n°02 : Normes physico-chimiques des rejets de l'OMS, appliquées en Algérie (JORAD, 2012).

Paramètre	Norme utilisées (OMS)
Température	30°C
PH	6,5-8,5
DBO ₅	30mg/l
DCO	90mg/l
MES	30mg/l
Azote total	50mg/l
NH ₄ ⁺	20mg/l
NO ₂ ⁻	1mg/l
NO ₃ ⁻	<1mg/l
PO ₄ ³⁻	2mg/l

4- Principe fondamentaux de l'épuration biologique :

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 (Metahri, 2012).

Le métabolisme de certains groupes bactériens peut être mis à profit pour éliminer des molécules ou ions indésirable dans l'eau comme les composés azotés, le fer, le manganèse ou la matière organique (Metahri, 2012).

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 (biomasse) et ce au détriment du substrat. Le taux de conversion de la matière

organique en biomasse est variable selon la biodégradabilité et la quantité d'oxygène disponible (Metahri, 2012).

On note dans la croissance bactérienne un certain nombre de phases à des taux de croissance différents :

- une phase de latence ou d'acclimatation des bactéries au substrat à dégrader, à taux de croissance nul ou faiblement positif ;
- une phase de croissance à taux constant, appelée phase exponentielle;
- une phase de ralentissement et d'arrêt de la croissance;
- une phase de décroissance où la respiration endogène joue un rôle primordial (BOEGLIN, 2005).

4-1 Définition des phénomènes biologiques

La décomposition de l'ensemble des matières organiques (protéïniques, lipidiques ou glucidiques), formées d'un éventail de produits dont la complexité va en croissant, est le résultat de la vie des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes, qui se développent spontanément dans les eaux résiduaires en milieu anaérobie ou aérobie (BOEGLIN, 2005).

Ces bactéries utilisent comme substrat préférentiel les matières organiques hydrocarbonées biodégradables qui sont mesurées par la DBO₅ (BOEGLIN, 2005).

Le moteur de toute dégradation des substances organiques est constitué, en fait, par les enzymes secrétées par les bactéries qui sont des catalyseurs organiques se transformant et se régénérant au cours des processus mis en œuvre (BOEGLIN, 2005).

On distingue les enzymes extracellulaires, qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein des capsules bactériennes, et les enzymes intracellulaires, qui assurent l'assimilation et, par suite, sont à l'origine des phénomènes vitaux à la base de la prolifération des cellules. Selon que la combustion intracellulaire, ou oxydation, se produit aux dépens de l'oxygène dissous dans l'eau (processus aérobie) ou que, au contraire, il y a transfert de l'hydrogène du combustible brûlé, à un accepteur d'hydrogène autre que l'oxygène moléculaire (processus anaérobie), la nature des produits de dégradation élémentaires ou déchets sera différente : CO₂, H₂O, NH₃ ou NO₃ en aérobie ; CO₂, CH₄ et acides gras en anaérobie (BOEGLIN, 2005).

Le traitement anaérobie d'une eau résiduaire (appelé encore méthanisation) s'envisage comme premier étage biologique pour éliminer 70 à 80 % de la pollution organique carbonée lorsqu'il s'agit d'épurer des eaux résiduaires biodégradables, très concentrées ($DBO_5 > 2\ 000\ mgO_2/l$), comme on en rencontre souvent dans l'industrie agroalimentaire (BOEGLIN, 2005).

4-2 Étude du métabolisme aérobie

➤ Élimination de la pollution organique carbonée

Elle s'effectue dans un réacteur où l'on met en contact les microorganismes épurateurs avec l'eau à épurer en assurant un apport continu d'oxygène. Si la masse bactérienne est en suspension dans un bassin aéré, on parlera de procédés à cultures libres type boues activées, si la biomasse est fixée ou retenue sur ou par un support solide on parlera de procédés à cultures fixées type lit bactérien, biofiltre bactérien ou disques biologiques (BOEGLIN, 2005).

Biologiquement parlant, les mêmes phénomènes aérobie interviennent dans les deux types de réacteurs (BOEGLIN, 2005).

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

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

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

- Autodestruction de la matière cellulaire (respiration endogène) (BOEGLIN, 2005).

Les micro-organismes impliqués sont du type facultatif, hétérotrophes; ils utilisent à la fois le carbone organique comme source d'énergie et comme source pour la synthèse cellulaire. (BOEGLIN, 2005).

Les mécanismes de la métabolisation aérobie sont schématiquement précisés sur la figure 1.

Réactions de catabolisme

Matière organique + Micro-organismes + O₂ $\xrightarrow{\text{Nutriments}}$ CO₂ + H₂O + Énergie
 biodégradable.

Réactions d'anabolisme

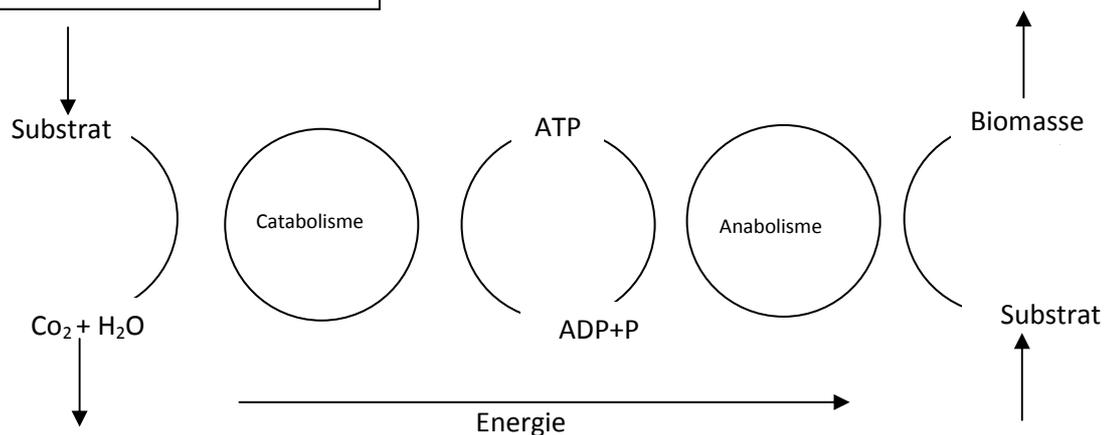
Matière organique + Micro-organismes + O₂ + Énergie $\xrightarrow{\text{Nutriments}}$ C₅H₇NO₂(*)
 +CO₂+H₂O.

Oxydation biomasse (respiration endogène)

C₅H₇NO₂ (*) + 5O₂ \longrightarrow 5CO₂ + 2H₂O + NO₃⁻ + Metabolites réfractaires.
 (Boues en excès)

Bilan oxygène

$\Delta \text{DCO (soluble)} = \Delta \text{DCO (biomasse)} + \Delta \text{O}_2 \text{ (utilisé)}$.

Energétique du métabolisme

(*) C₅H₇NO₂ formule qui décrit la composition élémentaire de la matière vivante des bactéries.

Figure 1 : Mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée (BOEGLIN, 2005).

4-3 Étude du métabolisme anaérobie

La dégradation en milieu anaérobie de la pollution organique (appelée fermentation méthanique) s'effectue en deux étapes principales **figure 3** :

- une phase acide de liquéfaction (hydrolyse) des composants organiques aboutissant à la formation d'acides gras volatils (AGV) ;
- une phase de gazéification ou méthanogènes dont les produits finaux sont les gaz CH₄ (méthane) et CO₂ (BOEGLIN, 2005).

À chaque phase de fermentation intervient un groupe spécifique de micro-organismes. On distingue plus particulièrement :

- les bactéries fermentatives, responsables de l'hydrolyse de la matière organique (protéines, lipides, polysaccharides) et de leur dégradation en acides gras volatils (essentiellement acides acétique, propionique et butyrique), en alcool (éthanol), en H₂O et CO₂.
- les bactéries acidogènes « produisant H⁺ » et utilisant les substrats précédents pour produire des acétates, de l'hydrogène et quelquefois du CO₂.
- les bactéries méthanogènes qui produisent le biogaz (CH₄ + CO₂) à partir des substrats élaborés dans les phases précédentes. Ces bactéries qui sont des anaérobies strictes vont régler la bonne marche d'un réacteur anaérobie. Leur temps de génération s'avérant dix fois inférieur à celui des acidogènes, elles constituent le facteur limitant de la méthanisation (BOEGLIN, 2005).

Les conditions optimales d'une fermentation méthanique sont réalisées pour :

- des potentiels variant de - 490 à - 550 mV ;
- un pH entre 6,8 et 7,4 ;
- une température voisine de 35 °C ;
- une alcalinité assurant un pouvoir tampon du milieu ;
- l'absence d'inhibiteurs ou de toxiques (salinité trop importante, métaux lourds Cu, Ni, Cu...) (BOEGLIN, 2005).

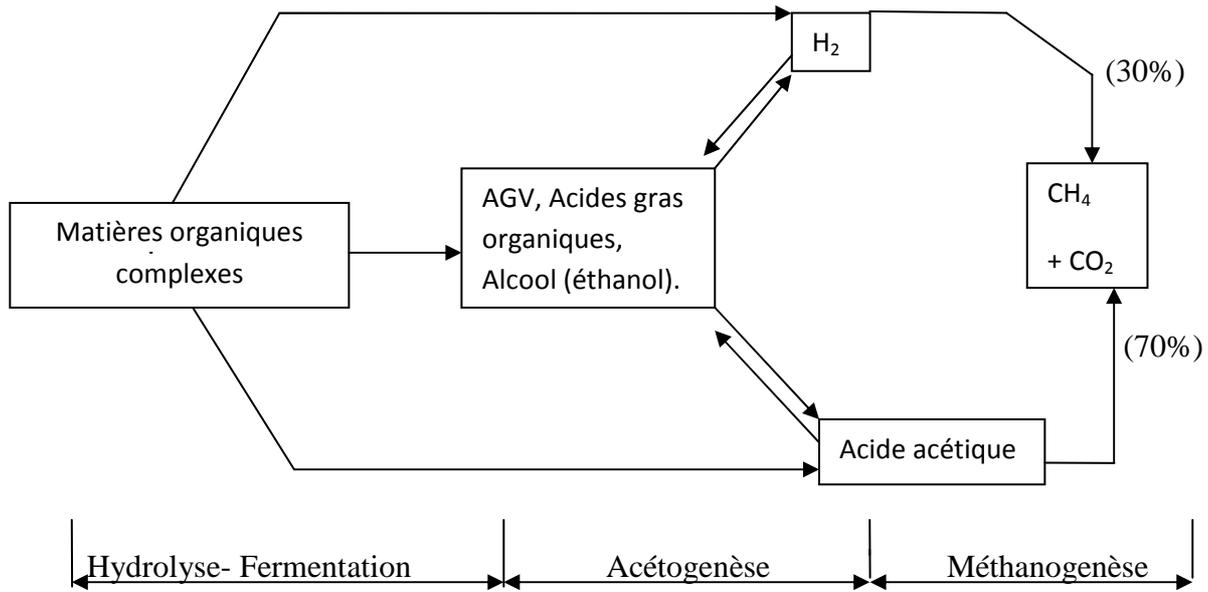


Figure 2 : Les différentes phases de la métabolisation anaérobie de la pollution carbonée (BOEGLIN, 2005).

Chapitre II : Cinétique de l'azote et du phosphore

1- L'azote et le phosphore dans l'environnement

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 leur rejet excessif et leur présence dans les milieux aquatiques est indésirable et contribue 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 (Metahri, 2012).

Ce sont des nutriments limitant, c'est-à-dire que la croissance des plantes et des algues est limitée par la disponibilité du phosphore et/ou de l'azote. Plus ces éléments sont présents en grande quantité, plus la quantité de matière organique produite est importante (HADE, 2002).

➤ Dans le sol :

Les plantes absorbent exclusivement l'azote minéral du sol. L'azote est un élément essentiel pour la constitution des cellules et la photosynthèse (chlorophylle). C'est le principal facteur de croissance des plantes et un facteur de qualité qui influe sur le taux de protéines des végétaux. L'homme et les animaux ne peuvent absorber directement ni l'azote de l'air, ni l'azote minéral. Ce sont les végétaux qui leur fournissent sous forme organique l'azote dont ils ont besoin (UNIFA, 2005).

Les sols contiennent une grande quantité de phosphore, pouvant excéder de 15 à 150 fois des besoins des végétaux. Toutefois, seulement une partie est accessible aux plantes et aux organismes vivants, cette partie est appelée phosphore biodisponible (Beaudin et autres, 2008a).

Le phosphore joue un rôle physiologique à plusieurs niveaux. Il favorise la croissance de la plante, son action étant conjuguée à celle de l'azote, le développement des racines, la précocité, et la qualité des produits, la rigidité des tissus, la reproduction, la qualité des produits végétaux (UNIFA, 2005).

2- L'azote des eaux résiduaires

L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant,...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés (Cemagref ; FANDAE, 2001).

2-1 Les formes de 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 Kjeldhal + Nitrite + Nitrate.

L'azote hydrolysable et l'azote ammoniacal constituent l'azote Kjeldhal NTK, qui est la somme de $\text{N org} + \text{N-NH}_4^+$. Dans l'azote organique (N org) sont inclus ceux des amines, des amides, de l'urée, de l'acide uréique...etc (Metahri, 2012).

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique ammonifiable ou réfractaire (sous forme soluble et particulaire) et d'azote ammoniacal (**figure 4**). L'azote KJELDAHL (NK), du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal (Cemagref ; FANDAE, 2001)

L'azote organique est dit ammonifiable lorsqu'il peut être transformé par hydrolyse enzymatique (uréase) en azote ammoniacal. L'azote réfractaire est également appelé azote dur. L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse) et chacun des composés formés au cours de ces différentes étapes ayant un poids moléculaire différent, le suivi de son évolution au cours du traitement ne peut être effectué qu'à partir d'une base commune : le nombre de moles d'azote ou (ce qui revient au même) les masses d'azote mises en jeu. C'est la raison pour laquelle les charges et les concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- sont exprimées en unités de N (d'où la formulation N-N...)

- 1,29 mg NH_4^+ sont équivalents à 1 mg d'azote ammoniacal N-NH_4^+
- 3,29 mg NO_2^- sont équivalents à 1 mg d'azote nitreux N-NO_2^-
- 4,43 mg NO_3^- sont équivalents à 1 mg d'azote nitrique N-NO_3^- (Cemagref ; FANDAE, 2001).

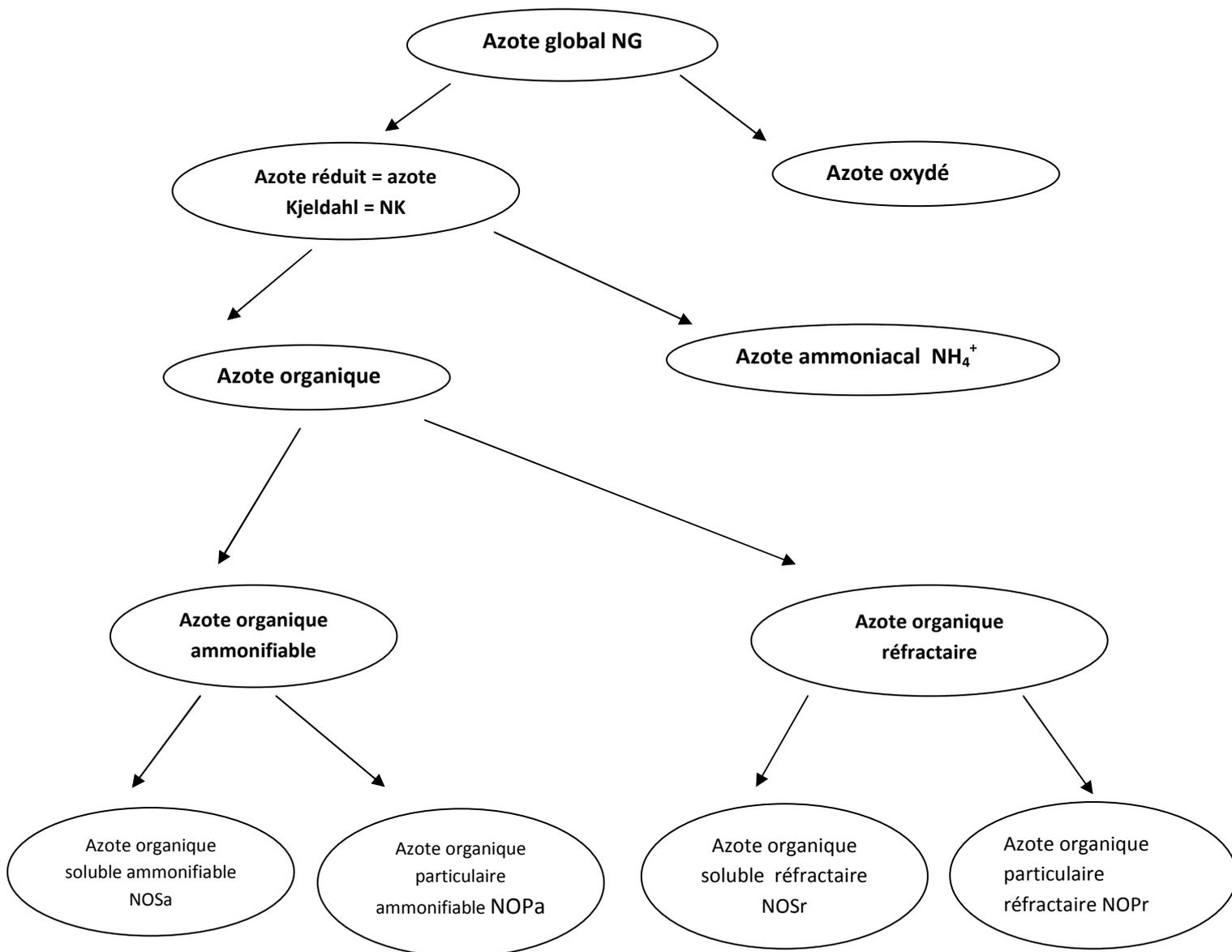


Figure 3: Terminologie des formes de l'azote (Cemagref ; FANDAE, 2001).

2-2 Impact des formes oxydées de l'azote (Cemagref, 2007) :

L'azote oxydé (nitrites et nitrates) est entièrement sous forme de sels dissous. En fonctionnement normal, les nitrites restent en concentration quasi nulle ou inférieure à 1mg/L. L'azote oxydé est donc assimilable aux nitrates ;

Le rejet de nitrates dans les eaux douces superficielles continentales n'est pas remis en cause en tant que pollution biologiquement décelable. En effet, dans les plans d'eau douce, il a été clairement établi que les phosphates sont les sels nutritifs majoritairement responsables des phénomènes d'eutrophisation, avant les formes minérales d'azote. La présence de nitrates orienterait même les croissances algales vers les espèces ne produisant pas de phytotoxines aux conséquences néfastes sur l'homme ;

Par ailleurs, la dénitrification dans les milieux naturels est loin d'être négligeable. Les demandes de limitation des flux d'azote oxydé concernent donc avant tout la protection du milieu aquatique ;

Dans le cas des boues activées, une dénitrification au moins partielle est nécessaire afin de garantir un bon et durable fonctionnement du procédé. En effet, si la dénitrification n'est pas maîtrisée, la réduction des nitrates en azote gazeux se produit spontanément dans le clarificateur, avec deux types de conséquences :

- L'entraînement de fines particules avec l'effluent épuré si le dégazage est suffisamment important, ce qui met à mal l'objectif de 30 mg DBO₅/L pendant 95% du temps ;
- La création de flottants pérennes qui tôt ou tard conduiront à un dysfonctionnement biologique (bulking), lié à des pertes de boues ;

Une limite de concentration en nitrates à 5 mg/L est conseillée par le CEMAGREF pour se prémunir contre ces problèmes. Des concentrations en nitrates en sortie d'installation de l'ordre de 16 mg/L sont envisageables, permettant alors un gain de 17% sur le volume du réacteur, cependant ce gain est relativement faible compte tenu des risques importants de pertes de boues ;

Dans le cas d'une dénitrification partielle, la présence d'une cloison siphonide sur le clarificateur est indispensable pour ne pas pénaliser la qualité du rejet. De même, pour éviter l'accumulation des flottants, un système de raclage de surface, avec évacuation et stockage des flottants est nécessaire ;

Si les concentrations en nitrates sont importantes, une solution consisterait à bloquer la dénitrification, en mettant le milieu en aérobiose. Pour cela, il faut apporter suffisamment d'oxygène, en prévoyant en outre un ouvrage de dégazage correctement dimensionné, et augmenter la recirculation afin de réduire le temps de séjour de la boue dans le clarificateur et assurer un niveau de voile de boues bas. Outre la conception appropriée des ouvrages, une exploitation plus soutenue est alors indispensable (Cemagref, 2007).

2-3- Les mécanismes contribuant au traitement de l'azote

L'azote peut être séparé des eaux par différents mécanismes : physique (par décantation lorsqu'il est lié aux matières en suspension), physico-chimique (stripping sous forme de gaz ammoniac lorsque le pH est basique, oxydations et réductions chimiques) et biologique (incorporation aux bactéries productrices, transformation en nitrates puis en azote gazeux lors de processus de nitrification – dénitrification) (Cemagref ; FANDAE, 2001).

2-3-1 Le mécanisme d'élimination de l'azote par un procédé physique :

2-3-1-1 *Décantation*

De nombreuses filières d'épuration comportent une décantation primaire. L'extraction des boues qui s'y accumulent permet naturellement de séparer la fraction de l'azote liée aux matières en suspension des eaux brutes retenues par l'ouvrage.

En fonction de la longueur et de la pente du réseau, l'élimination d'azote par décantation primaire est comprise entre 5 et 10 % de l'azote total reçu par temps sec, et plus en temps de pluie, en réseau unitaire, lorsque s'effectue un auto-curage du réseau. Lorsque les boues primaires séjournent longuement au contact de l'eau, la libération progressive d'azote ammoniacal produit par la lyse des bactéries réduit le rendement de la décantation des influents bruts : c'est le cas pour les procédés extensifs d'épuration tels le lagunage naturel et le lagunage aéré ou encore pour les filières précédées par une fosse septique ou un décanteur-digester, de façon moindre d'ailleurs, pour lesquels on doit considérer que la part de

l'élimination d'azote par la décantation primaire qui s'y effectue est négligeable (Cemagref, FNDAE,2001).

2-3-2 Le mécanisme d'élimination de l'azote par les procédés physico-chimiques:

2-3-2-1 Le stripping (élimination de l'ammoniacal): l'azote ammoniacal peut être éliminé par un gaz (air), circulant à contre-courant de l'effluent. Ce processus implique l'utilisation d'une tour dans laquelle s'effectue la réaction l'efficacité de l'épuration dépend du temps de contact, du **pH** et de la température ;

Il est possible d'éliminer ainsi 98.5 % de l'azote ammoniacal contenu dans les eaux à un **pH** de 10.8 (CHEKI, 2006).

2-3-2-2 Les résines échangeuses d'ion : cette technique s'applique aux formes minérales de l'azote et du phosphore, et la présence de **M.O** dans l'eau rend complexe l'utilisation des résines. En effet une partie de ces résines tend à se fixer irrévérablement sur les résines et à diminuer progressivement leur capacité d'adsorption, il importe donc de les éliminer avant le passage de l'effluent sur les résines (CHEKI, 2006).

2-3-3 Le mécanisme d'élimination de l'azote par les procédés biologique :

- L'élimination biologique de l'azote fait intervenir 4 réactions principales (Figure 4) :

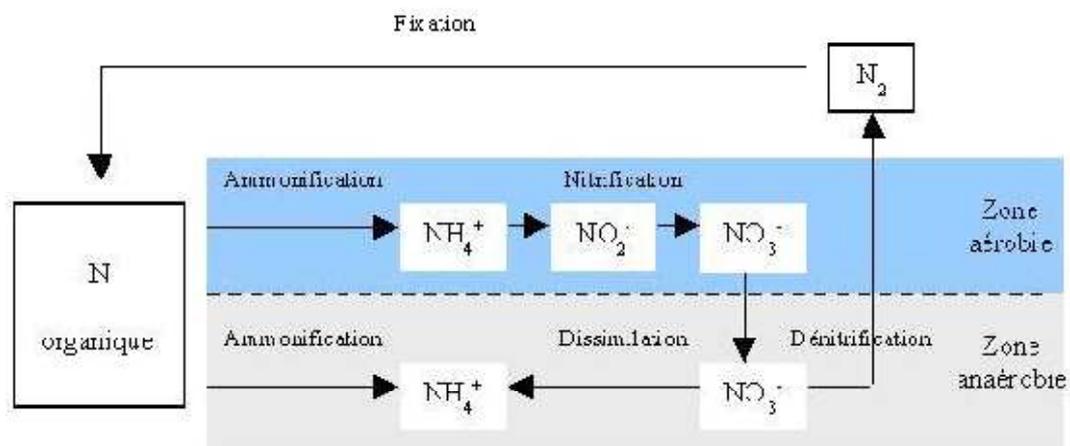
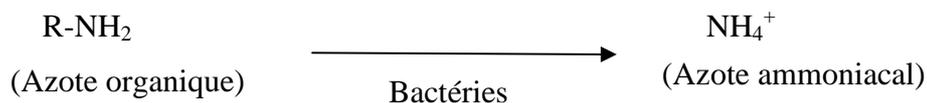


Figure 4 : Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote (Boumediene, 2013).

2-3-3-1 Ammonification

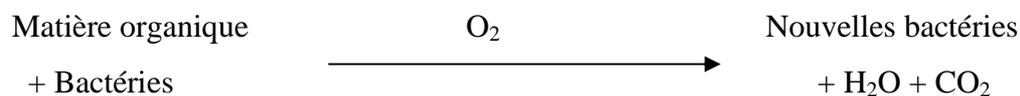
L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés. Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) selon la réaction suivante (Cemagref ; FNDAE, 2001) :



La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique. Dans la station d'épuration, l'ammonification de la fraction dissoute de l'azote organique et la séquestration dans le floc de sa fraction particulaire complètent l'abattement d'azote organique. Les concentrations d'azote organique résiduelles en solution dans les eaux épurées sont très basses, de l'ordre de 1 à 2 mg/l au maximum lorsque la charge appliquée au réacteur biologique est faible. L'azote organique résiduel comprend l'azote inclus dans les matières en suspension (MES) entraînées, les « fines » rejetées avec l'eau épurée, et l'azote organique soluble non ammonifiable ou azote organique soluble « réfractaire » ou encore soluble « dur ». Cette dernière fraction ne s'ammonifiera pas ou s'ammonifiera extrêmement lentement dans le milieu naturel. (Cemagref ; FNDAE, 2001).

2-3-3-2 Assimilation

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante (Cemagref ; FNDAE, 2001) :



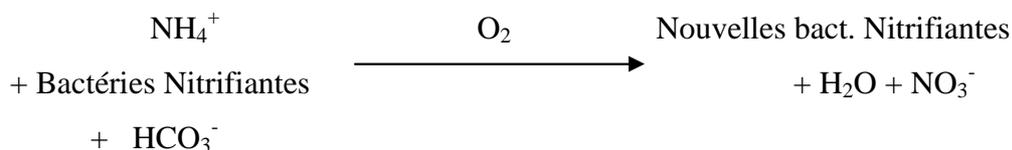
Ces bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière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

matières minérales et de la séquestration d'azote organique particulaire, les boues extraites des systèmes d'épuration biologique présentent une teneur en azote de l'ordre de 7% des matières en suspension (MES) en moyenne (Cemagref ; FNDAE, 2001).

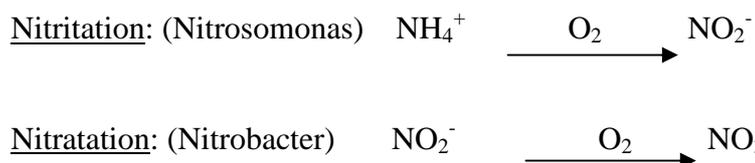
L'assimilation, au sens large (incluant notamment la séquestration de l'azote organique particulaire réfractaire), conduit à une élimination de l'ordre de 25 % de l'azote des eaux brutes urbaines (Cemagref ; FNDAE, 2001).

2-3-3-3 Nitrification biologique

La réaction de nitrification de l'azote ammoniacal par les bactéries autotrophes nitrifiantes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :

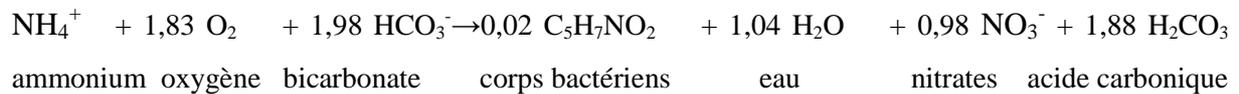


En réalité, cette réaction s'effectue en deux étapes successives : la nitritation et la nitratisation, sont réalisées par des bactéries différentes selon les schémas ci-après :



Ces schémas sont simplificateurs dans la mesure où de nombreux stades intermédiaires interviennent, les bactéries réalisant l'oxydation en plusieurs étapes. Les formes de l'azote indiquées ici sont en pratique les seules présentes à des concentrations significatives dans les eaux usées. La nitritation est réalisée par des bactéries nitreuses. Jusqu'ici, Nitrosomonas, en particulier, mais également Nitrosococcus et Nitrospira étaient considérées comme jouant un rôle prépondérant dans ce processus. La nitratisation est le fait des bactéries nitriques du genre Nitrobacter (Cemagref ; FNDAE, 2001).

Ces bactéries, dites autotrophes vis-à-vis du carbone, utilisent le carbone minéral comme seule source de carbone (essentiellement celui des bicarbonates), les formes réduites de l'azote comme source d'énergie. Globalement, la nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante (Cemagref ; FNDAE, 2001) :



Il ressort de ce bilan que la nitrification biologique d'1 kg d'azote ammoniacal (Cemagref ; FNDAE, 2001) :

- nécessite théoriquement 4,2 kg d'oxygène dont 80 % sont inclus dans les nitrates formés,
- s'accompagne d'une diminution de l'alcalinité (compensable par 3,9 kg de chaux vive CaO),
- produit 170 g de bactéries nitrifiantes ce qui est très faible vis-à-vis de la production de boues générées lors de la dégradation de la charge organique carbonée.

2-3-3-3-1 Conditions de la nitrification

a) Taux de croissance des bactéries nitrifiantes

Le taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes est nettement inférieur à celui des bactéries hétérotrophes qui se développent aux dépens du substrat carboné. Les taux de croissance sont influencés par les concentrations en substrats. Le taux de croissance global (μ_a) des bactéries nitrifiantes est régi par les concentrations d'azote ammoniacal et d'oxygène (Cemagref ; FNDAE, 2001).

Les valeurs par défaut données par l'International Water Association (IWA) sont respectivement de 1 et de 0,5 mg/l pour K NH₄ et K O₂ ce qui signifie que des concentrations de 2 à 3 mg/l d'oxygène dissous durant les phases d'aération sont largement suffisantes pour maximiser la vitesse de nitrification en boues activées. Dans le cas de cultures fixées (lits bactériens, disques biologiques, biofiltres) les concentrations d'oxygène optimales pourraient être supérieures compte tenu du phénomène de diffusion des substrats dans le biofilm (Cemagref ; FNDAE, 2001).

b) Charge à appliquer

La charge à appliquer doit être suffisamment faible pour permettre la croissance et le maintien des bactéries autotrophes dans la culture mixte (Cemagref ; FNDAE, 2001).

c) Température et substrats

La nitrification est, comme tout processus biochimique, sous la dépendance de la température et des substrats, et notamment, ici, limitée par NH_4^+ et O_2 pour la nitritation, et par NO_2^- et O_2 pour la nitratisation. La vitesse de réaction la plus lente étant celle de la réaction de nitritation, c'est celle-ci qui régira la cinétique globale de nitrification.

La masse de bactéries nitrifiantes dans une installation de traitement est directement liée à la quantité de substrat qu'elle reçoit. La vitesse de croissance des populations nitrifiantes s'adapte donc plus ou moins rapidement à la masse d'azote à traiter (Cemagref ; FNDAE, 2001).

d) pH

La vitesse de nitrification n'est pas influencée par le pH dans une gamme comprise entre 7,2 et 8,5. Un pH un peu plus acide (supérieur à 6,5) ou un peu plus basique peut la ralentir, bien que les bactéries puissent s'adapter à ces conditions. En deçà de 6, la nitrification est complètement inhibée ce qui est également le cas pour les pH très basiques. Une alcalinité très faible de l'eau potable couplée à une introduction importante d'eaux claires parasites est susceptible de conduire à une acidification de la culture bactérienne. Dans ce cas, de la chaux doit être ajoutée en tête de traitement (Cemagref ; FNDAE, 2001).

e) Inhibition

Des concentrations élevées en azote ammoniacal sont inhibitrices de la nitrification et plus particulièrement de la nitratisation, les bactéries assurant l'étape de nitratisation étant les plus sensibles aux variations des conditions du milieu. Ces concentrations élevées en azote ammoniacal n'ont aucune probabilité d'occurrence dans le traitement des effluents domestiques visant aussi l'élimination d'azote. Par contre des à-coups de charge importants peuvent survenir après un incident sur le réseau d'égouts au cours d'un épisode pluvieux ou lorsque la population raccordée varie brutalement (zones touristiques). Si cet à-coup entraîne

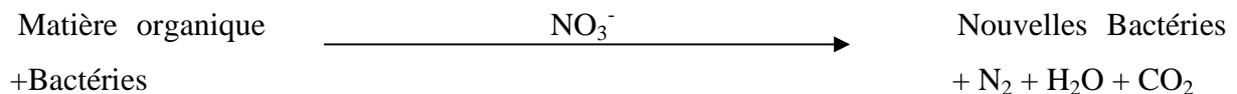
une concentration faible d'oxygène, on pourra observer une chute du rendement de nitrification accompagnée du rejet temporaire de concentrations élevées de nitrites ;

Les toxiques inhibant l'activité des bactéries nitrifiantes, comme d'ailleurs celle de l'ensemble de la microflore épuratrice, seront d'autant plus gênants que d'autres conditions seront défavorables (température basse, pH acide, ...) ;

Parmi les métaux, les ions Ni, Cu, Pb et Ag apparaissent comme les plus susceptibles de bloquer la nitrification à très faible concentration sans avoir d'effet notable sur le reste des micro-organismes. Parmi les composés organiques, de très nombreuses molécules contenant du soufre sont des inhibiteurs spécifiques de la nitrification. Le plus violent est la Thiourée (inhibiteur à 75 % avec 0,08 mg/l) (Cemagref ; FANDAE, 2001)

2-3-3-4 *Dénitrification biologique*

La réaction d'assimilation de matière organique par les bactéries hétérotrophes en l'absence d'oxygène dissous et de présence de nitrates peut être représentée par la réaction suivante:



Cette réaction est dite « de dénitrification » car elle se traduit par la réduction des nitrates en azote moléculaire (N₂), gaz qui retourne à l'atmosphère. Cette transformation est également appelée réduction dissimilative. Par ailleurs, il existe aussi une réduction assimilative, utilisation de N pour les biosynthèses, transformant les nitrates en ammoniac par l'action de nombreux micro-organismes du milieu naturel ; cette réduction assimilative étant inhibée par NH₄⁺ est très marginale en station d'épuration. Elle est, de fait, incluse dans le mécanisme d'assimilation lorsqu'il y a carence relative en azote réduit.) (Cemagref ; FNDAE, 2001).

La dénitrification est le mécanisme qui permet à un grand nombre de bactéries hétérotrophes vis-à-vis du carbone, aérobies facultatifs de couvrir leurs besoins énergétiques à partir des nitrates lorsque l'oxygène dissous fait défaut. Ces germes qui ont besoin de carbone organique utilisent préférentiellement l'azote ammoniacal pour couvrir leurs besoins d'azote. De nombreuses bactéries (environ 50 % des espèces présentes en station d'épuration) seraient susceptibles d'effectuer cette « respiration des nitrates » (Cemagref ; FNDAE, 2001).

La dénitrification biologique peut être décrite par cette autre réaction :



- Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produirait en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins rapidement biodégradable (étape d'hydrolyse préalable du carbone exogène requise ou production du carbone endogène par lyse des bactéries) (Cemagref ; FNDAE, 2001).
- La dénitrification d'un gramme d'azote nitrique assure une dégradation de substrat carboné équivalente à celle obtenue avec 2,85 g d'oxygène ;
- La dénitrification assure une restitution d'alcalinité égale à la moitié de la consommation nécessaire à la nitrification : 1 kg d'azote nitrique dénitrifié est de ce point de vue équivalent à l'addition de 1,95 kg de chaux vive CAO (Cemagref ; FNDAE, 2001).

2-3-3-4-1 Conditions de la dénitrification

a) Oxygène dissous

La dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène dissous ou libre dans le milieu est nulle. Cette absence d'oxygène est nécessaire pour que les bactéries adoptent une voie métabolique plus complexe, lente et énergétiquement plus coûteuse que celle utilisant directement l'oxygène dissous (Cemagref ; FNDAE, 2001).

b) Charge

La dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable. Le carbone rapidement biodégradable est essentiellement constitué de petites molécules (comme les acides gras volatiles) et peut être estimé en première approximation par la DCO de l'eau usée filtrée. Pour une eau usée donnée, la vitesse de dénitrification est une fonction croissante de la pression de carbone exercée sur la biomasse. Les processus de nitrification et de dénitrification étant

souvent mis en œuvre au sein de la même culture bactérienne, il s'agit donc de trouver un compromis entre la nécessité de travailler à faible charge pour favoriser le processus de nitrification et l'intérêt de maximiser la vitesse de dénitrification en maximisant la charge appliquée (Cemagref ; FNDAAE, 2001).

c) Température

La température influe peu sur la vitesse de dénitrification lorsque ses variations sont progressives (acclimatation des bactéries) et que le substrat carboné interstitiel rapidement assimilable est peu abondant.

En revanche, une variation brutale de température (exposition du soleil, par exemple : voile de boues des décanteurs secondaires, éprouvettes) active de manière très nette la dénitrification et l'on constate alors des remontées de boues entraînées par de petites bulles d'azote gazeux. De même, lorsque le substrat rapidement assimilable est abondant (bassins d'anoxie en tête de station d'épuration ou dénitrification tertiaire avec ajout de carbone rapidement assimilable) (Cemagref ; FANDAAE, 2001).

d) pH

Les pH optimaux se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. En milieu faiblement tamponné, des pH acides pourraient conduire à des réductions incomplètes des nitrates aboutissant à des oxydes nitriques et nitreux. Encore convient-il de souligner que la dénitrification ne peut être que postérieure à la nitrification et qu'il convient d'abord de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité pour assurer la nitrification (Cemagref ; FANDAAE, 2001).

3- Le phosphore des eaux résiduaires

Le phosphore présent en entrée de STEP et pouvant se retrouver dans les milieux aquatiques par ce chemin, est sous forme dissoute ou particulaire. Les formes dissoutes les plus courantes sont les ortho-phosphates (PO_4^{3-}), les polyphosphates (PO_3^-) et les phosphates organiques. Les formes particulières correspondent au phosphore lié à de la matière organique (débris végétaux, épiluchures) ou aux minéraux (argiles). Les ortho-phosphates représentent la forme du phosphore que l'on cherche à éliminer en traitement de

l'eau. Le phosphore total (Pt) équivaut à la somme des formes particulières et dissoutes (FPAC, 2008).

Le phosphore est un composant essentiel à la biomasse épuratoire, bactéries et protozoaires ; ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimées en matière volatile en suspension (Déronzier et al, 2001).

Le phosphore est le facteur limitant sur lequel il est possible de jouer efficacement pour réduire l'eutrophisation continentale (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-1 Origine du phosphore

L'origine du phosphore dans les eaux usées est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation. Elle est multiple:

Le phosphore est essentiel au métabolisme de tout être vivant, notamment pour la production d'énergie. De ce fait, le métabolisme humain excrète chaque jour entre 1 et 2 grammes de P. Dans les eaux usées, cette source représente l'apport principal en phosphore (FNDAE, 2004).

Aujourd'hui, les autres sources en phosphore sont (Cemagref, 2010; FNDAE, 2004) :

- Les eaux grises, avec détergents (lessive) ou sans détergents (rinçage de la nourriture) ;
- Les phytosanitaires utilisés en agriculture ;
- Les produits d'entretien des boiseries ;
- Les effluents industriels : agro-alimentaire, abattoirs, laverie industrielle, industries chimiques.

3-2 Les formes du phosphore

3-2-1 Formes minérales et oxydées du phosphore

Les phosphates sont les oxydes de phosphore les plus connus. Ce sont les sels de l'acide ortho phosphorique H_3PO_4 . Cet acide peut s'ioniser selon le pH en $H_2PO_4^-$

De ce fait, on distingue, par exemple, les phosphates monosodiques (NaH_2PO_4), disodiques (Na_2HPO_4) ou trisodiques (Na_3PO_4). Les polyphosphates sont des molécules comportant au moins deux unités phosphate. 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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-2-2 Formes organiques du phosphore

Le phosphore est un élément important de 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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-3 Le traitement biologique du phosphore

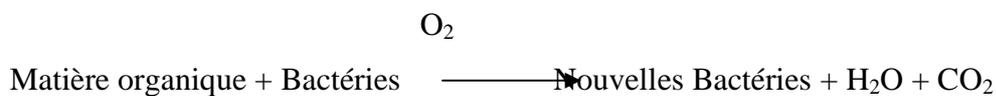
Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimaux, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques (Déronzier et al, 2001).

Par convention, on parle de traitement biologique du phosphore (au sens strict) lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-3-1 L'Assimilation du phosphore

Le phosphore, de même que l'azote, l'oxygène et l'hydrogène est un composant essentiel de la biomasse épuratoire, bactéries et protozoaires ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimées en matière volatile en suspension (Comeau, 1997).

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissout peut être représentée par la réaction simplifiée suivante (Cemagref ; FNDAE, 2004) :



Les besoins en phosphore pour la synthèse des nouvelles bactéries sont de l'ordre de 1 % de la DBO₅ éliminée par la biomasse épuratoire. 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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-3-2 Mécanisme du processus de suraccumulation

Par convention, on parle de traitement biologique du phosphore (au sens strict) lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore (Cemagref ; FNDAE, 2004).

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore par boue activée la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies ;
Les définitions d'anoxie et d'anaérobie propre au domaine du traitement des eaux usées sont (Cemagref ; FNDAE, 2004) :

- 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 (Cemagref ; FNDAE, 2004) :

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

Le mécanisme de suraccumulation nécessite un schéma de traitement particulier par une alternance de phases anaérobies et aérobies (SARR AWA, 2005) (Figure 5) :

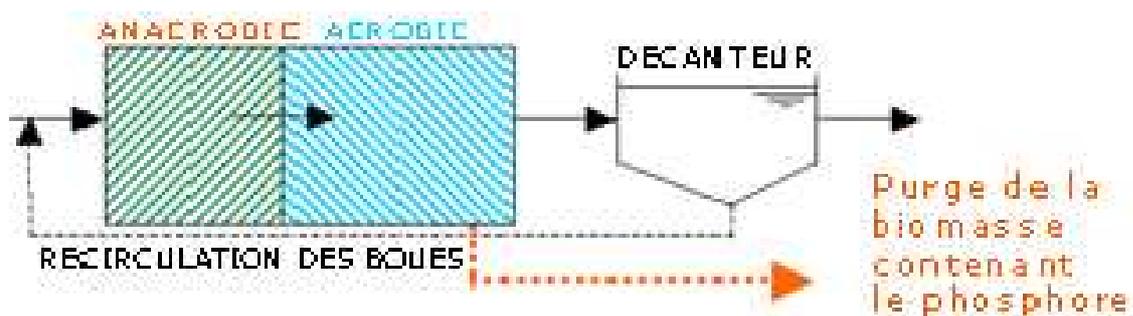


Figure 5: Filière de déphosphatation biologique

L'élimination biologique du phosphore est liée à une réabsorption de P plus importante que le relargage. (Figure 6) (FNDAE, 2002) :

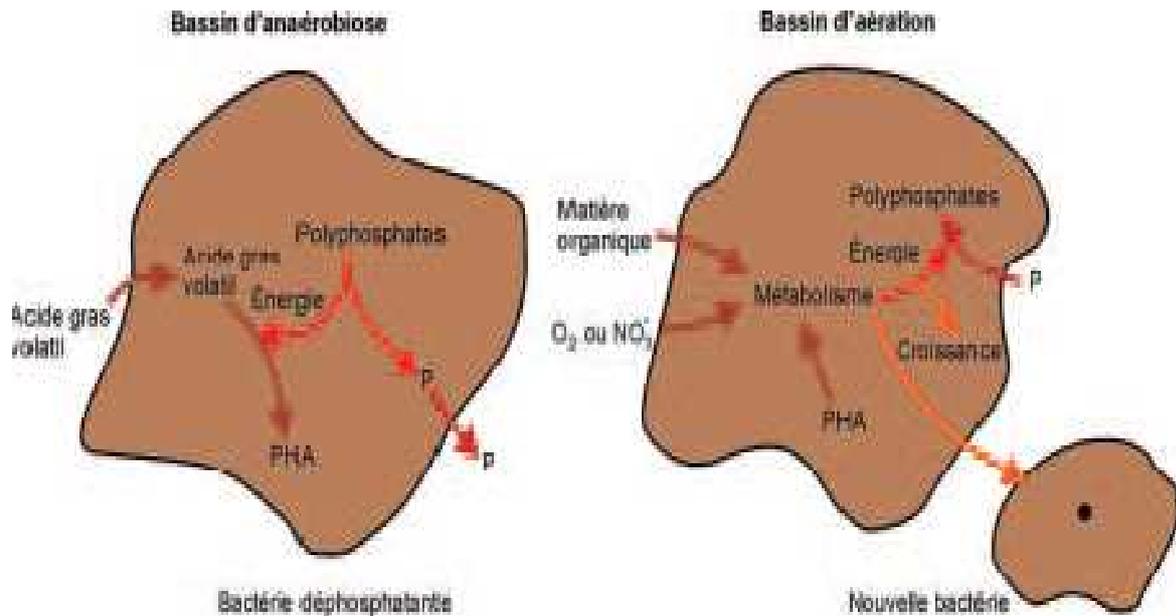


Figure 6 : Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobies et aérobies (FANDAE, 2002).

Au cours de la phase anaérobique, le relargage du phosphore n'est pas linéaire en fonction du temps. Trois phases peuvent être distinguées (**figure7**) (Cemagref ; FNDAE, 2004) :

- 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.

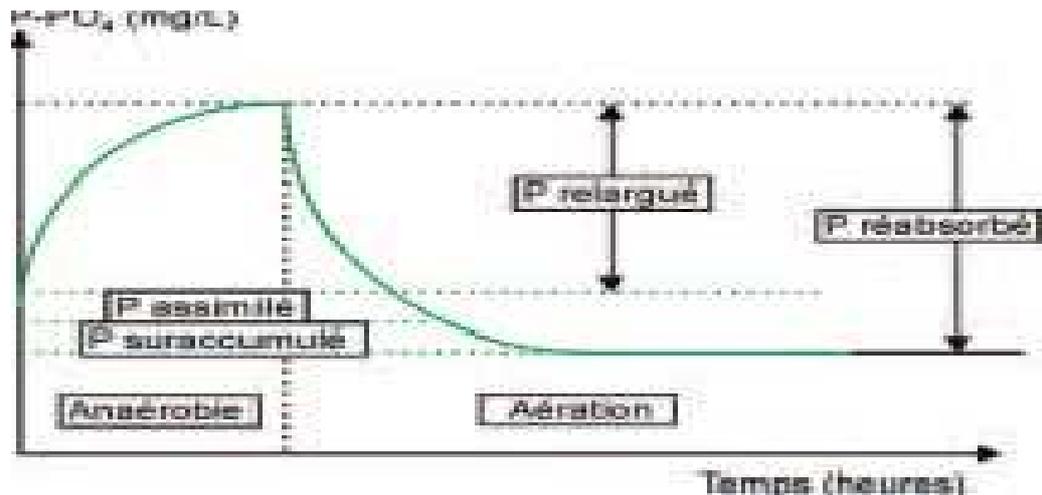


Figure 7 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore (Cemagref ; FNDAE, 2004).

L'efficacité de la déphosphatation biologique est principalement liée à (Cemagref ; FNDAE, 2004) :

- 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 ;
- L'existence de conditions anaérobie et aérobie réelles dans les réacteurs concernés ;
- au respect de temps de séjour suffisants dans les réacteurs anaérobie et aérobie pour que les réactions de relargage puis de réabsorption soient complètes ;
- L'âge des boues.

3-3-3 Facteurs dont dépend le processus de suraccumulation :

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 (Transformation des nitrates en azote gazeux).

- 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 (transformation de l'ammoniaque en nitrates).

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 (Comeau, 1997). Dans les deux cas, les bactéries stockent les phosphates sous forme de polyphosphates, et le carbone sous forme de poly-*B*-alcanoates (PHA) et de glycogène; Les bactéries déphosphatantes ont été classées parmi le genre *Acinetobacter* (Cemagref ; FNDAE, 2004).

b) Les poly-*B*-alcanoates (PHA) :

Les poly-*B*-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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

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 propionique (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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

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 (Cemagref ; FNDAE, 2004) :

➤ Source de carbone (de même que les AGV) 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 di nucléotide) 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 simultanément au 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 (Cemagref ; FNDAE, 2004).

3-3-4 Les facteurs influençant la déphosphatation biologique sont (Cemagref, 2004) :

- **la DCO facilement biodégradable** : La composition de l'eau usée influence de manière prépondérante l'efficacité du processus de déphosphatation biologique ;
- **L'acétate et le propionate** sont les substrats de choix pour les bactéries pour une élimination maximale du phosphore ;
- **le pH** : le pH est un facteur important régissant la déphosphatation biologique et intervient précisément au cours de la phase d'anaérobiose. Un pH bas entraîne une diminution du phosphore relargué, tandis qu'un pH élevé nécessite de l'énergie supplémentaire pour le transport de l'acétate ;
- **la température** : l'augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore par augmentation de la vitesse de relargage et d'absorption ;
- **la présence d'oxygène et de nitrates** : En milieu anaérobie, la présence d'oxygène ou de nitrates inhibe le phénomène de relargage des bactéries déphosphatantes aérobies facultatives intervenant dans le processus de dénitrification. Ces dernières oxydent les acides gras à l'aide des nitrates au lieu de les transformer en poly-B-alcanoates.

La déphosphatation biologique est un procédé particulièrement délicat à mettre en oeuvre. Son efficacité dépend d'un suivi régulier et rigoureux qui peut être assuré seulement dans de grandes installations, du fait de la présence permanente d'agents d'exploitation. Les rendements d'élimination varient entre 60% et 70% (Cemagref, 2004).

3-4 Traitement physico-chimiques du phosphore

L'élimination biologique du phosphore étant plutôt faible dans les structures qui ne sont pas conçues pour ce type de déphosphatation, il est alors nécessaire d'ajouter des réactifs chimiques qui vont piéger les ortho-phosphates sous une forme particulière. Les précipitants les plus courants sont les sels de fer, les sels d'aluminium et la chaux qui est efficace par sa composition en calcium (**Degrémont 2005**).

La réaction qui a lieu par la suite est une complexation des ions métalliques (Al^{3+} , Fe^{3+}) avec les ions phosphates. C'est ce complexe qui va précipiter puis décanter avec les boues biologiques au niveau du clarificateur ou lors de procédés dits tertiaires. Cette réaction produit également des composés sodiques et acides qui feront chuter le PH en sortie de station. De plus, des réactions annexes ont lieu entre les métaux et les ions bicarbonates (HCO_3^-) et hydroxydes (OH^-) de l'eau, ce qui produit des hydroxydes métalliques qui précipitent également avec les boues biologiques. La déphosphatation physico-chimique produit donc des boues, dites physico-chimiques, qui se supplémente aux boues biologiques (**Degrémont 2005**).

L'ajout de réactif peut se faire à deux différentes phases de l'épuration de l'eau. On parle alors de précipitation simultanée lorsque le composé est ajouté dans le(s) bassin(s) d'aération ou de précipitation séparée lorsqu'il est inséré au niveau d'un traitement tertiaire, étape supplémentaire de purification de l'eau située à l'aval du clarificateur. La précipitation simultanée alourdit les boues activées, facilitant leur décantation et nécessite une quantité raisonnable de précipitant pour des rendements élevés (80% à 90 %). La précipitation séparée, quant à elle, demande de forte quantité d'adjuvants pour éliminer le phosphore, elle est donc moins économique. De plus, elle nécessite une nouvelle étape de décantation ou une étape de filtration, engendrant des couts de structures et de fonctionnement plus importants. Toutefois, elle reste souvent utilisée à la suite de la précipitation simultanée à titre de finition (**Degrémont 2005**).

Partie Expérimentale

Chapitre I : Matériels et méthodes

1- Présentation de la zone d'étude (La Station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou).

1-1- Conception et réalisation

La station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou a été conçue au début des années 90 et a été mise en service en Aout 2001 et transférée à l'ONA en juillet 2003.

L'ONA, s'est engagé dans une démarche de management de l'environnement selon la norme ISO 14001 version 2004 ou, elle a été certifiée pour la première fois en 2007. Cette distinction demeure la première à l'échelle nationale et africaine dans le domaine de la gestion et de l'exploitation des systèmes d'assainissement.

L'étude de projet a été effectuée par la direction de l'hydraulique de la wilaya de Tizi-Ouzou, en collaboration avec la société française DEGEMENT.

Elle a pour but l'épuration des effluents du côté Est de la ville de Tizi-Ouzou, pour lequel la pollution soit réduite à un degré qui garantit les objectifs de qualité des milieux récepteurs, selon le procédé (Boue activée à culture libre) pour un volume journalier théorique de 18000m^3 / jour, et une capacité de 120 000 habitants.



Figure 8 : Image de la STEP Est de pont de bougie (Tizi-Ouzou).

1-2- Situation géographique

La station d'épuration Est de Tizi-Ouzou est située sur la rive de l'Oued Sébaou à 200m en amont du pont de bougie sur le chemin de wilaya N°124 reliant Tizi-Ouzou Bejaia. La STEP est donc implantée à la sortie Est de la ville de Tizi-Ouzou, en dehors du tissu urbain. D'une superficie de 35 591 m² dont 14 714m² bâtis.

Le terrain de la station représente une superficie de 3,56 ha, est les délimité au Nord par chemin département N° 124, à l'Ouest par terrain privé, à l'Est par la rive gauche de oued sebaou et au sud par le Talweg.

Le terrain de la station occupe une partie de la berge d'oued sebaou présente une pente d'orientation Nord-Sud relativement douce. L'altitude moyenne du site est de 70 m voir figure ci-dessous.



Figure 09 : Image satellitaire de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. (Google Earth 2007).

1-3- Nature de rejet

Les effluents arrivent à la station par un réseau unitaire par voie gravitaire.

Les eaux usées à traiter sont exclusivement urbaines. Le milieu récepteur d'eau épurée est oued Sébaou.

1-4- Caractéristiques des eaux

- ❖ Les caractéristiques des eaux brutes de la STEP Est sont établit dans le tableau 3 suivant :

Tableau3: Fiche technique de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou (ONA, 2017).

Désignation	Valeurs
Type du réseau	Unitaire
Natures des eaux brutes	Domestique
Population raccordée	120 000 EH
Charges hydrauliques	
Débit journalier en temps sec	18 000 m ³ /j
Débit moyen journalier	750 m ³ /j
Débit de pointe en temps sec	1 620 m ³ /h
Débit de pointe en temps de pluie	2 250 m ³ /h
Charges polluantes en DBO₅	
➤ Flux journalier	6 500 Kg/j
➤ Concentration moyenne	360 mg/l
Matière en suspension (MES)	
➤ Flux journalier	8 400 Kg/j
➤ Concentration moyenne	466 mg/l
pH	6,5 à 8,5
Température	< à25 °C

Les objectifs à atteindre pour une eau traitée sont :

- $DBO_5 \leq$ à 30 mg/l sur un échantillon moyen de 24 heures
- $MES \leq$ à 120 mg/l sur un échantillon moyen de 24 heures
- $DCO \leq$ à 90 mg/l sur un échantillon moyen de 24 heures
- PH compris entre 6.6 et 8.5.
-

1-5- Description et fonctionnement des ouvrages de la station

La STEP Est fonctionne selon le procédé d'épuration à boues activées et à moyenne charge. Les eaux usées traitées par la STEP, sont les eaux du côté Est de la ville de Tizi-Ouzou, les étapes d'épuration des eaux de la station sont de l'ordre suivant :

➤ L'arrivée des eaux brutes

La station est équipée d'un regard d'arrivée qui reçoit les effluents

1-5-1- Les traitements primaires

A) **Dégrillage** : représente l'ouvrage de réception

- **Dégrillage grossier manuel** : Après l'arrivée de effluent brute dans cet ouvrage, il subit une première filtration physique mécanique et ce à travers les grilles d'un espacement de 5cm qui permet d'éliminer les déchets volumineuses.



Figure 10 : Dégrilleur grossier

- **Les pompes de relevages en tête**

L'eau relevée vers l'ouvrage de tête à l'aide de quatre pompes submersibles, d'une capacité de $750\text{m}^3/\text{h}$, puis, par fonction gravitaire l'eau circule dans les autres compartiments de la station.

- **Dégrillage fin mécanisé et manuel**

Consiste à faire passer l'effluent à travers des grilles de faibles espacements (25 mm). afin d'éliminer les particules fines.

La récupération des refus de grille, se fait par deux méthodes : automatique et annuel. En mode automatique, la récupération se fait grâce à une vis d'extraction des refus (Vis sans fin) vers la benne des déchets, et son fonctionnement est lié à celui du dégrilleur, l'arrêt étant temporisé à 2mn, afin d'assurer l'évacuation des refus.

B) Dessablage et dégraissage

Cette étape comporte trois processus

- **Reprise des flottants**

Une flottation des huiles et des graisses : Ces produits étant de densité inférieure à celle de l'eau, l'injection des microbulles d'air permet d'accélérer la flottation des graisses. Un bras racleur de surface racle toutes les graisses vers une fosse de récupération.

Le dégraissage s'effectue simultanément avec le dessablage dans le même ouvrage

- **Reprise des sables**

Les sables sont recueillis au fond du bassin après sédimentation par gravité dans un ouvrage rectangulaire, ces particules sont aspirées par une pompe.

- **Extraction et essorage des sables**

Une vis sans fin est implantée à l'extrémité du bassin, assure à la fois l'essorage du sable et le récupère ensuite il se met en charge dans les bennes de récupérations.



Figure 11: Bassin de Dessablage-déshuilage



Figure 12 : Pont de raclage

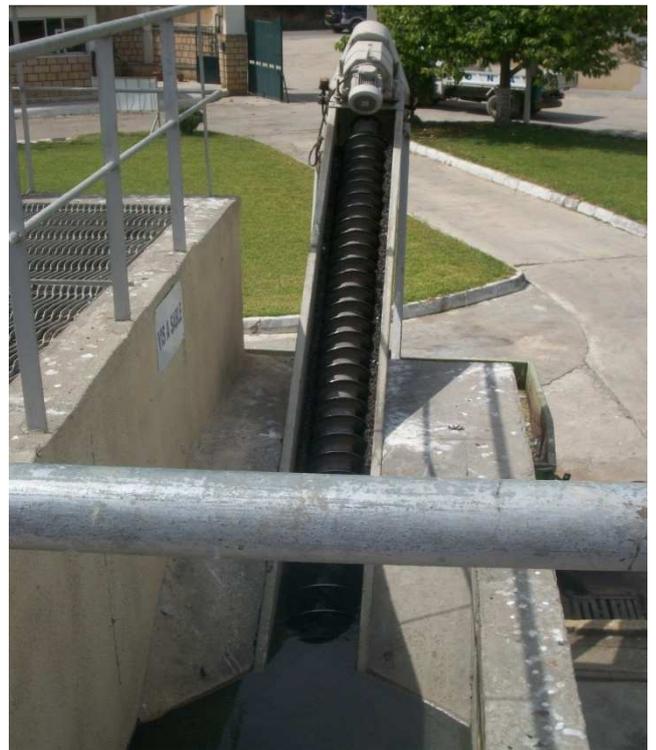


Figure 13 : Vis sans fin

➤ **Soufflante de by-pass**

En cas de crue pluvial anormalement chargée (prévention de l'arrivée massive des sables, d'huiles qui influence sur le processus). Ou en cas d'arrivée d'eau brute anormalement chargée : branchement illicite dans le réseau ; station d'essence ; station de vidange...). Ce dernier assure le bon fonctionnement de la station en cas de problème au niveau des grilles mécaniques (panne, bouchage..).

1-5-2- Traitement biologique

C'est la partie essentielle du l'épuration des eaux résiduaire.

Elle consiste à reproduire, en accélérant, le processus naturel qui existe dans la nature une eau traitée.

a) Bassin d'aération (Réacteur biologique)

L'eau prétraitée sera acheminée vers les bassins de traitement biologique, la station comporte deux unités de bassins d'aération, au niveau de chaque unité il y a deux bassins séparés et alimentée en eau à épurer avec des cultures bactériennes libre.

Le système d'aération est assuré par des aérateurs de surface afin de dissoudre l'oxygène et répondre aux besoins des microorganismes épurateurs.

Le brassage permet de d'homogénéiser le mélanges des floccs bactériens et l'eau usée (liqueur mixte) et d'éviter leur dépôt. Ils représentent les caractéristiques suivantes :

- Longueur : 49,50 m
- Largeur : 16 ,50 m
- Hauteur moyenne : 4m
- Surface : 817 m²
- Volume : 3250 m³
- Nombre d'aération : 03



Figure 14 : Bassin biologique

b) La clarification

Après un temps de séjour dans le bassin d'aération, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé un décanteur secondaire (de type racleur), afin d'assurer la séparation des eaux épurées des boues.

Ces dernières sont recyclées et stockés dans les puits à boue appelé (Boues de recirculation ou boue de retour) utilisé pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices dans les bassins d'aération. L'excédent est évacué vers la stabilisation.

La station dispose de deux clarificateur aux caractéristiques suivantes :

- Hauteur moyenne : 3,10 m
- Surface : 530 m²
- Diamètre périphérique : 26 m
- Volume : 2550 m³



Figure 15: Le clarificateur

1-5-3- Traitement des boues

Les boues sont stabilisées par deux manières distinctes :

a) Stabilisation aérobie

Elle consiste par une aération prolongée de boues, à provoquer et à poursuivre le développement des micro-organismes aérobies, jusqu'à dépasser la période de synthèse et réaliser leurs propres cellules et réaliser leur propre auto-oxydation. Ensuite sont transférées vers l'épaississeur par des groupes de pompes.

Ces boues activées sont stabilisées dans deux stabilisateurs aux caractéristiques suivantes :

- Longueur : 49,50m
- Largeur : 13,25m
- Hauteur moyenne : 4m
- Surface : 656 m²
- Volume : 2250 m³



Figure 16 : Bassin de stabilisation

b) L'épaississement des boues

Cette étape permet d'éliminer un maximum d'eau afin de diminuer les volumes des boues et réduire le coût d'évacuation par épaississement.

Ces boues sont épaissies dans un épaississeur de forme cylindrique aux dimensions suivantes :

- Diamètre : 49,50 m
- Hauteur : 4m
- Surface : 176 m²
- Volume : 740 m³



Figure 17 : Epaississeur

c) Le séchage

Les boues épaissies sont envoyées vers les lits de séchages où elle séjourne entre 20 à 24 jours (figure 15), la station compte vingt lits dont les caractéristiques unitaires sont les suivants :

- Longueur : 30 m
- Largeur : 15 m
- Hauteur de remplissage de boue : 0,70 m
- Surface : 450 m²



Figure 18: Lits de séchage

Ces boues récupérées du décanteur après séchage, peuvent être utilisées comme engrais dans l'agriculture, sinon elles sont envoyées en décharge publiques ou incinérées.

2- Prélèvement et échantillonnage

2-1- Prélèvement et échantillonnage dans la STEP

La méthode appliquée dans la station d'épuration Est de Tizi-Ouzou est celle de l'échantillon composite ; Elle consiste à prélever deux à trois fois par jour un volume déterminé pour l'eau brute (entrée) et pour l'eau épurée (sortie).

Cet échantillon sera conservé au réfrigérateur après avoir effectué quelques analyses journalières. Les analyses complètes y compris l'ammonium, les nitrates, les nitrites et les ortho-phosphates sont faites une fois par semaine.

La durée de notre stage a la station Est de pont de bougie été de 15 jours ce qui nous a permis d'assister à deux reprises aux analyses complètes.

2-2- l'échantillonnage dans l'Oued

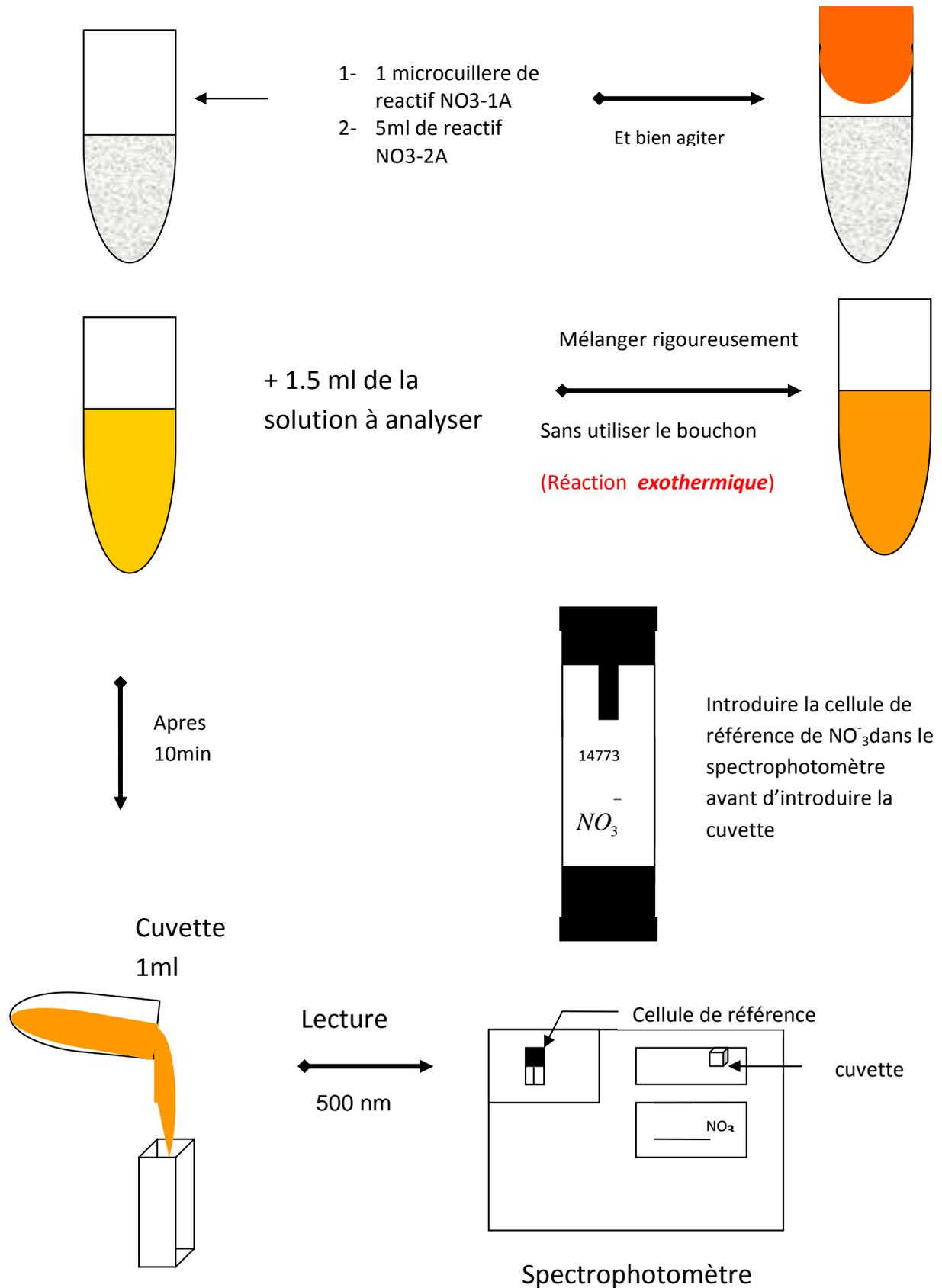
Le prélèvement a été fait au début de mois de mai où il n'y avait pas beaucoup d'eau dans l'Oued ce qui facilite plus au moins l'accès, mais aussi pour bien avoir des idées sur les quantités réelles d'azote et du phosphore dans l'oued, il a été fait en deux points en amont désignés par le point « A » à 50 m de rejet de la station pour assurer un éloignement suffisant des rejets de la STEP, et en aval par le point « B » à 50 m de rejet de la station pour assurer un bon mélange des eaux de l'Oued est ceux de la Station comme le montre la figure 20.



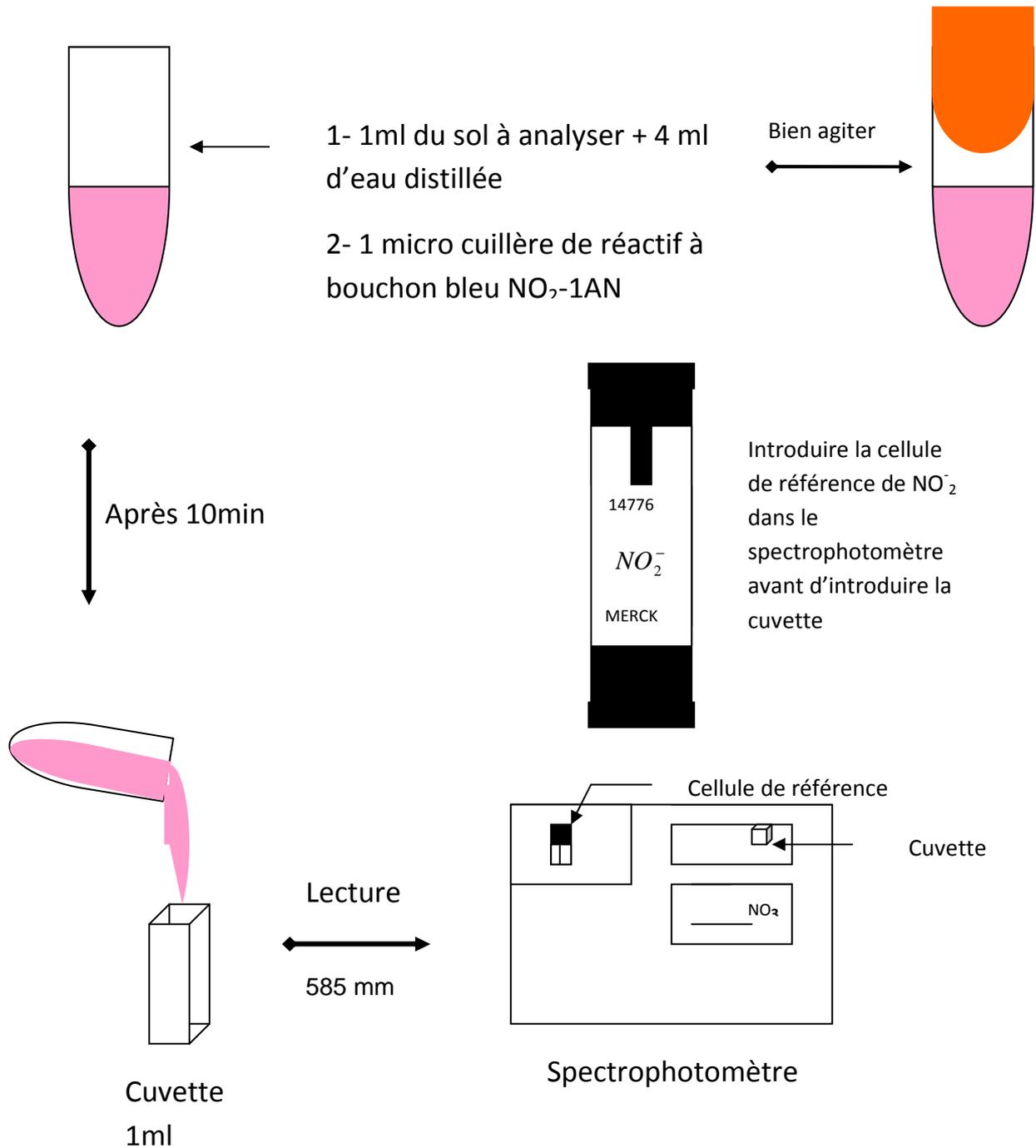
Figure 19 : Image satellitaire montrant les points d'échantillonnage (Google Earth 9/03/2017)

3- Les méthodes d'analyses

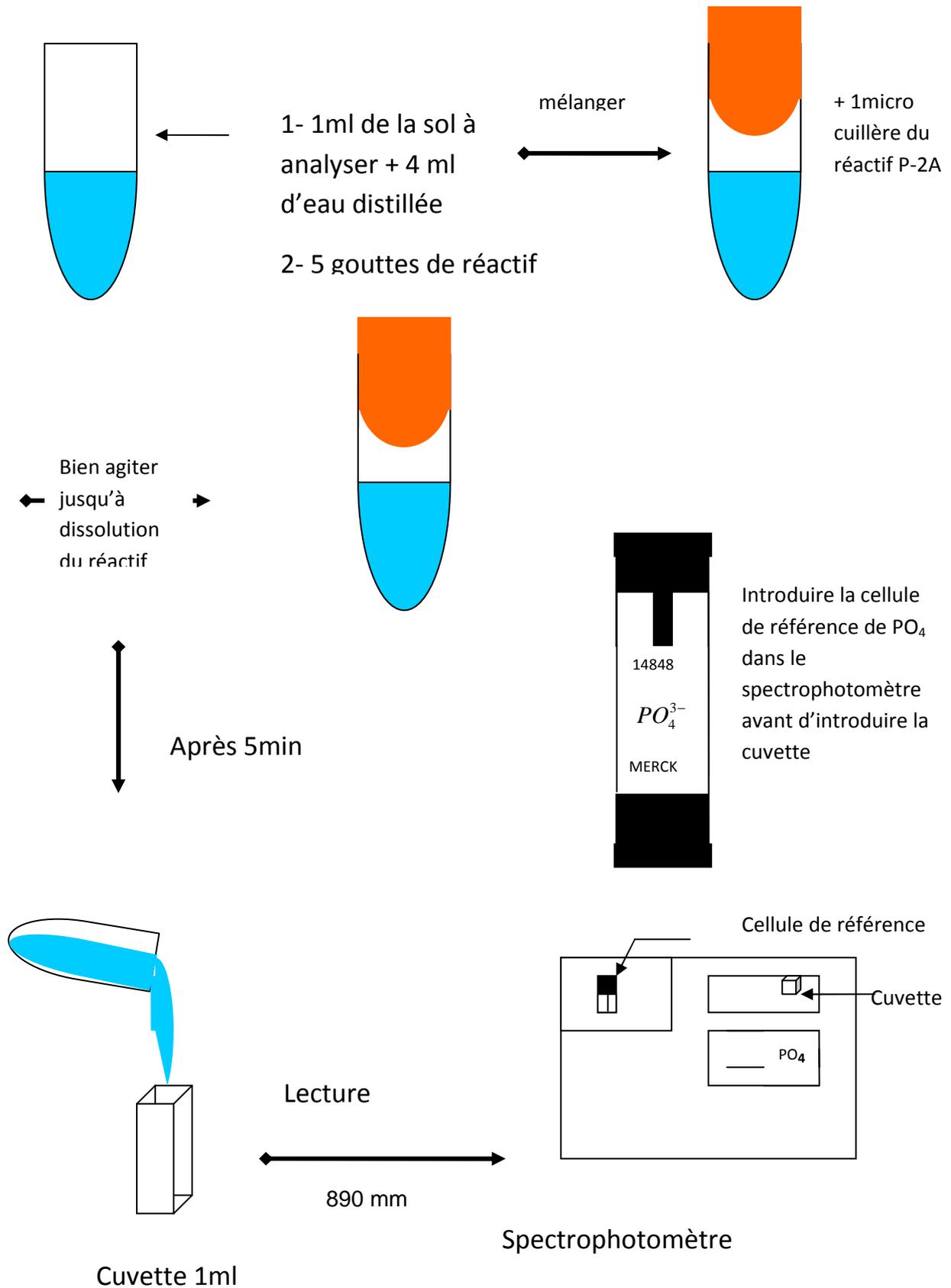
3-1- Mesure des Nitrates NO_3^-



3-2- Mesure des Nitrites NO_2^-



3-3- Mesure des Phosphates PO_4^{3-}



3-4- Mesure de l'Azote Total Kjeldhal NTK



- 1- 1ml de la sol à analyser
- 2- 9ml d'eau distillée et mélanger
- 3- 1 cuillère du réactif à bouchon bleu N-1K et mélanger
- 4- 6 gouttes de réactif N-2K

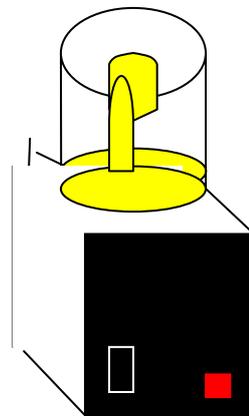
Fermer avec bouchon noir le tube



Et mélanger



Vérifier si le thermo réacteur a atteint les 120°C

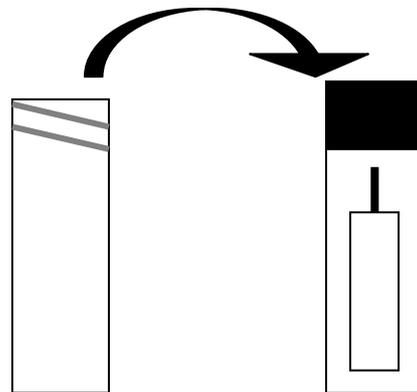


Introduire les tubes dans thermo réacteur et les laisser chauffer pendant 1 heure

Faire sortir les tubes et laisser refroidir 10min



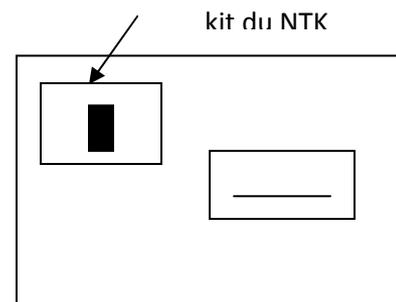
Secouer brièvement le tube de la solution minéraliser



1ml de la sol minéralisée
+

Kit d'analyse

Après 10 min introduire le kit dans le spectrophotomètre et lire la valeur du NTK



Chapitre II : Résultats et discussions

1- Suivi annuel des concentrations des formes d'azote et de phosphore dans les eaux brutes et traitées de la STEP Est de Tizi-Ouzou pendant l'année 2016.

Les résultats des concentrations annuelles des formes d'azote et de phosphore obtenus par l'analyse des eaux brutes et traitées de la STEP Est pendant l'année 2016 sont reportés dans le tableau 4 suivant, ces résultats nous ont été fournis par les personnels de laboratoire d'analyse de la STEP Est (ONA de Tizi-Ouzou) afin de mettre en évidence et d'estimer l'évolution de l'apport d'azote et de phosphore dans les eaux épurés (après le traitement biologique).

Tableau 4 : Résultats des Concentrations annuelles d'Ammonium (NH_4^+), Nitrates (NO_3^-), Nitrites (NO_2^-), Phosphore (PO_4^{3-}) et leurs moyennes dans les eaux brutes et épurées de la STEP Est de la Ville de Tizi-Ouzou pendant l'année 2016.

	Eau Brute				Eau épurée			
	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
Jan	49,34	0,33	0,07	8,38	11,04	3,76	0,16	2,23
Fev	47,41	0,70	0,19	7,9	13,87	18,85	2,34	2,13
Mar	34,83	1,28	0,42	5,69	3,61	15,44	1,20	1,45
Avr	37,73	0,637	0,17	8,98	4,51	15,51	0,68	3,18
Mai	46,82	0,19	0,12	7,93	5,48	5,44	0,14	3,43
Jui	33,32	0,42	0,20	8,08	7,54	3,75	0,10	3,28
Juil	32,23	0,27	0,34	6,95	3,95	9,97	0,26	3,08
Aou	54,99	0,36	0,16	6,7	5,72	3,76	0,15	3,74
Sep	46,12	0,67	0,24	5,88	9,03	9,02	0,31	2,23
Oct	54,18	1,01	0,21	6,38	13,93	6,05	0,11	2,53
Nov	44,38	0,50	0,21	8,48	13,67	5,80	0,29	1,34
Dec	34,30	0,70	0,14	5,93	13,22	7,33	0,35	2,15
moy	42,97	0,59	0,21	7,27	8,797	8,723	0,507	2,564

1-1 Interprétation des résultats :

Les concentrations des formes d'azotes et de phosphore à l'entrée (Eaux brutes) et à la sortie (Eaux traitées) de la station d'épuration pour chaque paramètre sont reportées dans les graphes suivants (20, 21, 22,23) en interprétant l'évolution de leurs concentrations au niveau de la STEP Est:

1-1-1 L'ammonium NH_4^+

La figure 20 montre des charges significatives d'ammonium qui sont enregistrées à l'entrée de la station surtout au mois d'août (54,99 mg/l) et mois d'octobre (54,18 mg/l) cela s'explique par la présence de la pollution ammoniacale dans l'effluent brute ainsi qu'une bonne ammonification s'est réalisée (transformation de l'azote organique en ammonium en conditions d'aérobies et d'anaérobies); à la sortie de la station on remarque des concentrations d'ammonium très faible par rapport à l'entrée, une grande partie est éliminée, cette diminution est due à l'oxydation d'ammonium en nitrite par (nitritation) et les nitrites en nitrate par (nitrification) lors du traitement biologique en conditions d'aérobies.

La partie restante de l'ammonium est due au temps de séjour court de la boue dans le réacteur biologique.

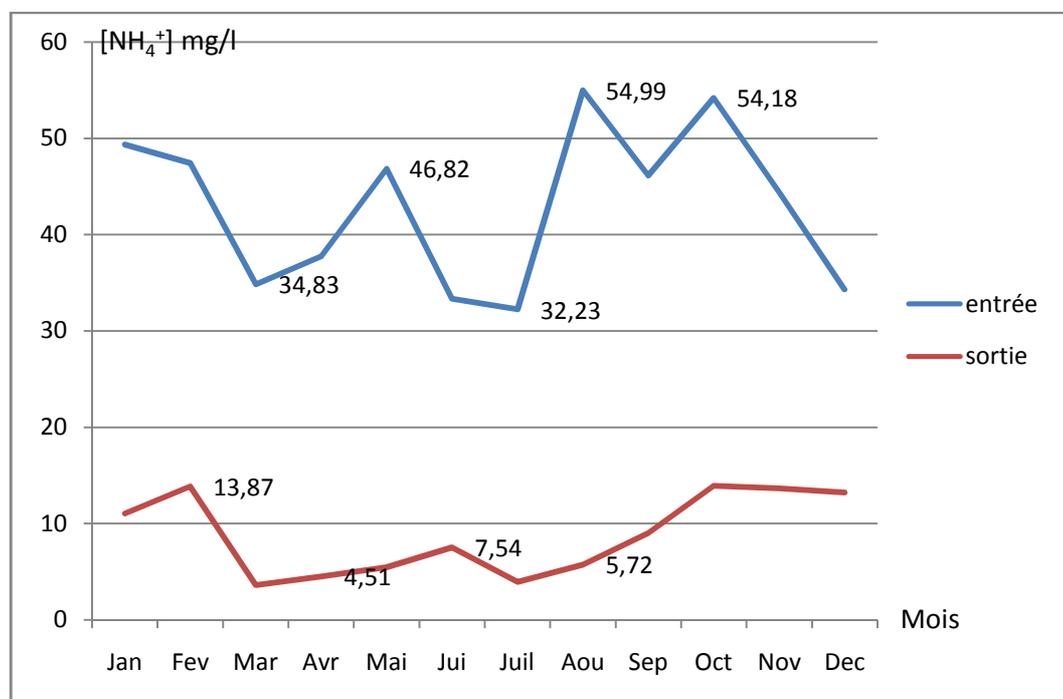


Figure 20 : Evolution des concentrations d'ammonium dans la STEP Est pendant l'année 2016

1-1-2 Les nitrates NO_3^-

D'après La figure 21, On remarque que les concentrations des Nitrates à l'entrée de la station sont faibles, cela est expliqué par les concentrations basses d'oxygène dissout qui favorise l'oxydation d'ammonium en nitrate lors du processus de nitrification; à la sortie de station des concentrations élevées de nitrate sont enregistrées surtout durant les mois de février (18,85mg/l) et mars (15,44mg/l) donc les eaux sont chargées en nitrates par apport aux eaux brutes, elles sont dues au processus de nitrification qui s'est déroulé en présence d'aération et des micro-organismes strictement aérobies lors de traitement biologique, ensuite le manque de processus de dénitrification qui permet aux nitrates de se transformer en nitrites puis en gaz N_2 en condition d'anaérobie pour qu'elle soit éliminée des eaux épurées, cela est traduit soit par un dysfonctionnement du système de traitement de la station (un excès d'aération dans les bassins biologiques) ou par un changement brusque des températures.

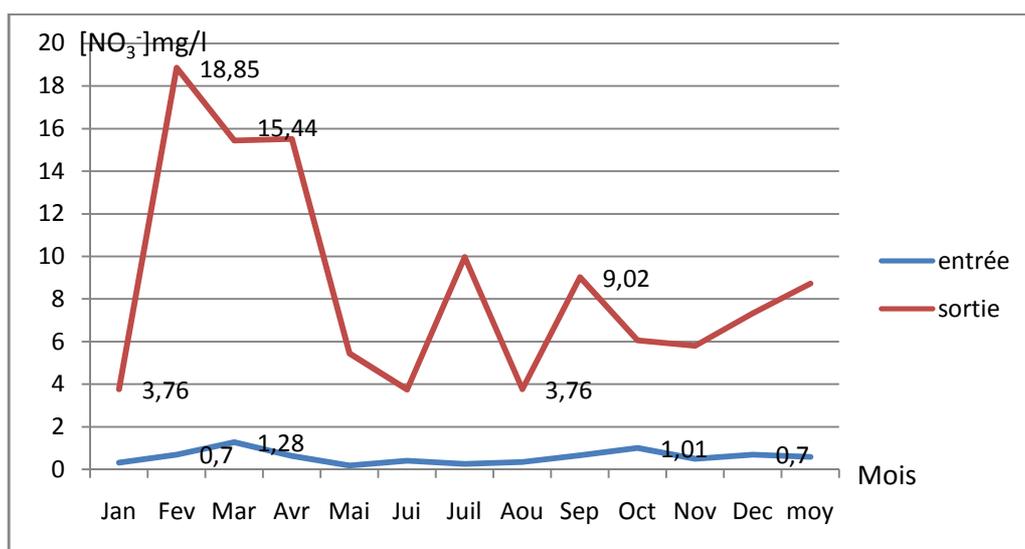


Figure 21 : Evolution des Concentrations des Nitrates dans la STEP Est pendant l'année 2016.

1-1-3 Les nitrites NO_2^-

D'après la figure 22 on remarque des concentrations très basses des nitrites présentes à l'entrée de station, elles sont expliquées par la présence de très faible quantité d'oxygène dissout dans les eaux brutes qui favorise la transformation des ions d'ammonium en nitrite par nitritation pendant la nitrification; à la sortie on remarque des charges très faible

des nitrites qui sont traduit Par la transformation des nitrites en azote moléculaire (N_2) lors de processus de dénitrification en condition d'anaérobie au cours de traitement biologique. A l'exception des mois de Février (2,34mg/l) et Mars (1,20mg/l) on remarque des concentrations très élevées, elles sont dues au défaut du processus de transformation des nitrites en azote moléculaire (N_2) car ce dernier permet d'éliminer les nitrites des eaux traitées, cela peut être à cause d'un dysfonctionnement de système de traitement biologique ou d'un changement brusque de température.

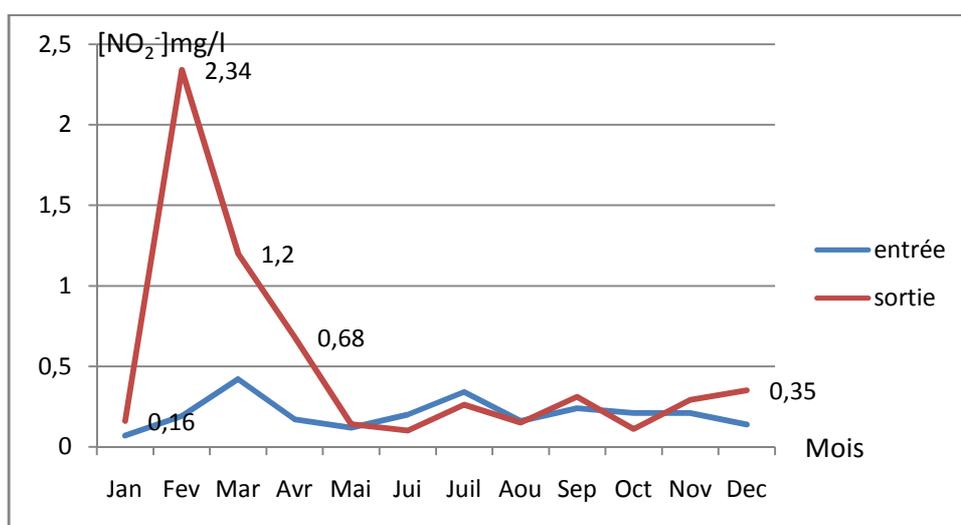


Figure 22 : Evolution des concentrations des Nitrites dans la STEP Est pendant l'année 2016.

1-1-4 Les Ortho-phosphates PO_4^{3-}

La figure 23 montre des concentrations très élevées des Ortho-phosphates à l'entrée de la station (eaux brutes) surtout au mois d'avril (8,98mg/l), cela s'explique par la présence d'un apport important d'eaux usées contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols (produits détergents) et des aliments (eaux ménagères), à la sortie les concentrations des Ortho-phosphates ont diminuées, cette diminution est due au processus d'élimination biologique du phosphore par des bactéries déphosphatantes (Processus de suraccumulation) en alternance des conditions d'anaérobie et d'aérobie.

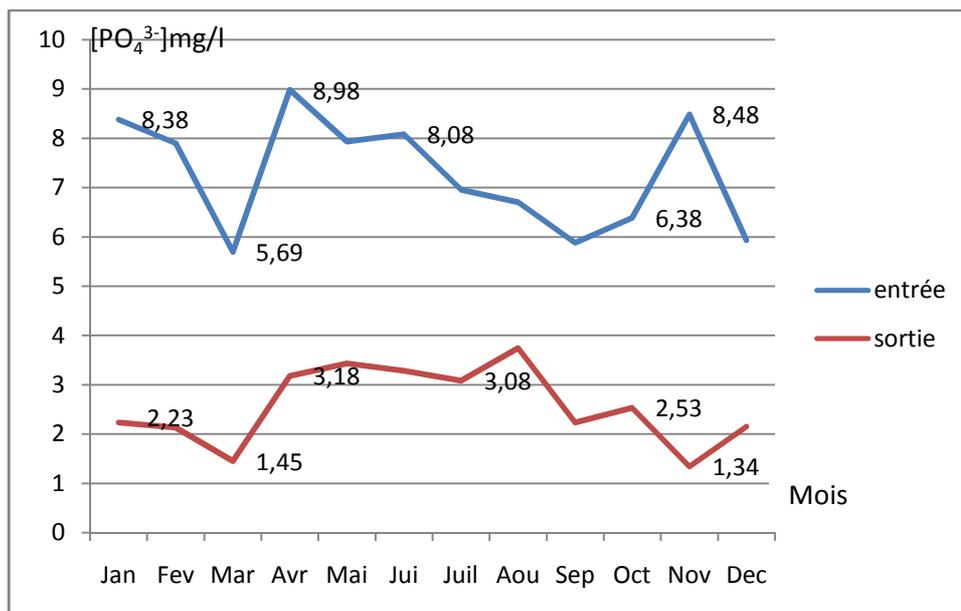


Figure 23: Evolution des concentrations des ortho-phosphates dans la STEP Est pendant l'année 2016

2- Résultats des concentrations des formes d'azotes et de phosphore et d'azote total à l'entrée (Eaux brutes) et à la sortie (Eaux traitées) de la STEP Est ainsi qu'à l'amont et à l'aval de rejet de la station dans l'Oued Sébaou

Afin d'évaluer le taux de contribution de la STEP Est à l'enrichissement de l'oued sébaou en nutriments azotés et phosphorés et à l'eutrophisation des nappes phréatique avoisinantes, on présente respectivement dans le tableau 5 suivant les résultats d'analyses des concentrations de NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , NT et PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie de la STEP ainsi qu'à l'amont et à l'aval de rejet dans l'oued Sébaou.

L'analyse des concentrations d'Ammonium (NH_4^+) ; des Nitrates (NO_3^-) et Nitrites (NO_2^-) et ortho-phosphates (PO_4^{3-}) et d'azote total (NT) sont effectuées au niveau de laboratoire de la STEP Est de Tizi-Ouzou durant notre stage de quinze (15) jours pendant le mois de mai 2017.

(L'amont est désigné par la lettre « A » et l'aval par la lettre « B » de rejet de la station).

Tableau 5 : Résultats des concentrations des formes d'azote (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) et de phosphore (PO_4^{3-}) et azote total (NT) dans la STEP Est (Entrée et Sortie) ainsi à l'amont et à l'aval de rejet de la station dans l'Oued Sébaou.

Paramètre	Entrée	Sortie	A	B
NH_4^+ mg/l	0.22	0.07	32,00	37,00
NO_3^- mg/l	0.39	11,20	5,41	16,94
NO_2^- mg/l	0.076	0.014	0.03	0.012
NK mg/l	5,76	/	/	/
Azote Totale (NT) mg/l	/	17	/	54,44
PO_4^{3-} mg/l	0.27	0.11	1.04	1.34

2-1 Interprétation des résultats

D'après les résultats d'analyses obtenus, On remarque que la station rejette une eau avec un apport de nitrates NO_3^- qui dépasse la norme de rejet (<1mg/l), par contre les autres formes d'azote et de phosphore sont conformes aux normes de rejets.

Les concentrations obtenues de NH_4^+ , NH_3^+ , NO_2^- , PO_4^{3-} et d'azote total (NT) à différents points d'échantillonnages seront reportées sur les graphes suivants (Figure 24, 25, 26, 27, 28) avec leurs interprétations en évaluant le rendement d'élimination au niveau de la STEP Est le taux de contribution de la station à l'enrichissement des nutriments azotés et phosphorés dans l'oued Sébaou :

2-1-1 L'ammonium NH_4^+

La figure 24 montre, à l'entrée de station la concentration d'Ammonium est de 0,22mg/l, à la sortie elle a diminué jusqu'à 0,07mg/l cette diminution s'explique par la transformation de l'ammonium en nitrite puis en nitrate lors du processus de nitrification dans le bassin d'aération (biologique) qui est bien amorcé avec un rendement de 68,18%.

Dans l'oued, la valeur de l'ammonium à l'amont de rejet de la STEP est de 32,00 mg/l, à l'aval cette valeur a augmenté jusqu'à 37,00 mg/l, donc on conclue que la station contribue avec un taux de 13,51% de plus à celui déjà existant à l'enrichissement de l'oued en ions d'ammonium.

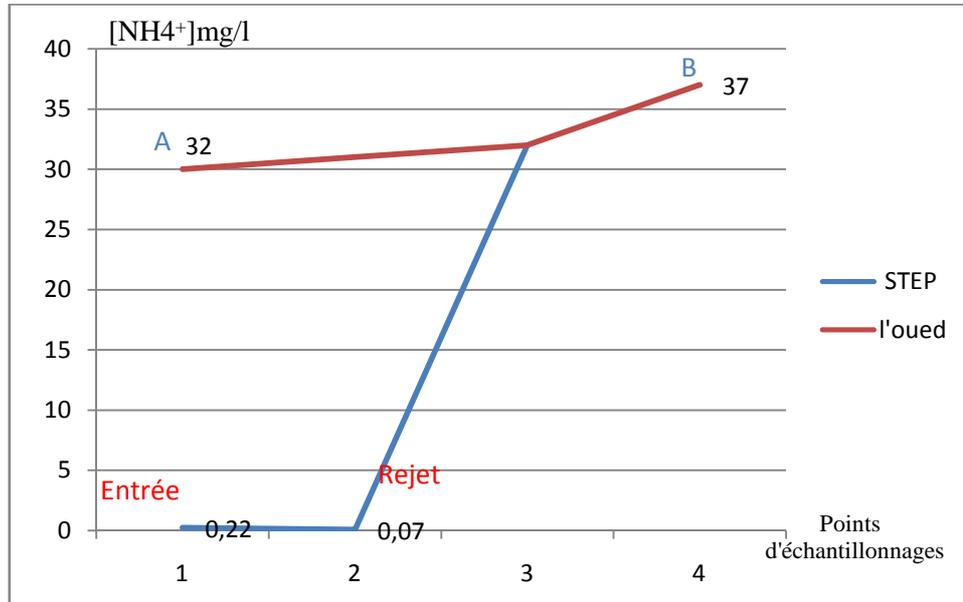


Figure 24: Evolution de concentration de NH_4^+ dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou.

2-1-2 Les Nitrates NO_3^-

La figure 25 indique qu'à l'entrée de la station la concentration de nitrate est de 0,39mg/l, à la sortie cette teneur a augmentée jusqu'à 11,2 mg/l cette augmentation est traduite par l'oxydation des ions d'ammonium en nitrates par le processus de nitrification ainsi que le processus de dénitrification qui n'a pas eu lieu durant le traitement biologique.

Cette augmentation significative est de 96,51%.

Dans l'Oued indique que la concentration des nitrates à l'amont de rejet de la STEP Est est de 5,41 mg/l, à l'aval cette teneur a augmentée significativement jusqu'à 16,94 mg/l donc on constate que la station contribue largement à l'enrichissement de l'oued en nitrates avec un taux de 66,11%.

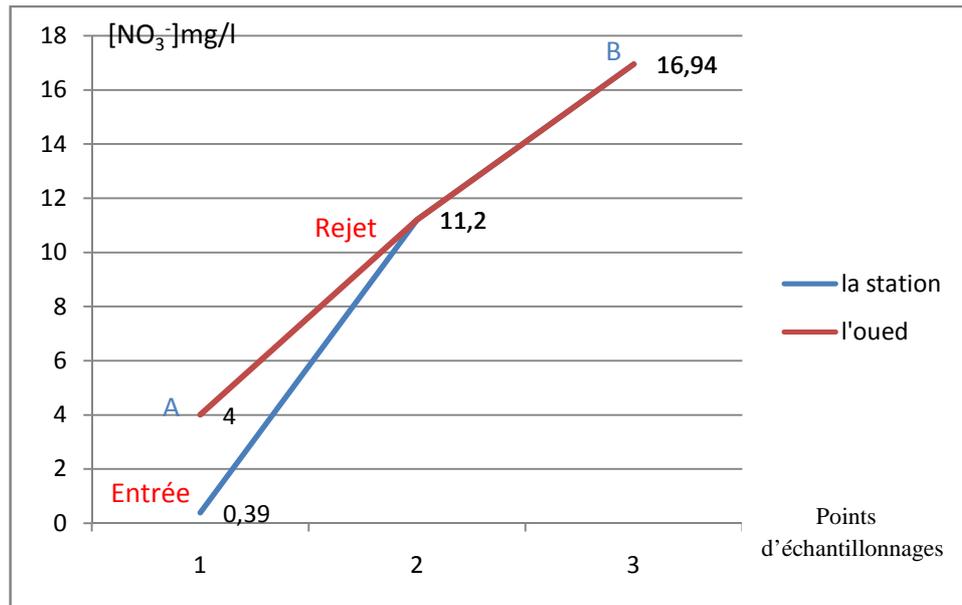


Figure 25 : Evolution de concentration de NO_3^- dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou.

2-1-3 Les Nitrites NO_2^-

D'après la figure 26 on remarque à l'entrée de la station la concentration de nitrite est de $0,076\text{mg/l}$, cette teneur a diminuée à la sortie de STEP elle est de $0,014\text{mg/l}$ ce décroissement est du à la transformation de nitrite en gaz moléculaire (N_2) durant le processus de dénitrification au cours de traitement biologique, le rendement de cette réduction est de l'ordre de $81,57\%$; Ainsi à l'amont de rejet la concentration de nitrate est de $0,03\text{mg/l}$, à l'aval elle est de valeur de $0,012\text{mg/l}$, on remarque une diminution de concentration à l'aval de rejet avec un taux de $53,22\%$.

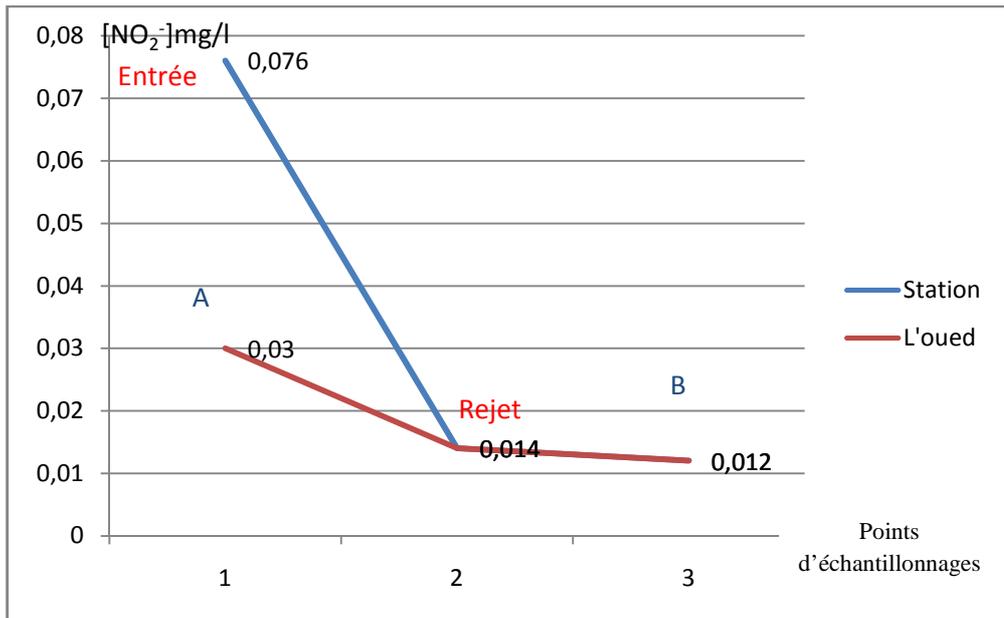


Figure 26 : Evolution de concentration de NO₂⁻ dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou.

2-1-4 l'azote Totale (NT)

La figure 27 montre que la concentration d'azote total à la sortie de station est de 17mg/l, à l'aval de l'oued elle est de 54,44mg/l cette augmentation significative s'explique par la contribution de la STEP Est à l'enrichissement de l'Oued sébaou en azote total avec un taux de 31,22% au surplus à celui existant dans l'oued Sébaou.

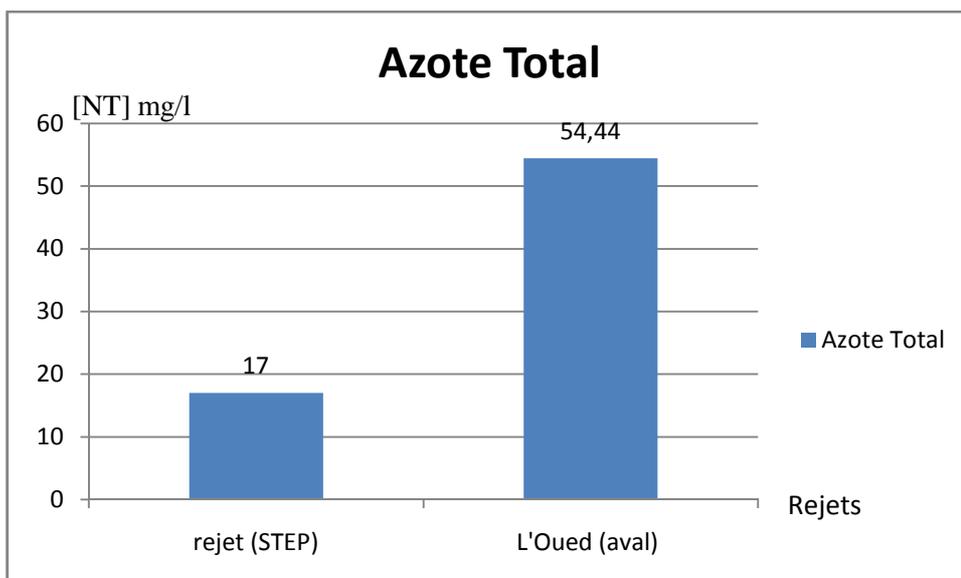


Figure 27 : Evolution de concentration d'Azote total (NT) à la sortie de la STEP Est et dans l'Oued Sébaou (Aval de rejet).

2-1-5 Les ortho-phosphates PO_4^{3-}

La figure 28 indique que la concentration d'ortho phosphate à l'entrée de station est de 0,27 mg/l à la sortie elle est de 0,11 mg/l on remarque une réduction de concentration avec un rendement d'élimination de 40,74%, elle est due au processus d'élimination biologique de phosphore par des bactéries déphosphatantes (Processus de suraccumulation).

Dans l'Oued montre, à l'amont la concentration de PO_4^{3-} est de valeur 1,04mg/l, à l'aval elle est de valeur 1,34mg/l, on remarque que la concentration a augmenté à l'aval de rejet donc cette augmentation est due à la contribution de la STEP Est à l'enrichissement de l'oued sebaou en ortho-phosphates avec un taux de 22,38%.

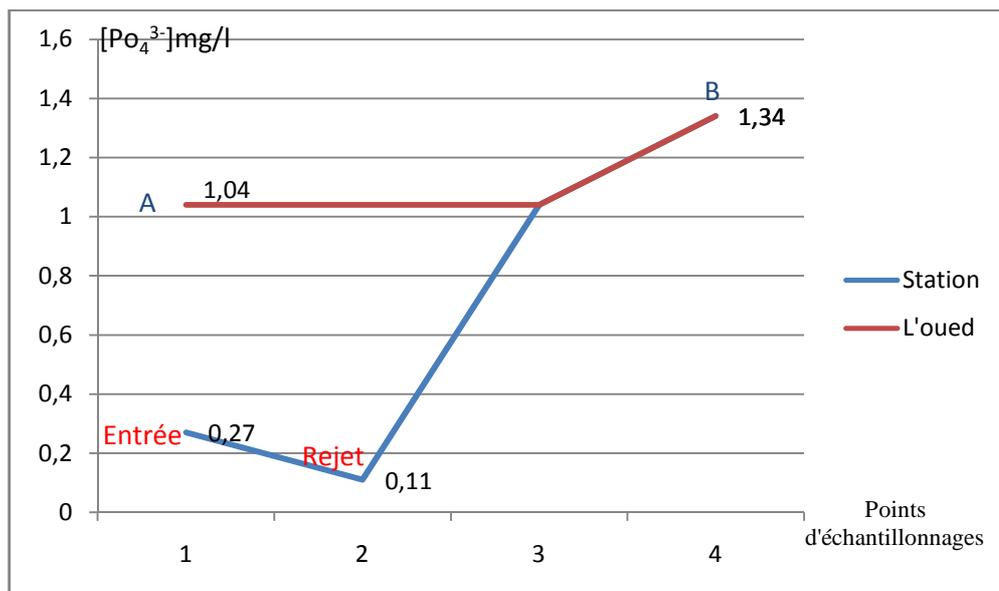


Figure 28 : Evolution de concentration de PO_4^{3-} dans la STEP Est et dans l'Oued Sébaou.

Conclusion

Conclusion générale

Les nutriments (azote et phosphore) sont naturellement présents dans l'environnement. Néanmoins, les activités anthropiques apportent des flux supplémentaires, la présence excessive de ces deux éléments dans les différents milieux aquatiques sont responsables de déséquilibres écologiques et sont préjudiciable à la santé publiques, leur réduction à l'aval des systèmes d'épuration est un facteur clé de la lutte contre la pollution et l'eutrophisation.

L'objectif de notre étude sera porté essentiellement sur :

- Evaluation des concentrations annuelles des formes d'azote et de phosphore à l'entrée et à la sortie de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou a fin de mettre en évidence l'évolution de leurs apports dans les eaux traitées (rejet).
- Estimer le taux de contribution de l'effluent urbain traité de la station d'épuration Est en azote et phosphore à l'Eutrophisation de l'oued Sébaou et les forages avoisinants.

Les concentrations moyennes annuelles des formes d'azote et de phosphore des eaux usées traitées rejetées par la STEP Est, révèlent que les effluents secondaires issus de la STEP Est sont riches en ortho-phosphates ($\text{PO}_4^{3-} = 2,564 \text{ mg/l}$) et surtout en Nitrates ($\text{NO}_3^- = 8,723 \text{ mg/l}$), leurs concentrations dépassent les normes de rejet appliquées.

La comparaison des résultats obtenus après l'évaluation des concentrations des différentes formes d'azote et de phosphore des eaux usées traitées rejetées par la STEP Est ainsi qu'à l'amont et à l'aval de rejet de la STEP dans l'oued sébaou, révèle que la station Est contribue effectivement avec un taux de 31,22% d'azote total, et de 22,38% d'ortho-phosphates à l'enrichissement de l'oued Sébaou en nutriments azotés et phosphorés et à l'eutrophisation des nappes phréatiques avoisinantes.

Recommandation :

A fin de diminuer les concentrations d'azote et phosphore dans les eaux usées traitées rejetées par la STEP Est et dans un souci de préservation des milieux naturels récepteurs et de protection de l'environnement et de la santé publique on opte pour :

- Une réutilisation agricole qui permet d'une part, de fournir des quantités d'eau et d'engrais supplémentaires qui peuvent augmenter significativement le rendement des cultures en tenant compte des besoins des cultures irriguées et de la composition des sols en éléments fertilisants y compris l'azote et phosphore et d'autre part, économiser les ressources naturelles conventionnelles, prévenir l'eutrophisation et éviter la croissance des algues dans les milieux aquatiques.
- Réguler les paramètres de traitement biologique de la station d'épuration tels que l'aération, le temps de séjours et le système de recirculation des boues.
- Favoriser le procédé de nitrification et dénitrification à zone anoxie en tête : Ce procédé repose sur le dimensionnement d'un bassin d'anoxie en tête, brassé et non aéré dans lequel est introduite l'effluent brut, la boue recirculée et la liqueur mixte. Le principe est lié au fait que la dénitrification nécessite une source de carbone qui est maximale dans l'effluent brut. Les nitrates produits dans les bassins d'aérations sont renvoyés par l'intermédiaire du recyclage des boues et de la liqueur mixte dans la zone anoxique, où ils sont réduits en azote gazeux par l'utilisation du carbone contenu dans les eaux brutes.
- Appliquer un traitement tertiaire (complémentaire) permettant l'abattement de la pollution azotée et phosphatée de l'effluent de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou par différentes procédées, biologiques et physico-chimiques afin de garantir une meilleure réduction de cette charge polluante dans les milieux naturels récepteurs.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

1. **Anctil F, 2008.** L'eau et ses enjeux.
2. **Beaudin I., Michaud A., Beudet P. et Giroux M. (2008a).** La mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau. Fiche technique n°1. Québec, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 8p.
3. **Bettach A, 2013.** Traitement des eaux usées domestique par bio dénitrification ; effets des nitrates. (Mémoire de licence) ; Université Chouaib Doukkali- Maroc.
4. **BOEGLIN J.C, 2005.** Traitement biologique des eaux résiduaires. Source 1998, Vol. W2, n° J3 942. (25 réf). Technologie de l'eau. Technique de l'ingénieur, paris, France (Revue).
5. **Boumediene M.A ,2013.** Bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées, cas de la STEP Ain El Houtz Tlemcen. Mémoire de licence en Hydraulique, Technologies de Traitement des Eaux.
6. **Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconie A, (2004).** Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220p.
7. **Bourrier R, 2008.** Les réseaux d'assainissement calculs-applications-perspectives, 5ème Edition Lavoisier, paris, page 1009.
8. **CHEKI F, 2006.** Mémoire de DEUA « étude de L'abattement de la charge polluante azotée en station d'épuration à boues activées (cas de la STEP de MAGHNIA)».
9. **Cemagref ; FNDAE 2001.** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites –© Ministère de l'Agriculture et de la pêche. Cemagref Editions – Document technique FNDAE n° 25.

10. **CEMAGREF, 2010.** Phosphore des eaux usées : Etat des lieux et perspectives, Stricker A-E, Héduit A.
11. **CEMAGREF, 2004.** Traitement de l'azote dans les petites stations d'épuration biologiques des petites collectivités ; 79 p.
12. **Cemagref ; FANDAE, 2004** ©. Ministère de l'Agriculture et de la pêche– Document technique FNDAE n°29, Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées.
13. **Comeau Y, 1997.** Procédés de 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.
14. **Comeau Y, (1990).** La déphosphatation biologique, procédés et conception, sciences et Techniques de l'eau N° 23, p 199-216.
15. **CEMAGREF, 2007.** traitement de carbone et de l'azote pour les stations d'épurations de type boue activée confrontées a des fortes variations de charge et des basses températures. Document technique FNDAE N°34.
16. **DEGREMONT, 2005.** Mémento technique de l'eau, tome I & II, 10^{ème} édition Lavoisier.
17. **DEGREMONT, 1989.** Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, Tome I, paris.
18. **DERONZIER et al, 2001.** Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées ; 24p.
19. **EL HACHEMI O, 2012.** Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieux désertique (OASIS DE FIGUIG) : Performances épuratoires et aspect phytoplanctonique. (Thèse de Doctorat). Université Mohammed Premier.

20. **FPAC (Forest Product Association of Canada), 2008.** Meilleures pratiques de gestion dans l'utilisation des nutriments pour le traitement des effluents.
21. **FNDAE ,2004.** Fond National pour le développement des Adductions d'eau. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, CEMAGREF, n°35, Fiche n° 3 à 7.
22. **FNDAE ; Cemagref ; MAP-DERF, (2002).** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités, 96 pp., Document technique FNDAE, n° 25.
23. **GHAZI N. (2007).** Utilisation des technologies avancées compactes : Réacteur Biologique à Membrane et Réacteur Biologique Séquentiel pour le traitement des eaux grises en vue de leur recyclage à des fins domestiques. Thèse de troisième cycle, institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat.8p.
24. **GROSCLAUDE G, 1999.** Un point sur l'eau. Tome-t-il usage et polluants .Ed. INRA. Paris.210p.
25. **HADE A, 2002.** Nos lacs –les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides, 360 p.
26. **JORAD, 2012.** Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides. Journal officiel de la République Algérienne, N° 41,15 juillet 2012, Algérie, 27p.
27. **KOLLER, 2009.** Traitement des pollutions industrielles : eau, air, sol et boues. Edition 2009.
28. **LADJEL F, 2006.** Exploitation d'une station d'épuration à boue activée niveau 02.Centre de formation et métier de l'assainissement. CFMA-Boumerdes .80p.

29. **LOUNNAS, 2009.** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hamadi-kroma de skikda.
30. **MBEUKAM K. E, 2013.** Evaluation de la qualité bactériologique et physico – chimique des eaux du lac municipal d'Akonolinga. Département des sciences biologiques. (DI.P.E.S. II). Université de YAOUNDE I. P60.
31. **MEKHALIF F, 2009.** (Mémoire de magister); Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement.
32. **MIZI A, 2006.** Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar. ANNABA.
33. **Morel J, (2007).** Les ressources en eau sur terre : origine, utilisation et perspectives dans le contexte du changement climatique- un tour d'horizon de la littérature.
34. **Marsalek J; Schaefer K ; Exall K ; Brannen L ; Aidum B, (2002).** Réutilisation et recyclage de l'eau. Conseil canadien des ministères de l'environnement, Winnipeg (Manitoba). Série d'atelier du CCME sur les sciences de l'eau et les politiques, compte rendu N3, 46 p.
35. **METAHRI M.S, 2012.** Elimination de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées (thèse de doctorat).UMMTO.
36. **OIEau, 2007.** Office Internationale de l'Eau 2007.
37. **REJESK F, 2002.** Analyse des eaux Aspects réglementaires et techniques.
38. **REJESK F, 2005.** « Analyse des eaux ; aspect réglementaires et techniques» ; Centre régional de documentaire techniques pédagogique d'aquitaine.

39. **RODIER J, 2005.** l'Analyse de l'eau 8^{ème} édition, Dunod.
40. **RODIER J, 2009.** l'Analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer 9^{ème} édition, Dunod Paris.
41. **SARR A, 2005.** Mémoire de fin d'études d'ingénieurs de l'équipement rural /34ème Promotion EIER. Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques traitées par lagunage sous climat sahélien - Possibilités et limites de leur réutilisation comme fertilisants en agriculture urbaine à Ouagadougou.
42. **SETER, 2014.** Service Etudes Travaux et Exploitation Réseaux, Reims Métropole 2014.
43. **TEKFI K, 2006.** Mémoire de DEUA «étude des performances épuratoires d'une station à boues actives » université de Tlemcen.
44. **TFYECHE L, 2014.** Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux usées de Ouargla au cours de leur traitement (Mémoire de Master professionnel en traitement des eaux); Université KASDI MERBAH Ouargla.
45. **UNIFA, 2005** (Union des Industries de la Fertilisation).Edition 2005.
46. **VASEL J.L, 2007.** Evolution de l'assainissement individuel : perspective et question en suspens, Journée Cebedeau, 15p.

Annexes

Les méthodes d'analyses

- ❖ Porter avant tout des vêtements de sécurité : gants, masque et lunettes de protection.

1- Dosage des nitrates NO₃⁻

- Méthode : spectrophotométrie
- Mode opératoire :

a) Entrée :

- Préparer le spectrophotomètre
- Appliquer le numéro de programmes 371 et régler la longueur d'onde à 500 nm
- Presser **Read / Enter**, l'affichage indique mg/l NO₃⁻L.
- Préparer une cuvette de 30ml d'échantillon à analyser puis
- Ajouter avec précaution le réactif **nitra ver 6** dans la cuvette puis bien agiter jusqu'à dissolution de réactif.
- Mettre la pastille utilisée dans le récipient de stockage
- Presser **Shift Timer**, pour une période de réaction de 10 min.
- Préparer le blanc en remplissant une cuvette avec 25 ml d'échantillon
- Lorsque le minuteur sonne, l'affichage indique : mg/l NO₃⁻L
- Placer le blanc dans le puis de mesure
- Presser zéro, l'affichage indique 0 mg/l NO₃⁻L
- Essuyer la cuvette avec le papier absorbant puis le mettre dans le récipient de stockage
- Placer l'échantillon préparé dans le puis de mesure, presser **Read/ Enter** le résultat s'affiche.

b) Sortie :

- Préparer le spectrophotomètre.
- Appliquer le numéro de programme 371 et régler la longueur d'onde à 500nm

-Prendre 25 ml d'échantillon et rajouter le réactif nitra ver 5 puis agiter pendant 1 min et attendre 5 min de réaction.

-Préparer le blanc avec 25 ml d'échantillon

- Placer l'échantillon préparé dans le puits de mesure, presser **Read/ Enter** le résultat s'affiche. (Avec la même méthode).

2- Dosage des nitrites NO₂⁻

- Méthode : spectrophotométrie
- Mode opératoire :
 - a) **Entrée** : on ne fait pas la dilution (25 ml)
 - b) **Sortie** : dilution de 1/2 ou 1/5
- Préparer le spectrophotomètre
- Appliquer le numéro de programme 371 et régler la longueur d'onde à 585nm
- Presser **Read / Enter**, l'affichage indique mg/l NO₂⁻ L.
- Remplir une cuvette avec 25ml d'échantillon à analyser
- Ajouter avec précaution le réactif nitra ver 3 dans la cuvette puis bien agiter
- Mettre la pastille utilisée dans le récipient de stockage
- Presser **Shift Timer** pour une période de réaction de 10min
- Préparer le blanc en remplissant la cuvette avec 25 ml d'échantillon
- Lorsque le minuteur sonne, l'affichage indique : mg/l NO₂⁻ L.
- Placer le blanc dans le puits de mesure
- Presser zéro, l'affichage indique 0 mg/l NO₂⁻ L
- Essuyer la cuvette avec le papier absorbant puis le mettre dans le récipient de stockage
- Placer l'échantillon préparé dans le puits de mesure, presser **Read/Enter** le résultat s'affiche.

3- Dosage de l'azote ammoniacal (N-NH₄⁺)

- Méthode : spectrophotométrie
- Mode opératoire :
 - a) Entrée : dilution de 1/100 (1ml)
 - b) Sortie : dilution de 1/25 (4ml).

-Préparer le spectrophotomètre

-Appliquer le numéro de programme 385 et régler la longueur d'onde à 655 nm

- Presser la touche Read / Enter, l'affichage indique mg/l N-NH₄⁺ Salic.

-Remplir une éprouvette avec 25ml d'échantillon à analyser

-Remplir une autre éprouvette avec 25ml d'eau distillé (le blanc).

-Ajouter avec précaution le réactif **Salicylate d'ammonium** pour chaque éprouvette puis boucher et agiter bien jusqu'à dissolution du réactif.

-Mettre la pastille utilisée dans le récipient de stockage

-Presser (**Shift Timer**) et Attendre 3 min pour une période de réaction.

-Lorsque le minuteur sonne, ajouter le réactif **Cyanurates d'ammonium** pour chaque éprouvette, boucher et bien agiter.

-Presser (**Shift Timer**) et attendre 15 min pour une période de réaction.

-Lorsque le minuteur sonne, verser le contenu des éprouvettes dans les cuvettes

- Placer le blanc dans le puits de mesure

-Presser zéro, l'affichage indique 0.00mg/l N-NH₄⁺ L

-Essuyer la cuvette avec le papier absorbant puis le mettre dans le récipient de stockage

-Placer l'échantillon préparé dans le puits de mesure, presser Read/Enter le résultat s'affiche.

4- Dosage des Ortho-phosphates PO₄³⁻

- Méthode : spectrophotométrie

- Mode opératoire :

- a) Entrée : dilution de 1/10 (2,5ml).
- b) Sortie : dilution de 1/10 (2,5ml).

-Préparer le spectrophotomètre

-Appliquer le numéro de programme 490 et régler la longueur d'onde à 890nm

-Presser la touche **Read / Enter**, l'affichage indique mg/l PO₄³⁻L

-Préparer une cuvette de 25 ml d'échantillon à analyser

-ajouter avec précaution le réactif **Phos ver 3** dans la cuvette puis bien agiter jusqu'à dissolution du réactif.

-Mettre la pastille utilisée dans le récipient de stockage

-Presser (**Shift Timer**) et attendre une période de réaction de 2min

-Préparer le blanc en remplissant une cuvette avec 25ml d'échantillon.

- Lorsque le minuteur sonne, l'affichage indique mg/l PO₄³⁻L

-Placer le blanc dans le puits de mesure

-Presser zéro, l'affichage indique 0.00mg/l PO₄³⁻L

-Essuyer la cuvette avec le papier absorbant puis le mettre dans le récipient de stockage

-Placer l'échantillon préparé dans le puits de mesure, presser **Read/Enter** le résultat s'affiche.

- ❖ Après avoir effectué ces analyses, les rejets sont évacués vers le lieu de stockage des produits chimiques par le laborantin dans un moyen de transport des rejets.

Résumé

L'objectif de notre travail s'inscrit sur l'étude de la contribution de la station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou à l'enrichissement de l'oued sébaou en nutriments azotés et phosphorés et à l'eutrophisation des nappes phréatiques (forages) de Boud sis situés entre la commune de Boukhalfa et la commune de Draa Ben Khedda.

La comparaison des résultats obtenus après l'évaluation des concentrations de l'azote et phosphore en eaux usées traitées rejetées par la STEP Est ainsi à l'amont et à l'aval de l'oued sébaou révèle que la station contribue avec un taux de 31,22% d'azote total, et 22,38% d'ortho-phosphates à l'enrichissement de l'oued en nutriments azotés et phosphorés et à l'eutrophisation des nappes phréatiques avoisinantes.

Mots clés : Eau traitée, azote, phosphore, évaluation, taux de contribution, élimination.

Abstract

The objective of our work is a study of the impact of wastewater treatment plant located at the East Tizi-Ouzou to the enrichment in nitrogen and phosphorus nutrients and to the eutrophication of groundwater (drilling) of Boud located between Boukhalfa and Draa Ben Khedda.

The comparison of the results obtained after the evaluation of the concentrations of nitrogen and phosphorus in treated wastewater discharged by this station upstream and downstream of the Sebaou river reveals that the station contributes with a rate of 31.22% total nitrogen, and 22.38% of ortho-phosphates to the enrichment of the river with nitrogen and phosphorus-containing nutrients and eutrophication of surrounding groundwater.

Key-words: treated water, nitrogen, phosphorus, evaluation, contribution rate, elimination.