

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR

FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES



Année : 2013

N° 13

Thèse de Doctorat d'Etat

Ès Sciences Naturelles

Présentée par :

Mohamed Yahya O. LAFDAL

**EVALUATION DE LA PERFORMANCE EPURATOIRE DE LA STATION
D'EPURATION DE NOUAKCHOTT (MAURITANIE) ET DU DEVENIR DES
BACTERIES ET PARASITES PRESENTS DANS LES EAUX AU COURS DU
PROCESSUS DE TRAITEMENT**

Le 30 décembre 2013 devant la commission d'examen composée de MM. :

Président	TOGUEBAYE Bhen Sikina,	Professeur	FST, UCAD, Dakar
Membres	CISSE DIARRA ELKORY FAYE SEYDI	Guéladio, Karamoko, Brahim, Ngor, Malang,	Professeur Professeur Directeur de Recherches Maître de Conférences Professeur
			ITS, Bâle FST, UCAD, Dakar INRSP, Nouakchott FST, UCAD, Dakar EISMV, Dakar

***R*emerciements**

Au terme de ce travail, je voudrais adresser mes sincères remerciements à toutes les personnes qui, directement ou indirectement, ont aidé à en réaliser le contenu à travers leur encadrement, leur appui matériel, leurs avis et leurs conseils.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude au Professeur Malang Seydi, de l'Ecole Inter Etats de Sciences et Médecine Vétérinaires (EISMVs) pour avoir accepté d'encadrer ce travail et pour les précieux conseils qu'il n'a cessé de prodiguer au cours des années qu'a pris la réalisation de ses différentes composantes.

A l'endroit du Professeur Bhen S. Toguebaye, de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université Cheikh Anta Diop, je tiens à exprimer tous mes remerciements et ma reconnaissance pour la disponibilité, les remarques et conseils pertinents apportés et pour avoir accepté de diriger le jury de ce travail.

Les professeurs Gueladio Cissé, Karamoko Diarra, Paul Ngor Faye et Docteur Mohamed Brahim Elkory, Directeur Général de l'INRSP de Nouakchott qui m'ont honoré par leur participation au jury de cette thèse. Qu'ils soient assurés de toute ma reconnaissance.

Mes collègues de l'équipe de la Faculté des Sciences de Marrakech, en particulier MM. Boujemaa Imzila, Lahcen Hassani, Khalid Oufdou, Aicha Ait Alla et Moustapha Barakate qui ont été d'une grande aide pour l'accueil, la fourniture de réactifs et pour avoir apporté leurs remarques sur le corps de ce manuscrit.

Ce travail n'aurait pu se faire sans les appuis dont j'ai bénéficiés auprès de plusieurs chercheurs et responsables administratifs aussi bien en Mauritanie qu'au Sénégal.

Parmi ceux là, j'en cite le Professeur Ahmedou O. Haouba, Président de l'Université des Sciences, Technologie et Médecine (USTM) de Nouakchott qui m'avait très tôt, encouragé à continuer ma formation doctorale.

Les responsables de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université des Sciences, Technologie et Médecine (USTM) de Nouakchott, notamment Professeurs Mohamed Fadel O. Deidda, Doyen et Mohamed Abdel Jelilil O. Houeibib, Secrétaire Général.

A tous mes collègues au Département de Biologie, notamment M. Koné Youssouf, Aly Boukhary, Aw Mamadou, Ahmedou O. Houmeida, Yacouba Diagana, Kébé Alassane, Cheikh Dehah, Dieng Hamidou, Ahmedou O. Taleb, Ahmed El Ghadi et Aminetou.

Mes remerciements vont également à MM. Hamza Ould Amar, Directeur de l'Office National de l'Assainissement (ONAS), Bâ Farba, ancien directeur de l'assainissement au Ministère de

l'Hydraulique et de l'Assainissement, Cherif Kane et Sara Mint Ahmed Kelly du Bureau de Pays du PNUD en Mauritanie.

Je tiens aussi à remercier cordialement toute l'équipe du Laboratoire de l'EISMV pour l'aimable coopération pendant la conduite des expérimentations que j'ai effectuées au sein du laboratoire de référence de Pikine. Je pense à Amadou Lamine Koné, à Madame Dieyneba Angel Drabo, à Madame Aminata Samb Dieye, au Dr. Sylla, à Madame Dia et à tous les collègues au niveau de l'EISMV.

Mes remerciements cordiaux vont aussi à l'équipe administrative à la Faculté des Sciences et techniques de l'UCAD pour les rapports et la compréhension que nous avons tissés au cours des dix dernières années. Une pensée pieuse à notre sœur feu Madame Diop, ancienne Chef de Service de la Scolarité à la Faculté des Sciences et Techniques de l'UCAD.

Mon collègue et ami Arfang Diamanka, chercheur au Département de Biologie Animale à l'UCAD, par son élan de sympathie, de fraternité, d'aide, a été d'un très grand apport, notamment lors des dernières phases préparatoires à la soutenance. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et de mon amitié.

A cela, je tiens à remercier mes collègues de l'Université de Nantes et notamment le Professeur Alain Pineau pour l'appui dont j'ai bénéficié lors de mon séjour de recherche au laboratoire d'éco toxicologie de la Faculté de Pharmacie de Nantes et pour les précieux conseils.

Je remercie l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF), l'UNESCO et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement pour avoir appuyé cette étude à travers des bourses de recherche Excellence PIR-01 et UNESCO-BAC Sc-LSC-99-BAC.

A ma famille et mes amis pour le soutien et l'encouragement sans faille.

Avant Propos

Le présent travail rentre dans le cadre formation des formateurs des enseignants de la FST de l'USTM. Il s'inscrit également dans le cadre de l'optimisation des procédés d'épuration des eaux usées et des recherches dans le domaine de l'hygiène de l'environnement et de l'écologie microbienne.

Ce travail s'est fait au cours de plusieurs années et c'est dans ce contexte que des expérimentations entamées à la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université des Sciences, Techniques et Médecine de Nouakchott, au Centre Universitaire Hospitalier National de Nouakchott (CHUN), à l'Ecole Inter Etats des Sciences et Médecine Vétérinaires (EISMVs) de Dakar et de la Faculté des Sciences Semlalia de l'Université Cadi Ayad de Marrakech ont permis d'améliorer l'optimisation du rendement épuratoire de la station d'épuration de Nouakchott, en publiant des recommandations ponctuelles sur les modalités de fonctionnement de cette station.

Ces expérimentations ont également couvert plusieurs travaux de fin d'études conduits par des étudiants du Département de Biologie de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université de Nouakchott, en plus de séjours de recherche concertés avec d'autres équipes partenaires dans la sous région qui ont également permis de contribuer à l'étude des différents impacts environnementaux et sociaux liés à la réutilisation des eaux usées municipales, notamment les impacts sur la santé publique.

Le présent travail a pour objectif général d'apporter pour la première fois, une appréciation comparative intégrée et consolidée sur la performance d'un procédé conventionnel d'assainissement des eaux usées municipales sous climat aride, pratiqué à Nouakchott en Mauritanie, ainsi que le devenir des principaux groupes microbiens mis en jeu dans ce processus de traitement des eaux usées.

Les objectifs spécifiques de l'étude sont principalement :

- Evaluer le rendement épuratoire obtenu avec la station d'épuration des eaux usées municipales par boues activées et sous différentes conditions d'opérabilité ;
- Comparer les rendements issus du traitement par boues activées à ceux obtenus avec d'autres systèmes d'épuration opérationnalisés dans d'autres pays, de façon à donner des avis consultatifs valables ainsi que des orientations susceptibles de permettre l'optimisation des processus de traitement des eaux usées, prévus dans le cadre du plan directeur de l'assainissement de la ville de Nouakchott pour la période 2016-2026 ;
- Suivre le devenir et caractériser en termes de résistance aux antibiotiques, d'activité hémolytique et de capacité de survie, les bactéries pathogènes représentatives au cours du processus d'épuration, mais aussi lors de la réutilisation des eaux traitées pour des fins agricoles ;

- Caractériser les boues de station d'épuration, en termes bactériologiques et parasitologiques et en évaluer l'effet du chaulage des boues.

Le manuscrit est organisé en six chapitres.

Le premier chapitre est consacré à la présentation de la zone, du contexte et des enjeux de l'étude. Le deuxième chapitre traite de la performance épuratoire de la station d'épuration en termes d'abattement bactérien et chimique dans le cadre d'un suivi patio temporel effectué sur une période de quinze mois et s'intéresse également à la dynamique des espèces d'*Aeromonas* au cours du processus de traitement des eaux usées municipales par boues activées.

Dans le troisième chapitre de l'étude, il a été présenté le résultat de la caractérisation des boues de la station d'épuration.

L'objectif de cette partie est de disposer d'une caractérisation bactériologique et parasitologique des boues issues de la station d'épuration, dans le but d'en évaluer les risques associés à la valorisation dans l'agriculture urbaine. Il s'agit d'évaluer le risque potentiel lié aux bactéries pathogènes et aux œufs d'helminthes auquel les populations humaines et animales peuvent être exposées lors de la réutilisation des eaux usées en agriculture.

Cinq types d'échantillons de boues ont été considérés pour analyse bactériologique et parasitologique : les boues fraîches extraites à partir de l'entrée du système dans le bassin de clarification (BC), la sortie de la station (BS) et les boues admises au niveau des lits de séchage (BL) et avant le traitement par chaulage en plus des boues chaulées à pH 9 et à pH 11 et qui sont directement ensachées pour utilisation sur les périmètres agricoles urbains.

Le quatrième chapitre de l'étude concerne l'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable dans la zone d'épandage des eaux usées de la station d'épuration et se focalise sur le suivi de la qualité bactériologique le long de sa chaîne d'approvisionnement faisant office d'un examen comportemental sur les pratiques d'hygiène liées à l'approvisionnement en eau potable des ménages dans la zone d'épandage des eaux usées de Nouakchott et qui dépendent des bornes fontaines, à travers les charretiers vers les ménages où l'eau est stockée soit dans des réserves semi enterrées soit dans futs métalliques.

Le cinquième chapitre porte sur l'étude de l'évolution de la résistance à certains antibiotiques chez les espèces d'*Aeromonas* mobiles et *E. coli* au cours du traitement des eaux usées, dans l'objectif de vérifier si le passage de ces bactéries impacte l'incidence de résistance aux différents antibiotiques et situer les incidences de monorésistance de ces bactéries à une gamme de molécules fréquemment utilisées dans l'antibiothérapie.

Le sixième chapitre s'est intéressé à l'évolution de l'activité hémolytique au cours du traitement des eaux usées. Cette partie a porté sur la mise en évidence *in vitro* des hémolysines beta et alpha au sein d'une population bactérienne isolée à partir des différentes phases du processus d'épuration des eaux usées, dans le but de vérifier si le passage des

bactéries potentiellement hémolytique au sein des boues activées induit ou non un effet sur l'activité hémolytique.

Une dernière partie de cette étude permet d'énoncer les principales conclusions et de décliner les éléments saillants liés aux problématiques abordées et aux résultats expérimentaux qui y correspondent. Une série de perspectives est également énumérée dans cette dernière partie.

TABLE DES MATIERES

Introduction.....	1
Contexte général de l'étude.....	2
Objectifs	2
Chapitre I	5
Présentation de la zone,.....	5
du contexte et des enjeux de l'étude.....	5
Chapitre I.....	6
Présentation de la zone, du contexte et des enjeux de l'étude.....	6
I.1 Données spécifiques à la zone de l'étude.....	6
I.1.1 Position géographique et profil démographique de la zone de l'étude	6
I.1.1.1 Position géographique	6
I.1.1.2 Profil démographique	6
I.2 Profil environnemental et urbanistique	7
I.2.1 Climat, variabilité et changement climatique	7
I.2.1.1 Climat	7
I.2.1.2 Variabilité climatique	8
I.2.1.3 Principales pressions sur les ressources en eau.....	9
I.2.1.4 Problèmes liés à la qualité.....	10
I.3 Contexte institutionnel et réglementaire	11
I.3.1 Contexte institutionnel	11
I.3.1.1 L'Office National de l'Assainissement (ONAS)	11
I.3.1.2 La Société Nationale des Eaux (SNDE)	11
I.3.1.3 La Direction de l'Assainissement.....	11
I.3.1.4 L'Institut National de Recherche en Santé Publique (INRSP)	12
I.3.2 Contexte législatif et réglementaire	12
I.3.2.1 La Loi Cadre sur l'Environnement.....	12
I.3.2.2 Le Code de l'Eau	12
I.3.2.3 Le Code de l'Hygiène	13
I.4 La station d'épuration de Nouakchott.....	13
I.4.1 Type et conception de la station d'épuration.....	13
I.4.1.1 Les dispositifs de prétraitement (dégrillage - dessablage).....	14
I.4.1.2 Le système de dégrillage.....	14
I.4.1.3 Le système de dessablage et de déshuilage.....	14
I.4.1.4 Le chanel d'oxydation ou le bassin d'aération.....	15
I.4.1.5 Epaississeur de boues	16
I.4.1.6 Les lits de séchage	16
I.4.1.7 Chambre de chloration.....	16
I.4.1.8 Le stockage et l'évacuation des eaux épurées.....	16
I.4.1.9 Le traitement des boues	17
I.4.2 Caractéristiques techniques	17
I.4.3 Agglomérations desservies	17
I.4.4 Assainissement industriel	18
I.4.5 Typologie du réseau d'égout.....	18

I.5 Enjeux de l'étude et importance des paramètres étudiés	19
I.5.1 Principales problématiques abordées par l'étude.....	19
I.5.1.1 La performance épuratoire.....	19
I.5.1.2 La résistance aux antibiotiques	19
I.5.1.3 L'activité hémolytique comme facteur de virulence	19
I.5.2 Importance des paramètres étudiés	20
I.5.2.1 Groupes microbiens.....	20
I.5.2.1.1 Les bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)	20
I.5.2.1.1.1 Description et profil	20
I.5.2.1.1.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	20
I.5.2.1.1.3 Surveillance et prophylaxie	20
I.5.2.1.2 Les coliformes thermotolérants	20
I.5.2.1.2.1 Description et profil	20
I.5.2.1.2.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	21
I.5.2.1.2.3 Surveillance et prophylaxie	21
I.5.2.1.3 Entérocoques.....	21
I.5.2.1.3.1 Description et profil	21
I.5.2.1.3.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	22
I.5.2.1.3.3 Surveillance et prophylaxie	22
I.5.2.1.4. <i>Aeromonas</i>	22
I.5.2.1.4.1 Description et profil	22
I.5.2.1.4.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	23
I.5.2.1.5 <i>Pseudomonas</i>	23
I.5.2.1.5.1 Description et profil	23
I.5.2.1.5.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	23
I.5.2.1.5.3 Surveillance et prophylaxie	24
I.5.2.2 La charge parasitaire.....	24
I.5.2.2.1 Les Protozoaires.....	24
I.5.2.2.1.1 Description et profil	24
I.5.2.2.1.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	24
I.5.2.2.1.3 Surveillance et prophylaxie	24
I.5.2.2.2 Les helminthes	25
I.5.2.2.2.1 Description et profil	25
I.5.2.2.2.2 Pathogénicité et épidémiologie.....	25
I.5.2.2.2.3 Surveillance et prophylaxie	25
I.5.2.3 Paramètres physicochimiques	25
I.5.2.3.1 Le pH.....	25
I.5.2.3.2 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	26
I.5.2.3.3 La demande chimique en oxygène (DCO)	26
I.5.2.3.4 Les matières azotées.....	26
I.5.2.3.5 Matières phosphatées	26
I.5.2.3.6 Les matières en suspension (MES)	26
I.5.2.3.7 Le carbone organique total (COT).....	27
I.5.2.3.8 L'azote total Kjeldahl (NTK)	27
I.5.2.3.9 La conductivité.....	27
Chapitre II	28
Evaluation de la performance épuratoire de la station d'épuration et analyse des abattements.....	28

II.1 Introduction	29
II.2 Paramètres considérés dans l'évaluation du rendement épuratoire	29
II.2.1 Paramètres bactériologiques	29
II.2.1.1 Les bactéries hétérotrophes aérobies (flore mésophile aérobie totale)	29
II.2.1.2 Les coliformes thermotolérants	29
II.2.1.3 Les entérocoques	30
II.2.1.4 Le groupe des <i>Aeromonas</i> mobiles	30
II.2.1.5 Les <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	30
II.2.2 Paramètres physico-chimiques	30
II.2.2.1 Le pH	30
II.2.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	31
II.2.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)	31
II.2.2.4 Le carbone organique total (COT)	31
II.2.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)	31
II.2.2.6 Les matières en suspension	32
II.3 Echantillonnage	32
II.3.1 Points d'échantillonnage	32
II.3.2 Modalités de l'échantillonnage	33
II.4 Matériel et méthodes	33
II.4.1 Méthodes bactériologiques	33
II.4.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)	33
II.4.1.2 Les coliformes thermotolérants	33
II.4.1.3 Entérocoques	33
II.4.1.4 <i>Aeromonas</i> mobiles	34
II.4.1.5 <i>Pseudomonas</i>	34
II.4.2 Méthodes physicochimiques	35
II.4.2.1 Le pH	35
II.4.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	35
II.4.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)	35
II.4.2.4 Le carbone organique total (COT)	35
II.4.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)	35
II.4.2.6 Les matières en suspension (MES)	35
II.5 Résultats et discussion	36
II.5.1 Paramètres bactériologiques	36
II.5.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies	36
II.5.1.2 Coliformes thermotolérants	38
II.5.1.3 Entérocoques	41
II.5.1.4 <i>Aeromonas</i> mobiles	44
II.5.1.5 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	48
II.5.2 Paramètres physicochimiques	49
II.5.2.1 Le pH	49
II.5.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	50
II.5.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)	51
II.5.2.4 Le carbone organique total (COT)	53
II.5.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)	54
II.5.2.6 Les matières en suspension (MES)	56
II.5.3 Evolution de la dynamique des <i>Aeromonas</i> mobiles	57
II.6 Conclusion :	59

Caractérisation des boues	61
de la station d'épuration.....	61

VI.1 Introduction.....	62
VI.2 Matériel et méthodes	63
VI.2.1 Méthodes bactériologiques	63
VI.2.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux).....	63
VI.2.1.2 Les coliformes thermotolérants	63
VI.2.1.3 Entérocoques	63
VI.2.1.4 <i>Aeromonas</i> mobiles	63
VI.2.1.5 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	63
VI.2.2 L'analyse parasitologique	63
VI.2.2.1 Espèces recherchées	63
VI.2.2.2 Méthode de concentration	64
VI.2.2.3 Méthode de numération.....	64
VI.3 Résultats et discussion.....	65
VI.3.1 Caractérisation bactériologique.....	65
VI.3.2 Caractérisation parasitologique.....	68
VI.3.3 Effet du chaulage final.....	70
VI.3.3.1 Flore bactérienne	71
VI.3.3.2 Charge parasitaire	73
VI.4 Conclusion	74

Chapitre IV	76
Evaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable dans la zone	
d'épandage des eaux usées de la station d'épuration	76

V.1 introduction	77
V.2 Matériel et méthodes	77
V.2.1 Site étudié.....	77
V.2.2 Echantillonnage	77
V.2.3 Méthodes bactériologiques.....	79
V.2.3.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)	79
V.2.3.2 Les coliformes thermotolérants	79
V.2.3.3 Entérocoques	79
V.2.3.4 <i>Aeromonas</i> mobiles.....	79
V.2.3.5 <i>Pseudomonas</i>	79
V.3 Résultats et discussion	79
V.4 Conclusions.....	84

Chapitre V	86
Evolution de la résistance aux antibiotiques	86
au cours du traitement des eaux usées	86

III.1 Introduction.....	87
III.2 Matériel et méthodes	87
III.2.1 Souches étudiées.....	87
III.2.2 Antibiotiques testés.....	88
III.2.3 Epreuves de résistance	89
III.2.3.1 Méthode de diffusion (Kirby et Bauer).....	89

III.2.3.2 Méthode de l'incorporation	90
III.2.4 Calcul de l'IRA	90
III.3 Résultats et discussion.....	90
III.4 Conclusions.....	99
Chapitre VI.....	100
Evolution de l'activité hémolytique au cours	100
du traitement des eaux usées.....	100
IV.1 Introduction.....	101
IV.2 Matériel et méthodes	101
IV.2.1 Souches étudiées	101
IV.2.1 Tests de l'activité hémolytique	102
IV.3 Résultats et discussion.....	103
IV.4 Conclusions.....	108
Conclusion générale.....	110
Références bibliographiques.....	119
Résumé	131
Summary.....	131
Annexe 1	133
Annexe 2	136
Annexe 3	137
Mots clés :	139
Key words :	140

Introduction

Le déficit hydrique rencontré dans plusieurs régions de la planète et particulièrement dans les pays du Sahel, a incité les pouvoirs publics dans les pays concernés, à faire de la réutilisation des eaux usées municipales, un objectif et une démarche de grande justification économique et écologique.

Dans certains pays, la réutilisation des eaux usées municipales, industrielles ou pluviales permet de considérer les volumes épurés comme étant une partie intégrante du système hydrique.

Ainsi, des gains considérables sur le plan économique sont obtenus par l'épargne de l'eau potable dans les besoins de l'irrigation et sur le plan écologique et sanitaire par l'abattement considérable de la charge polluante d'où la réduction des risques inhérents au rejet de ces eaux hautement chargées en polluants microbiens et chimiques.

La réutilisation des eaux usées municipales demeure cependant tributaire de l'atténuation des nombreux problèmes sanitaires inhérents à la nature de ces eaux usées. Parmi ces problèmes, vient en premier lieu la présence de germes pathogènes survivants aux différentes étapes des procédés conventionnels de traitement.

La résistance aux antibiotiques, ainsi que la capacité des souches bactériennes à produire des toxines hémolytiques, sont parmi les facteurs considérés prioritaires dans toutes les démarches mettant en jeu la réutilisation des eaux usées municipales traitées.

En Mauritanie comme dans les autres pays du Sahel, la réutilisation des effluents épurés n'a été entamée que très récemment et souvent grâce à des initiatives ponctuelles. Ce retard s'illustre également dans le fait que la présente étude représente la première investigation scientifique de son envergure, effectuée sur la station d'épuration de Nouakchott qui représente par ailleurs la seule station d'épuration fonctionnelle en Mauritanie.

Par ailleurs, le développement des résistances bactériennes aux antibiotiques représente de plus en plus un problème mondial de santé publique. Malheureusement, l'augmentation présumée de la résistance aux antibiotiques au cours du traitement des eaux usées, continue de représenter un souci réel de nature à compromettre cette réutilisation.

De plus, les méthodes d'appréciation de cette résistance ne sont pas suffisamment normalisées pour les études environnementales et nécessitent plus de travail en statistique non paramétrique, d'où l'intérêt de la partie de cette étude consacrée à ce thème et qui a été abordé auprès des équipes expérimentales francophones partenaires basées à Dakar et à Marrakech.

Contexte général de l'étude

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

Globalement, une épuration biologique (boues activées puis bassin de clarification) permet d'éliminer jusqu'à 90 % des virus, 60 à 90 % des bactéries, mais par contre, a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. Selon Asano et Levine (1995), un traitement par boues activées élimine 90 % des bactéries entériques, 80 à 99 % des entérovirus et des rotavirus, 90 % de *Giardia* et de *Cryptosporidium*.

L'abattement ou élimination a lieu grâce à la sédimentation des matières en suspension, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température ; la part la plus importante de l'abattement est due à la sédimentation.

Dans le contexte des zones arides en Afrique de l'Ouest et spécifiquement du Sahel, l'utilisation d'eaux usées en agriculture est une pratique de plus en plus répandue. La culture pluviale ne peut se faire sur une longue période. Par ailleurs, les infrastructures d'assainissement, dans des villes à urbanisation galopante, n'arrivent pas à suivre les besoins.

A partir des usines, des ménages, des marchés, etc., les eaux usées débouchent dans les rues, les lits de rivières, les canaux d'eaux pluviales, les barrages ou dans des stations d'épuration non fonctionnelles. C'est généralement autour de ces eaux usées, plus ou moins stagnantes, que les sites de maraîchage sont créés, par des populations pauvres des zones périurbaines et ou par des populations d'immigrants.

La pratique de l'utilisation de toutes sortes d'eaux usées (eaux usées domestiques ou industrielles) s'y opère alors de manière non planifiée et non contrôlée dans les activités d'agriculture urbaine, incluant l'arrosage de légumes consommables crus, ignorant les directives de l'Organisation Mondiale de la Santé. Les boues des stations d'épuration et le lisier sont utilisés en agriculture. Leur épandage concerne essentiellement les grandes cultures mais également les prairies. La présence dans ces biodéchets, d'agents pathogènes tels les parasites, bactéries et virus, constituent un risque sanitaire pour les humains et les animaux.

Objectifs

Le présent travail a pour objectif général d'apporter pour la première fois, une appréciation comparative intégrée et consolidée sur la performance d'un procédé conventionnel d'assainissement des eaux usées municipales sous climat aride, pratiqué à Nouakchott en Mauritanie, ainsi que le devenir des principaux groupes microbiens mis en jeu dans ce processus de traitement des eaux usées.

Les objectifs spécifiques de l'étude sont principalement :

- Evaluer le rendement épuratoire obtenu avec la station d'épuration des eaux usées municipales par boues activées et sous différentes conditions d'opérabilité ;
- Comparer les rendements issus du traitement par boues activées à ceux obtenus avec d'autres systèmes d'épuration opérationnalisés d'un autres pays, de façon à donner des avis consultatifs valables ainsi que des orientations susceptibles de permettre l'optimisation des processus de traitement des eaux usées prévus dans le cadre du plan directeur de l'assainissement de la ville de Nouakchott pour la période 2016-2026 ;
- Suivre le devenir et caractériser en termes de résistance aux antibiotiques, d'activité hémolytique et de capacité de survie, les bactéries pathogènes représentatives au cours du processus d'épuration, mais aussi lors de la réutilisation des eaux traitées pour des fins agricoles ;
- Caractériser les boues de station d'épuration, en termes bactériologiques et parasitologiques et en évaluer l'effet du chaulage des boues.

Le manuscrit est organisé en sept chapitres.

Le premier chapitre est consacré à la présentation de la zone, du contexte et des enjeux de l'étude.

Le deuxième chapitre traite de la performance épuratoire de la station d'épuration en termes d'abattement bactérien et chimique dans le cadre d'un suivi patio temporel effectué sur une période de 15 mois et s'intéresse également à la dynamique des espèces d'*Aeromonas* au cours du processus de traitement des eaux usées municipales par boues activées.

Dans le troisième chapitre de l'étude, il a été présenté le résultat de la caractérisation des boues de la station d'épuration.

L'objectif de cette partie est de disposer d'une caractérisation bactériologique et parasitologique des boues issues de la station d'épuration, dans le but d'en évaluer les risques associés à la valorisation dans l'agriculture urbaine. Il s'agit d'évaluer le risque potentiel lié aux bactéries pathogènes et aux œufs d'helminthes auquel les populations humaines et animales peuvent être exposées lors de la réutilisation des eaux usées en agriculture.

Cinq types d'échantillons de boues ont été considérés pour analyse bactériologique et parasitologique : les boues fraîches extraites à partir de l'entrée du système dans le bassin de clarification (BC), la sortie de la station (BS) et les boues admises au niveau des lits de séchage (BL) et avant le traitement par chaulage en plus des boues chaulées à pH 9 et à pH 11 et qui sont directement ensachées pour utilisation sur les périmètres agricoles urbains.

Le quatrième chapitre de l'étude concerne l'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable dans la zone d'épandage des eaux usées de la station d'épuration et se focalise sur le suivi de la qualité bactériologique le long de sa chaîne d'approvisionnement faisant office

d'un examen comportemental sur les pratiques d'hygiène liées à l'approvisionnement en eau potable des ménages dans la zone d'épandage des eaux usées de Nouakchott et qui dépendent des bornes fontaines, à travers les charretiers vers les ménages où l'eau est stockée soit dans des réserves semi enterrées soit dans futs métalliques.

Le cinquième chapitre porte sur l'étude de l'évolution de la résistance à certains antibiotiques chez les espèces d'*Aeromonas* mobiles et *E. coli* au cours du traitement des eaux usées, dans l'objectif de vérifier si le passage de ces bactéries impacte l'incidence de résistance aux différents antibiotiques et situer les incidences de monorésistance de ces bactéries à une gamme de molécules fréquemment utilisées dans l'antibiothérapie.

Le sixième chapitre s'est intéressé à l'évolution de l'activité hémolytique au cours du traitement des eaux usées. Cette partie a porté sur la mise en évidence *in vitro* des hémolysines beta et alpha au sein d'une population bactérienne isolée à partir des différentes phases du processus d'épuration des eaux usées, dans le but de vérifier si le passage des bactéries potentiellement hémolytique au sein des boues activées induit ou non un effet sur l'activité hémolytique.

Une dernière partie de cette étude permet d'énoncer les principales conclusions et de décliner les éléments saillants liés aux problématiques abordées et aux résultats expérimentaux qui y correspondent. Une série de perspectives est également énumérée dans cette dernière partie.

CHAPITRE I

PRESENTATION DE LA ZONE, DU CONTEXTE ET DES ENJEUX DE L'ETUDE

Chapitre I

Présentation de la zone, du contexte et des enjeux de l'étude

I.1 Données spécifiques à la zone de l'étude

I.1.1 Position géographique et profil démographique de la zone de l'étude

I.1.1.1 Position géographique

La Mauritanie, pays du Sahel est située à l'ouest du continent africain. Elle est bordée de l'ouest par l'océan atlantique et par le fleuve Sénégal au sud (Figure 1).

La ville de Nouakchott, capitale politique du pays est une agglomération récente bâtie sur un ancien poste colonial érigé en 1908 sur la cote de l'océan atlantique. La ville qui comptait en 2008, 812.000 habitants est desservie par quatre routes nationales menant vers l'intérieur du pays.

I.1.1.2 Profil démographique

La population mauritanienne est passée de 1.864.236 habitants en 1988 à plus de 3,4 Millions en 2010, soit une croissance annuelle de la population, respectivement, de l'ordre de 2,4 à 3,0 % selon les dernières estimations (ONS, 2010).

La densité moyenne est de l'ordre de 3,2 habitants/Km², mais elle varie entre 0,4 habitants/Km² dans les régions désertiques du nord et 20 habitants/Km² dans la zone du fleuve au Sud. La proportion de nomades est passée de 33 % en 1977 à 12 % en 1988 et seulement < 5 % en 2000. La population est jeune, ~ 62,5% ont moins de 25 ans en 2005, et elle présente une grande mobilité spatiale, notamment en direction des centres urbains qui La Mauritanie a connu une urbanisation spectaculaire, la population urbaine passant de 4% en 1962 à 46,7% en 2005 (ONS, 2006) à la suite du mouvement d'exode rural engendré par la sécheresse du



Figure 1
Position de la Mauritanie dans l'ouest africain (source www.lexilogos.com)

Cette urbanisation rapide, ne s'est toujours pas faite conformément au Schémas Directeurs de l'Aménagement Urbain (SDAU), disponibles pour la majorité des villes et crée une forte pression sur les infrastructures sanitaires et scolaires et sur l'ensemble des services urbains (l'eau, l'assainissement, l'habitat et l'électricité). Elle provoque le développement des quartiers informels précaires, une forte extension spatiale des villes, en particulier à Nouakchott, mais aussi dans les autres villes construites autour de nœuds de communication.

Pour la ville de Nouakchott, l'urbanisation n'est pas accompagnée d'un accroissement des capacités d'accueil des centres urbains et des capacités financières et administratives en matière de gestion et d'aménagement urbain. Cette situation entraîne une détérioration des conditions de vie dans le milieu urbain. Environ 300.000 personnes, soit 12% de la population totale vivaient en 2008 dans les quartiers précaires (PNUD, 2012).

La situation est plus grave à Nouakchott, où approximativement 38 % des ménages vivent dans des quartiers périphériques sous - équipés avec une densité de la population de 128 – 368 personnes/ha. A Rosso, près de 25 % de la population vit dans les quartiers précaires.

I.2 Profil environnemental et urbanistique

I.2.1 Climat, variabilité et changement climatique

I.2.1.1 Climat

Situé entre les 15° et 27° parallèles de latitude Nord et 5° et 17° de longitude Ouest, le climat de la Mauritanie est régi par trois centres d'action :

- Anticyclone des Açores, centré au sud-ouest de l'archipel des Açores ; l'alizé maritime issu de cet anticyclone souffle de manière permanente sur le littoral mauritanien de direction nord, nord-ouest.
- Anticyclone de Sainte Hélène ou mousson : centré sur l'Atlantique sud, il souffle de direction sud ou sud-ouest. Il est responsable des pluies estivales.
- Les cellules anticycloniques qui s'installent sur le Sahara en hiver et migrent vers le nord en été donnent naissance à une dépression saharienne. L'Harmattan issu de ces cellules anticycloniques est frais et sec pendant l'hiver et chaud et sec pendant l'été.

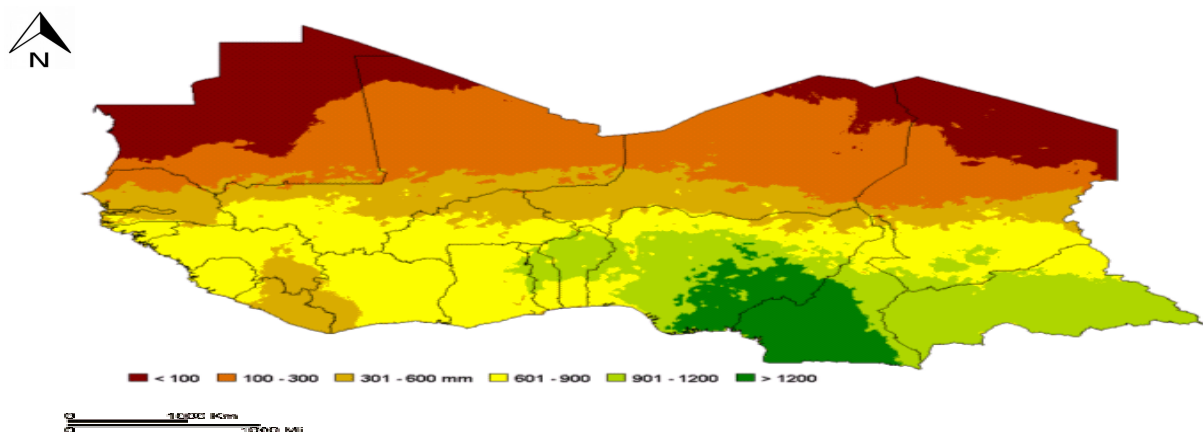


Figure 2.

Données pluviométriques de la zone sahéenne illustrant le déficit hydrique dans une partie du Sahel (source FAO Aghrymet/CILSS)

L'action de ces différents courants d'air engendre une grande variabilité annuelle des précipitations. En tenant compte de la pluviométrie et de sa répartition au cours de l'année, on distingue en Mauritanie trois types de climat (Figure 2):

- un climat tropical sec de type sahélo soudanais caractérisé par huit mois secs dans l'extrême sud du pays (pluviométrie supérieure ou égale à 400 mm) ;
- un climat subdésertique de type sahélo saharien au centre caractérisé par une forte amplitude thermique et une pluviosité comprise entre 200 et 400 mm ;
- un climat désertique de type saharien au nord caractérisé par une pluviosité inférieure à 200 mm/an.

I.2.1.2 Variabilité climatique

Toute la partie nord du pays (environ 75% du territoire national de 1.030.700 Km²) est désertique et faiblement peuplée. La zone sahélienne s'étend d'ouest en est sur une bande de 200 kilomètres. Dans l'ensemble, le climat mauritanien peut être subdivisé en trois saisons : une saison de pluie de juin à octobre, une saison sèche froide d'octobre à mars, une saison sèche chaude de mars à juin. La saison des pluies est très hétérogène dans le temps et dans l'espace. Elle s'étend sur une période de quatre mois, de juin à septembre, selon un gradient nord-sud et ouest est de quelques millimètres à 450 mm/an. L'instabilité interannuelle des pluies est d'autant plus forte que les pluies sont peu abondantes.

Les longues années de sécheresse dont a été victime le Sahel dans les années 1970 - 80, ont frappé durement la Mauritanie. Selon la statistique officielle et la FAO la pluviométrie moyenne a considérablement baissé de 30 à 60%, selon les zones agro écologiques. Cette baisse s'est traduite par le glissement vers le sud du pays de la limite de l'aridité. L'isohyète 150 mm calculé pour les années 1977 – 87 est venu s'installer approximativement à l'emplacement de l'isohyète 250 mm de la période 1941 - 70, soit une extension du désert sur une superficie additionnelle de 150 000 Km².

La vallée du Sénégal qui est la zone la plus arrosée du pays ne reçoit maintenant que 150 à 400 mm. Cette détérioration générale des conditions climatiques du pays, l'extrême variabilité de la pluviométrie et la dégradation du potentiel productif par l'homme ont favorisé et accéléré le processus de la désertification. Les vents de sable, constituent le plus grand danger pour le pays tout entier. La direction nord-est des vents a pour résultante des déplacements de sable NNE-SSO (orientation favorable à l'ensablement des terres fertiles, des oasis, des infrastructures de base) (FAO, 2011).

Les cycles répétés de sécheresse et la tendance lourde de désertification ont considérablement déstructuré l'équilibre socio – économique de la société, caractérisé aujourd'hui par la surexploitation des ressources naturelles, le déséquilibre spatial et l'urbanisation massive.

Les contraintes climatiques conduisent beaucoup d'agriculteurs à la perte de leurs récoltes. Le mirage de l'emploi dans les villes entraîne une migration des campagnes vers les villes. Le taux de croissance urbaine¹ a été de +2,9% par an entre 1977 et 1988. Aujourd'hui, la

Mauritanie serait l'un des pays les plus urbanisés d'Afrique avec un taux de sédentarisation qui atteint quatre vingt quinze pour cent (95%) en 2000.

La seule agglomération de Nouakchott rassemblerait en 2003 presque 600.000 habitants soit presque un quart de la population totale du pays, contre 400.000 au recensement de 1988.

L'Office National de la Statistique ONS estime la croissance de la population de l'agglomération à +2,8% par an, dont ½ de croissance naturelle et ½ de transfert (ONS, 2010).

I.2.1.3 Principales pressions sur les ressources en eau

L'absence d'une gestion globale de la ressource en eau qu'elle soit de surface ou souterraine, observée en Mauritanie, résulte d'une situation institutionnelle jugée incohérente. D'une part, le Ministère chargé du développement rural gère tous les aspects d'hydrologie alors que les ouvrages hydrauliques du type barrage rentrent dans la gestion de la ressource en eau qui relève du Ministère chargé de l'hydraulique. Une solution à cette situation devrait passer par une réforme institutionnelle des deux départements concernés.

L'environnement dans sa dimension multisectorielle et transversale est souvent mal perçu, à tel point, qu'il est assimilé parfois à la préservation des forêts et à la lutte contre la désertification sans tenir compte, en particulier, de l'environnement urbain. Une proposition pour résoudre ce problème, serait la création d'une agence autonome, spécialisée dans l'environnement, dans sa dimension globale et la suppression de la fonction environnementale au sein de l'actuelle Direction de l'aménagement rural et de l'environnement.

Le dysfonctionnement de plusieurs réseaux de distribution d'eau, résulte de l'absence de suivi de plan directeur de développement de réseaux et de la non application de celui-ci en cas d'existence pour l'extension de réseaux futurs. Malgré, le développement spatial des agglomérations urbaines, la topologie des réseaux était souvent restée du type étoile. La création de différentes zones de service eau, permettrait de garantir une qualité du service eau en termes de pression, de débit et de continuité, à condition que la production en amont puisse suivre l'évolution des besoins.

Il est clair, à partir de ce qui précède, que la Mauritanie dispose d'importantes réserves hydriques, aussi bien souterraines que superficielles. Ces ressources sont estimées au total à 16.83 Milliards de m³ (Diagana, 2003).

Malheureusement, pour des raisons diverses, dont notamment la mauvaise répartition géographique des eaux de surface et les coûts élevés d'acheminement et de traitement de celles-ci, les réserves d'eaux souterraines supportent jusqu'ici l'essentiel de la consommation d'eau. Et puisqu'il s'agit de stocks épuisables et probablement non renouvelables (au moins en partie). Tout le monde s'accorde à dire que cette situation met en péril cette ressource et ne peut donc durer indéfiniment, quelque soit l'importance des stocks. La mise à contribution, de la façon la plus importante possible, des eaux de surface, paraît à la fois irremplaçable et salutaire. Les décideurs semblent aller dans ce sens, en décidant de réaliser le projet d'Aftout essahli, considéré comme le plus grand projet à réaliser dans le pays depuis son indépendance, dans le domaine de l'hydraulique.

Le problème est donc plutôt un problème de gestion durable des ressources et présente un certain nombre de lacunes dans l'état actuel des connaissances sur les ressources qui se situent au niveau du taux de rechargement dans les différentes nappes et du comportement des différentes nappes (en particulier celle de Trarza) par rapport à l'avancée présumée du front salé. Ce qui nécessite la mise en place d'un véritable réseau piézométrique national, nécessaire aussi pour le suivi et l'évaluation des réserves (baisse de niveau).

A cela, l'unicité du prix de l'eau sur le territoire n'est pas compatible avec la politique de désengagement de l'Etat, au profit des opérateurs privés. Aujourd'hui, les centres SNDE, n'ont pas une comptabilité propre à chaque centre permettant de décider de la rentabilité de l'exploitation ou de situer son taux de subvention. On constate aussi que les prix pratiqués à la borne fontaine dépassent de plus trente sept pour cent (37%), le prix affiché par la SNDE.

Cette situation est préoccupante dans la mesure 78 % des ménages à Nouakchott, s'approvisionnent auprès des charretiers, qui sont les clients potentiels au niveau des bornes fontaines

I.2.1.4 Problèmes liés à la qualité

La qualité des eaux consommées mérite une surveillance particulière d'autant que le réseau d'eau à Nouakchott se vide fréquemment ; d'où le risque de développement de bactéries au sein des conduites. Le nombre important de réserves d'eau, en particulier celles des bornes fontaine, ne font pas l'objet de contrôle par la SNDE. Certes, les fûts acquis à travers la coopération avec l'UNICEF, ont permis d'améliorer la qualité de l'outil de transport utilisé par les charretiers mais la qualité de l'eau doit être préservée en amont en particulier au niveau de ces réserves d'eau.

Les pertes d'eau engendrent une perte commerciale non négligeable. L'évaluation a été faite sur la base du rendement de réseau déclaré par la SNDE. Toutefois, le recours très courant à l'estimation des consommations d'eau par la SNDE, rend les rendements du réseau difficiles à exploiter. Un autre facteur qui s'ajoute à cela, est celui du fait que le réseau est maillé et l'eau circule en boucle. Le volume livré à l'entrée dans un centre, relève de l'approximation même si la SNDE considère qu'elle a placé une soixantaine de compteurs pour contrôler les débits.

L'eau utilisée par les maraîchers est une perte totale pour la SNDE. Serait-il mieux de légaliser la vente de cette eau à un prix abordable, diminuant ainsi la perte totale actuellement constatée. Des campagnes de sensibilisation sur l'économie de l'eau pourront diminuer le gaspillage et inciter les populations à réaliser des réserves d'eau étanches. Dès la fin du renforcement du réseau d'eau potable de la ville de Nouakchott, la recherche de fuites d'eau demandera une attention particulière.

L'amélioration de l'approvisionnement en eau des quartiers périphériques demande un dialogue avec les bénéficiaires, à travers une approche participative. L'organisation des quartiers et des filières informelles de distribution d'eau, pourrait servir de levier avec une forte implication des municipalités et ONGs.

L'assainissement reste en majorité du type individuel. Toutefois, en dépit de ce choix de fait, les filières spécialisées dans la construction, la collecte et le rejet, ne sont pas organisées et se développent de manière informelle. Dans les édifices publics et les milieux scolaires, les sanitaires sont parfois inexistantes ou dans un état lamentable qui rend la situation d'hygiène très précaire dans un lieu de regroupement du public. Le curriculum scolaire ne fournit pas les bases élémentaires d'hygiène pour les enfants qui constitueront les générations futures.

I.3 Contexte institutionnel et réglementaire

I.3.1 Contexte institutionnel

Les principaux acteurs du sous secteur de l'assainissement sont : l'Office National de l'Assainissement (ONAS).

I.3.1.1 L'Office National de l'Assainissement (ONAS)

L'ONAS est un établissement public à caractère industriel ayant pour mission l'exploitation des dispositifs d'assainissement des eaux usées à l'échelle nationale. Dans la pratique, l'exercice de l'ONAS porte essentiellement sur la station d'épuration de Nouakchott ainsi que sur la mise en œuvre opérationnelle du plan directeur de l'assainissement de la ville de Nouakchott.

I.3.1.2 La Société Nationale des Eaux (SNDE)

La société nationale des eaux (SNDE) est un établissement public chargé de la gestion et la distribution de l'eau dans les grands centres urbains. En effet, l'ex SONELEC (initialement chargée de l'eau et de l'électricité) a été scindée en deux sociétés ; l'une chargée de la gestion de l'électricité (SOMELEC) et l'autre de celle de l'eau (SNDE).

En plus de la gestion et la distribution de l'eau potable en milieu urbain, la SNDE a hérité pendant une longue période de la responsabilité de gérer les réseaux d'assainissement liquide et ne correspond plus à un mandat de gestion de la problématique de l'assainissement liquide.

I.3.1.3 La Direction de l'Assainissement

La Direction de l'Assainissement est une administration centrale du Ministre de l'Hydraulique et de l'Assainissement (MHA). Elle succède à l'ancienne Direction de l'Hydraulique (DH) et a en charge l'élaboration et la mise en œuvre des stratégies et politiques sectorielles de l'Etat, dans le domaine de l'assainissement.

La Direction de l'Assainissement qui représente la tutelle politique de l'ONAS applique la réglementation du secteur, la planification et le suivi des programmes d'investissement, y compris les activités de gestion et de maintenance au secteur privé

I.3.1.4 L’Institut National de Recherche en Santé Publique (INRSP)

L’INSRP est un établissement public à caractère technique et scientifique, exerçant sous le mandat du Ministère de la Santé. L’Institut National de Recherches en Santé Publique ex-Centre National d’Hygiène (CNH) est le fruit de la coopération entre notre Pays et la République Populaire de Chine. La structure a été construite, équipée en 1978 par ce pays ami. Par ailleurs, son fonctionnement technique a été appuyé par l’envoi régulier de missions de spécialistes au cours des trois dernières décennies.

Les travaux réalisés par le Centre National d’Hygiène ont contribué de manière significative, à l’élaboration des programmes et stratégies de santé publique et de leur évaluation par des enquêtes. En 2003, le gouvernement chinois a appuyé la réhabilitation de circuits d’électricité, eau et assainissement de l’INRSP.

I.3.2 Contexte législatif et réglementaire

L’utilisation et la gestion de ressources en eau étant significativement tributaire des dispositions législatives et réglementaires. C’est pourquoi, le dispositif institutionnel a été réformé afin de prendre en charge les impératifs liés à la durabilité de la ressource, bien qu’il reste encore inapproprié d’un point de vue comparatif et sur la base des normes internationales.

I.3.2.1 La Loi Cadre sur l’Environnement

Le Code de l’environnement (Loi 2000-045 du 26 juillet 2000) demeure le texte d’orientation fondamental qui définit les principes généraux de la gestion de l’environnement. Cette loi établit les principes généraux de la protection de l’environnement. Elle garantit la conservation de la biodiversité et l’utilisation rationnelle des ressources naturelles (flore et faune, forêts et zones protégées). Elle a intégré également le concept d’Etude d’Impact Environnemental (EIE) dans le dispositif juridique mauritanien.

Ce texte est actuellement en cours de révision dans le but de prendre en compte toutes les réformes juridiques et institutionnelles récentes ainsi que les engagements internationaux que la Mauritanie a pris au titre de son adhésion à de nouvelles institutions ou de la ratification de nouvelles conventions internationales relatives à l’environnement.

I.3.2.2 Le Code de l’Eau

La loi N° 2005-030 portant nouveau Code de l’Eau, énonce les grandes lignes relatives à la gestion et à la gouvernance du secteur.

Le Code l’Eau qui prend en charge de façon significative la spécificité du sous secteur de l’assainissement liquide, a pour objectif la fixation du régime et des priorités d’utilisation des eaux, les mesures de lutte contre la pollution des eaux. Il constitue un ensemble de dispositions réglementaires indispensables et concerne toutes les ressources en eau permanentes ou non, lacs et étangs relevant du domaine public de l’Etat.

I.3.2.3 Le Code de l'Hygiène

Loi N° 2010-042 portant code de l'hygiène a permis de réactualiser les dispositions du texte initial, promulgué par ordonnance en 1984.

Cette loi vise à doter la Mauritanie d'un dispositif efficace de contrôle sanitaire des aliments et des eaux de boissons, des eaux usées, d'hygiène publique et des organes de surveillance et d'inspections sanitaires.

Cette loi est le fruit d'un long processus de partage avec les différents départements concernés, afin de prendre en considération tous les aspects touchant la santé des populations.

I.4 La station d'épuration de Nouakchott

La station d'épuration de Nouakchott (Figure 3) est de type boues activées et est située entre les Moughataa de Tevragh Zeina et Sebkha. Elle représente la seule station d'épuration des eaux usées municipales actuellement opérationnelle en Mauritanie.



Figure 3

Vue aérienne de la station d'épuration de Nouakchott, sise au voisinage du périmètre agricole intra urbain de Sebkha

I.4.1 Type et conception de la station d'épuration

La station d'épuration existante est du type chenal d'oxydation. Elle est composée des dispositifs suivants :

- Un poste de dégrillage

- Un poste de dessablage
- Un chenal d'oxydation
- Un épaisseur de boues
- Des lits de séchage
- Une cuve de stockage des eaux épurées
- Un bâtiment de service comprenant aussi un laboratoire

Les eaux brutes arrivent de la station de pompage PR2. Après épuration, les eaux sont stockées, mises en charge et distribuées aux agriculteurs maraîchers dont les terrains sont situés juste à proximité de la station d'épuration.

I.4.1.1 Les dispositifs de prétraitement (dégrillage - dessablage)

Ils sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre à l'aval.

Ils ont pour but d'éliminer les éléments solides ou particuliers les plus grossiers, susceptibles de gêner les traitements ultérieurs ou d'endommager les équipements : déchets volumineux (dégrillage), sables (dessablage) et corps gras (dégraissage – déshuilage)

I.4.1.2 Le système de dégrillage

Il consiste à faire passer les eaux usées au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les éléments les plus grossiers. Après nettoyage des grilles par des moyens mécaniques, manuels ou automatiques, les déchets sont évacués avec les ordures ménagères. Le tamisage, qui utilise des grilles de plus faible espacement peut parfois compléter cette phase du prétraitement.

Ce poste de dégrillage comprend une grille à types fixes de 20 mm, à dégrillage manuel, de 900 mm de hauteur et de 2200 mm de largeur incliné à 70°. La grille est installée dans un bac d'arrivée de 500 mm de long et 3000 mm de large.

I.4.1.3 Le système de dessablage et de déshuilage

Il consiste ensuite à faire passer l'eau dans des bassins où la réduction de vitesse d'écoulement fait déposer les sables et flotter les graisses. L'injection des microbulles d'air permet d'accélérer la flottation des graisses. Les sables sont récupérés par pompage alors que les graisses sont montées en surface. On enlève ainsi de l'eau les éléments grossiers et les sables de dimension supérieure à 200 μ ainsi que 80 à 90% des graisses et matières flottantes.

Ce poste est composé de deux canaux de dessablage dont un en fonctionnement et un de secours. Ces canaux sont munis de vannes d'évacuation manuelle des dépôts de sable. Les canaux sont chacun de 1500 mm de largeur et de 4500 mm de longueur. Les vannes d'évacuation de sable sont placées en dessous des deux canaux de dessablage et doivent normalement permettre de vidanger les dépôts sur une plate-forme.

I.4.1.4 Le chenal d'oxydation ou le bassin d'aération

C'est dans ce bassin que se passe le traitement biologique. En effet, grand nombre des micro-organismes sont capables de métaboliser la matière organique et par conséquent de conduire à l'épuration des eaux usées chargées en matières organiques biodégradables. Leur taux faible de matière organique en solution est directement transformé par les bactéries (oxydation), les autres parties en solution et en suspension sont floculées puis entraînées par les micro-organismes sous forme de boue activée.



Figure N° 4
Vue du décanteur principal de la station d'épuration de Nouakchott

Ce bassin doit être suffisamment aéré pour satisfaire aux besoins de flore respiratoire à l'oxydation du substrat à la respiration endogène de la nitrification et de la minéralisation des boues.

Le décanteur de la station (Figure 4) est circulaire et divisé en 3 compartiments concentriques. Au centre, le clarificateur qui est un puits étroit et profond. C'est à partir de ce centre qu'arrivent les eaux venant du chenal d'oxydation. Les eaux se déversent dans un second compartiment où les boues peuvent décanter.

Le clarificateur est muni d'un racleur de fond, il s'agit d'un centrifugeur qui entraîne les boues décantées vers le centre où il existe une conduite d'extraction de boues reliée aux pompes de boue en excès. Les matières flottantes sur le compartiment du milieu sont rassemblées et entraînées par un pont racleur vers une écumoire. Cette dernière est reliée à une fosse de résidus dont l'extraction de son contenu se fait manuellement. Les eaux épurées passent par le déversoir et sont refoulées vers le bassin de stockage V06 au moyen des postes P103 et P104.

I.4.1.5 Epaississeur de boues

C'est un bassin octogonal de 6,1 m de diamètre qui a pour but d'extraire une partie de l'eau interstitielle contenue dans les boues et reliant les particules ensemble. Il s'agit d'un épaississeur statique fonctionnant par décantation et alimentation intermittente. Les boues passent par gravitation depuis le décanteur secondaire vers les pompes à vis d'Archimède V109 et V110 de longueur 5.022 m avec un moteur de 1,5 KW de pompage et 100 m³/h.

Les boues flottantes sont enlevées avec un racleur de surface et évacuées vers une fosse pour boue flottante.

I.4.1.6 Les lits de séchage

C'est le lieu de traitement final des boues. Elle consiste à extraire l'eau qui reste des boues par évaporation et filtration à la station. La station dispose de 12 lits de séchage de 16 x 16 x x 0,35 m, les boues sont extraites de l'épaississeur vers les lits par des pompes d'extraction (vis d'Archimède) de boue.

I.4.1.7 Chambre de chloration

Le traitement tertiaire au niveau de la station se réduit à un traitement bactériologique. L'effluent épuré est désinfecté par l'eau de javel (*HOCl*) fabriquée sur place à partir d'hypochlorite de sodium (*NaOCl*). Une teneur de 2 à 2,5 mg/l est adoptée après désinfection. L'eau traitée est acheminée au périmètre maraîcher.

Il y a aussi une réserve de stockage d'eau traitée. Il est aussi intéressant de signaler que la désinfection de l'eau au niveau de la chambre de chlorate ne fonctionne pas depuis 3 ans. L'eau qui coule vers les cultures maraîchères ne subit pas une désinfection par l'eau de javel.

I.4.1.8 Le stockage et l'évacuation des eaux épurées

Après la décantation secondaire, les eaux passent par gravité vers la station de pompage P103. A partir de cette station, les eaux sont refoulées vers le bassin de stockage V06. Ensuite, les eaux sont stockées dans le bassin V06 de diamètre 13 m.

A partir de ce bassin de stockage, les eaux sont refoulées vers un bac de mise en charge V07 au moyen des postes P105 et P106. De ce bac, les eaux sont évacuées sous pression vers le périmètre maraîcher, situé juste à proximité du site de la station d'épuration.

Les eaux épurées devaient subir avant refoulement vers le bassin de stockage, une désinfection par chloration. Le dosage en chlore devait se faire automatiquement au moyen de 2 pompes doseuses P108 situées dans le local V08. Ce local comprend aussi des bacs de mélange et un matériel de mesure.

I.4.1.9 Le traitement des boues

Les boues passent par la gravité, depuis le décanteur secondaire vers une bêche au pied des pompes à vis d'Archimède V109 et V110. Les vis d'Archimède présentent les caractéristiques suivantes : long 5,022 m, moteur 1,5 KW, débit de pompage 100 m³/h, capacité de refoulement 2,2 m, vitesse de rotation 46 tpm, plan incliné 30°, diamètre extérieur 400 mm, diamètre intérieur 203 mm.

Les vis d'Archimède refoulent les boues vers l'épaississeur et vers une bêche de récupération de celle-ci vers le chenal d'oxydation.

Deux électropompes submersibles de boues excédentaires (P101 et P102) permettent de refouler les boues excédentaires vers le chenal.

L'épaississeur de boue est un bassin octogonal de 6,1 m de diamètre. Les boues sont refoulées à partir de l'épaississeur vers les lits de séchage, au moyen d'une pompe. Douze lits de séchage des boues sont implantés le long du côté Nord-ouest des ouvrages de traitement des boues.

I.4.2 Caractéristiques techniques

La station d'épuration de Nouakchott est située dans la zone située entre Tevragh Zeina et sebkha. Elle admet environ un volume de 1.800 m³ brut exclusivement urbain par jour pour 86.000 équivalents habitants, mais aujourd'hui, avec le problème du réseau d'égouts, ce volume a chuté et il y a des jours où l'eau ne vient pas à la station.

La station est considérée à moyenne charge avec 0,1 Kg de DBO₅ par Kg de matières en suspension et par jour.

I.4.3 Agglomérations desservies

Le réseau d'égout d'assainissement de la ville de Nouakchott est situé au centre ouest de la capitale. Ce réseau de 38 kilomètre linéaires, couvre les quartiers résidentiels des Ilots K, O, U et V. La ville dispose d'un réseau d'assainissement qui draine les eaux usées et pluviales des terrasses et des zones basses, ainsi qu'une partie des eaux pluviales des principaux carrefours.

Le réseau d'assainissement se compose de deux parties :

Un premier réseau en service, d'une longueur de 38 Km environ, desservant trois bassins versants sur la ville.

Le secteur « Capital Est » de 15 hectares (PR1), une partie du secteur « Capital Ouest » de 135 hectares (PR2), le nord du secteur « Capital Ouest » de 84 hectares (PR3).

Ce réseau couvre uniquement le centre ville et l'arrondissement Tevragh-Zeina et dessert environ 1.800 ménages. En 1990, ce réseau a été réhabilité et une station de capacité nominale de 2.000 m³/h a été construite.

Un second réseau, non fonctionnel d'une longueur de 31 Km environ, qui s'est développé sur des bassins versants périphériques, au Nord, à l'Est et au Sud de la zone centrale desservi par le réseau en service. Trois stations de pompage ont été construites (PR5 à 7). Le réseau n'a pas été réceptionné et il n'y a pas de branchement effectué.

En ce qui concerne les eaux pluviales, certains carrefours de la ville ont été dotés d'avaloirs reliés au réseau d'assainissement par l'intermédiaires des fosses remplies de coquillages qui jouent un rôle de bassin de stockage (4 carrefours : BMD et Emel et Ilot K).

L'état de fonctionnement actuel du réseau se caractérise de la manière suivante :

- Pour les collecteurs réalisés depuis 1965, l'état des conduites et des regards de visites est médiocre et la continuité des écoulements n'est plus assurée ;
- Des bouchages et des débordements sont observés le long du réseau ;
- Des affaissements sont constatés au niveau de certains points du réseau construit en 1990 et celui-ci est dans un état moyen ;
- Certains rejets provenant des activités de lavages des poissons ne sont pas contrôlés alors qu'ils peuvent s'avérer nocifs pour le fonctionnement du système d'épuration.

I.4.4 Assainissement industriel

Le projet d'assainissement de la ville de Nouakchott, phase 1, permet de caractériser la situation de l'assainissement du secteur industriel. Celui-ci comprend 43 unités industrielles sur la ville, concentrées sur les secteurs suivantes : Ksar, Tevragh-Zeina, El Mina et Wharf. 27 de ces unités ont été enquêtées lors de l'étude d'assainissement, et leur situation respective se présente ainsi, par rapport à l'assainissement des eaux usées :

La station admet environ un volume de 1.800 m³ brut, exclusivement urbain par jour pour 36.000 équivalents habitants,

I.4.5 Typologie du réseau d'égout

Le secteur « Capitale Est » de 15 hectares (PR1), une partie du secteur « Capital Ouest » de 135 hectares (PR2), le nord du secteur « Capital Ouest » de 84 hectares (PR3). Ce réseau couvre uniquement le centre ville et l'arrondissement Tevragh-Zeina et dessert environ 1.800 ménages. En 1990, ce réseau a été réhabilité et une station de capacité nominale de 2.000 m³/h a été construite.

Un second réseau, non fonctionnel d'une longueur de 31 Km environ, qui s'est développé sur des bassins versants périphériques, au Nord, à l'Est et au Sud de la zone centrale desservi par le réseau en service. Trois stations de pompage ont été construites (PR5 à 7). Le réseau n'a pas été réceptionné et il n'y a pas de branchement effectué.

En ce qui concerne les eaux pluviales, certains carrefours de la ville ont été dotés d'avaloirs reliés au réseau d'assainissement par l'intermédiaires des fosses remplies de coquillages qui jouent un rôle de bassin de stockage (4 carrefours : BMD, Emel, Bâ Bocar Alpha et Hydraulique).

L'état de fonctionnement actuel du réseau se caractérise de la manière suivante :

- Pour les collecteurs réalisés depuis 1965, l'état des conduites et des regards de visites est médiocre et la continuité des écoulements n'est plus assurée ;
- Des bouchages et des débordements sont observés le long du réseau ;
- Des affaissements sont constatés au niveau de certains points du réseau construit en 1990 et celui-ci est dans un état moyen ;
- Etant donné l'état actuel du réseau et l'agressivité du milieu, il est nécessaire de réhabiliter tout le réseau, à l'exception du tronçon réalisé en 1990 ;
- Certains rejets provenant des activités de lavages des poissons peuvent s'avérer nocifs pour le fonctionnement du système d'épuration et ne sont pas contrôlés.

I.5 Enjeux de l'étude et importance des paramètres étudiés

I.5.1 Principales problématiques abordées par l'étude

La présente étude s'attelle à élucider plusieurs problématiques suivantes, liées à l'hygiène de l'environnement et à la performance de l'assainissement liquide.

I.5.1.1 La performance épuratoire

La performance épuratoire fournie par la station occupe une place importante dans les enjeux de cette étude. Cela est dû aux impacts attendus de la réutilisation des eaux usées de l'effluent de cette station, en termes sanitaires. La performance épuratoire de la station a été élucidée à travers un ensemble d'indicateurs microbiologiques et physicochimiques.

I.5.1.2 La résistance aux antibiotiques

Les incidences de résistance aux antibiotiques de plus en plus rencontrées chez les populations bactériennes pathogènes représentent un jeu crucial pour l'antibiothérapie et la lutte contre les maladies infectieuses. Dans le contexte spécifique des eaux usées, cette problématique prend des allures inquiétantes en raison de la propagation facile des souches à travers la contamination des denrées irriguées par des eaux usées épurées.

I.5.1.3 L'activité hémolytique comme facteur de virulence

L'évolution de l'activité hémolytique au cours du traitement des eaux usées municipales revêt une importance toute particulière. C'est pourquoi la mise en évidence *in vitro* des hémolysines β et α au sein d'une population bactérienne isolée à partir des différentes phases du processus d'épuration des eaux usées, devrait permettre de vérifier si le passage des bactéries potentiellement hémolytique au sein des boues activées induit ou non un effet sur l'activité hémolytique.

I.5.2 Importance des paramètres étudiés

Les paramètres étudiés ont été choisis sur la base d'un certain nombre de critères qui conjuguent, d'une part leur importance pour la santé humaine ainsi que la faisabilité technique et les coûts liés à leur mise en évidence.

I.5.2.1 Groupes microbiens

I.5.2.1.1 Les bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)

I.5.2.1.1.1 Description et profil

Les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA), la flore mésophile aérobie totale ou les germes totaux sont des bactéries capables de former des colonies sur une gélose nutritive. La composition et l'abondance des bactéries hétérotrophes aérobies varient d'un milieu à l'autre et donne une très bonne indication sur le niveau de la contamination ou de la dégradation d'une denrée donnée.

I.5.2.1.1.2 Pathogénicité et épidémiologie

Les risques associés à ce groupe sont multiples et renvoient à différentes infections et gastroentérites de différents niveaux de gravité.

I.5.2.1.1.3 Surveillance et prophylaxie

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé, plusieurs millions de personnes dans les pays en développement décèdent chaque année, suite à des épidémiologies liées à la contamination de l'eau potable.

Les germes pathogènes d'origine hydrique portent souvent sur les genres *Flavobacterium*, *Bacillus*, *Salmonella*, *Staphylococcus*, *Enterococcus*, *Escherichia*, *Erwinia* et *Achromobacter*.

I.5.2.1.2 Les coliformes thermotolérants

I.5.2.1.2.1 Description et profil

Les coliformes thermotolérants, ou coliformes thermotolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de 44,5°C. L'espèce la plus fréquemment associée à ce groupe bactérien est *Escherichia coli* (*E. coli*) et, dans une moindre mesure, certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* et *Hafnia* (APHA, 1998; OMS, 1989; Shuval *et al.*, 1986).

Les souches de *E. coli* représentent toutefois 80 à 90 % des coliformes thermotolérants détectés (Barthe *et al.*, 1995; Edberg *et al.*, 2000). Bien que la présence de coliformes thermotolérants témoigne habituellement d'une contamination d'origine fécale, plusieurs coliformes thermotolérants ne sont pas d'origine fécale. Ils proviennent plutôt d'eaux enrichies en matière organique, tels les effluents industriels du secteur des pâtes et papiers ou de la transformation alimentaire (Barthe *et al.*, 1998; OMS, 2000).

Par ailleurs, puisque les coliformes thermotolérants ne prolifèrent habituellement pas dans un réseau de distribution, ils sont utiles pour vérifier son étanchéité, permettant de détecter une contamination fécale découlant par exemple d'infiltrations d'eau polluée dans les canalisations (Mannapperuma *et al.*, 2011). Ils sont aussi de bons indicateurs de l'efficacité du traitement de l'eau, mais comme leur nombre est moins élevé que celui des coliformes totaux, ces derniers leur sont préférables pour cette fonction (OMS, 1996).

I.5.2.1.2.2 Pathogénicité et épidémiologie

Le risque est plus particulièrement lié aux réseaux qui ont un traitement minimal, comme une simple chloration; des vérifications effectuées sur de petits réseaux ont confirmé la présence d'*E. coli* dans 95 % des échantillons positifs en coliformes thermotolérants. Par contre, dans les réseaux qui ont un traitement plus élaboré (floculation, sédimentation, filtration et chloration), la majorité des coliformes thermotolérants appartiennent à une espèce autre que *E. coli*. Toutefois, puisqu'il n'est pas toujours possible de déterminer rapidement la nature des coliformes thermotolérants.

Il importe de noter que certaines espèces de coliformes, comme *Klebsiella pneumoniae*, sont souvent reconnues comme étant des micro-organismes pathogènes en milieu hospitalier (Edberg *et al.*, 2000), mais les souches retrouvées en milieu naturel ne sont habituellement pas les mêmes et n'ont pas un pouvoir pathogène aussi important (Archibald *et al.*, 1997). En période estivale, en particulier lorsque la température de l'eau dépasse 15°C, des proliférations de bactéries sont parfois observées de manière récurrente dans certains réseaux de distribution. Il est alors possible que l'énumération révèle des coliformes thermotolérants qui n'ont pas une origine fécale; leur présence fausse ainsi l'interprétation du test.

I.5.2.1.2.3 Surveillance et prophylaxie

Les coliformes thermotolérants engendrent plusieurs problèmes de santé publique, comme cela a été décrit plus haut.

I.5.2.1.3 Entérocoques

I.5.2.1.3.1 Description et profil

Les entérocoques sont des bactéries à gram positif qui se présentent sous forme de coques à courtes chaînes. Ils peuvent notamment hydrolyser l'esculine en présence de 40 % de bile et ont la capacité de croître à une température entre 10 et 45°C, à un pH alcalin de 9,6, dans une solution contenant 6,5 % de NaCl (Feachem *et al.*, 1983; Hancock et Gilmore, 2000). Ces caractéristiques sont utilisées pour leur identification. Les entérocoques peuvent être détectés en milieu aquatique et témoignent souvent d'une contamination récente.

La classification générale des entérocoques a été modifiée dans les années 80 par la création d'un nouveau genre, *Enterococcus*. Dans ce contexte, plusieurs espèces appartenant antérieurement au genre *Streptococcus* ont été transférées vers le genre *Enterococcus*, ce

dernier correspondant, *grosso modo*, aux streptocoques du groupe sérologique D de la classification de Lancefield.

I.5.2.1.3.2 Pathogénicité et épidémiologie

La persistance des entérocoques dans divers types d'eau peut être supérieure à celle des autres organismes indicateurs (Clausen *et al.*, 1977; Edberg *et al.*, 2000; Elmaroufy, 1992), notamment à cause de leur résistance notoire aux agents désinfectants (Haslay et Leclerc, 1993). Le profil écologique des entérocoques fait d'eux des indicateurs privilégiés, pour évaluer l'efficacité du traitement de l'eau. De plus, leur grande résistance à la dessiccation fait des entérocoques des indicateurs pour le contrôle lors des réparations du réseau de distribution nécessitant un assèchement (FAO, 1993).

Par ailleurs, puisqu'il n'y a généralement pas de croissance des entérocoques dans un réseau de distribution, leur détection témoigne généralement d'une pollution fécale récente (Clausen *et al.*, 1977). Dans ce contexte, il a été récemment reconnu le rôle des entérocoques, à titre d'indicateur de contamination fécale dans les milieux d'eau superficielle (OMS, 1996), des études menées aux États-Unis ayant démontré leur utilité pour mettre en évidence une contamination fécale de l'eau souterraine (USEPA, 2000).

I.5.2.1.3.3 Surveillance et prophylaxie

La détection d'entérocoques dans une nappe d'eau souterraine doit faire sérieusement soupçonner une contamination d'origine fécale et la présence de micro-organismes entéropathogènes.

Simmons *et al.* (2001) font ainsi état d'une certaine corrélation ($r = 0,59$, $p = 0,001$) entre la présence d'entérocoques et celle de coliformes thermotolérants dans une eau de consommation non traitée. De manière plus probante, Charrière *et al.* (1994) ont clairement démontré que la détection d'entérocoques était fortement associée à la présence d'*E. coli* dans des réseaux de distribution approvisionnés par des eaux souterraines. Zmirou *et al.* (1987), ils ont mis en évidence un risque accru de développer une gastro-entérite avec un nombre relativement restreint de entérocoques (3 à 10 bactéries/100 ml).

En ce qui concerne le genre *Streptococcus*, seuls *S. bovis* et *S. equinus* possèdent l'antigène du groupe D et font partie du groupe des entérocoques. On les trouve principalement dans les excréments d'animaux. Les entérocoques se multiplient rarement dans l'eau polluée et leur persistance n'est pas supérieure à celle de *E. coli* et des coliformes

I.5.2.1.4. Aeromonas

I.5.2.1.4.1 Description et profil

Le groupe des *Aeromonas* mobiles sont des bacilles à Gram négatif, facultativement anaérobies, qui mesure entre 0,3 et 1,0 μm de large et entre 1,0 et 3,5 μm de long. La mobilité du bacille est assurée par un unique flagelle polaire. *A. hydrophila* est doté de la capacité de

produire des entérotoxines sensibles à la chaleur qui peuvent ou non être associées à des hémolysines et des cytotoxines.

I.5.2.1.4.2 Pathogénicité et épidémiologie

L'infection à *Aeromonas hydrophila* peut entraîner des complications gastro-intestinales ou non gastro-intestinales. Les symptômes de l'infection gastro-intestinale vont de la diarrhée aqueuse à la diarrhée dysentérique ou sanglante. Une infection chronique est également possible.

Les complications non gastro-intestinales de l'infection à *A. hydrophila* comprennent le syndrome hémolytique et les néphropathies, de même que la cellulite, les infections de plaies et des tissus mous, la méningite, la bactériémie, et la septicémie les infections oculaires, la pneumonie et les infections des voies respiratoires, les infections des voies urinaires chez le nouveau-né, l'ostéomyélite, la péritonite et la cholécystite aiguë. Une diarrhée intermittente persistante peut évoluer vers une infection grave, et ce, parfois des mois après l'infection initiale). *A. hydrophila* est aussi l'agent causal de certaines pathologies des animaux aquatiques, notamment la maladie des pattes rouges de la grenouille, potentiellement mortelle, dont les symptômes sont attribuables aux endotoxines et aux hémolysines produites par la bactérie.

L'eau gravitaire constitue le principal réservoir Les bactéries du genre *Aeromonas* peuvent aussi être présentes dans la boue, l'eau, les fruits et légumes frais, la viande (bœuf, volaille, porc, poisson, crustacés et crevettes) et les produits laitiers.

I.5.2.1.5 Pseudomonas

I.5.2.1.5.1 Description et profil

Le genre *Pseudomonas*, de la famille des Pseudomonadaceae, regroupe des bactéries mobiles aérobies, à Gram négatif, de 2 à 4 µm de longueur, en forme de bâtonnets renflés, avec un flagelle polaire qui joue un rôle important dans la pathogénicité. Ces bactéries sont asporulées et peuvent produire des pigments, tels que la pyocyanine (vert-bleu) et la pyorubine (jaune-vert) fluorescentes. *P. aeruginosa* peut sécréter un vaste éventail de toxines extracellulaires, notamment l'exotoxine A et des entérotoxines.

D'autres substances comme l'acide hydrocyanique, des enzymes protéolytiques, des biofilms et des substances hémolytiques peuvent également contribuer à la pathogénicité de cette espèce. La combinaison de toxines et de substances dangereuses est un facteur qui joue un rôle déterminant dans la forte virulence de *P. aeruginosa* dans différents hôtes.

I.5.2.1.5.2 Pathogénicité et épidémiologie

Pseudomonas spp. sont des agents pathogènes opportunistes qui envahissent souvent le tissu de leurs hôtes et causent une infection et une bactériémie chez les hôtes immunodéprimés (p. ex. VIH/sida, fibrose kystique du pancréas, bronchiectasie et maladie pulmonaire obstructive chronique sévère, brûlures, affection maligne ou diabète sucré).

L'infection siège souvent dans les voies respiratoires inférieures et sa gravité varie, allant de la colonisation sans réponse immunologique à la bronchopneumonie nécrosante sévère; une telle infection grave chez des patients atteints de fibrose kystique, est presque impossible à éradiquer, une fois qu'elle est établie dans les voies respiratoires. La pneumonie à *Pseudomonas* se développe souvent après une contamination oropharyngée ou une bactériémie secondaire. Elle cause fréquemment une pneumonie nosocomiale liée à la ventilation mécanique dans les unités de soins intensifs. Parmi les autres infections possibles, on peut citer l'endocardite, l'ostéomyélite, les infections urinaires, les infections gastrointestinales, la méningite et fréquemment, la septicémie.

I.5.2.1.5.3 Surveillance et prophylaxie

Distribution dans le monde entier. Cette bactérie cause souvent des problèmes dans les hôpitaux, car elle peut être présente sur les appareils, augmentant le risque d'infections nosocomiales. De 30 à 40 % des personnes atteintes de fibrose kystique contracteront une infection à *Pseudomonas*. *P. aeruginosa* est à l'origine de 20 % des pneumonies et de 16 % des infections urinaires. Sa prévalence dans la collectivité est inférieure à celle dans les hôpitaux, et les cas d'infections graves d'origine communautaire sont rares.

I.5.2.2 La charge parasitaire

I.5.2.2.1 Les Protozoaires

I.5.2.2.1.1 Description et profil

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. Les protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire se développant aux dépens de leurs hôtes. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées.

I.5.2.2.1.2 Pathogénicité et épidémiologie

Les protozoaires correspondent à un grand niveau de pathogénicité aussi bien pour l'homme que pour les animaux à sang chaud.

Les protozoaires sont des parasites dits « opportunistes », car ils se développent sur un hôte. Les genres les plus fréquents dans *Giardia*, *Oxurius*, *Toxoplasma* et *Cryptosporidium* et sont rejetés par les animaux et les hommes. Certains genres comme *Cryptosporidium* manifeste une résistance significative aux désinfectants mais la dose infectieuse n'est pas connue avec précision pour la plupart des espèces bien qu'elle pourrait démarrer avec un seul microorganisme.

I.5.2.2.1.3 Surveillance et prophylaxie

La protozoose est une parasitose digestive cosmopolite mais dont la fréquence et l'intensité du parasitisme sont plus élevées dans les pays en voie de développement à faible niveau

d'hygiène. Une grande contagiosité chez les enfants est souvent enregistrée et les parasites infestent souvent les milieux à faible niveau d'assainissement où une source d'eau usée municipale engendre un contact direct avec les personnes dans un contexte de péril fécal.

I.5.2.2.2 Les helminthes

I.5.2.2.2.1 Description et profil

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines, voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est souvent de l'ordre de 10 à 10³ œufs/l (Schwartzbrod *et al.*, 1987; Firadi, 1996 ; Faby et Brissaud, 1997).

I.5.2.2.2.2 Pathogénicité et épidémiologie

La pathogénicité des helminthes est souvent très significative et correspond à un impact socioéconomique important.

Dans l'optique d'évaluer l'impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture sur la distribution des parasitoses intestinales chez les enfants de la zone d'épandage des eaux usées à Nouakchott, une enquête épidémiologique a été effectuée par le Centre National d'Hygiène a été effectuée chez les enfants de la zone d'épandage et dans une zone témoin (dont la population est non exposée au facteur de risque et doit présenter les mêmes conditions socio-économiques que la population de la zone d'épandage).

I.5.2.2.2.3 Surveillance et prophylaxie

L'infestation par les helminthes est un phénomène relativement très rapide dans le contexte du péril fécal. Cette problématique se trouve aggravée par la diversité des espèces pathogènes de cette classe de parasites ainsi que leur cycle assez court. Les principales helminthiases que l'on trouve dans les eaux usées sont généralement l'ascaridiose, la hydatidose, l'ankylostomiase et l'oxyurose. La Prophylaxie passe par le contrôle des eaux, la lutte contre le péril fécal et le traitement efficace des sujets infestés.

I.5.2.3 Paramètres physicochimiques

Les principaux paramètres physicochimiques ayant une importance dans le monitoring de l'épuration des eaux usées par boues activées ont été étudiés. Ce sont :

I.5.2.3.1 Le pH

Le pH qui représente la mesure du caractère acide ou basique des eaux usées est un paramètre important dans le processus d'épuration des eaux usées. En général, l'activité biologique au niveau des boues activées se situe entre des valeurs de pH de 6.5 à 8. En dehors de cet intervalle, le pH affecte la vie aquatique et par conséquent influence l'autoépuration du milieu naturel.

Le chaulage des boues entraînent une grande hausse du pH qui impacte la qualité et la quantité de la flore microbienne. Les différentes corrélations pertinentes peuvent être recherchées entre le pH et les autres principaux paramètres physico-chimiques.

I.5.2.3.2 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les phénomènes d'autoépuration dans les eaux superficielles résultent de la dégradation des charges organiques polluantes par les micro-organismes. La demande biologique en oxygène est, par définition, la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes vivants pour assurer l'oxydation et la stabilisation des matières organiques présentes dans l'eau usée. C'est un paramètre qui permet d'évaluer la fraction de la pollution organique biodégradable.

Par convention, la DBO₅ est la valeur obtenue après cinq jours d'incubation (Cadillon *et al.*, 1993). La gamme de la DBO₅ des eaux usées urbaines en Afrique de l'ouest est estimée entre 200 et 400mg/L (Himmi *et al.*, 2005).

I.5.2.3.3 La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique.

Vu la simplicité de mesure de la DCO et sa précision, il s'est avéré nécessaire de développer des corrélations entre la DBO₅ et la DCO, ainsi le rapport DCO/ DBO₅ des eaux usées urbaines. Ce rapport est proche de 2 (Gomella et Guerree, 1978). Le rapport DCO/ DBO₅ des effluents domestiques est situé entre 1,9 et 2,5. (Hamdani, 2004).

I.5.2.3.4 Les matières azotées

Les formes de l'azote dans les eaux usées sont l'azote total (NTK), les nitrates (NO₃⁻) et les nitrites (NO₂⁻). En plus de la toxicité de la forme ammoniacale et nitrique, l'azote intervient dans le phénomène de l'eutrophisation. Donc, sa caractérisation et sa quantification sont primordiales pour les rejets liquides dans le milieu naturel (Deronzier *et al.*, 2001).

I.5.2.3.5 Matières phosphatées

C'est la quantité de phosphore total contenu dans l'eau sous diverses formes : polyphosphates, organophosphates et orthophosphates. Le phosphore est aussi responsable de l'eutrophisation du milieu aquatique, d'où l'obligation de sa détermination (Martin, 1987).

I.5.2.3.6 Les matières en suspension (MES)

C'est la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau (Gomella et Guerree, 1978). Les matières en suspension sont responsables d'ensablement et de baisse de pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui entraîne une diminution de l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton.

I.5.2.3.7 Le carbone organique total (COT)

Le carbone organique total (COT) est la quantité de carbone lié dans un composant organique. Il est souvent utilisé comme indicateur non spécifique de la qualité de l'eau. La méthode rapide de détermination du COT par méthode colorimétrique constitue une méthode facile pour garantir des résultats satisfaisants. Cet indicateur donne une très bonne idée de la charge polluante organique des eaux usées.

I.5.2.3.8 L'azote total Kjeldahl (NTK)

L'azote total Kjeldahl (NTK) est une appellation qui désigne la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique. L'azote qui se retrouve sous forme oxydée, tel que les nitrites ou les nitrates par exemple, n'est pas mesuré par cette technique.

Il représente la charge azotée des eaux résiduaires d'origine urbaine, et dont la source principale est l'urine. Il se trouve principalement sous formes ammoniacale et organique. L'industrie peut également être une source de pollution azotée: azote ammoniacale, azote nitrique, azote organique.

Il est rejeté environ 13 à 15 grammes d'azote par habitant et par jour dont 1/3 sous forme ammoniacale et 2/3 sous forme organique. Dans le réseau d'égout et selon sa longueur, les formes organiques se transforment en ammoniacale selon la filière 2 du cycle de l'azote (ammonification). En fin de réseau, les proportions en azote sont généralement de 1/3 organique et 2/3 ammoniacal.

Dans le cas de la station d'épuration de Nouakchott, ce paramètre devrait représenter un moyen, important d'appréciation.

I.5.2.3.9 La conductivité

La conductivité est la mesure de la capacité d'une eau à conduire un courant électrique. La conductivité varie en fonction de la température. Elle est reliée à la concentration et à la nature des substances dissoutes. En général, les sels minéraux sont de bons conducteurs par opposition à la matière organique et colloïdale, qui conduit peu.

Par conséquent, dans le cas des eaux usées fortement chargées en matière organique, la conductivité ne donnera pas forcément une idée immédiate de la charge du milieu. Dans les autres cas, elle permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau et d'estimer le volume d'échantillon nécessaire pour certaines déterminations chimiques.

CHAPITRE II
EVALUATION DE LA PERFORMANCE
EPURATOIRE DE LA STATION D'EPURATION ET
ANALYSE DES ABATTEMENTS

Chapitre II

Evaluation de la performance épuratoire de la station d'épuration et analyse des abattements

II.1 Introduction

Le rendement épuratoire de la station d'épuration étudiée a été évalué en termes d'abattements microbien et chimique. Pour ce faire, un suivi spatio-temporel a été conduit sur une période de 15 mois allant du 17 janvier 2005 au 27 mars 2006. Ce suivi qui s'est fait sur une échelle de quinze jours, a concerné cinq paramètres bactériologiques et six paramètres physico-chimiques.

II.2 Paramètres considérés dans l'évaluation du rendement épuratoire

Le suivi spatiotemporel des abondances a concerné les principaux paramètres bactériologiques et physicochimiques considérés d'usage, dans l'évaluation des rendements épuratoires des stations d'épuration. Les paramètres ont été choisis sur la base de critères bibliographiques, comparatifs ainsi que sur la base de leur faisabilité en termes de modes opératoires et de coûts dans les conditions expérimentales de l'étude.

II.2.1 Paramètres bactériologiques

Les paramètres bactériologiques considérés dans l'étude sont :

II.2.1.1 Les bactéries hétérotrophes aérobies (flore mésophile aérobie totale)

L'évaluation de l'abondance des bactéries hétérotrophes aérobies représente un critère valable pour l'appréciation du niveau de la performance épuratoire. D'une part, cette flore mésophile aérobie totale renseigne sur la charge microbienne totale dans l'eau usée et d'autre part, elle témoigne des risques inhérents à la réutilisation ultérieure de cette eau usée, notamment dans le contexte de l'irrigation des produits maraîchers.

La FMAT renseigne aussi bien sur la microflore autochtone que sur la microflore allochtone apportée par la pollution des eaux.

II.2.1.2 Les coliformes thermotolérants

L'importance des coliformes thermotolérants ou fécaux dans les eaux usées domestiques est due à la nature de ce groupe qui est considéré comme bio indicateur ou témoin de la pollution fécale récente et par conséquent, de la probabilité de contenir des bactéries pathogènes ou pathogènes opportunistes.

Les méthodes d'évaluation de l'abondance des principales espèces *E. coli*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacter cloacae* et *Klebsiella pneumoniae* sont donc utilisées dans le contexte de l'épuration des eaux usées municipales.

II.2.1.3 Les entérocoques

Les entérocoques témoignent d'une contamination d'origine fécale ancienne tandis que les coliformes thermotolérants témoignent d'une contamination d'origine fécale relativement récente.

Ces microorganismes sont des témoins de contamination fécale assez résistants, y compris dans les milieux salés (Gaujous, 1995). Ils peuvent aussi se multiplier dans les milieux présentant des pH allant jusqu'à 9,6. On peut par conséquent les utiliser comme indicateurs d'organismes pathogènes qui ont une résistance similaire au pH élevé.

II.2.1.4 Le groupe des *Aeromonas* mobiles

La présence des espèces d'*Aeromonas* mobiles dans les effluents épurés est parfois associée aux concentrations des coliformes thermotolérants et pose un problème d'intérêt sanitaire. Le groupe des *Aeromonas* mobiles est devenu ces dernières années un paramètre pertinent pour l'évaluation du potentiel bactérien pathogène des eaux usées.

A cela, les espèces d'*Aeromonas* mobiles ont été de plus en plus reportées dans les étiologies liées aux maladies d'origine hydrique.

II.2.1.5 Les *Pseudomonas aeruginosa*

On attribue la capacité de la *P. aeruginosa*, d'être à l'origine d'une pathogénicité significative chez l'homme. Un certain nombre de facteurs de virulence contribue à la pathogénicité des *Aeromonas*. À côté d'hémolysines et d'enzymes favorisant l'infection comme les protéases, lipases et DNases. Les *Aeromonas* mobiles présentent une capacité d'adhésion significative et produisent diverses toxines (Kuhn *et al.*, 1997).

II.2.2 Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physicochimiques étudiés sont :

II.2.2.1 Le pH

Le pH qui représente la mesure du caractère acide ou basique des eaux usées est un paramètre important dans le processus d'épuration des eaux usées. En général, l'activité biologique au niveau des boues activées se situe entre des valeurs de pH de 6.5 à 8. En dehors de cet intervalle, le pH affecte la vie aquatique et par conséquent influence l'autoépuration du milieu naturel.

En plus de cette importance, les différentes corrélations pertinentes peuvent être recherchées entre le pH et les autres principaux paramètres physico-chimiques et bactériologiques témoignant de l'efficacité du traitement par boues activées.

II.2.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biologique en oxygène (DBO₅) est un paramètre fondamental dans l'exercice de l'évaluation du rendement d'une station d'épuration. C'est par définition, la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes vivants pour assurer l'oxydation et la stabilisation des matières organiques présentes dans l'eau usée. La DBO₅ est un paramètre qui permet d'évaluer la fraction de la pollution organique biodégradable.

La DBO₅ décrit également une demande en oxygène d'un effluent, mais il ne s'agit que des besoins des micro-organismes présents dans l'effluent, qui vont consommer l'oxygène pour leurs réactions métaboliques. Par définition, la DBO₅ est incluse dans la DCO et son taux devrait nécessairement lui être inférieur. Elle est représentative de la capacité d'un milieu à s'auto-épurer.

II.2.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique. Vu la simplicité de mesure de la DCO et sa précision, il s'est avéré nécessaire de développer des corrélations entre la DBO₅ et la DCO ainsi le rapport DCO/ DBO₅ des eaux usées urbaines est souvent proche de 2 (Gomella et Guerree, 1978), le rapport DCO/ DBO₅ des effluents domestiques est de 1,9 à 2,5. (Hamdani *et al.*, 2002).

La DCO décrit les besoins en oxygène des matières oxydables présentes dans l'eau d'un effluent. Il s'agit en grande partie de matières organiques qui seront oxydées lors de réactions enzymatiques, ou d'ions oxydables fer ferreux, chlorures, sulfures et nitrites.

Appliquée aux effluents traités par une station d'épuration, la mesure de la DCO permet d'apprécier l'efficacité du traitement appliqué et d'évaluer l'impact des rejets sur l'environnement quant au risque d'asphyxie par une trop grande consommation d'oxygène lors des réactions de dégradation et d'oxydation.

II.2.2.4 Le carbone organique total (COT)

Le carbone organique total (COT) est la quantité de carbone lié dans un composant organique. Il est souvent utilisé comme indicateur non spécifique de la qualité de l'eau. Cet indicateur donne une très bonne idée de la charge polluante organique des eaux usées et renseigne valablement sur l'efficacité de l'épuration des eaux usées municipales.

II.2.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)

L'azote total Kjeldahl (NTK) est une appellation qui désigne la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique. L'azote qui se retrouve sous forme oxydée, tel que les nitrites ou les nitrates par exemple, n'est pas mesuré par cette technique.

Dans le cas de la station d'épuration de Nouakchott, ce paramètre devrait représenter un moyen, important d'appréciation.

II.2.2.6 Les matières en suspension

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'œil nu. Théoriquement, elles ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdal. Elles déterminent la turbidité de l'eau et elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau, diminuent la teneur en oxygène dissous et nuisent au développement de la vie aquatique.

Les matières en suspension sont souvent en relation avec la turbidité. Leur mesure donne une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique. La valeur des matières en suspension traduit la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau. Les matières en suspension sont responsables d'ensablement et de baisse de pénétration de la lumière dans l'eau. Ce qui entraîne une diminution l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton.

II.3 Echantillonnage

II.3.1 Points d'échantillonnage

Les échantillons ont été prélevés à partir de trois points d'échantillonnage qui ont été identifiés au sein de la station d'épuration figure 5. Les points de prélèvement retenus sont : E, correspondant à l'entrée de la station (eau brute), C, correspondant au chenal d'oxydation de la station et S, correspondant à l'eau traitée à la sortie de la station.

Les échantillons ont été pris dans des récipients en verre pré stérilisés, conservés dans de la glace et transportés au laboratoire pour être traités dans les deux heures qui suivent leur prélèvement.

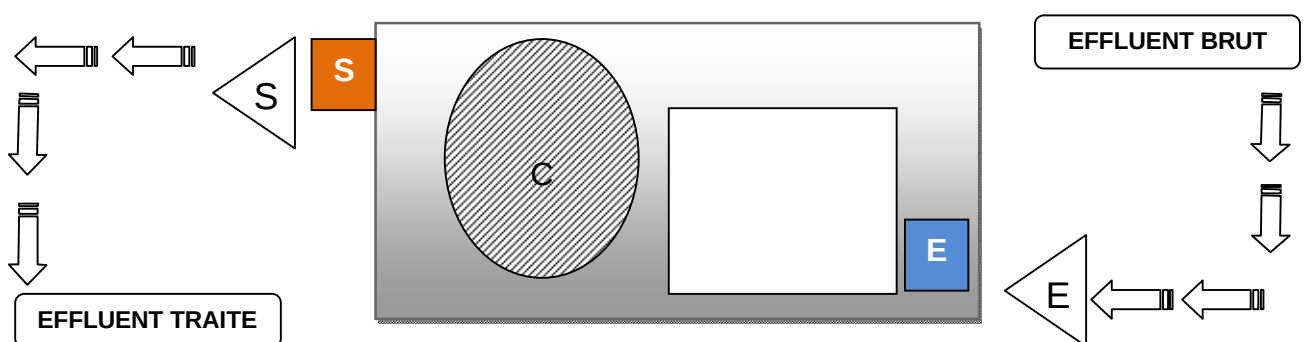


Figure 5
Position des points d'échantillonnage au niveau de la station d'épuration

II.3.2 Modalités de l'échantillonnage

Les échantillons ont été homogénéisés par agitation mécanique pendant trois minutes, avant de procéder à la préparation d'une série de dilutions décimales dans l'eau physiologique à 0.85 % de Na Cl p/v de), stérilisée.

II.4 Matériel et méthodes

II.4.1 Méthodes bactériologiques

Les dilutions décimales dans l'eau physiologique ont été réalisées et ont permis d'ensemencer par étalement en surface, les milieux de culture appropriés, initialement préparés pour les différents groupes de microorganismes recherchés.

Pour l'ensemble des méthodes bactériologiques, les incubations ont été réalisées dans des incubateurs numériques de type MEMMERT (France).

II.4.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)

Nous avons utilisé la gélose PCA (Difco 247940), incubée à 37°C pendant 72 heures. L'ensemencement a été réalisé par étalement en surface à l'aide d'étales stériles et les dilutions utilisées pour l'ensemencement des milieux sont les dilutions 10^{-4} et 10^{-5} .

La lecture a considéré toutes les colonies détectables sur les boîtes et pris en compte toutes les tailles, toutes les formes et toutes les couleurs, conformément aux directives de APHA (1998).

II.4.1.2 Les coliformes thermotolérants

Nous avons utilisé la gélose de Mac Conkey (Difco 212123), incubée à 44.5°C pendant 24 à 48 heures. Les colonies jaunes, lactose positives, ont été retenues, puis purifiées par repiquage sur des géloses nutritives incubées à 37°C pendant 24 heures.

Les souches purifiées ont été ensuite repiquées pour ensemencement dans des tubes de gélose lactosée, munis de cloches de DURHAM et incubés également à 44,5°C pendant 24 heures. Les souches présumées coliformes ont été soumises aux quatre tests de la méthode IMViC (production de l'Indole, test du rouge de méthyle, réaction de Voges Proskauer et l'utilisation du citrate de sodium comme source de carbone ou test de SIMMONS).

L'ensemencement a été réalisé par étalement en surface à l'aide d'étales stériles. Les dilutions utilisées pour l'ensemencement des milieux sont les dilutions 10^{-2} et 10^{-3} .

II.4.1.3 Entérocoques

La méthode mise en œuvre a porté sur le milieu gélosé Sodium Azide Bile Esculin Agar (Difco 212205) qui a été utilisé pour la détection et l'énumération des entérocoques.

L'ensemencement a été réalisé par la méthode d'incorporation ou de double couche. Dans un premier temps, des aliquotes de 1 ml ont été mis dans les boîtes de Pétri vides et pré

stérilisées. Ensuite, une mince couche du milieu, tenu dans le bain marie à 43°C a été rajoutée et secouée de façon à en assurer l'homogénéité. Dès la solidification de la gélose, une autre couche épaisse de gélose a été rajoutée et les boîtes avaient été laissées refroidir à la température ambiante.

Les dilutions utilisées pour l'ensemencement des milieux sélectifs pour les entérocoques étaient les dilutions 10^{-2} et 10^{-3} et l'incubation des boîtes s'est faite à 42°C pendant 48 heures.

II.4.1.4 *Aeromonas mobiles*

La gélose au Pril Ampicilline Dextrine éthanol (PADE) de Imzilin *et al.* (1997), préparée au laboratoire, ensemencée et incubée à 37°C pendant 24 heures, a été utilisée. Des fractions de 0,1 ml des dilutions appropriées ont été étalées en surface sur les gélases PADE.

Les souches ont été par la suite, repiquées sur des gélases Trypto caséine soja. Les isolats ont été considérés souches présumées *Aeromonas* lorsqu'elles étaient testées bacilles à Gram négatif, mobiles, fermentatifs du glucose (test Hugh-Leifson), Merck 10282, oxydase positives, arginine dihydrolase positives (ADH, Möller), résistantes au composé vibriostatique O129 (2,4 diamino-6,7-diisopropylpteridine phosphate à 150 µg. (Diagnostic Pasteur 53872).

Toutes les autres souches correspondant aux autres profils biochimiques ont été considérés non *Aeromonas* et écartées de l'identification avancée.

Les souches destinées à l'identification au niveau de l'espèce, ont été repiquées sur des pentes de PCA, afin d'en garantir la pureté. Les isolats ont été par la suite soumis aux profils biochimiques de spéciation décrits par Popoff (1984). Ces tests biochimiques sont :

- la fermentation de la salicine ;
- la production de l'acétoïne ou acétyle méthyle carbinole (réaction de Voges Proskauer) ;
- l'hydrolyse de l'esculine ;
- la production de gaz à partir du glucose ;
- la décarboxylation de la lysine (réaction de Möller) ;
- la fermentation du L-arabinose ;
- la production de H₂S à partir de L-cystéine.

Des galeries API 20 E (Bio Mérieux 20160) ont été utilisées en parallèle, pour identifier la souche comme l'une ou l'autre des trois espèces d'*Aeromonas* ou de les considérer comme étant des souches *Aeromonas* atypiques.

L'ensemencement a été réalisé par étalement en surface à l'aide d'étaleurs stériles et les dilutions utilisées pour l'ensemencement des milieux sont les dilutions 1/100 et 1/1000.

II.4.1.5 *Pseudomonas*

La gélose au cétrimide Pseudosel Agar (Difco 254419), a été utilisée pour la recherche et l'énumération des souches de *Pseudomonas aeruginosa* à partir des eaux usées.

L'ensemencement a été réalisé par étalement en surface à l'aide d'épandeurs stériles et les dilutions utilisées pour l'ensemencement des milieux sont les dilutions 1/100 et 1/1000.

II.4.2 Méthodes physicochimiques

Les méthodes physicochimiques utilisées ont été adoptées sur la base d'un certain nombre d'avantages comparatifs dont leur fiabilité telle qu'appréciée dans la bibliographie, leur coûts et leur simplicité. Toutes les méthodes physicochimiques utilisées ont été des méthodes conventionnelles standardisées telles que celles décrites par APHA (1998).

II.4.2.1 Le pH

Le pH de l'eau usée a été mesuré à l'aide d'une sonde numérique de type HI 9146 (Hanna instruments). Des étalonnages ont été systématiquement faits avant chaque mesure.

II.4.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène a été mesurée par la méthode conventionnelle décrite par APHA (1998). La mesure initiale a été effectuée rapidement et après étalonnage rigoureux de la sonde à oxygène et concentration initiale est donnée en µmoles. La seconde mesure a été effectuée 5 jours après et dans les mêmes conditions.

II.4.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène a été également mesurée par la méthode conventionnelle décrite par APHA (1998).

II.4.2.4 Le carbone organique total (COT)

Le carbone organique total (COT) a été déterminé conformément au mode opératoire énoncé par la norme ISO 8245/1999, relative à la mesure dans l'eau usée. La méthode est basée sur l'oxydation thermique ou chimique humide du carbone organique lié en dioxyde de carbone (CO₂) qui fait par la suite l'objet d'une mesure quantitative.

II.4.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)

Le dosage de l'azote total Kjeldahl a été fait par la méthode de minéralisation pendant trois heures. La méthode est basée sur le dosage par refroidissement et l'introduction de l'eau distillée.

II.4.2.6 Les matières en suspension (MES)

La détermination des solides en suspension a été faite en filtrant une portion de l'échantillon au travers d'un filtre (Whatman 934 AH) préalablement pesé. Lorsque la filtration est terminée, le résidu a été séché à 105 °C et pesé de nouveau. Le poids de solides en suspension a été obtenu par différence des poids.

Pour les solides en suspension décantables, une portion de l'échantillon a été décantée pendant un certain temps, puis la quantité de solides en suspension est déterminée. La différence entre les solides en suspension totaux et les solides en suspension non décantables donne la concentration de solides en suspension décantable.

La quantité de solides en suspension volatils a été obtenue par la différence entre le poids du résidu calciné à 550 °C et celui séché à 105 °C.

II.5 Résultats et discussion

II.5.1 Paramètres bactériologiques

II.5.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies

L'analyse de l'abondance des bactéries hétérotrophes aérobies montre que la moyenne de cette abondance se situait à 7.3 unités logarithmiques décimales (U.Log)/ml dans l'eau usée brute à l'entrée de la station, soit au niveau du point d'échantillonnage E. Au niveau du chenal d'oxydation C, cette abondance s'est située à 6.88 U. Log, correspondant à un abattement partiel de 0,43 U.Log, soit 43 %.

Au niveau de l'effluent de sortie de la station d'épuration, l'abondance moyenne des bactéries hétérotrophes aérobies est de 6.15 U.Log, correspondant à un abattement total de 0.73 U.Log, soit 91,2 % fourni par l'ensemble du système.

L'évolution spatiotemporelle des bactéries hétérotrophes aérobies au cours du traitement des eaux usées s'est caractérisée par une évolution légèrement cyclique, manifestant des pics enregistrés pendant les périodes froides et des minima d'abondances pendant les mois chauds (figure 6).

Cette évolution pourrait s'expliquer par la baisse du nombre d'équivalents habitants au cours des mois de l'été. En effet, les mois de juillet, août et septembre correspondent au départ d'une grande partie des habitants desservis par le réseau en dehors de la ville.

Parallèlement, les mois de la saison estivale correspondent à la plus grande pluviométrie à Nouakchott où un important drainage des eaux pluviales est de nature à créer un effet de dilution au sein des eaux usées arrivant en amont de la station d'épuration et par conséquent induire une baisse des abondances relatives à cette population.

Dans les eaux usées municipales, ce groupe comprend les principaux genres suivants : *Corynebacterium*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*.

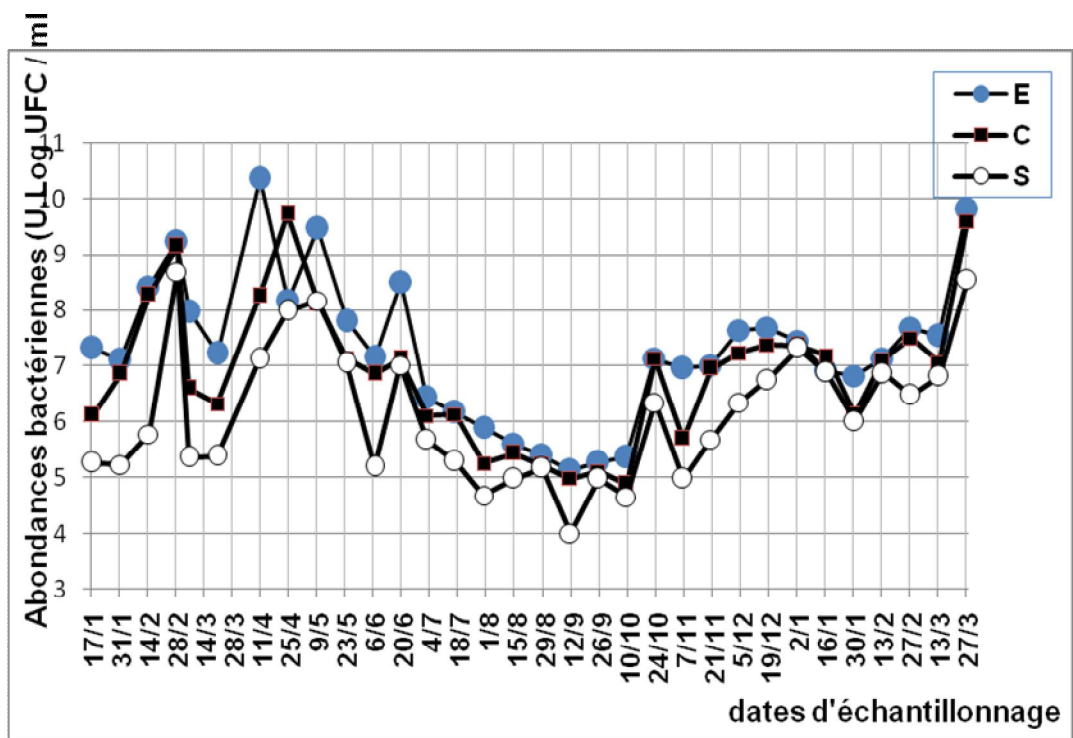


Figure 6
*Evolution spatiotemporelle des bactéries hétérotrophes aérobies
 au cours du traitement des eaux usées brutes*

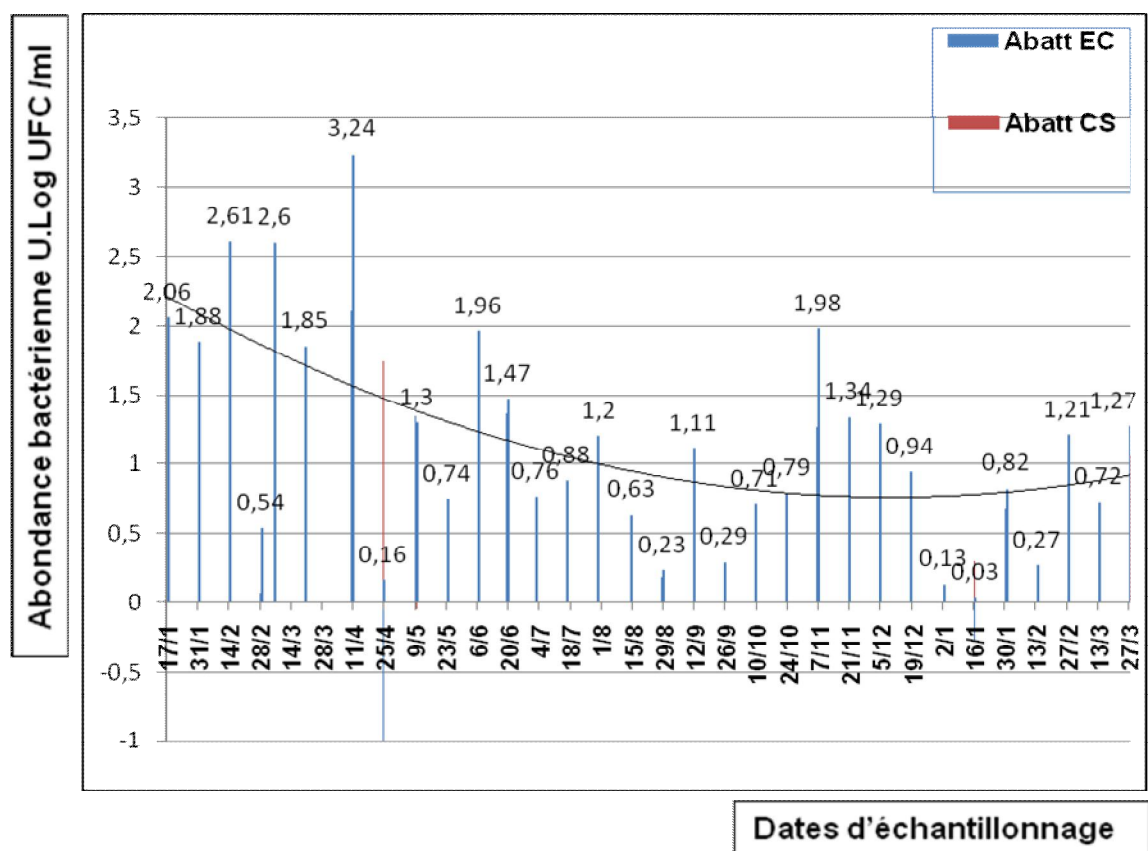


Figure 7
*Evolution des abatements partiel et total et tendance relative
 aux bactéries hétérotrophes aérobies fécaux au cours du traitement par la station*

Ces données montrent également que l'essentiel de l'abattement est constaté à partir du point de prélèvement C, c'est-à-dire au niveau du chenal d'oxydation et concordent avec les résultats obtenus par Boussaid *et al.* (1991) sur une station d'épuration par boues activées située au sud de la France où l'essentiel de l'abattement obtenu a été lié à la phase d'oxydation.

Par ailleurs, le niveau de présence des bactéries hétérotrophes aérobies enregistrée dans l'eau usée traitée semble indiquer une présence de microorganismes de nature à imposer des mesures de précaution particulières lors de la réutilisation de certains effluents traités dans l'agriculture urbaine. Cette flore comprend en fait, plusieurs genres et espèces pathogènes opportunistes capables d'induire des maladies chez l'homme.

La figure 7 donne les niveaux d'abattement partiels et totaux obtenus tout au long du suivi spatiotemporel. Le maximum d'abattement rencontré pour ce groupe entre les points de prélèvement E et S se situe à 3,24 U.Log au cours du mois d'avril, soit à une période de transition climatique dans la zone d'étude.

Les meilleures performances d'abattement pour les bactéries hétérotrophes aérobies ont été enregistrées pendant la période chaude pour un minimum de 0,03 U.Log enregistré au mois de janvier, soit pendant l'hiver.

II.5.1.2 Coliformes thermotolérants

Les résultats relatifs à l'analyse des abondances des coliformes thermotolérants montrent que la moyenne de cette abondance se situait à 4.29 unités logarithmiques décimales (U.Log)/ml dans l'eau usée brute à l'entrée de la station, soit au niveau du point E. Au niveau du chenal d'oxydation C, cette abondance s'est située à 3,88 U. Log, correspondant à un abattement de 0,41 U.Log.

La figure 8 montre qu'au niveau de l'effluent de sortie de la station d'épuration, l'abondance moyenne des coliformes totaux est de 3.70 U.Log, correspondant à un abattement total de 0,59 U.Log, soit 53,1 % au niveau de la sortie du système.

Les coliformes thermotolérants semblent suivre une légère tendance d'évolution saisonnière. L'abondance de ces bio-indicateurs diminue considérablement durant la période chaude.

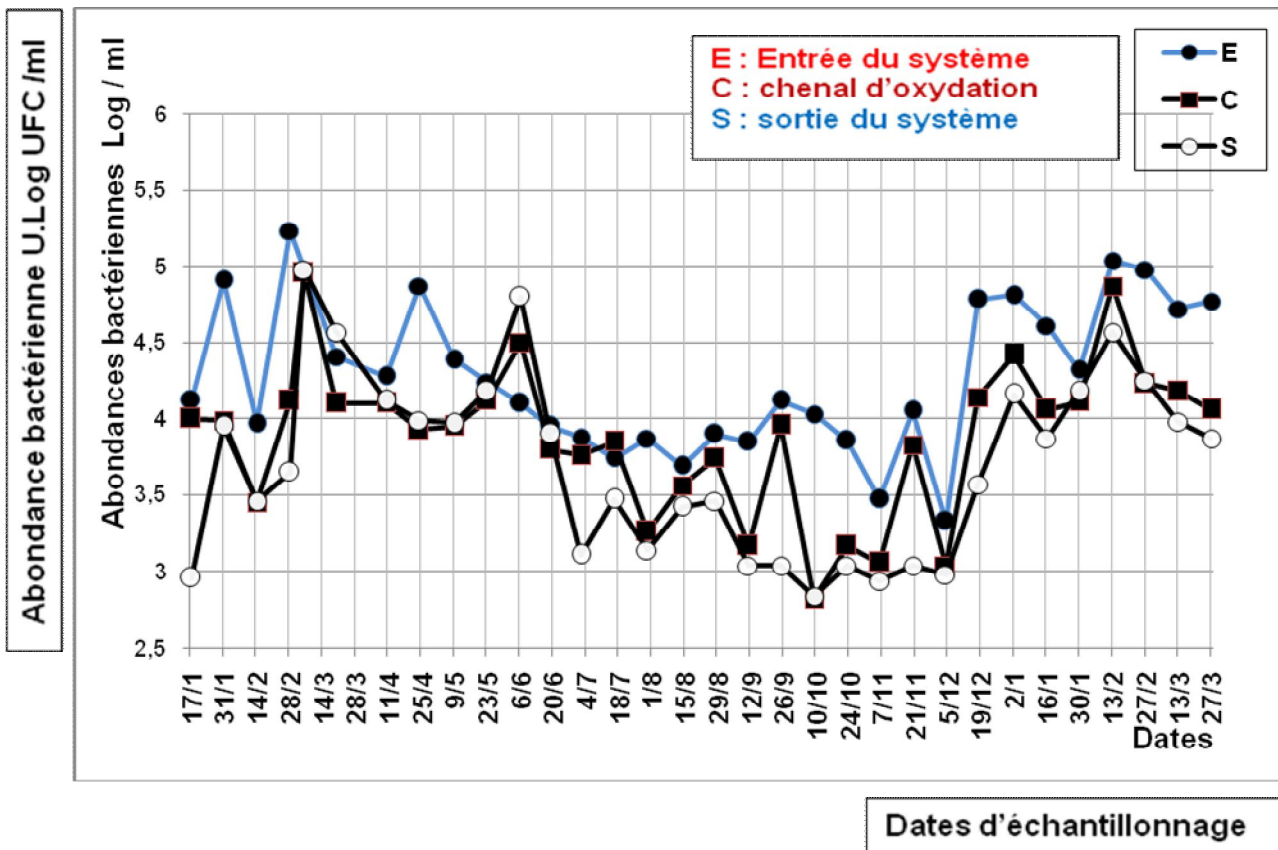


Figure N° 8
Evolution spatiotemporelle des coliformes thermotolérants au cours du traitement par la station

L'analyse des abattements partiels et totaux relatifs au groupe des coliformes thermotolérants par le suivi spatiotemporel est donnée par la figure 9 et montre que le maximum d'abattement s'élève à 1,58 U.Log au cours du mois de janvier, soit pendant la période chaude. La figure montre que les plus faibles taux d'abattement des coliformes thermotolérants ont été enregistrés également au cours de la période froide.

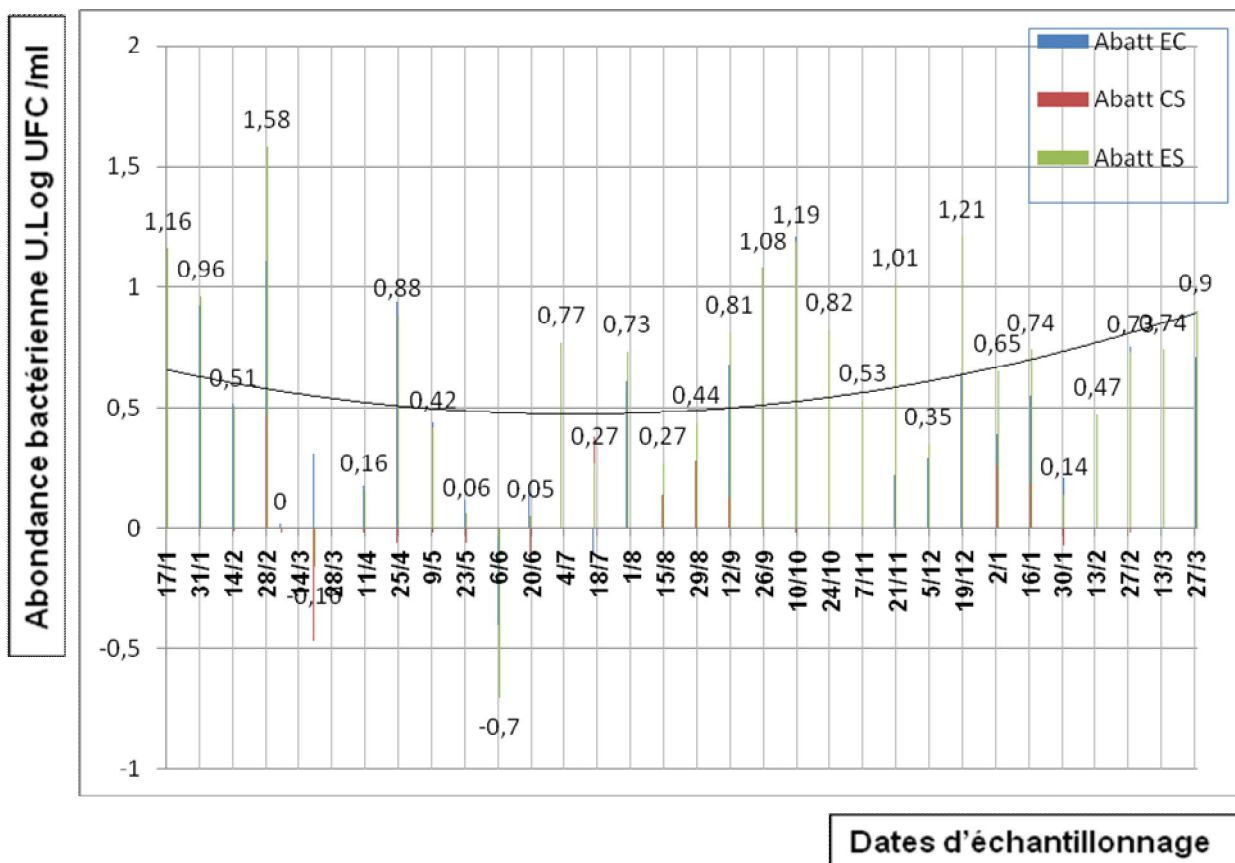


Figure 9
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative
aux coliformes thermotolérants au cours du traitement par la station

Les résultats relatifs aux coliformes thermotolérants montrent des taux d'abattement relativement significatifs et concordent avec les résultats reportés par Lazarova *et al.*, 1998 qui ont trouvé que les eaux usées brutes admises dans une station d'épuration par boues activées, présentent des charges en coliformes thermotolérants variant de 2×10^5 à $8,6 \times 10^7$ UFC avec une valeur moyenne de $1,6 \times 10^7$ UFC. Cette charge est du même ordre de grandeur que celle généralement rencontrée dans les effluents urbains et rapportée par Nigim *et al.* (2002) sur une station d'épuration par boues activées sous climat méditerranéen.

En termes de charge, cette abondance correspond à ce type d'effluents bruts d'eaux usées qui appartient à la catégorie de charge faible à moyenne, sur la base de la classification des eaux usées municipales adoptée par Metcalf et Eddy (1991).

Dans l'effluent traité à la sortie de la station, la teneur résiduelle en coliformes thermotolérants a significativement baissé en moyenne. Il a ainsi été enregistré au cours de la période de l'étude, des valeurs élevées d'abattement de la charge en coliformes thermotolérants avec un maximum de 1,58 U Log au mois de février, période de forts ensoleillements et de grandes températures.

Selon les directives de l'OMS, les eaux épurées ne peuvent faire l'objet de réutilisation en irrigation non restrictive que pour des charges en coliformes thermotolérants inférieures à 1000 UFC/100 ml (OMS, 2000).

Ainsi, les résultats issus de cette étude montrent que les niveaux d'abattement obtenus pour le groupe des coliformes thermotolérants restent peu satisfaisants en ce qui concerne la norme relative à l'utilisation des usées domestiques dans l'agriculture urbaine et ce, malgré un temps de séjour théoriquement satisfaisant dans les différentes étapes de la station.

Les résultats de cette étude montrent que la qualité de l'eau épurée est toutefois légèrement meilleure par rapport à ceux obtenus par Madera *et al.* (2002) sur une filière similaire en climat tropical humide en Colombie. Avec un temps de séjour total de 12 jours, les auteurs rapportent des concentrations résiduelles en coliformes thermotolérants de l'ordre $6,6 \times 10^3$ UFC (Maiga *et al.*, 2008), avec un taux d'abattement de l'ordre de 31 %.

La comparaison des valeurs moyennes d'abondance des coliformes thermotolérants a montré que ces bactéries sont significativement plus abondantes ($\alpha = 0,05$) en saison froide qu'en saison chaude, aussi bien au niveau de l'effluent épuré qu'au niveau du milieu récepteur. Cependant, les valeurs des coefficients de variation de l'abondance de ces germes sont maximales durant la saison chaude et plus importantes dans l'eau épurée que dans l'effluent épuré.

II.5.1.3 Entérocoques

L'analyse des abondances des entérocoques (Figure 10) montre que la moyenne de cette abondance se situait à 3,52 unités logarithmiques décimales (U.Log)/ml dans l'eau usée brute à l'entrée de la station, soit au niveau du point E. Au niveau du chenal d'oxydation C, cette abondance s'est située à 3,21 U. Log, correspondant à un abattement de 0,31 U.Log.

Au niveau de l'effluent de sortie de la station d'épuration, l'abondance moyenne des entérocoques est de 0,47 U.Log, correspondant à un abattement global de 0,47 U.Log, soit 42,3 % au niveau de la sortie du système.

L'évolution spatiotemporelle des entérocoques a mis en jeu, une légère tendance à l'évolution cyclique ou saisonnière. Cette tendance s'est caractérisée par une abondance plus faible, enregistrée pendant les périodes chaudes de la campagne de suivi spatiotemporel.

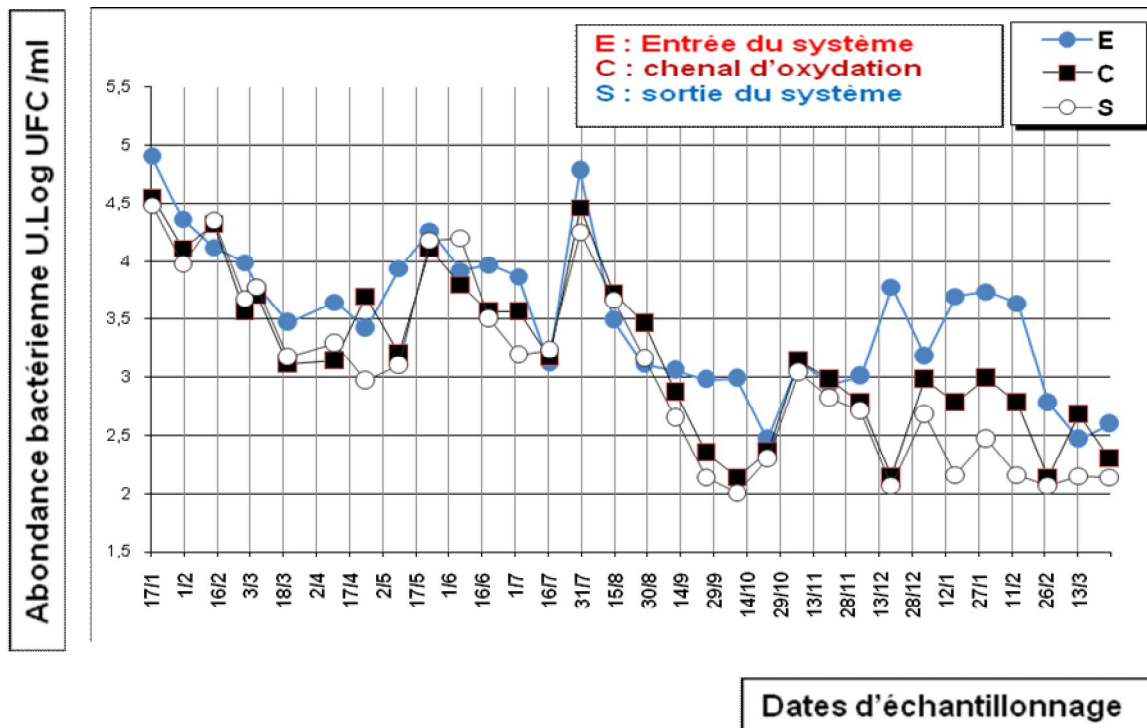


Figure 10

Evolution spatiotemporelle des entérocoques au cours du traitement des eaux usées brutes

L'évolution des entérocoques dans la station d'épuration correspond à une amplitude de 4,9 U Log enregistrée au début du suivant spatiotemporel. Ces résultats sont comparables à ceux de Mazières (1963) qui a mis en évidence l'entérocoque en l'absence d'*E. coli* dans des échantillons d'eau usée traitée par boues activées au nord de la France.

Afin de mieux appréhender les différents facteurs agissant sur la performance épuratoire de la station en termes d'abattement des entérocoques, les taux d'abattement ont été calculés et comparés entre les trois points de prélèvement. Ainsi, la figure 11 montre que le niveau maximum d'abattement total de ce groupe se situe à 1,71 U. Log et a été rencontré lors de la période froide du suivi spatiotemporel.

Buttiaux et Ferrand (1965), donnant les résultats de leurs recherches effectuées sur la salubrité de la baie de Lazaret, notent la présence prépondérante d'*E. coli* mais par contre, enregistrent une quantité plus importante d'entérocoques dans les échantillons de moules prélevées dans une baie recevant des eaux usées domestiques.

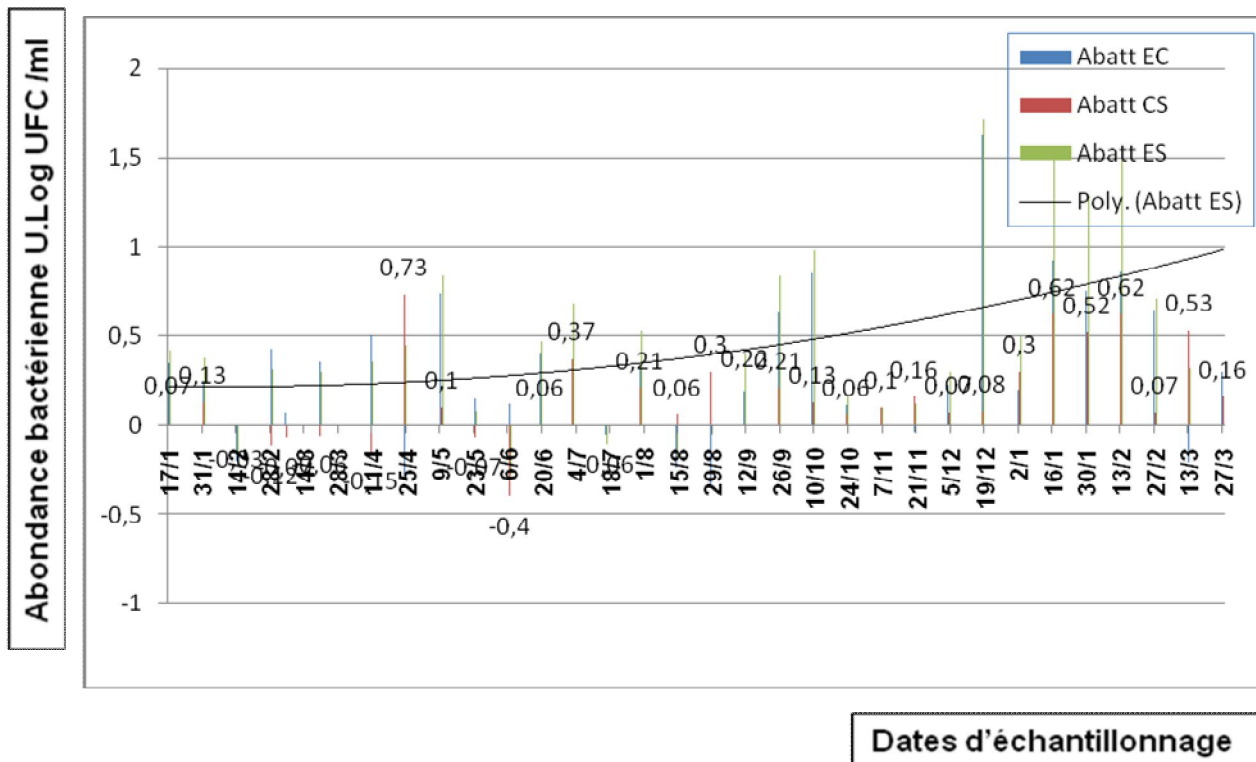


Figure N° 11
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative
aux entérocoques au cours du traitement par la station

Dans les processus de traitement de l'eau pour la rendre potable, la résistance des entérocoques à l'action du chlore est généralement comparable à celle d'*E. coli*, pour des concentrations en chlore libre inférieures ou égales à 0.5 mg. Leur capacité de survie est cependant possible en présence de concentrations supérieures (1 à 1.5 mg/l) pour lesquelles on note la disparition totale d'*E. coli*.

Simmons *et al.* (2001) ont suggéré que la détection d'entérocoques dans une eau destinée à la consommation humaine, doit faire sérieusement soupçonner une contamination d'origine fécale et la présence de micro-organismes entéropathogènes. Ces auteurs ont ainsi fait état d'une certaine corrélation ($r = 0,59$, $p = 0,001$) entre la présence d'entérocoques et celle de coliformes thermotolérants dans l'eau destinée ou non à la consommation.

De manière plus probante, Charrière *et al.* (1994) ont clairement démontré que la détection d'entérocoques était fortement associée à la présence d'*E. coli* dans des réseaux de distribution approvisionnés par des eaux souterraines.

Quant à Zmirou *et al.* (1987), ils ont mis en évidence un risque accru de développer une gastro-entérite avec un nombre relativement restreint d'entérocoques (3 à 10 bactéries/100 ml).

Edberg *et al.* (2000) suggèrent d'ailleurs de ne pas consommer une eau souterraine dans laquelle des entérocoques ont été identifiés. Ce qui confirme la forte dépendance de l'incidence de ces deux groupes d'origine fécale.

Bien que les entérocoques fassent partie de la flore normale de l'intestin humain, certaines espèces sont impliquées dans diverses infections nosocomiales où le genre *Enterococcus* est reconnu comme la troisième plus importante cause de ce type d'infection (Facklam *et al.*, 2002; Hancock et Gilmore, 2000).

Il n'est cependant pas démontré que les souches présentes en milieu hospitalier se retrouvent dans l'environnement, particulièrement dans l'eau. Ces données recueillies en milieu hospitalier servent plutôt à démontrer que les personnes les plus à risque d'être infectées par un entérocoque résistant à la vancomycine sont habituellement celles ayant un état de santé débilité ou qui subissent des traitements médicaux (Edmond *et al.*, 1995; Madani *et al.*, 2001).

II.5.1.4 *Aeromonas* mobiles

L'analyse de l'abondance des *Aeromonas* mobiles (Figure 12) montre que la moyenne de cette abondance se situait à 3.69 unités logarithmiques décimales (U.Log)/ml dans l'eau usée brute à l'entrée de la station, soit au niveau du point E. Au niveau du chenal d'oxydation C, cette abondance s'est située à 3.36 U. Log, correspondant à un abattement de 0,32 U.Log.

Au niveau de l'effluent de sortie de la station d'épuration, l'abondance moyenne des *Aeromonas* mobiles est de 3.23 U.Log, correspondant à un abattement cumulé de 0.45 U. Log, soit 87,53 % au niveau de la sortie du système.

L'évolution spatiotemporelle de ce groupe semble manifester des fluctuations d'abondance et une légère tendance saisonnière avec une abondance plus élevée pendant les périodes froides relativement avec les périodes chaudes.

Les évolutions des *Aeromonas* mobiles sont caractérisées par une alternance de fortes densités en période froide suivie de faibles densités en période chaude. Ce qui concorde avec les résultats rapportés par Maalej *et al.* (2002) qui ont travaillé sur l'analyse bactériologique des eaux de surface dans un effluent urbain et en milieu côtier et montré une contamination saisonnière mais fréquente de ces eaux par les *Aeromonas* mobiles.

L'évolution spatiale et temporelle de l'abondance de ces bactéries, en relation avec certains facteurs environnementaux, a été étudiée pendant un an dans le rejet final épuré et dans les eaux marines réceptacles de l'effluent. Ces bactéries présentent, dans les eaux lagunaires, des évolutions saisonnières identiques à celles des coliformes thermotolérants avec des densités élevées en période froide (moyenne : $29 \cdot 10^6$ UFC/100 ml) et faibles en période chaude (moyenne : $6 \cdot 10^6$ UFC/100 ml). L'abattement des abondances d'*Aeromonas* se trouve corrélé à une forte irradiation et à une faible turbidité.

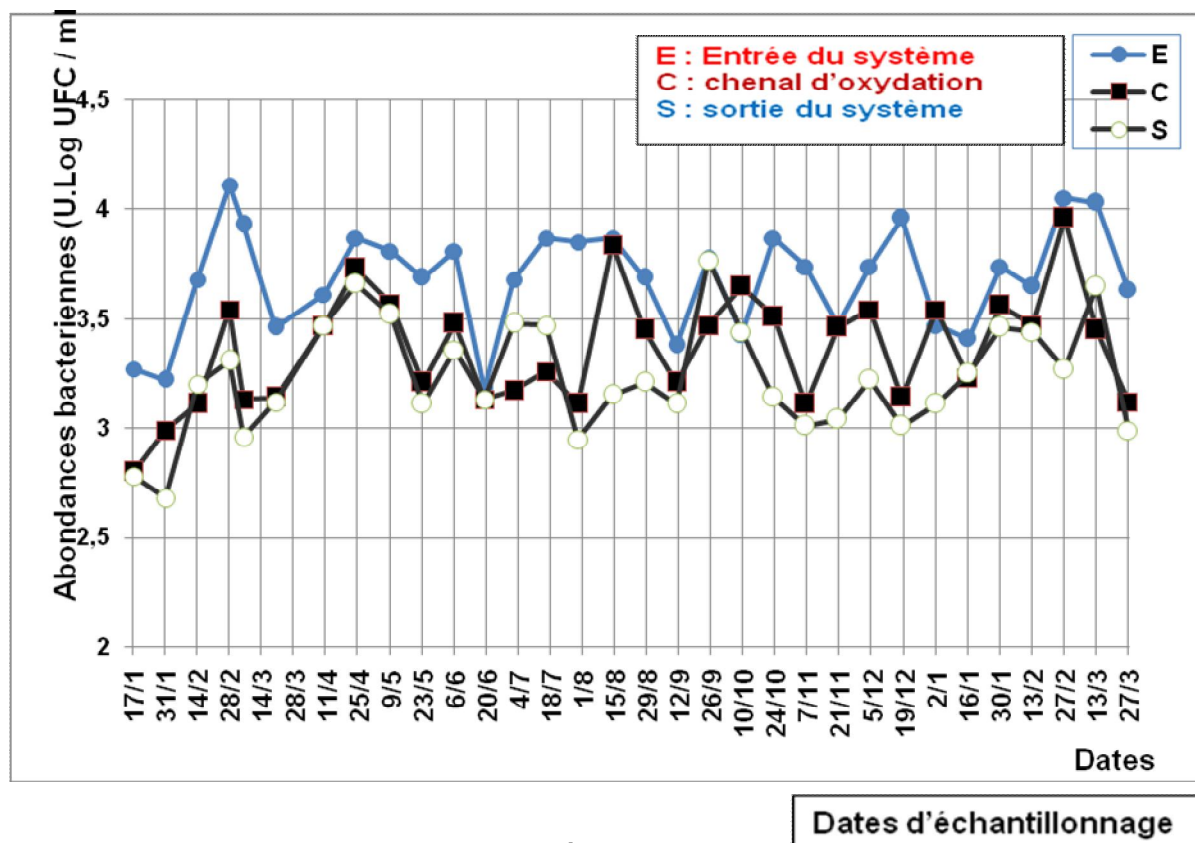


Figure 12
Evolution spatiotemporelle des souches *Aeromonas* mobiles
au cours du traitement des eaux usées brutes

Le déversement des eaux de la station d'épuration dans les eaux marines côtières de la région n'induit pas globalement de modifications de la forme de comportement des bactéries témoins de contamination fécale. À l'opposé, l'évolution de l'abondance des *Aeromonas* mobiles s'inverse pour devenir maximale en période chaude avec une moyenne de 56 CFU/100 ml et minimale en période froide. La salinité des eaux pourrait également être responsable de la déstabilisation des séquences saisonnières des *Aeromonas* et de leur réduction à des concentrations non détectables dans les volumes d'eaux analysés.

La présence de ces bactéries dans les effluents épurés, parfois à des concentrations supérieures à celles des coliformes thermotolérants, pose un problème d'intérêt sanitaire et montre clairement que les bactéries témoins de contamination fécale ne peuvent pas être prédictives de la présence ou de l'absence *Aeromonas* et, par conséquent, ne peuvent pas être considérées comme un bon indicateur de pollution.

Maleej *et al.* (2002) qui ont travaillé sur un effluent épuré, ont reporté des résultats qui montrent que les *Aeromonas* évoluent selon un cycle saisonnier qui présente une abondance plus forte en période hivernale qu'en période estivale, comme cela a été constaté dans d'autres études (Bahlaoui *et al.*, 1997; Monfort et Baleux, 1990).

Cette alternance saisonnière de l'abondance, en phase avec les coliformes thermotolérants, laisse penser que ces deux types de bactéries présentent les mêmes aptitudes de survie dans les eaux usées. À partir du mois de décembre, soit au début de la saison froide, les eaux usées deviennent moins alcalines et beaucoup plus turbides.

La figure 13 donne les niveaux d'abattement partiels et totaux, calculés pour le groupe des *Aeromonas* mobiles a montré que le maximum d'élimination des *Aeromonas* mobiles se situe à 0,97 U.Log enregistré pendant le mois de mars, soit une période froide et le minimum à 0,01 U. Log pendant le mois de septembre, soit au cours de la période chaude.

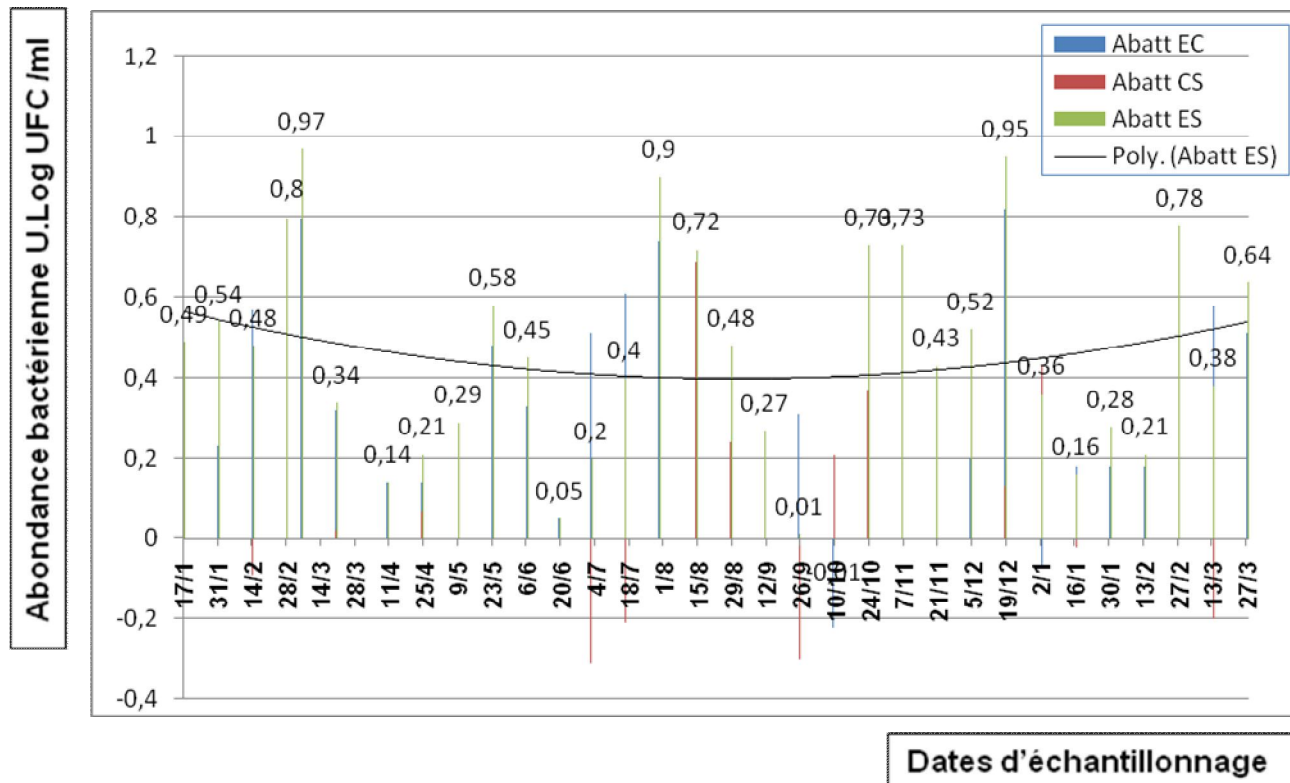


Figure N° 13
Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux *Aeromonas* mobiles au cours du traitement par la station

Durant cette saison froide et pluvieuse, le degré de contamination par les *Aeromonas* et les coliformes thermotolérants augmente significativement. Au cours de cette période, le ruissellement des eaux de pluie, et le lessivage des sols souillés peuvent être à l'origine de cet accroissement de la contamination qui pourrait aussi résulter de la diminution du rayonnement solaire global et de son effet bactéricide comme l'a suggéré Fatal *et al.* (1983).

La diminution de la densité des *Aeromonas* et des coliformes thermotolérants durant la saison estivale sèche se trouve corrélée à une baisse significative de la turbidité et à une augmentation du rayonnement solaire global. L'effet bactéricide du rayonnement peut être direct au niveau de l'ADN qui devient destructible ou indirect en provoquant la croissance des algues, lesquelles élèvent le pH et l'oxygène dissous durant les périodes ensoleillées par leur intense activité photosynthétique.

Watkins *et al.* (1988) a montré que les pH alcalins et les fortes teneurs en oxygène dissous inactivent les bactéries coliformes mais ne semblent pas trop affecter la distribution d'*Aeromonas* qui a été isolée dans des échantillons présentant des pH compris entre 5 et 9.

Mezrioui et Oufdou (1996) qui a étudié expérimentalement la survie comparée de *E.coli*, de *Pseudomonas aeruginosa* et d'*Aeromonas hydrophila* dans une eau filtrée, en sortie d'un lagunage naturel a conclut qu'*Aeromonas hydrophila* est la bactérie la plus résistante au rayonnement solaire, devant *Pseudomonas aeruginosa* et *E.coli*.

Le déversement des eaux de la station d'épuration dans le milieu récepteur au voisinage de la zone d'épandage des eaux usées n'induit pas de modification de l'abondance des coliformes thermotolérants qui reste toujours maximale en période hivernale et en phase avec celle existant dans les eaux épurées. L'action de la salinité, qui constitue le changement environnemental le plus marqué, n'aurait pas d'effet sur les coliformes thermotolérants dans les eaux marines. La dilution des eaux explique, la plus grande part d'abattement de ces germes entre l'effluent et la zone d'épandage.

À l'opposé, les souches d'*Aeromonas spp* présentes dans les eaux usées, montrent un cycle d'évolution inverse à celui observé dans l'effluent épuré, avec des concentrations minimales en période hivernale, voire non détectables dans les volumes d'eau analysés. Ces observations sont en accord avec les travaux de Kaneko et Colwell (1975) qui montrent que les bactéries pathogènes opportunistes ne sont présentes en hiver que dans les sédiments.

Le phénomène de dilution n'explique pas ou peu la disparition, à partir du mois de Janvier, des *Aeromonas* dans toutes les stations d'épuration. L'action de la salinité paraît être importante et impose aux populations d'*Aeromonas* qui arrivent dans l'eau de sortie, un stress physiologique. Ce stress, en présence de faible turbidité, de pH alcalin et d'irradiation globalement constante, explique la déstabilisation des séquences saisonnières et la faible abondance de cette bactérie entre le mois de janvier et le mois de juin 1999 ou sa présence en très faibles concentrations.

La diminution de la densité d'*Aeromonas* à l'automne-hiver et l'augmentation occasionnelle des abondances pendant l'été dans les eaux polluées ou non polluées, mais pas dans les sédiments, ont été observées dans la baie de Chesapeake (Kaper *et al.*, 1981).

L'augmentation de la densité de ces bactéries, en période chaude, semble être liée à la température. Ce qui laisse penser à une remise en suspension des bactéries piégées dans les sédiments, plus contaminés par *Aeromonas* qu'en conformes thermotolérants (Kaneko et Colwell, 1975).

Nos résultats montrent également qu'au-delà des contaminations fécales constantes des eaux usées, la distribution du genre *Aeromonas* varie selon l'état du milieu. L'analyse des eaux usées soumises ou non au rejet permet de délimiter clairement un effet de l'apport de ces eaux usées sur les populations d'*Aeromonas* et des coliformes thermotolérants. L'impact de l'effluent sur le milieu récepteur peut aussi s'exercer par un apport de matière organique, pouvant affecter la survie des bactéries allochtones ou par des échanges génétiques de ces bactéries avec la microflore autochtone (Mach et Grimes, 1982).

Ce travail montre également que l'usage des coliformes thermotolérants, parfois présents en concentrations inférieures à celles des *Aeromonas*, en tant que germes tests de pollution, peut

être discutable dans le cas d'effluents exposés à d'importantes irradiations solaires comme le cas de la Mauritanie.

De plus, dans les eaux marines, les témoins de contamination fécale ne peuvent pas indiquer la présence ou l'absence d'*Aeromonas*.

L'absence de coévolution entre ces deux germes et la réduction significative des densités d'*Aeromonas spp.* ne permettent pas de proposer que ces bactéries soient considérées comme un indicateur de pollution comme cela a été suggéré par différents auteurs (Bonde, 1977 ; Hazen *et al.*, 1979).

II.5.1.5 *Pseudomonas aeruginosa*

L'analyse de l'abondance des souches de *Pseudomonas aeruginosa* (Figure 14) montre que la moyenne de cette abondance se situait à 2.77 unités logarithmiques décimales (U.Log)/ml dans l'eau usée brute à l'entrée de la station, soit au niveau du point E. Au niveau du chenal d'oxydation C, cette abondance s'est située à 2.45 U. Log, correspondant à un abattement de 0,32 U.Log, soit 28,8 %.

Au niveau de l'effluent de sortie de la station d'épuration, l'abondance moyenne des *Pseudomonas aeruginosa* est de 2.36 U.Log, correspondant à un abattement de 0.41 U.Log, soit 36,9 % au niveau de la sortie du système.

L'abondance a montré une légère tendance à la hausse durant la période chaude. Cependant, comme le montre la figure 15, l'efficacité d'élimination enregistrée pour les souches de *Pseudomonas aeruginosa* a été principalement associée à la phase d'oxydation avec un pique à 1,46 U. Log enregistré pendant la période chaude.

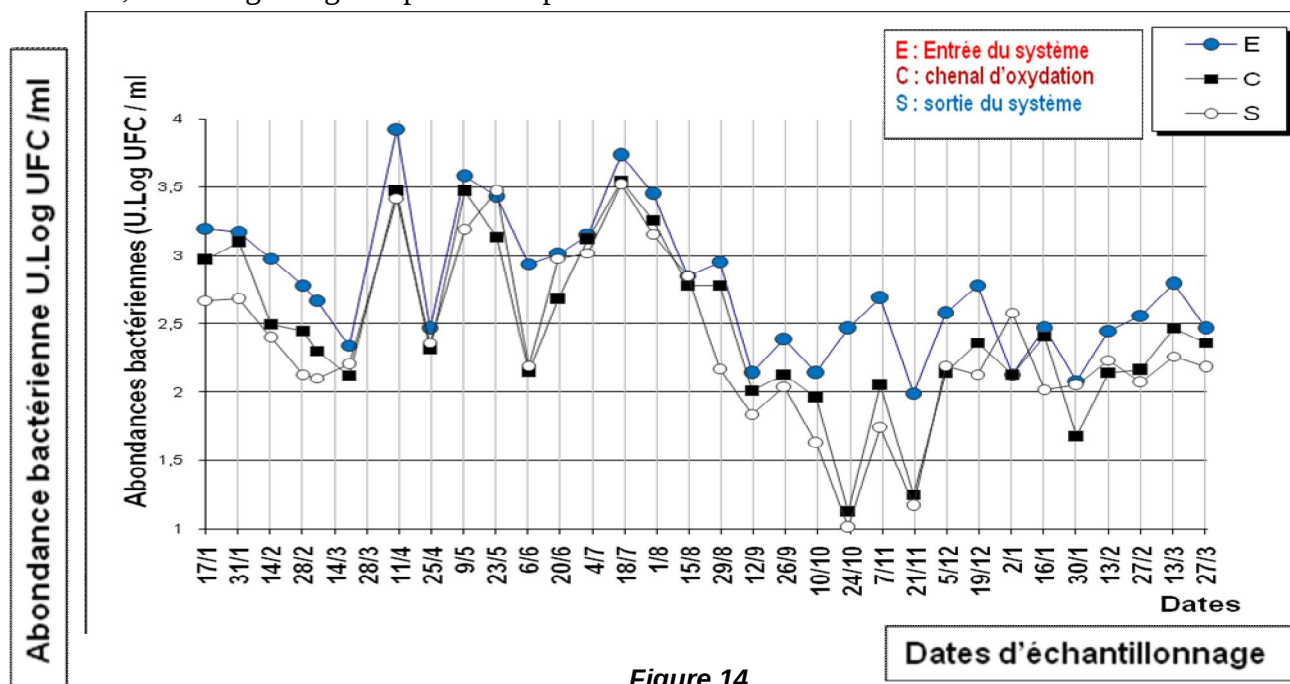


Figure 14
Evolution spatiotemporelle des souches de *Pseudomonas aeruginosa*
au cours du traitement des eaux usées brutes

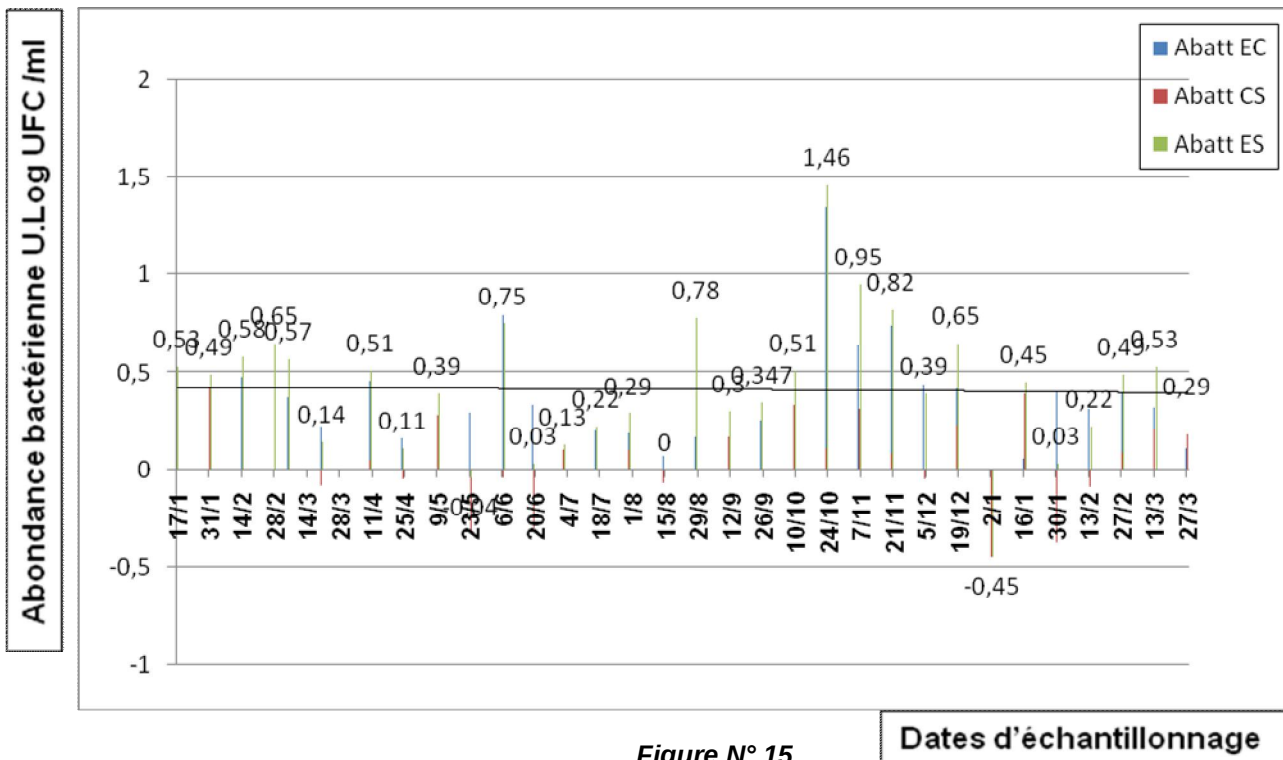


Figure N° 15
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative
aux souches de *Pseudomonas aeruginosa* au cours du traitement par la station

II.5.2 Paramètres physicochimiques

II.5.2.1 Le pH

L'évolution spatiotemporelle du pH au cours du traitement est donnée par la figure 16. La moyenne enregistrée du pH de l'eau usée brute est de 7,54 à l'entrée et 7,76 au niveau du chenal d'oxydation et 8,54 dans l'eau usée épurée.

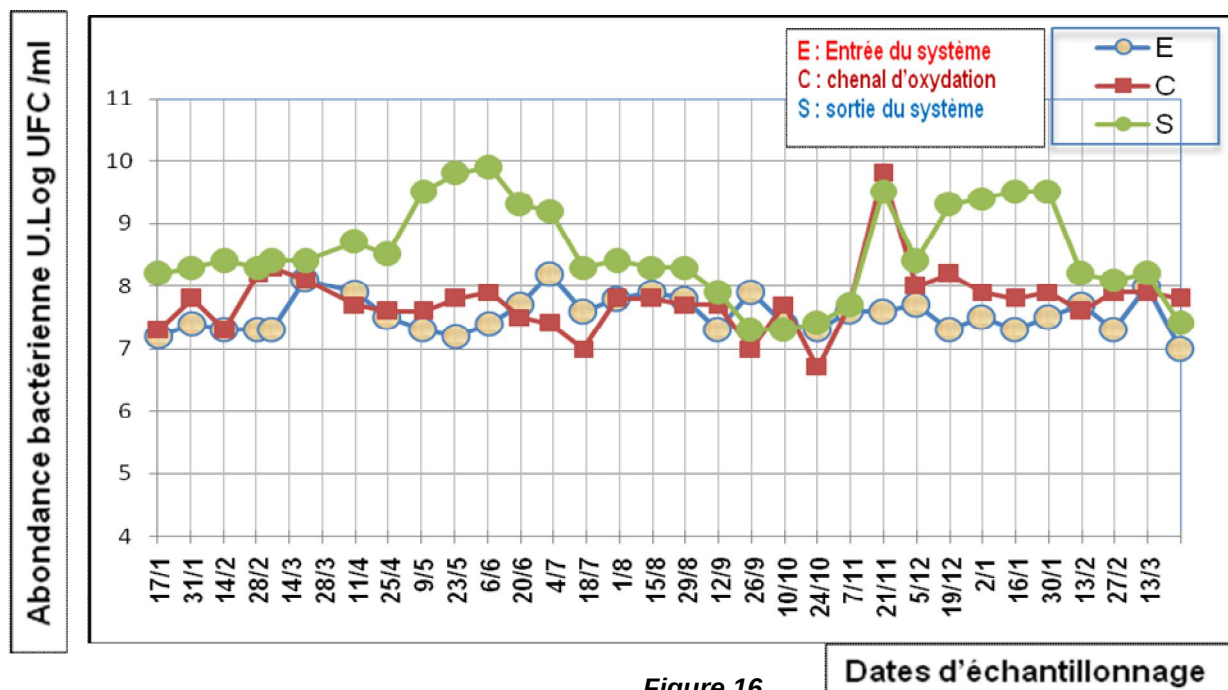


Figure 16
Evolution spatiotemporelle du pH au cours du traitement des eaux usées brutes

Le pH initial de l'eau, de l'ordre de 7,54 augmente au cours du temps pour tous les traitements réalisés. L'augmentation du pH au cours du traitement des eaux usées par boues activées est due à une volatilisation de composés acides ou de CO₂ dissous. Morgan *et al.* (1990) ont expliqué cette augmentation par la désorption de protéines qui présentent des groupes carboxyles.

II.5.2.2 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les résultats concernant la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont présentés dans la figure 17. Les moyennes obtenues pour toute la période de l'enquête, étaient 184 mg / l dans les eaux usées brutes, 91 mg / l dans chenal d'oxydation (C) et 35 mg / l dans l'effluent à la sortie de la phase de clarification (S).

Ces résultats correspondent à un abattement de 92,6 mg/ml, soit 50,37 % entre les stations E et C et un abattement total de 148,56 mg/l soit 80,7 % entre les stations E et S. Les résultats liés à la demande biochimique en oxygène n'ont pas révélé d'évolution saisonnière avec des fluctuations permanentes tout au long du suivi spatiotemporel.

La Figure 18 montre que le maximum de l'abattement de la charge en DBO₅ se situe 263 mg/ml et a été enregistré pendant la période froide du suivi spatiotemporel, bien qu'il n'ait pas été décelé de tendances saisonnières de l'abattement de la DBO₅, fourni par la station d'épuration.

Les rendements épuratoires observés dépassent donc les 80 % en termes de DBO₅ pour l'ensemble de la station d'épuration, ce qui correspond à une très bonne performance de la station pour ce paramètre.

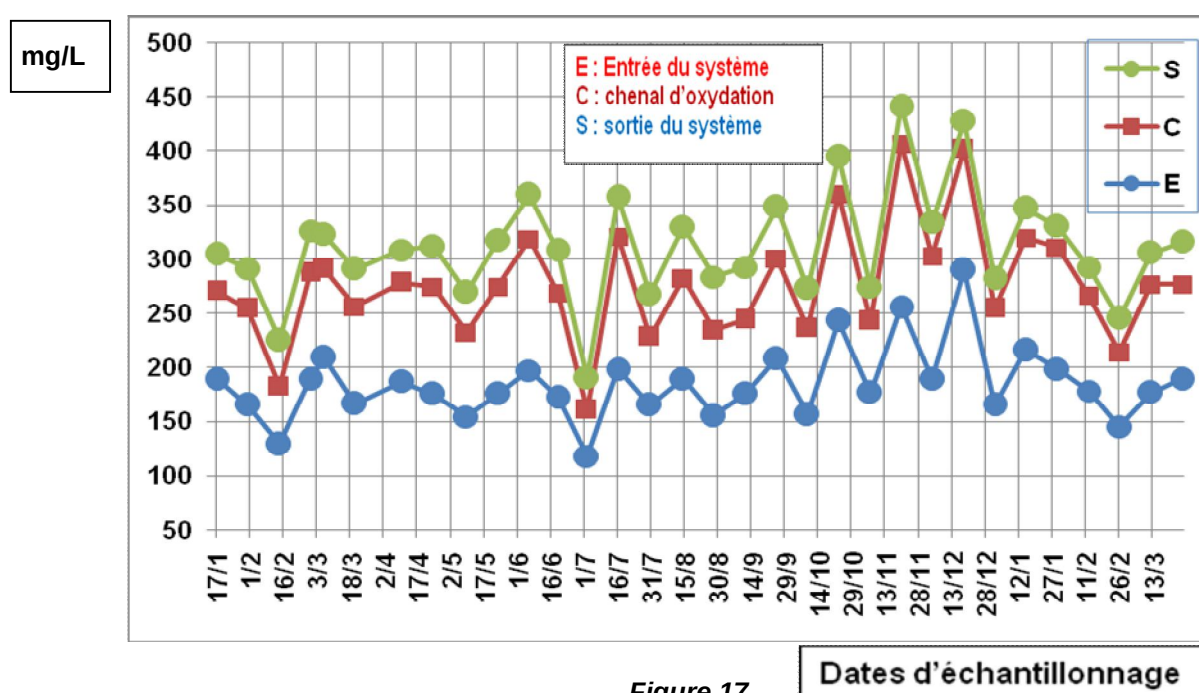


Figure 17
Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

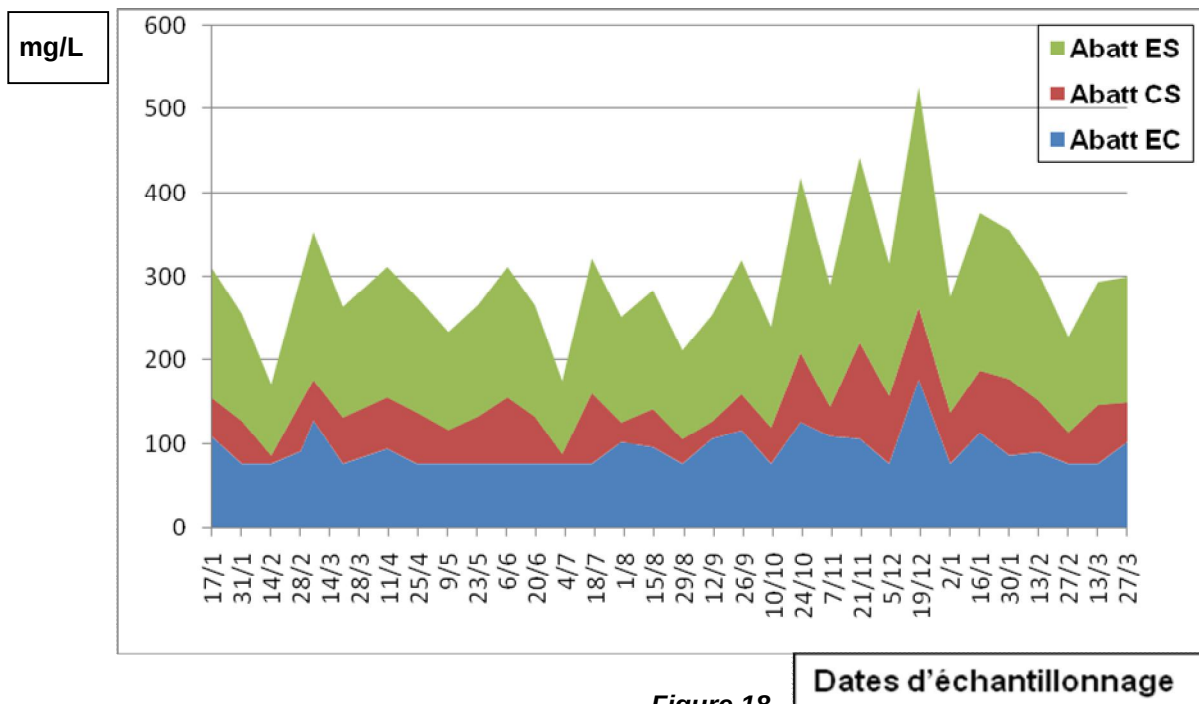


Figure 18
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative à la DBO₅ au cours du traitement par la station

Ces résultats sont comparables à ceux obtenus sur une station d'épuration au Maroc où un taux d'abattement total de 91,07 % a été enregistré. Ces résultats sont comparables avec les rendements observés par Mara et Pearson (1998) qui ont observé une réduction de la DBO₅ variant entre 73% et 85% dans les pays méditerranéens. De même, Maiga *et al.* (2008) ont observé des rendements qui atteignent 85% sous climat sahélien à Ouagadougou. Le même constat a été observé par Papadopoulos *et al.* (1997) en Grèce où les rendements ont dépassé 90 %.

II.5.2.3 La demande chimique en oxygène (DCO)

L'évolution spatiotemporelle de la DCO au cours du traitement est donnée par la figure 19. La moyenne enregistrée de la DCO de l'eau usée brute à l'entrée est de 562,31 mg /l et de 253,9 mg /l dans l'eau épurée à la sortie de la station d'épuration.

La figure 20 donne les abatements partiels et totaux de la DCO au niveau des différentes phases de la station d'épuration. L'évolution des abatements de la DCO ne semble pas suivre une allure saisonnière.

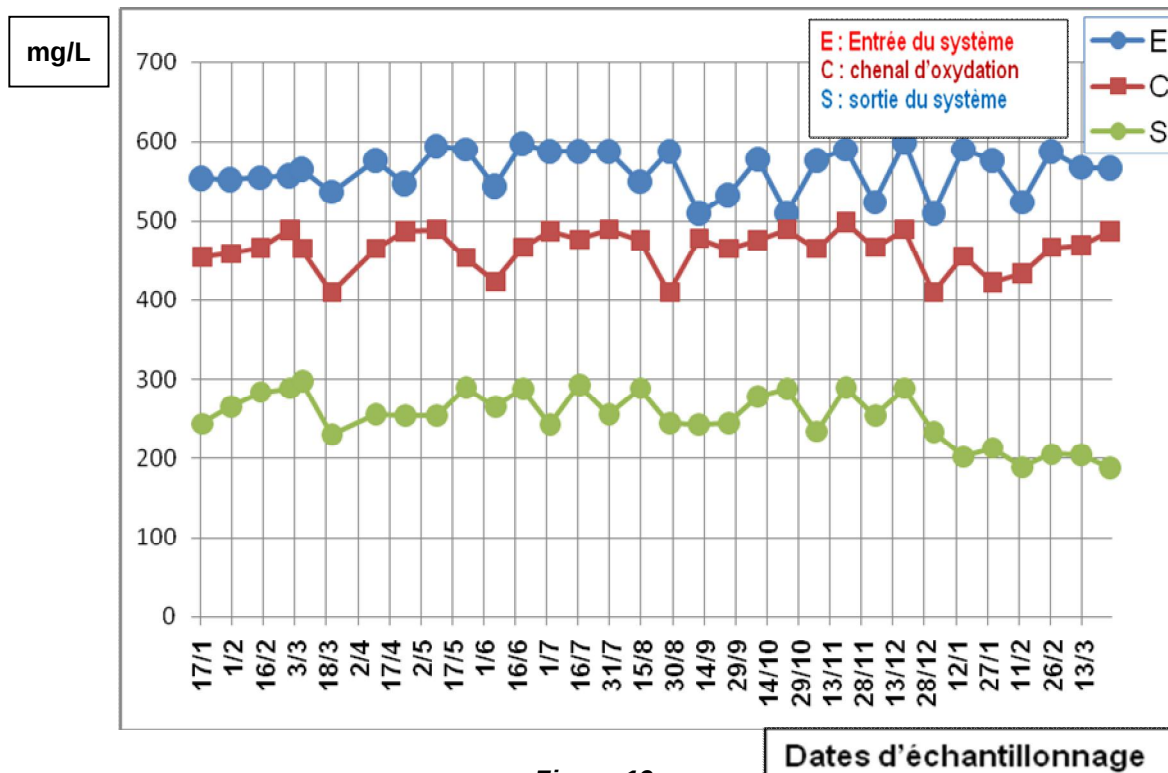


Figure 19
Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

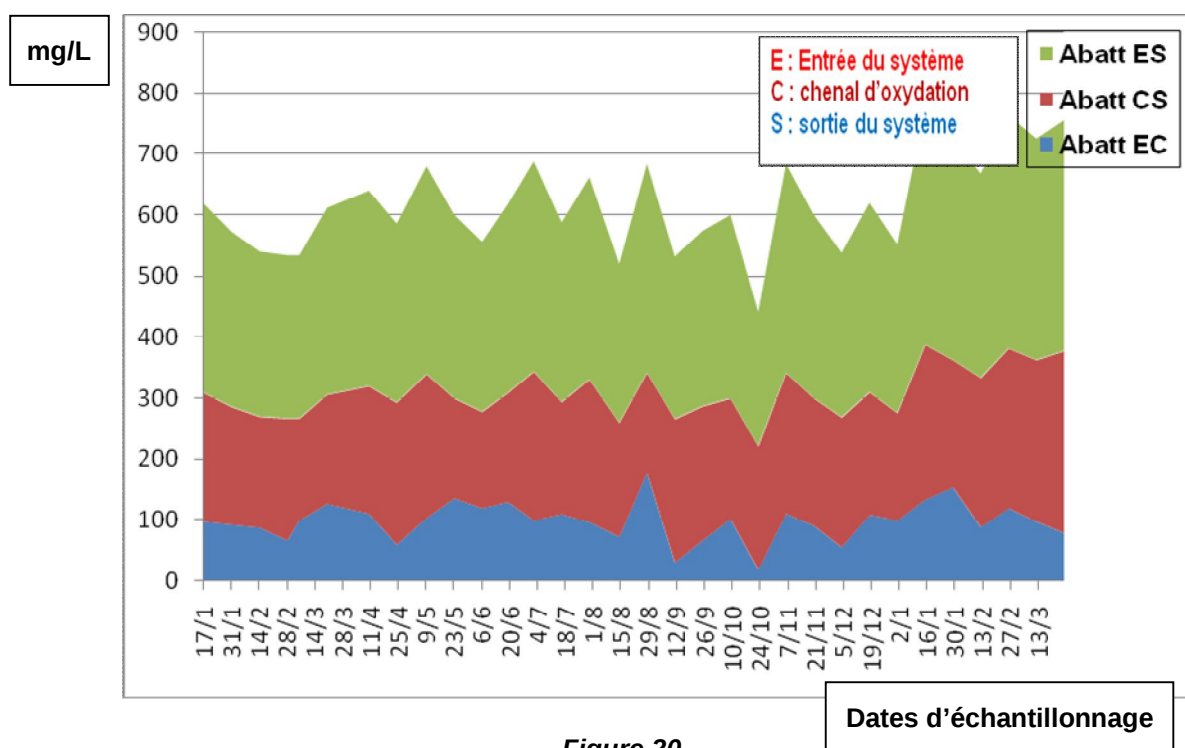


Figure 20
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative à la DCO au cours du traitement par la station

Le rendement épuratoire moyen en termes de DCO varie entre 65 et 84%. Les rendements en DBO₅ sont plus importants que ceux de la DCO, puisque le système d'épuration par lagunage naturel réduit considérablement la partie biodégradable de l'effluent. Le rendement moyen le plus important observé pour la station a été enregistré pendant la période froide.

Selon Metcalf & Eddy (2003), les coefficients de biodégradabilités sont calculés par le rapport DCO/DBO₅, et dépend de la nature et de l'origine des eaux usées qui peut être domestique ou industrielle, le ratio DCO/ DBO₅ pour les eaux usées domestiques brutes est généralement compris entre 1,25 et 2,5 et peut être plus de 10 pour les eaux industrielles. Ce qui nécessite des traitements différents.

On peut clairement observer que les eaux usées sont biodégradables pour l'ensemble des eaux usées entrant aux différentes stations d'épuration étudiées. Ils se situent en moyenne entre 2,27 et 2,49. Ce résultat confirme l'absence de rejet industriel raccordé au réseau d'assainissement domestique. Le diagnostic sur le terrain a montré que les zones industrielles des villes de Nouakchott ne sont pas raccordées au réseau d'assainissement urbain.

II.5.2.4 Le carbone organique total (COT)

L'évolution spatiotemporelle du carbone organique total (COT) au cours du traitement est donnée par la figure 21. La moyenne enregistrée du COT de l'eau usée brute à l'entrée est de 120,81 mg/l contre 72,37 et 36,71 mg/l respectivement au niveau du chenal d'oxydation et de l'eau épurée.

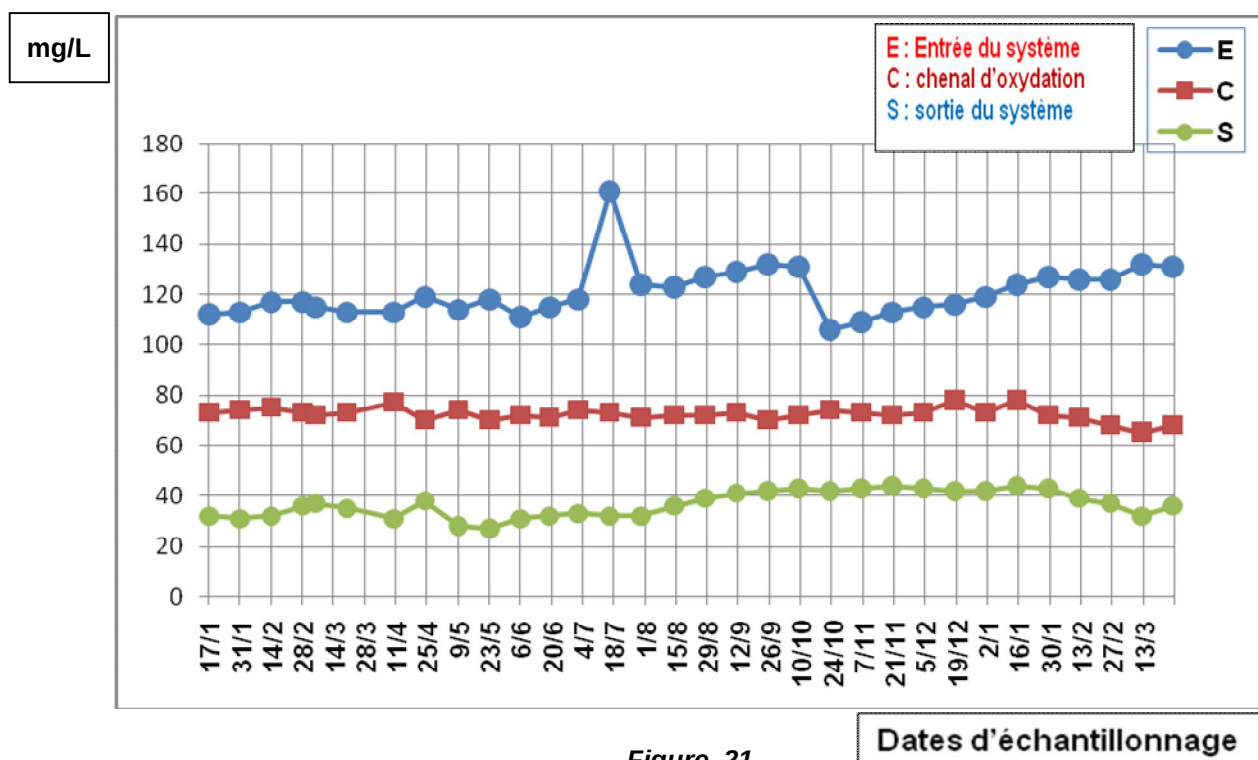


Figure 21
Evolution de la teneur du Carbone Organique Total au cours du traitement

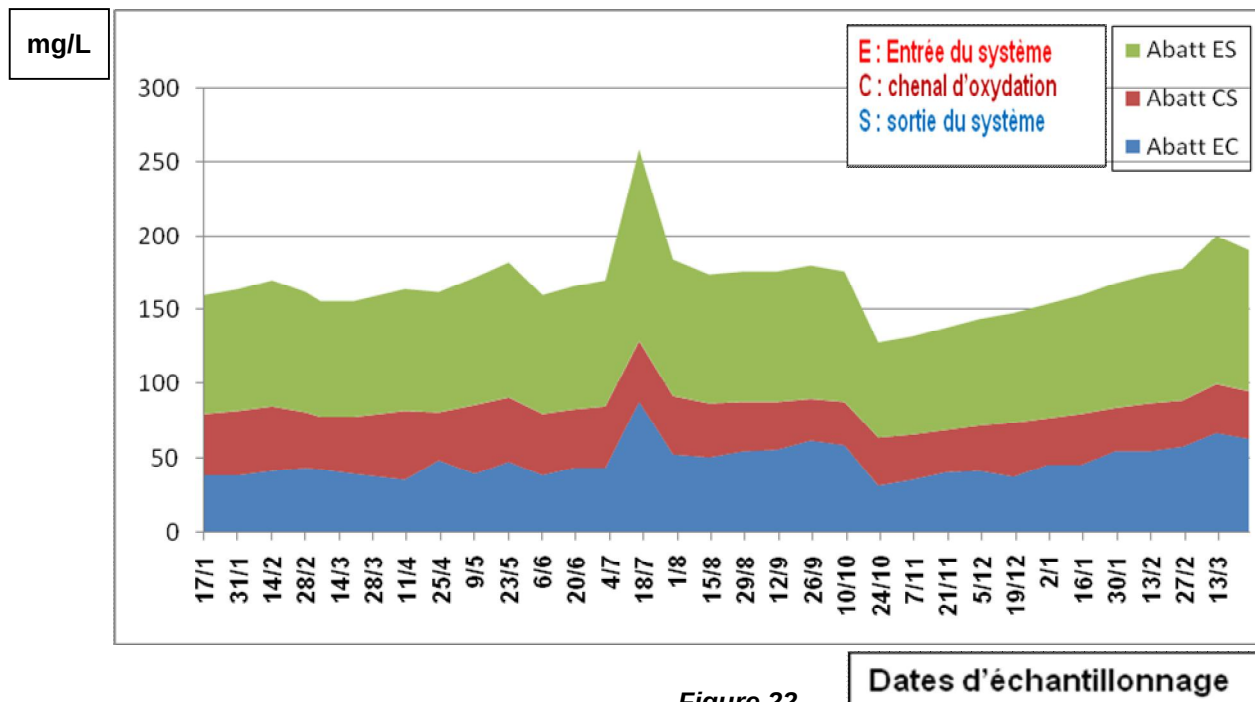


Figure 22
*Evolution des abatements partiel et total et tendance relative
au carbone organique total au cours du traitement par la station*

II.5.2.5 L'azote total Kjeldahl (NTK)

L'évolution spatiotemporelle de l'azote total Kjeldahl (NTK) au cours du traitement est donnée par la figure 23. La moyenne enregistrée de l'azote total Kjeldahl de l'eau usée brute à l'entrée est de 44,68 mg/l contre 25,5 mg/l et 15,68 mg/l respectivement au niveau du chenal d'oxydation et de l'eau épurée.

Ces résultats correspondent à un abatement de l'azote total Kjeldahl de l'ordre de 57,06 % entre l'entrée de l'effluent brut et le chenal d'oxydation et 64,90 % comme abatement obtenu pour l'ensemble de la station d'épuration (Figure 24). La teneur azotée éliminée serait essentiellement restée agrégée dans la fraction en suspension de l'eau et précipitée dans la quantité de boues générées par la station. La fraction azotée des boues générées par la station d'épuration étant considérée comme élément déterminant pour la fertilité des boues lorsqu'elles sont utilisées comme fertilisants comme c'est le cas pour la station étudiée.

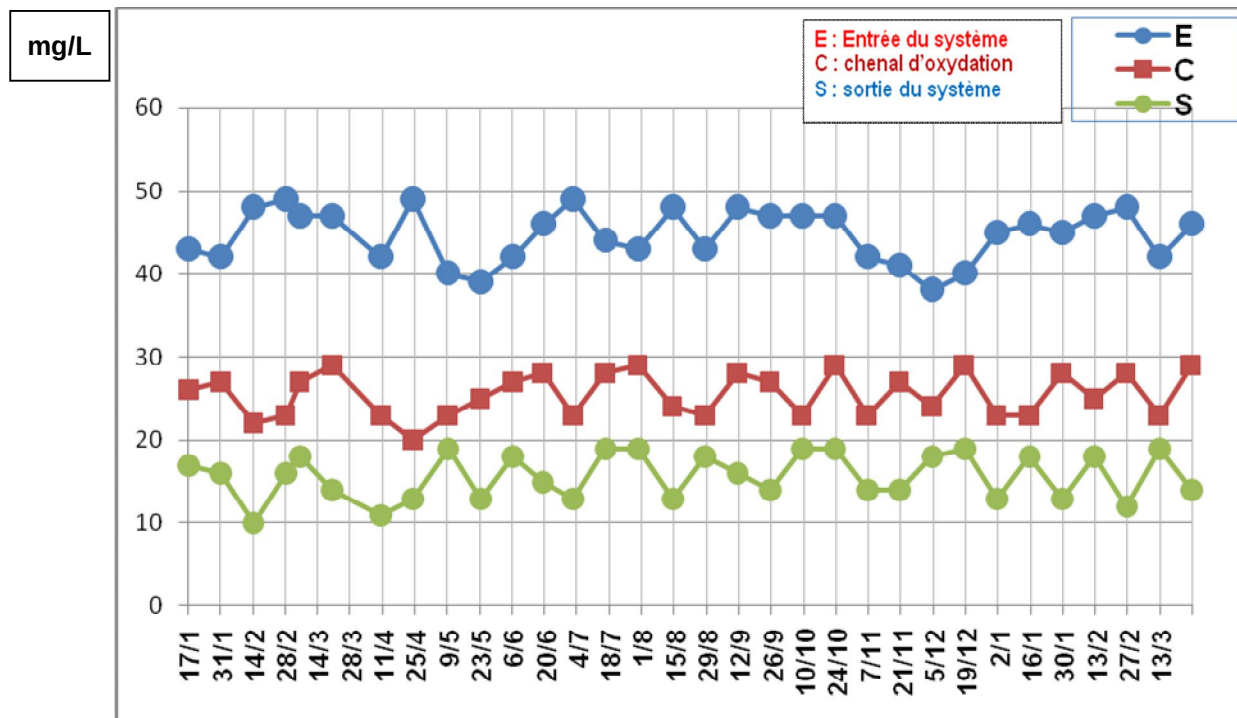


Figure 23
Evolution de la teneur de l'azote total Kjeldahl au cours du traitement

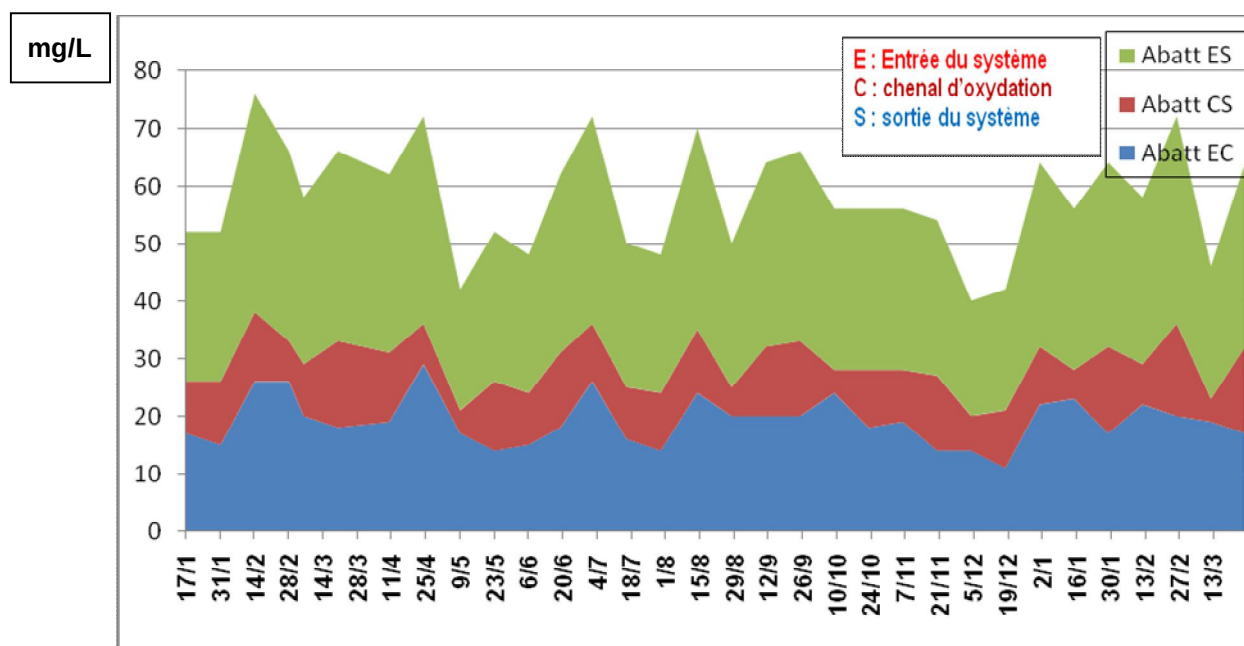


Figure 24
Evolution des abatements partiel et total et tendance relative à l'azote total Kjeldahl au cours du traitement par la station

L'ensemble des résultats obtenus ont fait l'objet d'une analyse statistique à l'aide du logiciel Stat View, de façon à permettre un traitement statistique non paramétrique de type Wilcoxon.

Les niveaux de performance épuratoire obtenus au niveau des différents points de prélèvement, ont été comparés à l'aide de l'analyse statistique non paramétrique de Wilcoxon (Korn *et al.*, 1994) ainsi qu'une analyse à multiple variables.

II.5.2.6 Les matières en suspension (MES)

L'évolution spatiotemporelle des matières en suspension au cours du traitement est donnée par la figure 25. La moyenne enregistrée des MES de l'eau usée brute à l'entrée est de 51 mg/l. au niveau du chenal d'oxydation, la teneur enregistrée a été de 34 mg/l pour une valeur moyenne de 19 mg/l dans l'eau usée épurée à la sortie du système.

Les résultats obtenus sont similaires à ceux rencontrés dans une évaluation de performance d'épuration des eaux usées de la ville d'Oujda au Maroc, où le rapport est inférieur à 2,5. En revanche, ils sont en désaccord avec ceux trouvés par Gebrati et Nejmedine (2002) à Marrakech, et des eaux usées brutes de la commune urbaine de Saknia au Maroc, observé par Elhamouri *et al.*, (1994) où ce rapport a été évalué à 3,4 en raison des rejets de textile raccordé au réseau.

En effet, au stade final de traitement notamment dans les bassins de maturation, les teneurs en matière en suspension peuvent subir des abattements de l'ordre de 90 %.

Ces rendements sont similaires aux résultats observés par Huang et Gloyna (1971) et Maiga *et al.* (2008) qui ont indiqué que lorsque l'abattement des matières en suspension atteint 90%, l'abattement de la DBO₅ se trouve autour de 45%.

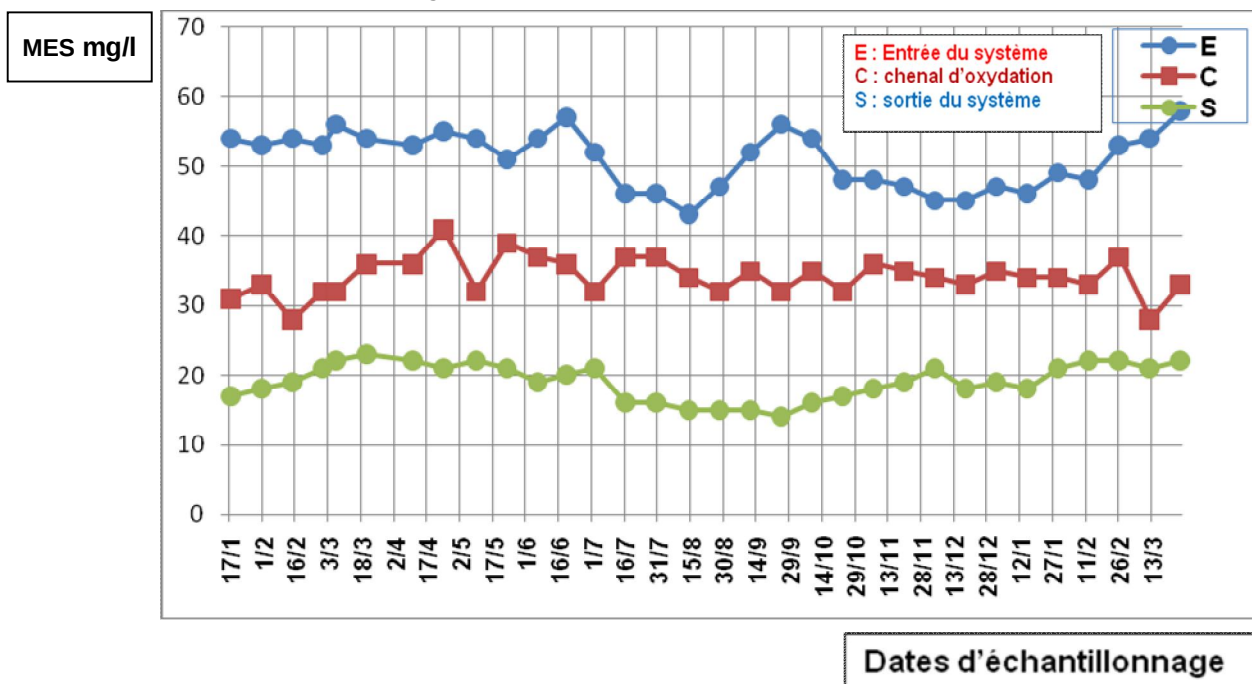


Figure 25
Evolution des matières en suspension au cours du traitement

Les rendements épuratoires moyens en termes de matières en suspension varient entre 65 et 88% (Figure 25). Les matières en suspension sont réduites par sédimentation dans le système de boues activées, principalement dans le bassin de décantation. Le rendement moyen le plus important a été observé pour la STEP avec un abattement de 75 %, enregistré au cours de la période chaude du suivi spatiotemporel.

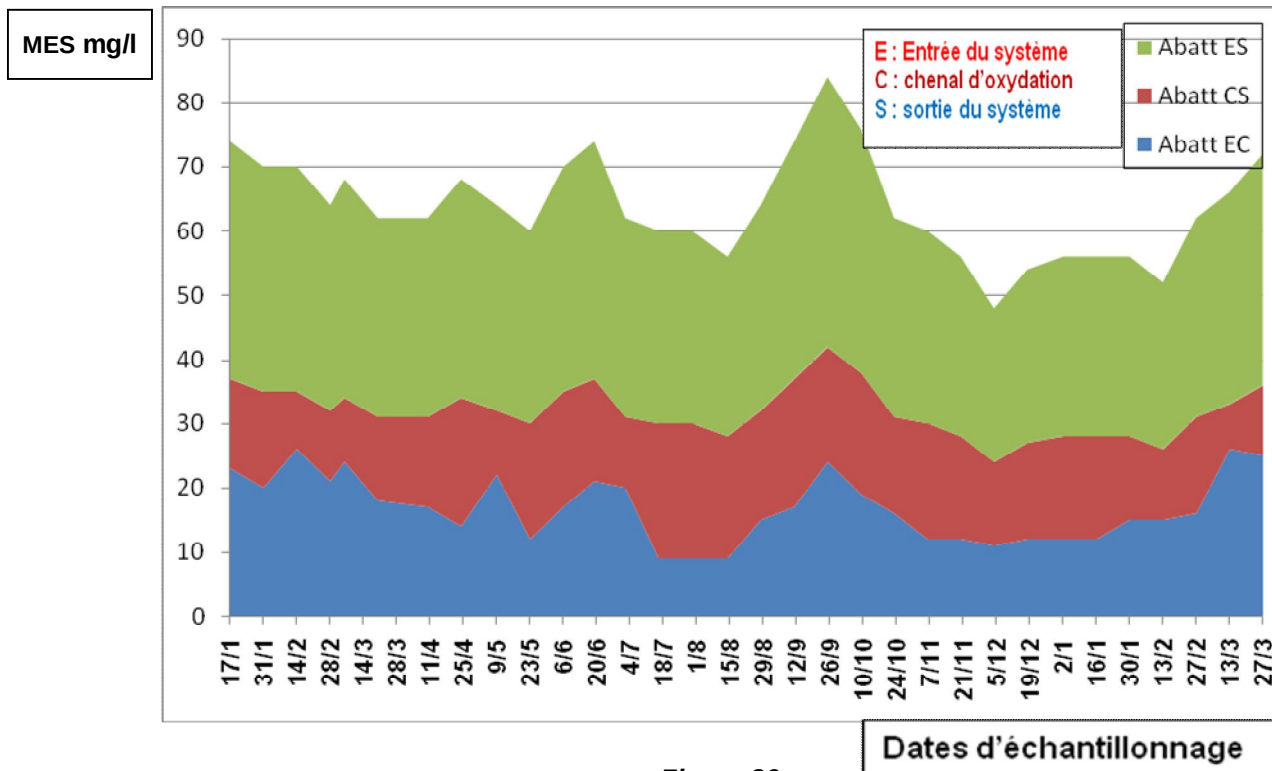


Figure 26
Evolution des abattements partiel et total et tendance relative
aux matières en suspension au cours du traitement par la station

D'une manière générale, les rendements épuratoires par boues activées en ce qui concerne les matières en suspension, ressemblent à ceux observés dans les systèmes similaires dans la région méditerranéenne.

Pour les matières en suspension, les performances épuratoires se sont avérées assez instables et dépendent de la saison. Les abattements moyens observés varient entre 20 et 53%, le rendement moyen le plus important est observé avec un abattement de 73 % et le rendement moyen pendant toute la période de l'étude est de 62,56 %.

II.5.3 Evolution de la dynamique des *Aeromonas* mobiles

En ce qui concerne la dynamique des espèces, la Figure 27 donne les résultats qui indiquent que les souches de *A. caviae* ont été trouvées dominantes dans les eaux usées brutes à raison de 58% et des effluent traité à hauteur de 63% et pour les deux périodes climatiques.

En outre, la présence de souches de *A. sobria* et *A. hydrophila* dans les eaux usées brutes était significativement différente pour les deux périodes.

Les souches *A. caviae* ont été trouvées considérablement dominantes également pendant la période froide comme le montre la figure 28.

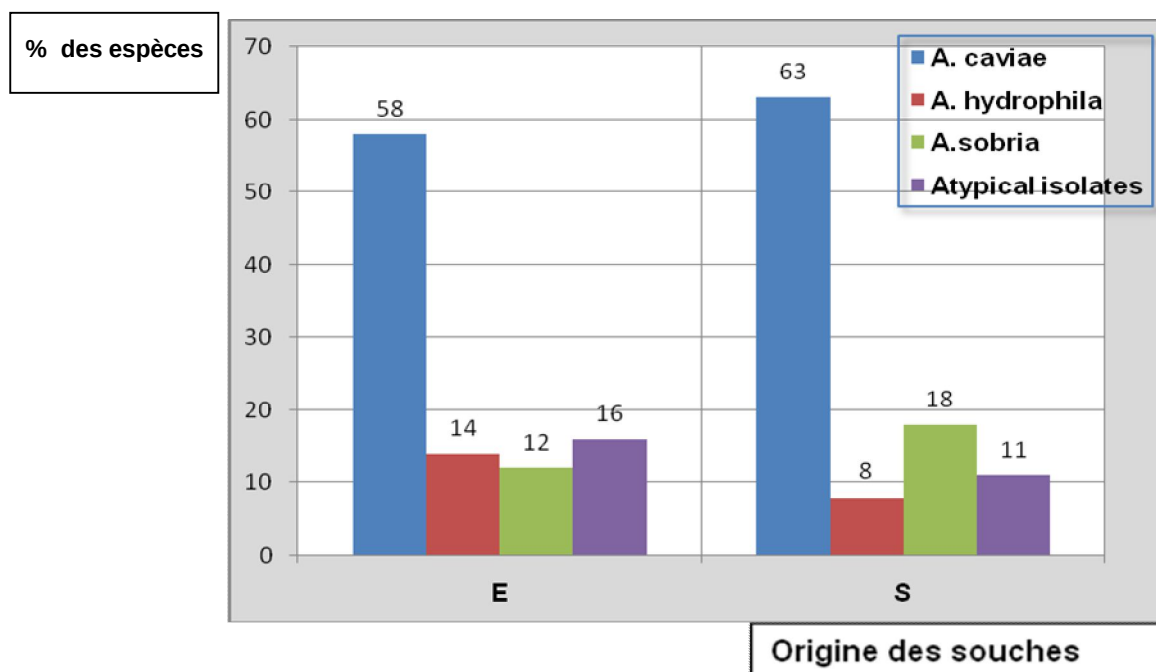


Figure 27
Distribution des espèces d'*Aeromonas* mobiles enregistrée pendant la période chaude (Aout)

Nakano *et al.*, (1990) qui ont engagé un suivi annuel sur la répartition des espèces d'*Aeromonas* mobiles dans les eaux de surface d'un milieu fluvial par le dénombrement des espèces *Aeromonas*, ont trouvé que c'est également l'espèce *Aeromonas caviae* qui dominent la population d'*Aeromonas* de cette eau.

Dans l'identification des isolats, ils ont observé les trois espèces d'*Aeromonas* mobiles avec *A. caviae* (43%) qui était répandue, suivie par *A. sobria* (35%) et *A. hydrophila* (20%). *A. sobria* a été principalement isolée d'une zone d'échantillonnage de l'eau stagnante.

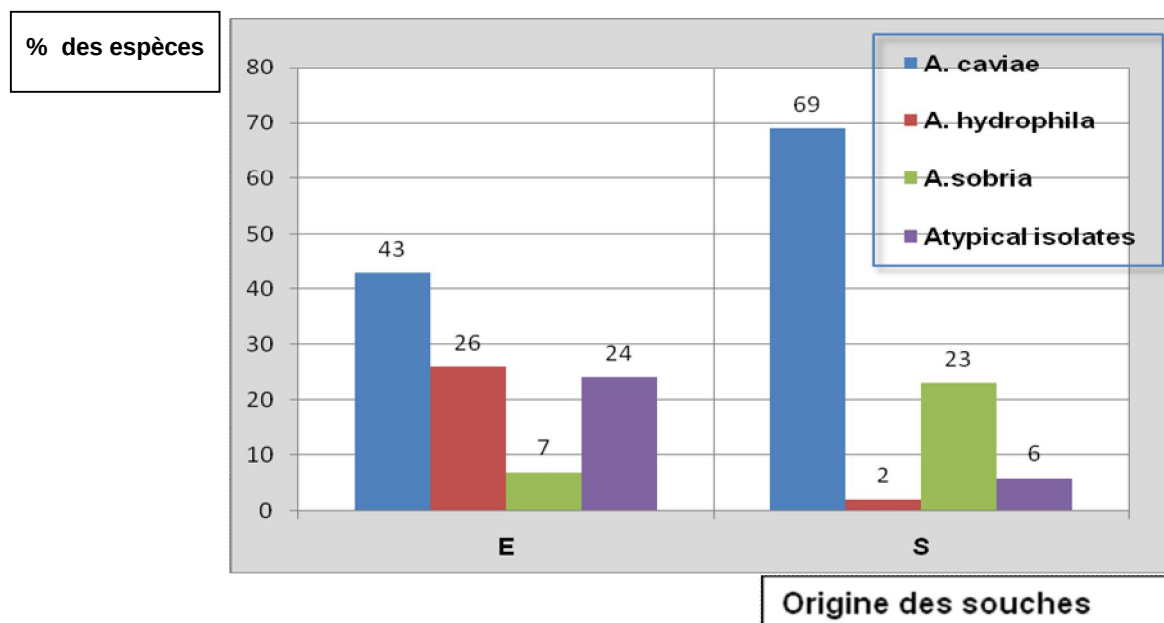


Figure 28
Distribution des espèces d'*Aeromonas* mobiles enregistrée pendant la période froide (Février)

Cette étude a montré que les souches de *A. caviae* dominent à la fois dans les eaux usées brutes (échantillonnage point E) et dans l'usine de boues activées des effluents (point d'échantillonnage S).

Les tendances de la domination des espèces de *A. caviae* dans le système d'épuration des boues activées des eaux usées concordent avec les conclusions de Martone-Rocha *et al.* (2010) qui ont signalé la domination des souches de *A. caviae* à la fois à l'entrée et à la sortie d'une station de traitement des eaux usées par boues activées.

L'analyse de la structure de la population de l'espèce *Aeromonas* a montré que, quelle que soit la saison, *Aeromonas caviae* était l'espèce dominante à l'entrée du système d'épuration. Cependant, à la sortie, la population de l'espèce *Aeromonas caviae* a été dominante en hiver, alors que *Aeromonas sobria* était l'espèce dominante dans l'effluent traité de printemps à l'automne.

II.6 Conclusion :

Le suivi de la qualité de l'eau montre que : **(i)** le traitement au niveau de la station d'épuration améliore la qualité de l'eau, bien que le seuil d'admissibilité (1000 coliformes/100 ml) est loin d'être atteint ; **(ii)** il existe une pollution chimique importante due aux rejets des industries chimiques et brasseries riveraines du site. Le développement des activités industrielles ces dernières années, surtout celles de la pêche utilisant l'eau de mer et déversant ses effluents directement dans le réseau d'égout sans traitement, a contribué fortement à la dégradation de la qualité chimique des eaux usées. La salinité des eaux peut dépasser actuellement les 800 mg/l, mettant ainsi sérieusement en péril les cultures maraîchères sur le site.

Le suivi de la qualité chimique a également mis en évidence la nature très basique des eaux (pH>10) et qui incriminerait les rejets d'une unité industrielle utilisant la soude en grande quantité (Ciprochimie et SOBOMA sont des industries riveraines du site).

Le système d'irrigation sur l'ensemble des sites maraîchers de la ville est presque identique, les eaux sont stockées dans des bassins et l'arrosage se fait à la main avec des arrosoirs. Il faut cependant noter que sur le site de Sebkha, il existe un réseau primaire qui permet de distribuer l'eau aux différentes parcelles où il aboutit aux bassins de stockage.

Sur les sites, une méthode d'enrichissement qui consiste à lessiver des sacs remplis de fumiers dans les bassins est pratiquée par les maraîchers. Mais, cette méthode dégrade d'avantage la qualité des eaux d'irrigation. Il a été vérifié que la qualité de l'eau dans les bassins est plus médiocre qu'à la sortie de la station de traitement.

Face au problème d'eaux usées, les maraîchers ont développé des stratégies alternatives pour lever certaines contraintes comme l'accès à l'eau. En effet, le mètre cube de l'eau à 160 UM/m³ (0,615 \$US) ne permet pas aux maraîchers d'avoir un compte d'exploitation positif. La SNDE n'a aucune politique commerciale en faveur des sites maraîchers. Les maraîchers utilisent le nom de leurs coopératives (sous prétexte d'alimenter le siège de la coopérative)

pour avoir accès à un branchement social et pratiquent en même temps le piratage de l'eau à partir du réseau. Ceci a été une source de conflit permanent entre la SNDE et les maraîchers.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que les eaux usées brutes sont utilisées sur des sites (Tavragh Zeina et Elmina) où il n'existe pas une autre alternative d'approvisionnement en eau.

Les eaux usées brutes sont utilisées pour faire survivre une arboriculture de palmiers dattiers pour contrecarrer les appétits urbanistiques.

La principale préoccupation de la réutilisation des eaux usées est d'ordre sanitaire, liée à la survie des germes pathogènes dans ces eaux. En effet, les eaux usées transportent toutes sortes d'organismes pathogènes. La plupart de ces organismes pathogènes l'homme à travers l'ingestion d'eau ou de nourritures contaminées.

Les eaux des vannes domestiques peuvent contenir d'ordinaire divers espèces d'organismes pathogènes dont les agents responsables de la typhoïde, de la dysenterie bacillaire et amibienne, de l'ascaridiase et de plusieurs autres maladies à protozoaires et à helminthes, et dont certains ne sont pas éliminés par certains traitements biologiques comme la boue activée.

Les risques sanitaires de la réutilisation des eaux usées sont liés essentiellement à deux éléments, la contamination de l'environnement et le comportement des personnes à risque, exploitants maraîchers, les enfants des exploitants, les revendeurs et les consommateurs- (Gagneux *et al.*, 1999).

Si des maladies comme le paludisme, le rhumatisme ou le trachome ne sont pas directement liée à la réutilisation des eaux usées, une étude épidémiologique menée dans le cadre du projet «Nouakchott Elkhadra» a révélé une forte prévalence de la diarrhée et des infections parasitaires chez les exploitants maraîchers du site et leurs enfants

L'utilisation des eaux usées et polluées en agriculture urbaine reste une voie de transmission idéale pour beaucoup d'agents entéropathogènes.

CHAPITRE III

CARACTERISATION BIOLOGIQUE DES BOUES DE LA STATION D'EPURATION

Chapitre III

Caractérisation biologique des boues de la station d'épuration de Nouakchott

III.1 Introduction

La valorisation agricole des boues de stations d'épuration est régulièrement controversée et la législation en la matière se doit d'être adaptée, compte tenu des avancées scientifiques et des évaluations de risques réalisées par diverses agences.

Actuellement, de nombreux pays ne se limitent plus à un seul moyen de valorisation ou d'élimination des boues, vu la multiplication récente des stations d'épuration et la production sans cesse croissante de boues qui y est associée. Chaque pays développe des solutions qui sont de plus en plus appropriées tant du point de vue pratique qu'économique et ce, tout en respectant l'environnement et la santé publique.

L'objectif de cette étude est de faire une caractérisation bactériologique et parasitologique des boues issues de la station d'épuration de Nouakchott dans le but d'évaluer les risques associés à la valorisation de ces boues dans l'agriculture urbaine.

Il s'agit d'évaluer le risque potentiel lié aux bactéries pathogènes et aux œufs d'helminthes auquel les populations humaines et animales peuvent être exposées lors de la réutilisation des boues issues eaux usées en agriculture (Figure 29).



Figure 29
Vue d'une partie de l'aire de séchage des boues de la station d'épuration

III.2 Matériel et méthodes

Les boues liquides, non traitées ont été prélevées à partir de la sortie de la station d'épuration. Les échantillons ont été prélevés dans des flacons en verre d'un volume de 3 litres. Les échantillons de boues chaulées ont été prélevés en lots de cent grammes chacun directement dans des sachets en plastique.

III.2.1 Méthodes bactériologiques

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.1.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.1.2 Les coliformes thermotolérants

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.1.3 Entérocoques

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.1.4 *Aeromonas mobiles*

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.1.5 *Pseudomonas aeruginosa*

Voir Chapitre II, Matériel et Méthodes.

III.2.2 L'analyse parasitologique

III.2.2.1 Espèces recherchées

Les espèces de parasites recherchées par l'identification de leurs œufs représentent les principales espèces indicatrices des niveaux d'infestation et d'appréciation de la charge parasitaire des boues des stations d'épuration des eaux usées municipales.

Pour les nématodes, les genres *Ascaris*, *Trichuris*, *Ankylostoma*, *Strongyloides* ont été ciblés tandis que les genres *Hymenolepis*, *Toxocara*, *Tænia*, *Cryptosporidium* et *Enterobius* ont été recherchés pour les cestodes. Les trématodes ont été uniquement représentés par le genre *Fasciola*.

L'identification des œufs d'helminthes à partir du culot obtenu, est effectuée selon le protocole expérimental de la technique d'Arther-Fitzgerald-Fox (Arther *et al.*, 1981). L'énumération des œufs a été faite à l'aide de la lame Mac Master, sous un microscope photonique.

Les échantillons d'eau usée prélevés à la sortie de l'effluent sont prétraités et analysés par la méthode de Bailenger.

Chaque échantillon est fixé par ajout de formol (10 %) à raison de 2 ml/L et transporté au laboratoire. L'échantillon est ensuite tamisé et laissé à décanter pendant 2 heures dans une éprouvette d'un litre. Le résidu de décantation, ou culot, est utilisé après concentration pour l'analyse qualitative et quantitative.

III.2.2.2 Méthode de concentration

Parmi le large spectre de méthodes essayées, c'est la méthode de Bailenger modifiée, telle que recommandée par l'OMS, qui nous a semblé la plus appropriée, en raison de sa facile reproductibilité, de son bon rendement et de son faible coût.

Cette méthode a servi à l'analyse qualitative par la mise en évidence des œufs d'helminthes dans les échantillons de boues.

Après centrifugation dans un mélange de tampon acéto-acétique et d'éther, le culot obtenu est additionné à une solution de sulfate de zinc à 33 %, pour permettre aux œufs d'adhérer à la cellule de Mac Master et faciliter ainsi leur comptage sous microscope. Pour chaque échantillon, deux lames de McMaster ont été examinées et la moyenne arithmétique du nombre d'œufs d'helminthes a été obtenue.

III.2.2.3 Méthode de numération

Le dénombrement des œufs d'helminthes a été réalisé à l'aide d'une cellule de Mac Master comportant deux chambres. Chaque chambre a 1 cm de côté, 1,5 mm de profondeur et un volume de la solution de flottation de 1,5 ml. Le comptage des œufs se fait au grossissement 100 X.

Le calcul du nombre d'œufs par gramme de boue a été obtenu à l'aide de la formule ci-dessous:

$$N = \left[A * X \right] / \left[P * V \right]$$

Avec N = nombre d'œufs obtenu, A = nombre d'œufs comptés sur la lame McMaster ou moyenne des nombres trouvés dans deux ou trois lames, X = volume du produit final (ml)
 P = Contenance de la lame McMaster (0,15 ml), V = volume de l'échantillon initial.

Le principe de la lame Mc Master est que les œufs placés dans la solution de flottation viennent en surface, au contact immédiat du verre supérieur, tandis que les débris plus lourds décantent. Quand la mise au point est faite sur le quadrillage, les œufs sont nets, contrairement aux débris. En explorant systématiquement le champ vers le haut et vers le bas, on peut compter le nombre exact d'œufs en suspension dans le volume de 0,15 ml.

III.3 Résultats et discussion

III.3.1 Caractérisation bactériologique

Les résultats des analyses bactériologiques effectuées sur les boues issues de la station d'épuration ont donné les résultats illustrés par les figures 30 à 34.

Les résultats sont donnés en fonction des trois points de prélèvement des boues, à savoir le bassin de clarification (BC), la sortie de la station (BS) et les boues admises au niveau des lits de séchage (BL) et avant le traitement par chaulage.

En ce qui concerne les bactéries hétérotrophes aérobies, les abondances enregistrées étaient de 7,4 U Log, 7,2 U Log et 6,8 U Log respectivement dans les boues prélevées aux points BC, BS et BL.

Les résultats enregistrés relatifs aux germes indicateurs de pollution fécale, à savoir les coliformes thermotolérants et les entérocoques sont de 4,7 U Log, 3,9 U Log et 2,6 U Log pour les coliformes thermotolérants et 3,3 U Log, 3,8 U Log et 2,6 U Log respectivement pour les dans les boues prélevées aux points BC, BS et BL.

Les espèces représentatives des bactéries pathogènes présentes dans les boues ont montré des teneurs de 2,7 U Log, 1,9 U Log et 0,4 U Log respectivement et 2,4 U Log, 2,1 U Log et 0,2 U Log pour l'espèce *Pseudomonas aeruginosa*.

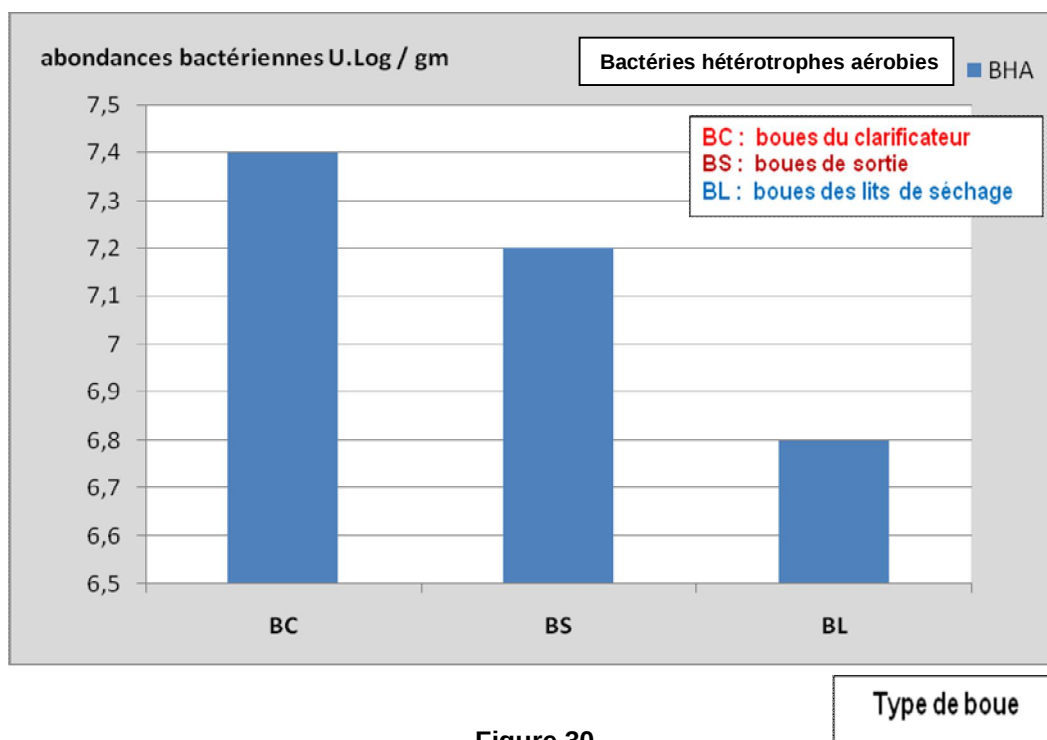


Figure 30
Abondance des bactéries hétérotrophes aérobies au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station

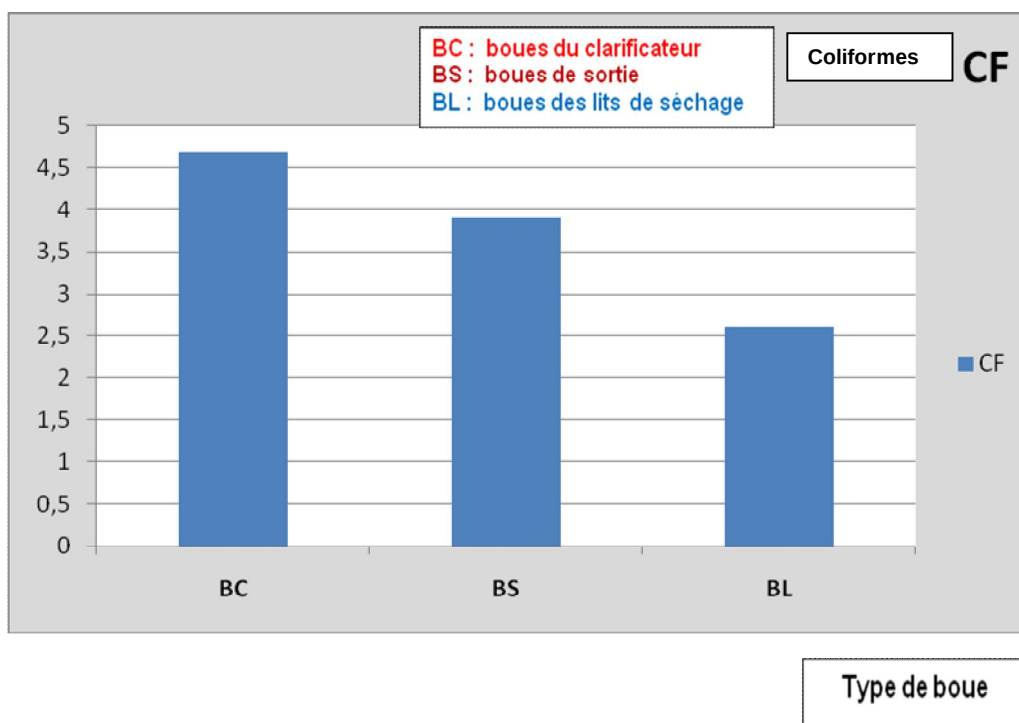


Figure 31
Abondance des coliformes thermotolérants au niveau des boues de la station, prélevées à points au niveau de la station

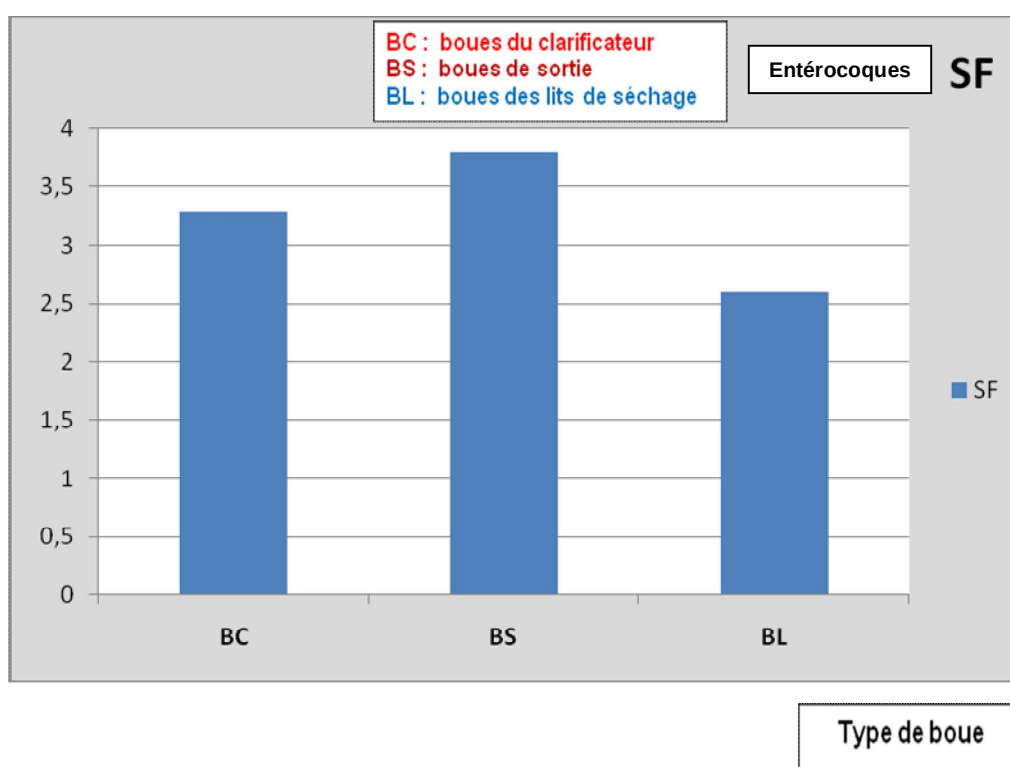


Figure 32
Abondance des entérocoques au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station

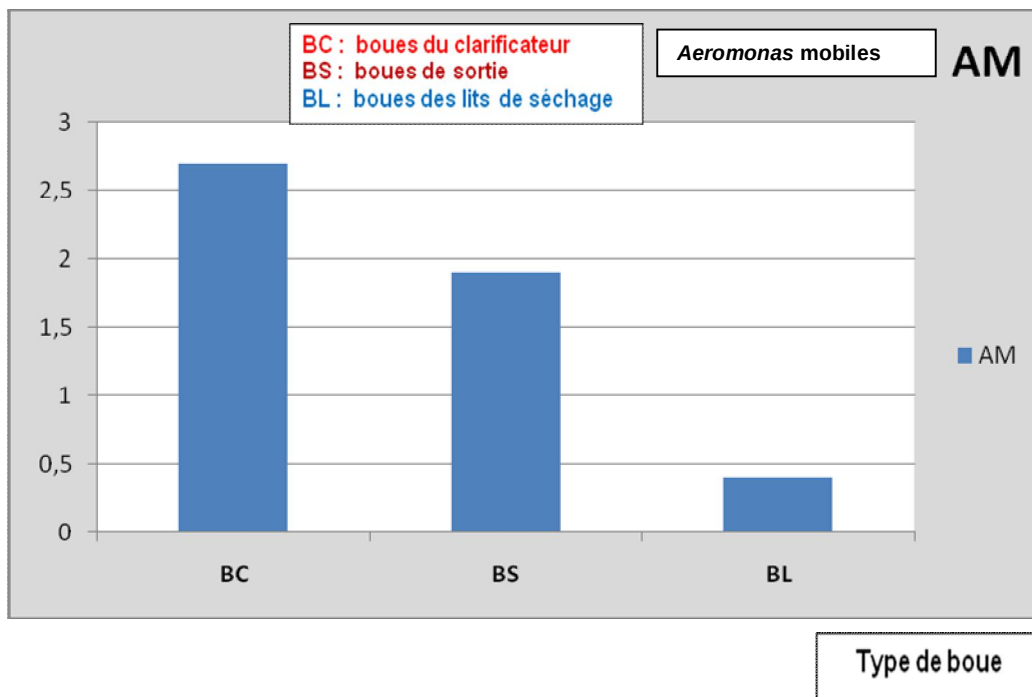


Figure 33
Abondance des *Aeromonas mobiles* au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station

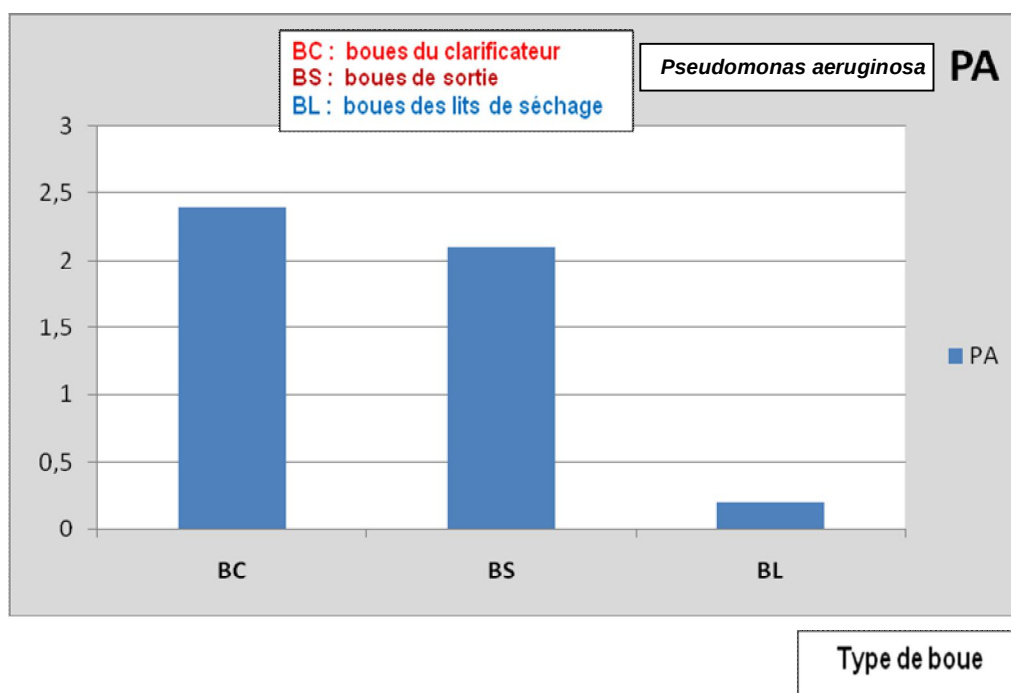


Figure 34
Abondance des *Pseudomonas aeruginosa* au niveau des boues de la station, prélevées dans trois points au niveau de la station

Ces résultats montrent que les abondances des espèces bactériennes considérées dans l'étude, demeurent présentes significativement dans les échantillons de boues, malgré une diminution significative dans les boues prélevées au niveau des lits de séchage.

La diminution constatée pour les espèces bactériennes a été très nette pour les *Aeromonas* mobiles et *Pseudomonas aeruginosa*.

Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Elmaroufy (1992) dans les études réalisées sur les boues d'une station d'épuration à Ouarzazate au Maroc, qui a montré que la teneur de la flore bactérienne des boues varie selon les points de prélèvement, mais qu'elle demeure importante dans les boues tant que celles-ci demeurent liquides.

III.3.2 Caractérisation parasitologique

Les principaux parasites pathogènes dans les eaux usées sont *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Balantidium coli*, *Cryptosporidium*, *Toxoplasma gondii*, *Cyclospora*, *Microsporidium*, *Ascaris*, *Ancylostoma*, *Necator*, *Tænia*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Strongyloïdes*, *Hymenolepis*

Les analyses parasitologiques montrent que les nombres moyens d'œufs d'helminthes (Nématodes et Cestodes) au niveau du clarificateur (point BC) est de 17 œufs *Ascaris*, 8 *Trichuris*, 11 *Ankylostoma*, 23 *Strongyloides*, 2 *Hymenolepis*, 7 *Toxocara*, 13 *Tænia*, 16 *Enterobius*, 2 *Cryptosporidium* et 8 œufs de *Fasciola*.

La charge parasitaire rencontrée au niveau des boues prélevées à la sortie du système (point BS) est de 34 œufs *Ascaris*, 13 *Trichuris*, 23 *Ankylostoma*, 16 *Strongyloides*, 5 *Hymenolepis*, 3 *Toxocara*, 43 *Tænia*, 78 *Enterobius*, 1 *Cryptosporidium* et 14 œufs de *Fasciola*.

En ce qui concerne les résultats relatifs à la présence des parasites au niveau des boues liquides transférées dans les lits de séchage, les résultats obtenus sont 34 œufs *Ascaris*, 13 *Trichuris*, 23 *Ankylostoma*, 16 *Strongyloides*, 5 *Hymenolepis*, 3 *Toxocara*, 43 *Tænia*, 78 *Enterobius*, 1 *Cryptosporidium* et 14 œufs de *Fasciola*.

Les abondances des parasites mentionnés sont illustrées par les figures 35 à 37.

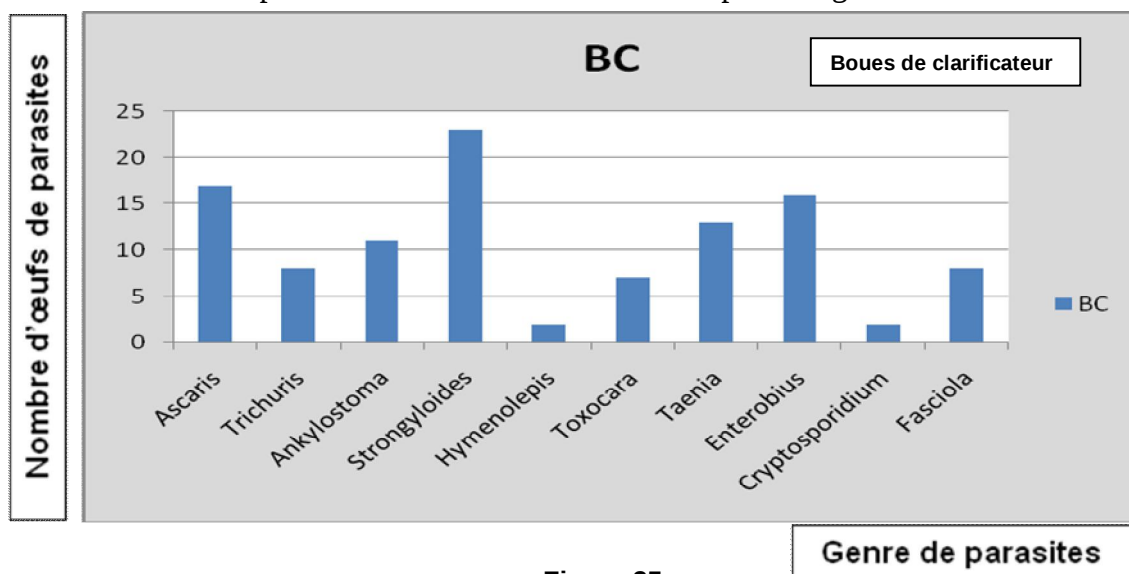


Figure 35
Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues de la station, prélevées à partir du bassin de clarificateur de la station

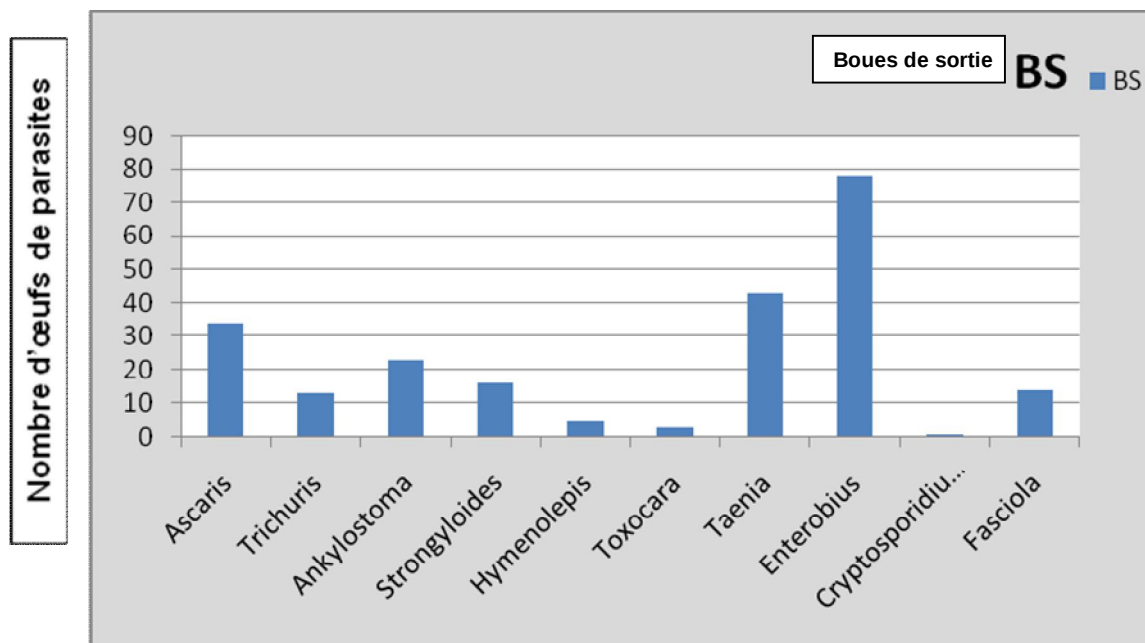


Figure 36
Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues de la station, prélevées à la sortie de la station

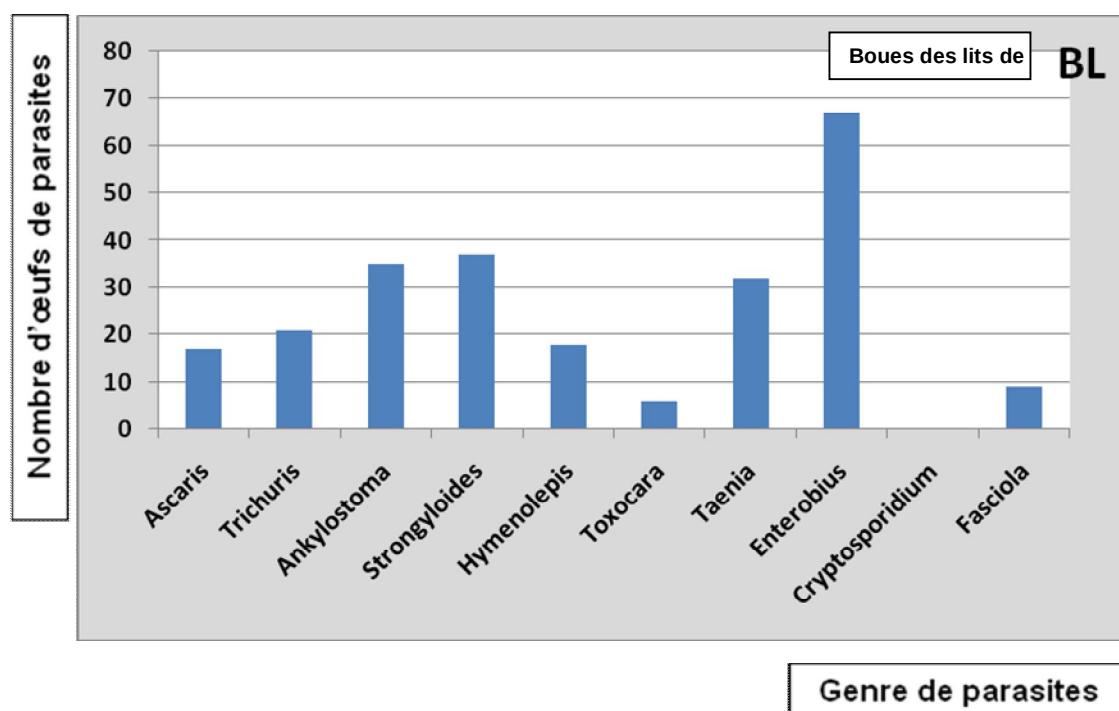


Figure 37
Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues de la station, prélevées à partir des lits de séchage avant le chaulage

L'examen microscopique des échantillons d'eau usée a permis de mettre en évidence des œufs appartenant à trois groupes d'helminthes parasites : les nématodes, cestodes et trématodes et à plusieurs espèces *Trichuris spp.*, *Ascaris spp.*, *Toxocara spp.*, *Hymenolepis spp.*, *Taenia spp.* et *Fasciola hepatica*.

L'identification ne s'est pas focalisée sur les deux espèces *Hymenolepis diminuta* et *Hymenolepis nana* souvent rencontrées dans les eaux usées domestiques.

Il est établi que les boues des stations des eaux usées véhiculent un grand nombre d'agents pathogènes et constituent un risque de contamination pour les populations humaines et animales, en cas de réutilisation à l'état brut. C'est pourquoi l'examen a montré que dans les boues prélevées à partir du clarificateur de la station d'épuration, c'est le genre *Strongyloides* qui domine le groupe de parasites témoin recherché, tandis que le genre *Enterobius* domine les parasites dans les boues prélevées par épaissement au niveau de la sortie de la station ainsi qu'au niveau arrivée à l'état liquide, à l'accès des lits de séchage.

La prépondérance des œufs de *Enterobius* dans les boues des stations d'épuration a été également rapportée par plusieurs autres auteurs.

En outre, nos résultats sont en accord avec ceux de Belghyti *et al.* (1994) qui sont de l'ordre de 85,71 % et de 80,95 % d'échantillons positifs, d'une étude réalisée sur les boues d'une station d'épuration dans la région de Kénitra au Maroc comme avec ceux de Stien *et al.* (1990) qui sont de l'ordre de 88,8 % pour les boues des eaux usées de la ville de Barcelone en Espagne.

L'analyse qualitative a permis de recenser trois groupes d'helminthes parasites dans les échantillons de boues des eaux usées : les nématodes, les cestodes et les trématodes, avec une nette prédominance des nématodes par rapport aux cestodes et trématodes. Cette prédominance des œufs de nématodes est également mise en évidence dans d'autres études réalisées en France, en Tunisie et au Maroc.

Notre étude a permis de mettre en évidence une large présence des œufs d'*Ascaris spp.* Dans les échantillons de boues comparativement aux autres espèces. C'est également ce qu'ont démontré des études antérieures réalisées au Maroc et en France.

Schwartzbrod (1995) a signalé que les œufs de nématodes intestinaux sont plus résistants que ceux des cestodes dans les eaux usées et leurs boues. Cette prédominance a été rapportée par plusieurs auteurs au Maroc (Firadi, 1996 ; Bouhoum *et al.*, 1997), cette prévalence des œufs des nématodes a été liée à la manière de la vie de ces organismes (Mrabet 1991).

De plus, la faible teneur d'œufs des trématodes dans les échantillons analysés pourrait être liée aussi, au fait que la technique de la concentration utilisée ne correspond pas à une grande sensibilité ou fiabilité pour l'isolement de ces œufs.

III.3.3 Effet du chaulage final

Le chaulage des boues des stations d'épuration est une pratique fondamentale, en préalable à leur admission par les services d'hygiène, comme fertilisant. C'est pourquoi le chaulage des boues de station d'épuration devra être évalué tant en ce qui concerne son impact sur la charge parasitaire et bactérienne que sur l'impact de l'utilisation des boues elles mêmes comme fertilisants dans l'agriculture urbaine.

Quel que soit son point d'introduction, un ajout de chaux sur la filière de traitement des boues entraîne plusieurs effets. Il induit tout d'abord un relèvement du pH pouvant ralentir voire compromettre l'activité bactérienne et parasitaire, y compris les processus biologiques de fermentation anaérobie produisant des composés volatils malodorants.

L'ajout de chaux a aussi pour effet, de fixer la plupart des métaux sous forme d'hydroxydes insolubles en milieu basique.

Les boues étudiées ont été traitées par 10 à 20 % de Ca(OH)_2 par rapport aux matières sèches jusqu'à obtenir un pH de 9 et 11, qui permet ainsi une hygiénisation et une stabilisation chimique.

Le maintien d'un pH élevé et d'une faible humidité assure par ailleurs la pérennité de la stabilisation en prévenant toute recontamination bactérienne. Le chaulage final permet aussi l'obtention d'une siccité supérieure pour la boue en vue de la mise en tas.

III.3.3.1 Flore bactérienne

Les résultats illustrés par la Figure 38 ont montré que les boues chaulées à pH 9 contiennent toujours une charge bactérienne assez importante, notamment pour les bactéries hétérotrophes aérobies.

Les résultats ont montré que l'abondance des entérocoques diminue de façon très significative et se limite à 0,1 U Log par gramme de boue, tandis que celles des *Pseudomonas aeruginosa* demeurent à 1,2 U Log au moment où les *Aeromonas* mobiles disparaissent totalement dans les échantillons de boue chaulée à pH 9.

En ce qui concerne les boues chaulées à pH 11, les résultats (Figure 38) ont montré que seules les bactéries hétérotrophes aérobies et les coliformes thermotolérants ont été mis en évidence. Ces résultats témoignent d'une sensibilité élevée au pH alcalin chez les entérocoques, les *Aeromonas* mobiles et les *Pseudomonas aeruginosa*.

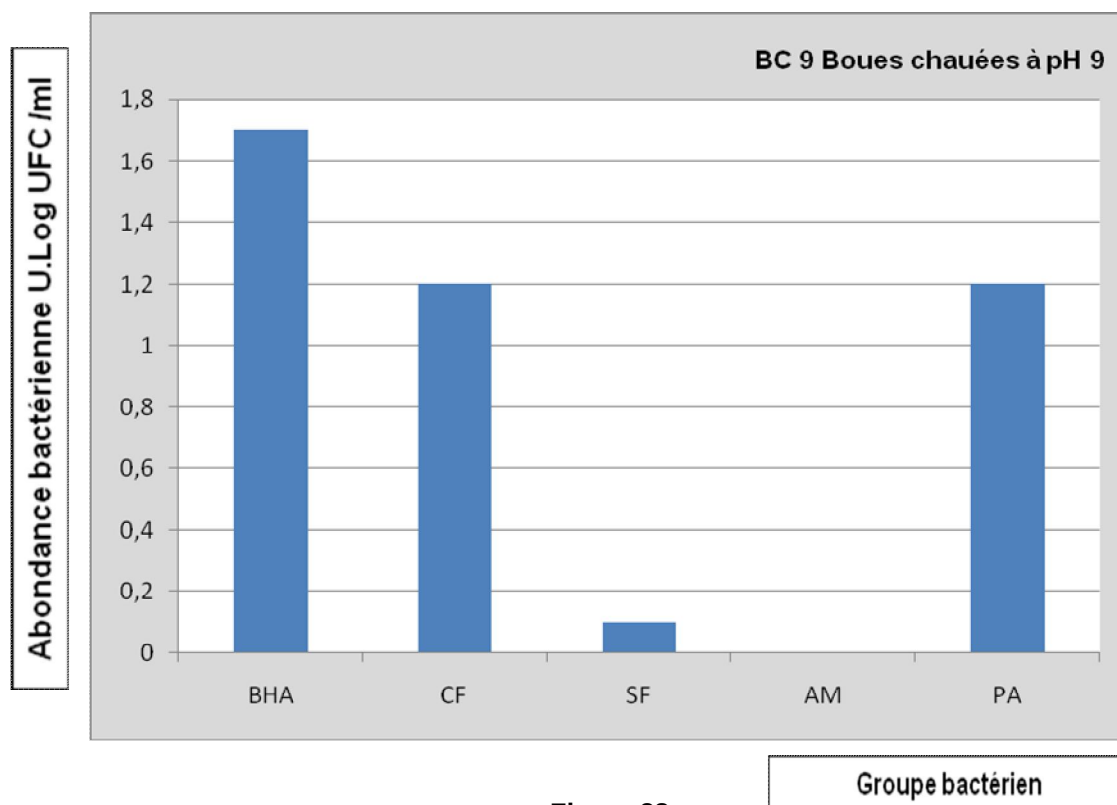


Figure 38

Abondance des *groupes bactériens* considérés au niveau au niveau des boues chaulées à pH 9

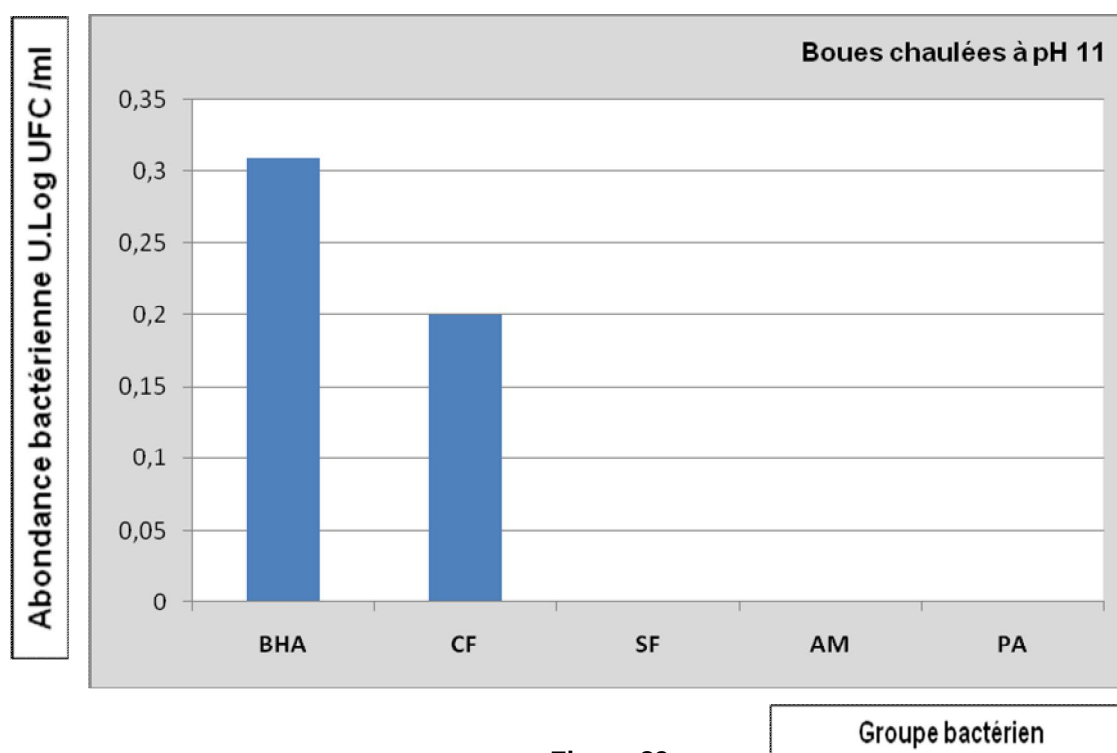


Figure 39

Abondance des *groupes bactériens* considérés au niveau au niveau des boues chaulées à pH 11

III.3.3.2 Charge parasitaire

En ce qui concerne la charge parasitaire, les résultats illustrés par la figure 40 montrent que les dix parasites témoins sont présents à des abondances très variables. Les nombre d'œufs trouvés sont 2 œufs d'*Ascaris*, 3 œufs de *Strongyloides*, 7 œufs de *Hymenolepis*, 12 œufs *Taenia* et 14 œufs d'*Enterobius*.

Aucune présence n'a en revanche été décelée pour les genres *Trichuris*, *Ankylostoma*, *Toxocara*, *Cryptosporidium* et *Fasciola*.

Ces résultats sont en accord avec ceux avancés par Bouhoum (1996) sur la persistance des œufs d'helminthes sur la luzerne irriguée par des eaux usées, par Firadi (1996) sur la contamination des sols et des récoltes, par El Hamouri (1998) sur la cinétique de disparition des œufs d'helminthes sur la luzerne.

Les teneurs enregistrées en ce qui concerne les œufs sont en concordance avec ceux de Khallaayoune et Fethi (1995) qui rapportent que les sols humides, les températures basses, le rayonnement solaire faible et une teneur élevée en matière organique, augmentent la persistance des œufs d'helminthes en dépit de l'alcalinité significative des boues, obtenues après chaulage.

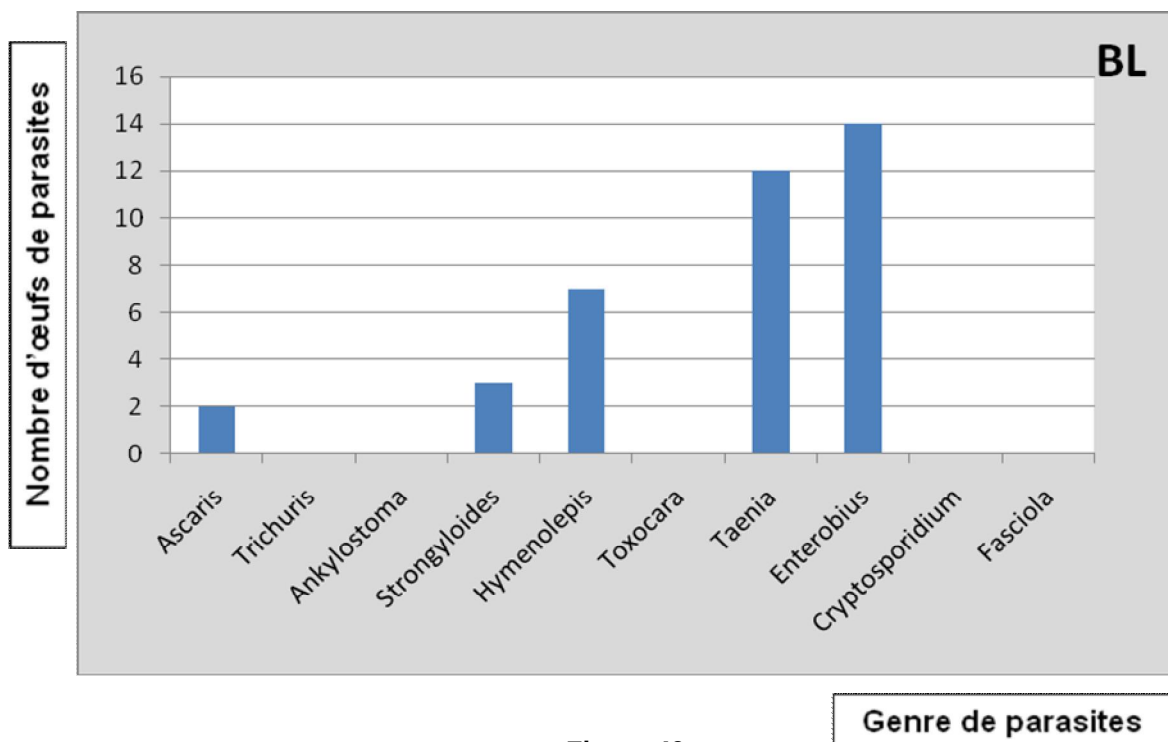


Figure 40
Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues chaulées
à pH 9

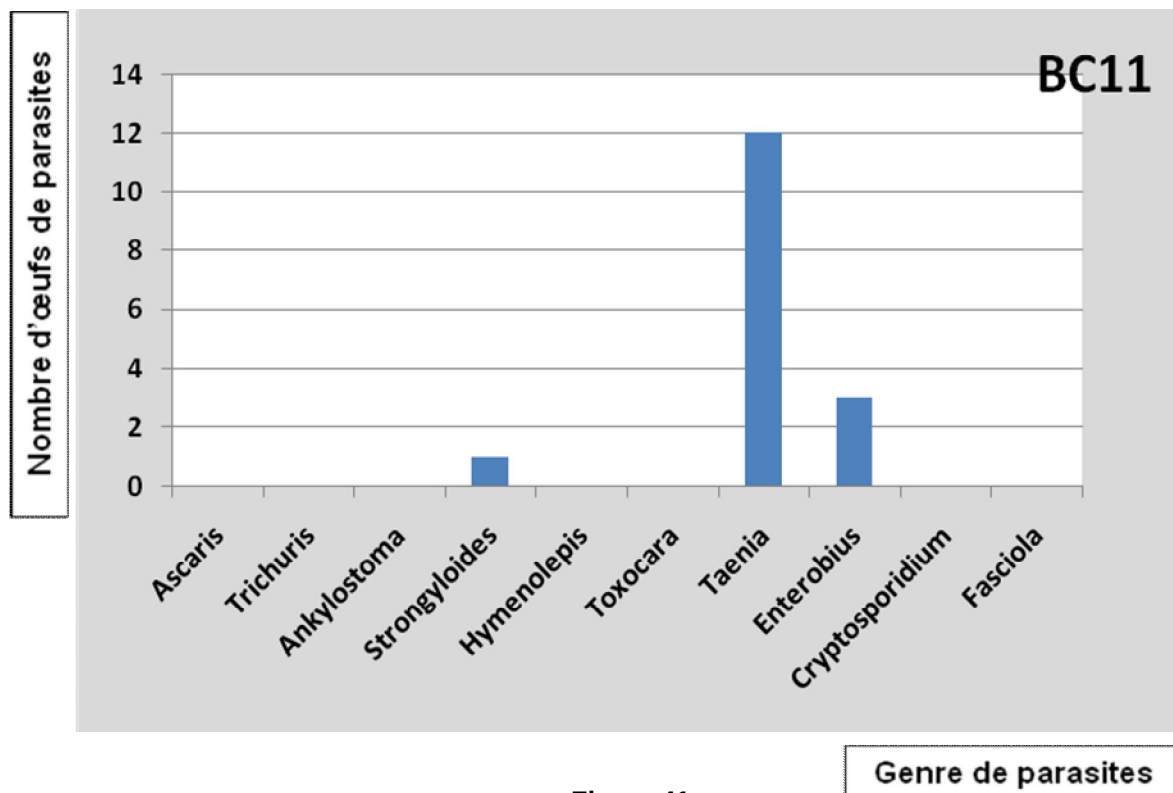


Figure 41
Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues chaulées à pH11

Un phénomène de granulation a été observé, dans le cas de chaulage sur boues très déshydratées avec utilisation d'un mélangeur à vis.

Nos résultats ont montré que l'emploi de la chaux a permis de contrôler la présence des bactéries pathogènes, parasites, sous l'action de l'élévation de la température combinée à celle du pH.

III.4 Conclusion

Cette étude a permis de faire une caractérisation bactériologique et parasitologique des boues de la station d'épuration des eaux usées, et faire le point sur le risque associé à la réutilisation de ces boues dans l'agriculture urbaine et les problèmes de la contamination parasitologique des populations avoisinantes les zones d'épandage.

Les principales conclusions que l'on peut tirer sont les suivantes :

Au terme du présent travail, nous avons pu mettre en évidence la forte charge en œufs d'helminthes parasites dans les boues brutes de la station d'épuration de Nouakchott. Par conséquent, ces boues ne doivent en aucun cas être utilisées à l'état brut dans la zone d'épandage avoisinante de Sebkhah et encore moins être réutilisées comme fertilisant des cultures maraîchères.

Les principales parasitoses intestinales rencontrées dans la zone sont l'amibiase, la giardiase, l'ascaridiose, la trichocéphalose, le téniasis, l'hyménolepiase et l'oxyurose.

Les normes admises par l'OMS, à savoir vingt œufs de nématode par gramme de boue sont largement dépassées. En outre, il est indispensable, dans le but de préserver la zone d'épandage de la pollution, d'intégrer une étape de chaulage à pH 11 comme phase systématique du processus qui permettra l'hygiénisation des boues préalablement à leur recyclage.

Nos résultats ont conclu à l'inefficacité du chaulage à 10 % de carbonate de calcium. Ils recommandent le contrôle du pH des boues à un minimum de pH 11, de façon à assurer la destruction satisfaisante de la charge parasitaire et l'élimination de la flore bactérienne et notamment des espèces pathogènes susceptibles de contaminer les cultures maraîchères. Faute de ce traitement additionnel, le risque de transmission aux consommateurs, sur ces denrées dont la plupart sont consommées crues comme les tomates, les carottes, les salades et la menthe, devient élevé.

Selon l'OMS (1989), la présence de nématodes intestinaux et principalement *Ascaris sp*, *Trichuris* et *Ankylostoma sp* dans les boues des eaux usées est considérée comme un risque majeur pour la réutilisation de ces boues comme fertilisants en agriculture.

Cette étude recommande également de mener des tests spécifiques pour apprécier les capacités des parasites à survivre à différentes gammes de pH et en prenant en compte le temps d'exposition, dans le but d'optimiser l'étape d'hygiénisation des boues avant leur valorisation sur le périmètre maraîcher de Sebkhia ou sur d'autres périmètres agricoles.

CHAPITRE IV
EVALUATION DE LA QUALITE
MICROBIOLOGIQUE DE L'EAU POTABLE DANS
LA ZONE D'EPANDAGE DES EAUX USEES DE LA
STATION D'EPURATION

Chapitre IV

Evaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable dans la zone d'épandage des eaux usées de la station d'épuration

IV.1 introduction

Les maladies hydriques sont la troisième cause de mortalité infantile dans le monde et spécifiquement en Mauritanie où le taux est parmi les plus élevés : 73 pour mille en 2011. Les causes évoquées pour expliquer la recrudescence de ces maladies sont la méconnaissance des comportements hygiéniques et l'insuffisance d'accès à une eau potable.

Cette partie de l'étude se focalise donc sur le suivi de la qualité bactériologique le long de sa chaîne d'approvisionnement, faisant office d'un examen comportemental sur les pratiques d'hygiène liées à l'approvisionnement en eau potable des ménages dans la zone d'épandage des eaux usées de Nouakchott.

L'objectif de cette partie est d'évaluer l'impact de la proximité de la zone d'épandage des eaux usées de Sebkha, sur la qualité bactériologique de l'eau potable transportée tout au long de la chaîne de distribution qui commence à partir de la borne fontaine, à travers les charretiers vers les ménages où l'eau est stockée soit dans des réserves semi enterrées, soit dans des fûts métalliques.

Cette évaluation a donc pour but de vérifier le niveau de potabilité de l'eau dans une zone pilote du quartier de Sebkha, située en aval de la zone d'épandage des eaux usées. L'appréciation de la qualité s'est faite en référence aux normes de l'OMS pour l'eau potable (OMS, 1989).

V.2 Matériel et méthodes

IV.2.1 Site étudié

Le site étudié est sis dans le Département de Sebkha situé au sud de la zone d'épandage et autour du périmètre maraîcher de Sebkha (Figure 37).

La borne fontaine choisie ainsi que pour effectuer les prélèvements est située au quartier de Sebkha (Figure 38).

IV.2.2 Echantillonnage

Les échantillons d'eau potable prélevés ont été mis dans des bocaux en verre pré stérilisés d'un volume de 1 litre et conservés dans de la glace et transportés au laboratoire, pour être traités dans les deux heures qui suivent leur prélèvement.

Les analyses bactériologiques de l'eau potable dans la zone d'épandage des eaux usées de la station d'épuration, ont été effectuées en quatre campagnes d'analyse aux mois de janvier et de février.

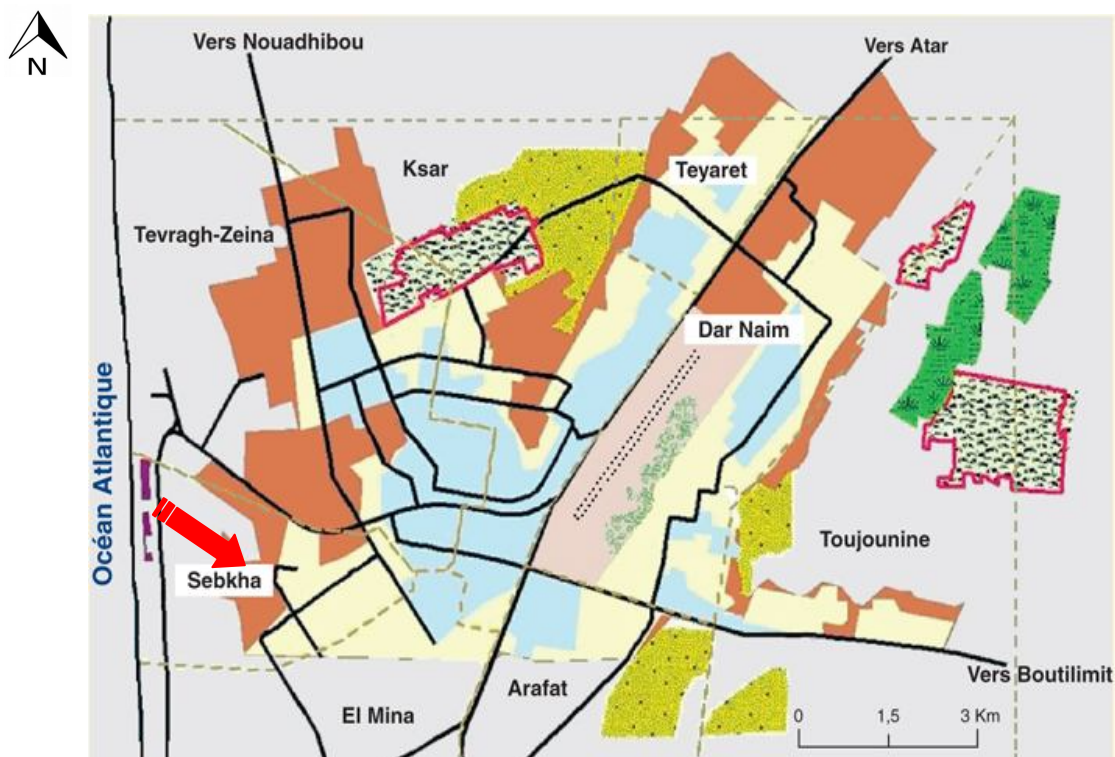


Figure 37
Position du site de Sebkhia identifié pour l'étude de l'évaluation de l'impact sur la qualité bactériologique de l'eau potable



Figure 38
Vue d'une borne fontaine d'eau potable desservant les foyers à travers les citernes et les charretiers

IV.2.3 Méthodes bactériologiques

Les dilutions décimales dans l'eau physiologique ont été réalisées et ont permis d'ensemencer par étalement en surface, les milieux de culture appropriés initialement préparés pour les différents groupes de microorganismes recherchés.

Pour l'ensemble des méthodes bactériologiques, les incubations ont été réalisées dans des incubateurs numériques de type MEMMERT (France).

IV.2.3.1 Bactéries hétérotrophes aérobies (germes totaux)

Voir Chapitre II, Matériel et méthodes.

IV.2.3.2 Les coliformes thermotolérants

Voir Chapitre II, Matériel et méthodes.

IV.2.3.3 Entérocoques

Voir Chapitre II, Matériel et méthodes.

IV.2.3.4 *Aeromonas* mobiles

Voir Chapitre II, Matériel et méthodes.

IV.2.2.5 *Pseudomonas*

Voir Chapitre II, Matériel et méthodes.

IV.3 Résultats et discussion

L'impact de la proximité de la zone d'épandages sur la qualité bactériologique de l'eau potable montre globalement une perte significative de cette qualité.

Ainsi, la figure 44 donne les teneurs des bactéries hétérotrophes aérobies dans les échantillons prélevés au niveau des trois sites d'échantillonnage, soit à la borne fontaine (BF), au niveau des fûts de charretiers (CH) au niveau de foyers (FO).

Ces résultats montrent que le flux d'abondances relatives aux bactéries hétérotrophes aérobies subit une augmentation entre la borne et le fût transporté par le charretier. Les abondances enregistrées se trouvent en réalité, à la limite l'acceptabilité, selon les normes fixées par l'OMS pour l'eau potable.

Cette abondance semble subir une contamination d'origine exogène, étant donné l'importance de cette augmentation qui ne correspond pas totalement à la vitesse de développement de bactéries hétérotrophes aérobies telle que décrite dans la littérature.

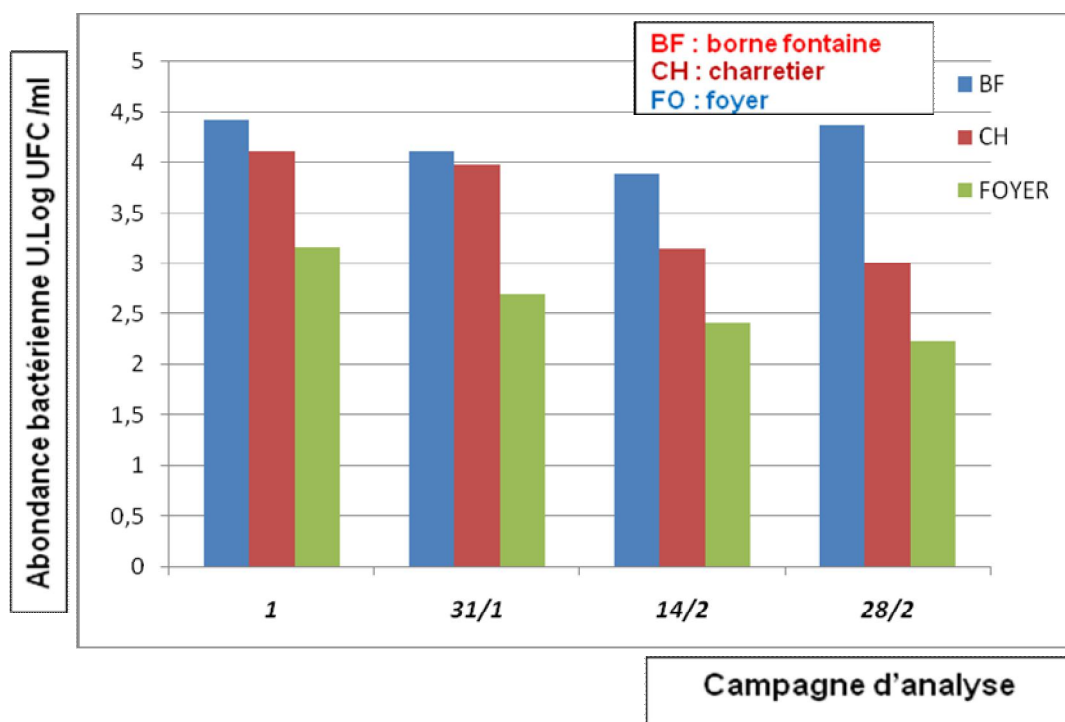


Figure 44

Abondances des bactéries hétérotrophes aérobies au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkh.

Les résultats relatifs à l'abondance des bactéries hétérotrophes aérobies montrent des moyennes de 4,2 U Log /100 ml, 3,56 U Log /100 ml, 2,63 U Log /100 ml au niveau de la borne fontaine, des futs de charretiers et des foyers.

Ces résultats correspondent à des teneurs relativement constantes avec une baisse des bactéries hétérotrophes aérobies au niveau de l'eau prélevée dans les futs de charretiers pour 15,13 % suivie d'une baisse de 37,46 % au niveau des prélèvements effectués dans les réserves situées au niveau des ménages.

Pendant les quatre campagnes, ces résultats ont montré des abondances décroissantes dans la chaîne de distribution de l'eau potable dans le voisinage de la station d'épuration des eaux usées. La baisse des abondances des bactéries hétérotrophes aérobies pourraient être due à une utilisation de l'eau javel (hyposulfite de sodium). La javelisation est en fait une pratique très courante chez les charretiers et dans les ménages qui tiennent à prévenir des chutes dans la qualité bactériologique de l'eau par des ajouts réguliers d'eau de javel.

Ces résultats montrent que généralement, la baisse des abondances des bactéries hétérotrophes aérobies est plus exprimée entre l'eau prélevée sur les charrettes et celle obtenue dans les foyers qu'entre la borne fontaine et la charrette, ce qui favorise la probabilité de l'effet d'une chloration par l'addition de l'eau de javel.

La contamination de l'eau potable par la flore des bactéries hétérotrophes aérobies des eaux usées revêt également à la particularité d'impliquer plusieurs germes capables de croître

rapidement dans les conditions ambiantes comme *Flavobacterium*, *Bacillus*, *Citrobacter*, *Klebsiella* et *Enterobacter*.

Les résultats relatifs à la présence des coliformes thermotolérants sont donnés dans la figure 45.

Ces résultats confirment que les coliformes thermotolérants se trouvent dans l'eau des bornes fontaines à des teneurs particulièrement importantes de l'ordre de 1,78 UFC 100 ml / 1,88 UFC 100 ml et 2,03 UFC 100 ml au niveau de la borne fontaine, des fûts de charretiers et des foyers.

Les abondances en coliformes thermotolérants ont manifesté une légère hausse au niveau des fûts de charretiers suivie d'une autre hausse au niveau de l'eau prélevée dans la réserve de foyer. L'explication la plus plausible est que l'eau a subi une contamination fécale exogène, probablement à cause de la proximité des toilettes et des fosses septiques des réserves d'eau.

La contamination des réserves d'eau au niveau de la borne fontaine est facilitée par le dimensionnement inadéquat de ces réserves qui sont pour la plupart enterrés, ce qui en rend facile, la contamination par écoulement.

D'ailleurs, dans deux campagnes sur quatre, la qualité bactériologique de l'eau prélevée à partir des fûts de charretiers était meilleure que celle de l'eau à la borne fontaine et au niveau des ménages.

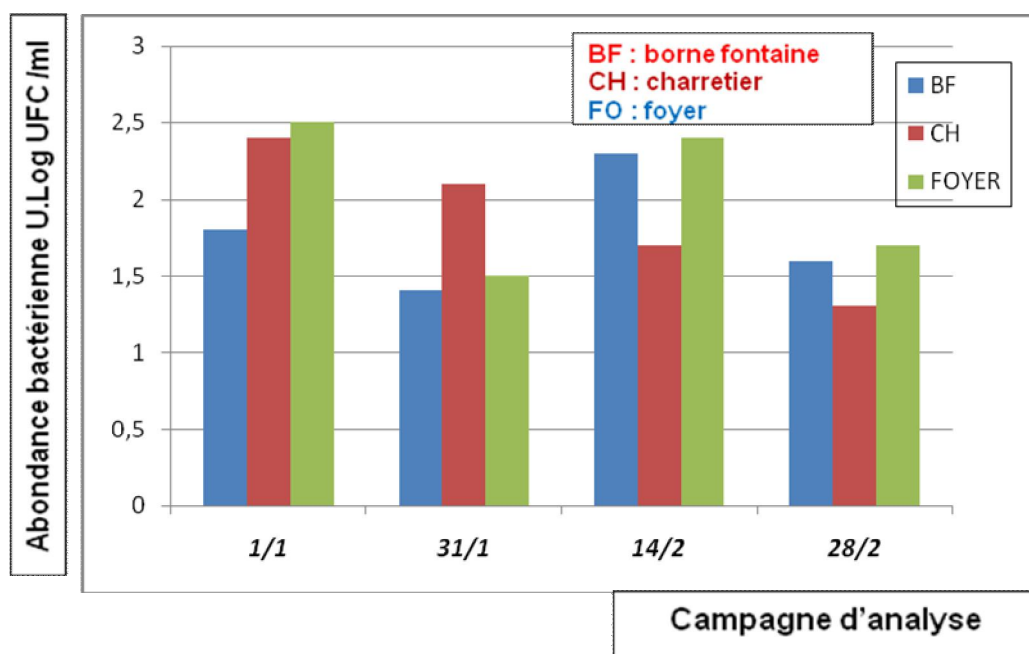


Figure 45

Abondances des coliformes thermotolérants au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkh.

Servais *et al.*, (1999) qui ont étudié les facteurs qui influencent les concentrations des coliformes thermotolérants dans un réseau d'eau potable, ont trouvé que les abondances des coliformes thermotolérants peuvent varier d'une journée à l'autre en fonction de la température.

Une fois dans le milieu naturel, les coliformes thermotolérants sont soumis à une multitude de stress issus de leur environnement, qui fait en sorte que la quantité de ces microorganismes tend à diminuer avec le temps au lieu d'augmenter. Ce phénomène de dégradation naturelle, appelé pouvoir auto épurateur, était utilisé comme étant la seule source de traitement des eaux.

Ces auteurs proposent de classer les différents obstacles dans la survie des coliformes en trois classes majeures: hydrodynamique, physiologique et biotique.

Les résultats relatifs à la présence des sites montrent (Figure 46) que les entérocoques correspondent à une abondance 3,80 UFC 100 ml, 3,67 UFC par 100 ml et 2,90 UFC par 100 ml au niveau des bornes fontaines que dans l'eau transportée par les charretiers et dans l'eau disponibles au niveau des ménages.

Les abondances des entérocoques montrent une diminution de 3,5 % entre les points B et C et 24 % au niveau du segment charretier et foyer. Cette diminution pourrait s'expliquer également soit par l'effet bactéricide de la chloration par ajout d'eau de javel, qui est souvent effectuée au niveau des transporteurs d'eau et par les ménages. A cela, plusieurs études avaient évoqué la faible survie des entérocoques dans l'eau.

En somme, les teneurs trouvées pour les entérocoques sont des valeurs non conformes à la norme OMS fixée pour la teneur de ce groupe bactérien dans l'eau potable et qui est l'absence de germes dans 100 ml d'eau potable.

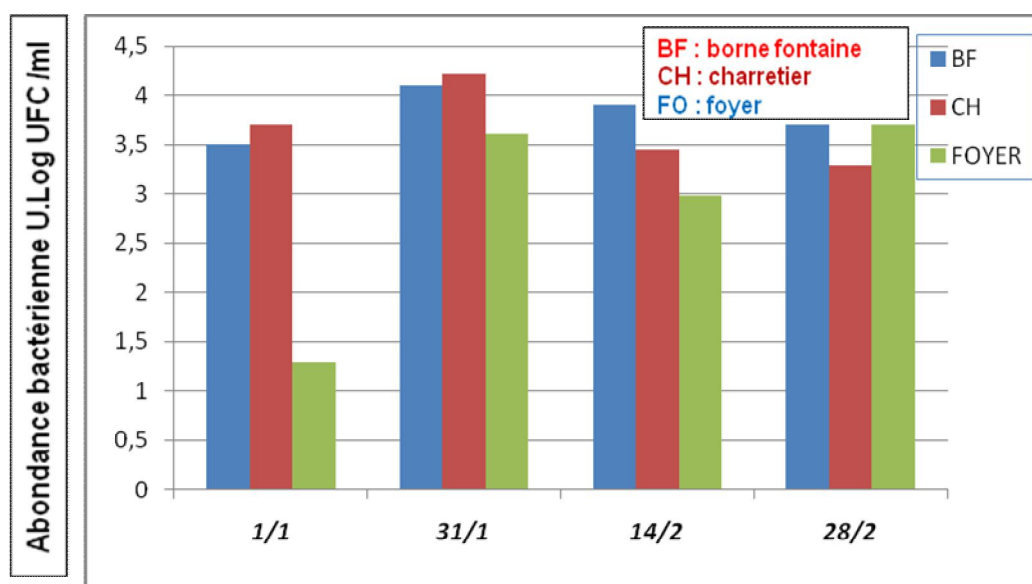


Figure 46
Abondances des entérocoques au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkh.

En ce qui concerne les *Aeromonas* mobiles, les résultats (Figure 47) ont mis en évidence des teneurs moyennes de respectivement 0,80 UFC / 100 ml, 0,68 UFC / 100 ml, 0,28 UFC / 100 ml au niveau des bornes fontaines que dans l'eau transportée par les charretiers et dans l'eau disponible au niveau des ménages.

Ces résultats correspondent à une allure décroissante tout au long de la chaîne de distribution, mais représentent également un écart par rapport à la norme de potabilité telle que fixée par l'OMS. Les *Aeromonas* mobiles sont des germes pathogènes et présentent des risques significatifs pour la santé publique.

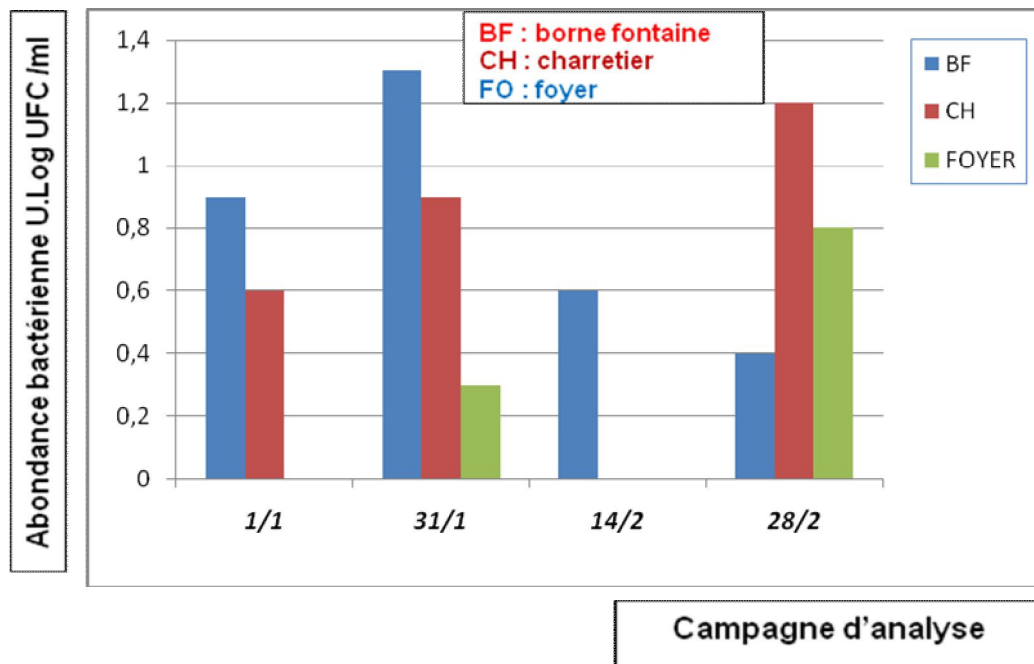


Figure 47
Abondances des *Aeromonas* mobiles au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebka.

Dans une étude sur la contamination de l'eau potable par *Aeromonas hydrophila* et sa survie dans des conditions minimales, il a été trouvé que les souches peuvent survivre sans baisse des numérations viables pendant au moins dix jours dans trois des quatre échantillons d'eau de surface et des eaux souterraines, filtrées et autoclavées et pauvres en nutriments étudiés.

Cependant, dans les eaux non filtrées, une diminution rapide des numérations viables d'*Aeromonas hydrophila* a été observée après 1 à 5 jours. Cette étude a conclu que la capacité inhérente de ces micro-organismes à s'adapter à des environnements pauvres en nutriments n'est pas affectée par la présence de la flore autochtone de l'eau.

De plus, Kersters *et al.* (1996) qui ont conduit une étude de 16 mois de suivi sur la présence d'*Aeromonas hydrophila* dans l'eau potable en Indiana aux E U ont trouvé des abondances moyennes de 0,3 UFC / 100 ml.

Pour ce qui est des souches de *Pseudomonas aeruginosa*, les résultats des quatre campagnes d'analyse (Figure 48), ont montré des teneurs moyennes respectivement de 0,35 UFC / 100 ml et 0,15 UFC / 100 ml au niveau des bornes fontaines et dans l'eau transportée par les charretiers.

Aucune souche *Pseudomonas aeruginosa* n'a été détectée dans l'eau disponible au niveau des ménages, ce qui peut s'expliquer, soit par l'effet des pratiques de désinfection de l'eau stockée dans les réserves au niveau des foyers, soit par une faible survie des populations de cette espèce.

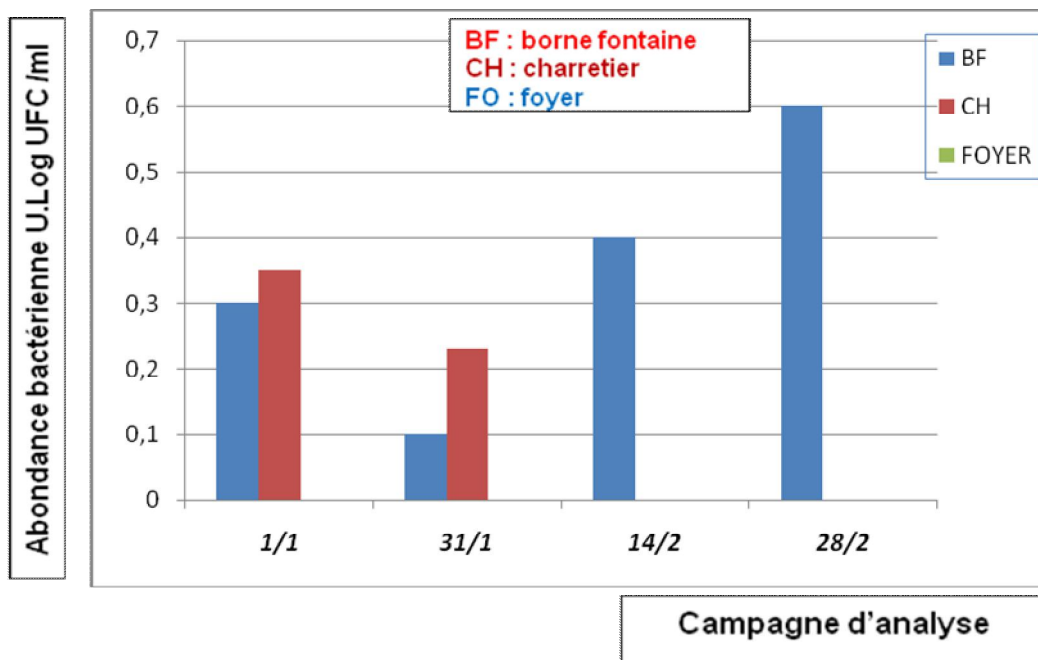


Figure 48

Abondances des *Pseudomonas aeruginosa* au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.

Dans tous les cas, les abondances de *Pseudomonas aeruginosa* sont conformes à la norme définie par l'OMS pour l'eau potable, soit l'absence de germes dans un échantillon de 100 ml.

IV.4 Conclusions

L'étude a montré que la qualité bactériologique de l'eau au niveau de la chaîne de distribution est relativement non conforme aux normes de potabilité fixée par l'OMS. La dégradation de la qualité au cours du transport semble être liée aux conditions de manutention et de transvasement.

Les conditions de stockage au niveau des ménages se sont avérées particulièrement non conformes aux normes d'hygiène, malgré l'impact de la désinfection des réserves.

Une grande sensibilisation à l'hygiène assortie de l'application des mesures réglementaires stipulées dans le cadre du code d'hygiène sera un préalable pour l'amélioration de la préservation de la qualité de l'eau.

Les phases de transport et de stockage sont donc à optimiser. Un transport dans un contenant à large entrée permettrait un nettoyage plus efficace. Une meilleure protection du récipient de stockage limiterait l'accès des enfants et des animaux. Il pourrait être utile de stoker l'eau à une hauteur d'un mètre et de la puiser par le biais d'un robinet, afin d'éviter le contact de l'eau avec des objets ou utilisateurs extérieurs.

La biomasse bactérienne qui se multiplie dans le réseau est le point de départ d'une chaîne trophique au sein de laquelle on observe la multiplication de protozoaires, consommateurs de bactéries, mais aussi véhicules potentiels de microorganismes pathogènes.

Les résultats ont également montré que la désinfection des réserves d'eau au niveau des ménages par chloration donne des résultats très satisfaisants en termes d'abattement des germes pathogènes.

Globalement, le déficit en qualité bactériologique constaté pour l'eau dans la chaîne étudiée pourrait être en relation avec la vétusté du réseau. En effet, ce réseau souffre de dommages à différents endroits, en dépit de l'importance de l'offre en eau potable, depuis le démarrage de l'approvisionnement de la ville de Nouakchott à partir du fleuve Sénégal. Les fuites d'un réseau entraînant souvent un vide qui favorise le risque de développement de bactéries au sein des conduites, y compris le phénomène de biofilm.

La situation des bornes fontaines, en dépit de son amélioration consécutive au passage des réserves aériennes en substitution des réserves souterraines souvent faciles à contaminer par les eaux de drainage, demeure insatisfaisante et semble échapper aux contrôles systématiques des services d'hygiène.

Les résultats obtenus indiquent que la biomasse microbienne pourrait être déjà présente sur les parois des canalisations, ce qui augmente son abondance au sein des bornes fontaines qui sont raccordées à ces réseaux. Si ces microorganismes rencontrent des conditions ambiantes satisfaisantes, le développement du biofilm peut avoir lieu. Etant donné la grande capacité d'adaptation de plusieurs bactéries hétérotrophes aérobies, les limites de ces conditions ne sont pas faciles à déterminer. Par conséquent, il faudra pousser les investigations dans le but de mieux comprendre ce phénomène de prolifération bactérienne dans l'eau potable.

Il devient donc clair que la mauvaise qualité bactériologique de l'eau potable dans la zone se situant sur la zone d'épandage est au moins en partie, consécutive à la proximité de la zone d'épandage des eaux usées où l'eau usée épurée subit régulièrement des écoulements et tend à contaminer aussi bien les bornes fontaines que les réserves construites pour stocker l'eau dans les foyers.

CHAPITRE V
EVOLUTION DE LA RESISTANCE AUX
ANTIBIOTIQUES
AU COURS DU TRAITEMENT DES EAUX USEES

Chapitre V

Evolution de la résistance aux antibiotiques au cours du traitement des eaux usées

V.1 Introduction

La résistance aux antibiotiques au sein des souches bactériennes pathogènes représente de plus en plus un défi réel en matière d'antibiothérapie. Ce problème est à la fois lié à l'utilisation souvent inappropriée, voire abusive des molécules antimicrobiennes ainsi qu'à la capacité des bactéries à se transmettre les gènes codant pour cette résistance, notamment dans le cadre d'une population bactérienne d'origine environnementale.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la résistance à certains antibiotiques au sein d'un groupe de bactéries représentatives de la flore pathogène des eaux usées municipales.

Il s'agit de vérifier si le passage des eaux usées au sein des différentes étapes du traitement des eaux usées induit ou non un effet sur la résistance aux différents antibiotiques.

V.2 Matériel et méthodes

V.2.1 Souches étudiées

L'étude relative à l'évolution de la résistance aux antibiotiques au cours du traitement des eaux usées a porté sur une population de 224 souches, réparties entre les espèces d'*Aeromonas* mobiles et *Escherichia coli*.

Les souches testées ont été isolées et identifiées conformément aux protocoles expérimentaux décrits dans la partie relative à la campagne de suivi spatiotemporel des abondances et notamment, en ce qui concerne les campagnes relatives à l'étude de la dynamique des espèces d'*Aeromonas* au niveau de la station.

Le tableau I donne la composition spécifique et les origines des souches soumises à l'étude.

Tableau I
**Composition spécifique et origines des souches d'*Aeromonas* et *E. coli* testées pour la résistance
aux antibiotiques**

	Eau brute	Effluent	Total
<i>A. caviae</i>	23	41	64
<i>A. sobria</i>	11	33	44
<i>A. hydrophila</i>	17	18	35
Souches atypiques	06	02	08
<i>E. coli</i>	35	38	73
Total	92	132	224

L'ensemble des souches étudiées a été testé pour la pureté, par des repiquages dans des bouillons nutritifs puis sur des pentes du milieu TSA avant d'être ensemencées par stries sur des boîtes de Pétri contenant le milieu gélosé de Mueller-Hinton (bioMérieux 51861).

V.2.2 Antibiotiques testés

Le choix des antibiotiques a porté sur ceux dont l'utilisation en antibiothérapie est fréquente dans les centres hospitaliers locaux et donc la disponibilité est permanente. Ainsi, quinze (15) antibiotiques ont été choisis.

Le tableau II donne la liste des antibiotiques utilisés lors de l'étude ainsi que leurs concentrations respectives et leur classification conventionnelles au sein des antibiotiques et des agents anti microbiens.

Tableau II
Antibiotiques utilisés lors de l'étude ainsi que leurs concentrations respectives et leur classification conventionnelle

Antibiotique	Concentration	Classe
Ticracilline	75 µg	Beta Lactamines
Sulfametoxazole	200 µg	Sulfamides
Imipenem	10 µg	Carbapénèmes
Colistine	50 µg	Polymyxines
Vancomycine	30 µg	Glycopeptides
Piperacilline	100 µg	Acyluréidopénicilline
Cefoperazone	30 µg	Céphalosporines
Cefsulodin	30 µg	Céphalosporines
Fosfomycin	50 µg	Oxazolidinones
Amikacine	30 µg	Aminosides
Oxacilline	1 µg	Beta Lactamines
Tobramycine	10 µg	Aminosides
Ampicilline	10 µg	Beta Lactamines
Erythromycine	15 µg	Macrolides
Chloramphenicol	30 µg	Phénicoles

Tous les antibiotiques utilisés sont de type bioMérieux (Marcy, France) et sont conformes à la norme analytique.

V.2.3 Epreuves de résistance

V.2.3.1 Méthode de diffusion (Kirby et Bauer)

Les épreuves de résistances aux antibiotiques ont été réalisées suivant les deux méthodes :

La méthode de diffusion par disques imprégnés et pré dosés (Figure 49) a été utilisée pour l'ensemble des souches, tout en considérant des ensemencements en doubles pour les boîtes de Pétri contenant les milieux sélectifs.

La lecture a été faite conformément aux directives de l'antibiogramme de l'Institut Pasteur et l'appréciation des résultats a été réalisée, conformément aux directives de l'OMS, relative aux interprétations des antibiogrammes.



Figure 49
Démonstration de la résistance sensibilité des *Aeromonas mobiles* par la mise en évidence d'une zone d'inhibition autour des disques pré dosés (Méthode de Kirby Bauer)

V.2.3.2 Méthode de l'incorporation

La méthode de l'incorporation (Figure 50), considérée dans beaucoup de cas comme alternative à la méthode des disques, a été réalisée conformément aux modes opératoires conventionnels. Dans tous les cas, le nombre de spots de stries n'a pas dépassé huit par boîte de Pétri de neuf centimètres de diamètre.

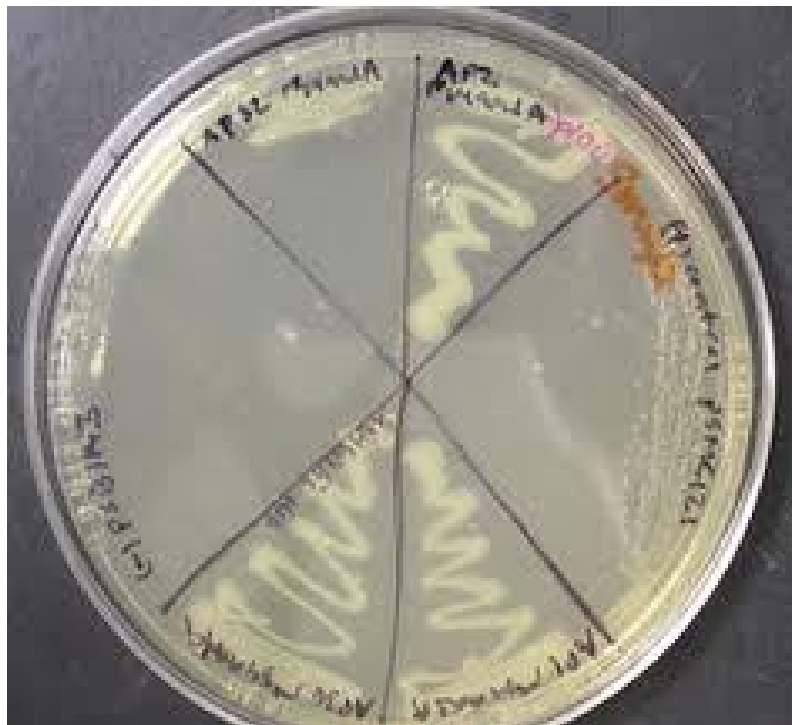


Figure 50

Démonstration de la résistance sensibilité des *Aeromonas mobiles* par la croissance ou non sur une gélose Mueller Hinton additionnée à un antibiotique (Méthode de l'incorporation)

V.2.4 Calcul de l'Indice de résistance aux antibiotiques (IRA)

L'indice de la résistance aux antibiotiques (IRA) a été calculé en fonction de la méthode de Hinton et Linton (1983) en utilisant la formule suivante: $IRA = x / ny$, où x représente le nombre de déterminants de la résistance dans une population y , et n représente le nombre d'antibiotiques testés.

Le logiciel StatView a été utilisé pour la comparaison statistique des toutes les données.

V.3 Résultats et discussion

Les résultats relatifs aux incidences de la mono résistance au sein des souches testées sont donnés dans le tableau III.

Les souches testées ont été isolées initialement à l'aide du milieu PADE (Imzilh et al., 1996) qui contient l'ampicilline à raison de 30 mg. En raison du fait que le milieu d'isolement utilisé contenait déjà l'ampicilline, la résistance absolue à cet antibiotique était attendue par conséquent. Cette incidence converge avec les résultats de Figueira et al. (2011) qui ont

rapporté des taux élevés à absolus de résistance à l'ampicilline entre les espèces *Aeromonas* mobiles.

Genghesh *et al.* (2001) qui ont étudié la sensibilité des *Aeromonas* aux antibiotiques dans l'eau de puits non traitée, ont également trouvé des taux de résistance absolus à l'ampicilline.

Le taux élevé de résistance à l'ampicilline parmi les souches d'*Aeromonas* a été confirmé par d'autres rapports (Rippey et Cabelli, 1979, Ansary *et al.*, 1992) et a donc conduit à l'utilisation fréquente de l'ampicilline comme agent sélectif dans la plupart des milieux de culture destinés à recouvrir les *Aeromonas* mobiles (Rogol *et al.*, 1979; Palumbo *et al.*, 1985; Havelaar *et al.*, 1987; Imzilen *et al.*, 1998, Vila *et al.*, 2003).

En outre, Lauria (1996) qui a comparé la résistance à l'ampicilline chez deux populations d'*Aeromonas* isolées avec ou sans ampicilline comme agent sélectif, a constaté que la résistance à l'ampicilline était d'au moins 62,5% de la population totale testée.

Awan *et al.*, (2009) ont étudié la sensibilité *in vitro* des isolats de *Aeromonas hydrophila* à une variété d'antibiotiques et ont révélé que 100 % des isolats ont manifesté une résistance à la pénicilline et à l'ampicilline.

Des résultats similaires ont été enregistrés par Ko *et al.*, (1996) et Sohair et Eman (2002) qui ont déclaré que les isolats étaient résistants à la pénicilline et l'ampicilline. Ces auteurs ont suggéré qu'il est peut-être dû à la production de l'enzyme β -lactamase par ces isolats.

Toutes les souches ont montré 100% de résistance à l'ampicilline, Carbenicillin et Céphalothing. Les plus fortes résistances rencontrées étaient 91,9% à la streptomycine, 90,8% de polymyxine B, 85% à la rifampicine pendant que les autres étaient moins de 50%. En revanche toutes les souches étaient sensibles au céfotaxime.

Parallèlement, les résultats de la présente étude indiquent que 148 des 151 (98,01) % des souches *Aeromonas* isolées présentaient une résistance à la vancomycine. Ce qui converge avec les résultats de Iversen *et al.* (2002) et Vandan *et al.*, (2011) qui ont rapporté seulement 3% des souches de *A. hydrophila* sensibles à cette molécule.

Les taux de résistance à la vancomycine enregistrés peuvent confirmer la fiabilité de l'utilisation de cet agent antimicrobien comme agent inhibiteur dans plusieurs milieux de culture sélectifs comme la gélose au sang à la vancomycine et à l'ampicilline de Koehler et Ashdown (1993).

Tableau III

Pourcentages des mono résistances et indices de résistance aux antibiotiques au sein de la population d'*Aeromonas* spp. and *E. coli* étudiée

Antibiotique	<i>Aeromonas caviae</i>		<i>Aeromonas hydrophila</i>		<i>Aeromonas sobria</i>		<i>Atypical isolates</i>		<i>Escherichia coli</i>	
	Num	%	Num	%	Num	%	Num	%	Num	%
Amikacine	03	4,7	01	2,3	02	5,7	01	12,5	02	2,7
Chloramphenicol	06	9,4	04	9,1	02	5,7	04	50	02	2,7
Ticracilline	12	18,8	08	18,2	06	17,1	04	50	06	8,2
Cefsulodine	02	3,1	02	4,5	02	5,7	01	12,5	67	91,8
Erythromycine	09	14,1	04	9,1	03	8,6	05	62,5	04	5,5
Fosfomycine	01	1,6	01	2,3	02	5,7	00	00	02	2,7
Cefoperazone	02	3,1	02	4,5	01	2,9	02	25	09	12,3
Sulphamides	00	00	01	2,3	00	00	00	00	01	1,4
Vancomycine	64	100	44	100	33	94,3	07	87,5	02	2,7
Colistine	01	01,6	00	00	00	00	00	00	00	00
Piperacilline	14	21,9	07	15,9	09	25,7	08	100	00	00
Imipeneme	06	09,4	02	4,5	04	11,4	06	00	08	11
Oxacilline	17	26,6	05	11,4	14	40	03	37,5	09	12,3
Tobramycine	02	03,1	01	2,3	03	8,6	02	25	06	8,2
Ampicilline	64	100	44	100	35	100	08	100	42	57,5
IRA*	0.2115		0.1909		0.2210		0,2104		0.3750	

* IRA : Indice de résistance aux antibiotiques

Le taux de résistance enregistré à la cefsulodine est de 4,6 % (7 souches). Ce niveau de résistance appuie les résultats de Alonso *et al.* (1996), qui a suggéré que la cefsulodine peut être un agent inhibiteur utile pour *Aeromonas* spp, lorsque l'isolement est ciblé et lorsque le niveau de présence des coliformes thermotolérants et les niveaux élevés de la flore de fond sont à prévoir.

Cependant, l'incidence de la résistance à l'imipénème, aux sulfamides, au cefoperazone et à la fosfomycine étaient respectivement de 7,9, 0,7 , 4 et 2,6% alors qu'elle était apparemment intermédiaire pour les différentes espèces d'*Aeromonas* .

Jones et Wilcox (1995) qui ont étudié le taux de prévalence de la résistance aux sulfamides, ont trouvé que le sulfaméthoxazole et le trimethoprime n'agissent pas efficacement seuls contre les souches d'*Aeromonas*, contrairement au cotrimoxazole qui est généralement

efficace, en raison de la forte synergie entre les médicaments. Ces auteurs ont rapporté le taux de 30,8 % comme incidence de résistance au cotrimoxazole.

La résistance enregistrée pour la population totale de *E. coli* a montré une sensibilité absolue à la colistine et à la pipéracilline. Le taux de résistance le plus élevé enregistré pour cette espèce correspond à la cefsulodine (91,8 %) avec 67 isolats résistants.

Pour l'espèce *E. coli*, les niveaux de résistance enregistrés à l'ampicilline et au chloramphénicol ont été respectivement de 42 et 2,7 %. Ces résultats concordent avec ceux de Hassani *et al.*, (1999), qui ont rapporté des taux de 44 et 9 % respectivement pour l'ampicilline et le chloramphénicol parmi une population de coliformes thermotolérants originaire des eaux usées municipales.

L'étude a également montré des taux de sensibilité très importants à la tobramycine. Les taux de résistance enregistrés pour les espèces *A. caviae*, *A. hydrophila* et *A. sobria* sont de 3,1 %, 2,3 % et 8.6 % respectivement. Ces résultats concordent avec ceux de Chang et Bolton (1987) qui ont trouvé que jusqu'à 10 % de souches, ont été résistantes à la tobramycine et ont suggéré que les *Aeromonas* mobiles conservent habituellement leur sensibilité aux aminosides (Jones et Wilcox, 1995).

En ce qui concerne les résultats relatifs à la monorésistance à la fosfomycine, l'étude a mis en évidence un de très faibles taux de résistance avec un maximum de résistance chez l'espèce *A. sobria* avec 5,7 % des souches testées.

L'érythromycine qui est le seul antibiotique de la famille des macrolides qui a été utilisé dans cette étude, a mis en évidence un taux de résistance de 14,1 % chez l'espèce *A. caviae* suivie de l'espèce *A. sobria* avec 9,1 %.

En ce qui concerne la variabilité de résistance aux antibiotiques au sein des trois espèces d'*Aeromonas*, les résultats n'ont pas révélé de différences significatives. La comparaison des taux de susceptibilité des trois espèces d'*Aeromonas* et *E. coli* pour les quinze antibiotiques est indiquée dans le tableau III.

Les valeurs obtenues pour les indices de résistance aux antibiotiques (IRA) pour *A. caviae*, *A. hydrophila*, *A. sobria*, les isolats atypiques d'*Aeromonas* et *E. coli* étaient de 0,2115, 0,1909, 0,2210, 0,2104 et 0,3750 respectivement.

Néanmoins, les souches de *A. hydrophila* semblent être les plus sensibles avec un indice de résistance aux antibiotiques de 0,1909. Dans de nombreux rapports, il a été suggéré que l'espèce *A. sobria* est la plus vulnérable, en raison de sa forte sensibilité à la céfalotine (Janda et Motyl, 1985). Selon ces résultats, la résistance à la céfalotine a été proposée comme un marqueur potentiel pour les espèces *A. sobria*.

Pendant ce temps, le test non paramétrique de rang de Wilcoxon ne révèle pas de différences statistiquement significatives ($P > 0,05$) entre les valeurs des indices de résistance aux antibiotiques obtenus pour les trois espèces.

La comparaison des taux de résistance obtenus à partir des souches provenant de l'eau usée brute et de l'eau usée traitée a révélé des différences statistiquement négligeables entre les deux populations échantillonnées.

Les valeurs globales des indices de résistance aux antibiotiques calculés pour les quinze antibiotiques testés sur les souches isolées à partir de l'eau usée et les populations originaires des eaux usées traitées, étaient de 0,2082 et de 0,2071 respectivement.

Bien que les résultats aient montré l'existence d'une légère variabilité du comportement vis-à-vis de certains antibiotiques. Les différences ne sont pas significatives dans le comportement de sensibilité aux agents antimicrobiens à l'entrée et la sortie de la station d'épuration des eaux usées par boues activées à Nouakchott.

Les résultats portant sur l'analyse des modèles de polyrésistance des trois espèces d'*Aeromonas* sont indiqués dans le tableau IV. En ce qui concerne la population de l'eau usée brute, 100 % des isolats se sont avérés résistants à au moins deux antibiotiques. La combinaison la plus fréquente était la vancomycine et l'ampicilline.

Les pourcentages d'*Aeromonas* possédant cette double résistance étaient de 100 % à la fois dans l'eau usée brute et l'effluent épuré, tandis que 36 souches (63,2 %) sur les souches isolées à l'entrée de la station d'épuration et 54 souches (57,4 %) à la sortie du système possèdent un profil maximum de triple résistances. Ce profil de résistance aux antibiotiques se compose de l'ampicilline, de la vancomycine et l'un des antibiotiques suivants: l'Oxacilline, l'érythromycine, la pipéracilline, le Cefoperazone ou la ticracilline.

La quadruple résistance parmi les *Aeromonas* mobiles n'a été décelée que chez 21 isolats (36,8 %) à l'entrée de la station d'épuration et 20 souches (21,3%) à la sortie du système.

La résistance simultanée vis-à-vis de six antibiotiques a été enregistrée chez seulement 2 souches isolées à partir de l'eau usée et 5 isolats issues de l'eau usée traitée.

L'association de l'ampicilline, la vancomycine, la pipéracilline, Oxacilline, Ticracilline et l'érythromycine. Un seul isolat issu de l'eau usée brute a été trouvé développant des résistances multiples à sept antibiotiques.

Les résultats relatifs à la polyrésistance ont montré que certains antibiotiques n'étaient pas couverts dans les schémas de polyrésistance. Il s'agit de la cefsulodine, le sulfaméthoxazole, Imipénème et du chloramphénicol.

Tableau IV

Pourcentages de la polyrésistance au sein des *Aeromonas* mobiles en relation avec l'origine

	Entrée (Eau usée brute)		Sortie (Eau usée traitée)	
	Nombre	%	Nombre	%
Nombre de souches résistantes à 2 AB	57	100	94	100
Nombre de souches résistantes à 3 AB	36	63,2	54	57,4
Nombre de souches résistantes à 4 AB	21	36,8	20	21,3
Nombre de souches résistantes à 5 AB	13	22,8	18	19,1
Nombre de souches résistantes à 6 AB	02	03,5	05	05,3
Nombre de souches résistantes à 7 AB	01	01,8	00	00

Le test de Wilcoxon appliqué aux résultats de la résistance n'a pas révélé de différences significatives, entre les pourcentages de polyrésistance au sein des souches isolées à partir de l'eau usée brute et celles isolées à la sortie de la station d'épuration.

Nos résultats ont montré que les taux de résistance aux antibiotiques obtenus pour les bactéries survivantes au processus d'épuration demeurent à des niveaux de ceux existant dans les eaux usées brutes, mais relativement importants.

Dans d'autres études, les niveaux de résistance ont augmenté entre l'amont des stations d'épuration et les points de prélèvement en aval dans les effluents urbains (Goni - Uriza *et al.*, 2000). Néanmoins, l'incidence de la résistance peut augmenter considérablement au sein de la population des effluents, car il a été suggéré que cette résistance est essentiellement transférable par voie plasmidique (Adams *et al.*, 1998).

Le comportement des espèces d'*Aeromonas* isolées de l'eau, de la surface du corps et des tissus de poissons, par rapport à l'activité antimicrobienne a été étudié sur un total des 74 souches caractérisées, les espèces *Aeromonas hydrophila*, *A. caviae*, *A. sobria*, *A. veronii*, et *A. salmonicida*. Ces souches ont été trouvées résistantes à l'amoxicilline et ont affiché une extrême sensibilité à l'acide nalidixique, à l'ofloxacine, au lévofloxacine et au chloramphénicol.

A partir des souches de *A. salmonicida* de la surface du corps du poisson, 29 % étaient résistants à la gentamicine et 43% à la tétracycline. Quant à *A. sobria*, 53% des isolats provenant d'échantillons d'eau et 50% de la surface du poisson et les tissus ont également été trouvés résistants à la tétracycline.

L'antibiotique qui affiche la plus forte variation de la résistance relative à deux espèces d'*Aeromonas* est l'érythromycine.

La résistance de toutes les souches d'*Aeromonas* a été observée à l'ampicilline (Tableau V) sont en accord avec les résultats présentés par Bizani & Brandelli (2001), qui ont rapporté 100 % de résistance à cet antibiotique par les souches *A. hydrophila* et *A. sobria* isolées trouvées dans des échantillons de l'offre et la carcasse finale l'eau de lavage dans un abattoir de bovins à Porto Alegre, et par Hiransuthikul *et al.* (2005).

La sensibilité affichée par 100 % des isolats de *A. hydrophila* à la tétracycline et l'ampicilline étaient identiques aux résultats rapportés par Barcellos *et al.* (2003) pour les souches de *A. hydrophila* trouvées dans des échantillons de tissus. Cependant, les résultats présentés par les mêmes auteurs pour la sensibilité au chloramphénicol et une sensibilité intermédiaire à l'érythromycine sont en dessous des niveaux de sensibilité importante trouvée dans cette étude.

Jones et Wilcox (1995) ont trouvé que la résistance au chloramphénicol est extrêmement rare chez les *Aeromonas spp* mais que cette sensibilité au chloramphénicol est significativement corrélée à la résistance à la tétracycline.

Tableau V
Variation des incidences de monorésistance en fonction de l'origine des souches de la population des *Aeromonas* mobiles

Antibiotique	Entrée	Sortie
Amikacine	6 %	8 %
Chloramphenicole	12 %	10 %
Ticracilline	21 %	17 %
Cefsulodine	4 %	6 %
Erythromycine	16 %	13 %
Fosfomycine	2 %	2 %
Cefoperazone	4 %	3 %
Sulphamides	0 %	1 %
Vancomycine	98 %	98 %
Colistine	95 %	100 %
Piperacilline	2 %	3 %
Imipeneme	23 %	19 %
Oxacilline	12 %	9 %
Tobramycine	4 %	7 %
Ampicilline	100 %	100 %

Les résultats relatifs aux taux de résistance au sein des souches de *E. coli* isolées à l'entrée et à la sortie de la station (tableau VI) montrent que les incidences de ces résistances présentent des variabilités par antibiotique et concordent avec ceux de Imzilen *et al.* (1997) qui ont étudié ce phénomène chez une population bactérienne isolée d'une station d'épuration par lagunage naturel.

Les variations de ces taux de résistance obtenues ne sont toutefois pas significativement entre les populations isolées des eaux usées brutes et épurées.

Tableau VI
Variation des incidences de monorésistance en fonction de l'origine des souches
de la population de *Escherichia coli*

Antibiotique	Entrée	Sortie
Amikacine	4 %	5 %
Chloramphenicol	4 %	6 %
Ticracilline	7 %	9 %
Cefsulodine	87 %	81 %
Erythromycine	8 %	12 %
Fosfomycine	12 %	14 %
Cefoperazone	3 %	6 %
Sulphamides	7 %	9 %
Vancomycine	3 %	5 %
Colistine	0 %	0 %
Piperacilline	0 %	0 %
Imipeneme	13 %	15 %
Oxacilline	13 %	15 %
Tobramycine	9 %	11 %
Ampicilline	62 %	65 %

La résistance de toutes les souches d'*Aeromonas* à l'ampicilline, observée dans cette étude sont en accord avec les résultats présentés par Bizani & Brandelli (2001), qui ont rapporté 100 % de résistance à cet antibiotique par les souches de *A. hydrophila* et de *A. sobria* isolées à partir des échantillons de carcasse de bovins prélevés à l'abattoir de la ville de Porto Alegre au Brésil.

Parallèlement, une étude réalisée sur des souches d'*Aeromonas* d'origine clinique isolées de malades en Thaïlande, a révélé la sensibilité par 100 % des isolats de *A. hydrophila* à la tétracycline et la gentamicine (Barcellos *et al.*, 2003). Cependant, les résultats présentés par les mêmes auteurs pour la sensibilité au chloramphénicol et à l'érythromycine sont en dessous les niveaux de résistance importants trouvés dans cette étude.

Les antibiogrammes révélés dans cette étude, ont montré que toutes les souches étaient résistantes aux antibiotiques de la famille des β -lactamines. Cependant, la sensibilité à d'autres agents antimicrobiens était variable, mais l'espèce de *A. hydrophila* a été trouvée la plus résistante au sein des espèces d'*Aeromonas* mobiles.

Dans une étude sur les incidences de la résistance aux antibiotiques au sein d'une population d'*Aeromonas* d'origine clinique, les isolats ont été testés individuellement pour 32 agents antimicrobiens. Les résultats ont montré que tous les 15 isolats d'*Aeromonas* étaient sensibles à l'amikacine, l'azithromycine, la céphalexine, la ceftriaxone, la cefoperazone, l'espéramicin, la gentamicine, la norfloxacin, l'ofloxacin, la péfloxacin, la tétracycline et la tobramycine. Aucun des isolats n'a manifesté une sensibilité à tous les antibiotiques testés.

La propriété de résistance prédominante observée était pour les β -lactamines, que ce soit en monorésistance ou en combinaison avec une résistance à d'autres agents antimicrobiens. Les souches de *A. hydrophila* ont été moins sensibles contre tous les antibiotiques testés.

La plupart des souches d'*Aeromonas* sont résistantes à la pénicilline et à l'ampicilline, mais sensibles à la plupart des autres molécules antimicrobiennes, y compris les céphalosporines de troisième génération.

L'analyse de la littérature relative à la résistance multiple par classe chimique a montré que les *Aeromonas* d'origine environnementale sont en général résistants aux β -lactamines. Parmi les céphalosporines testées, 100 % de résistance n'a été remarquée que contre le cefadroxil et la cephalothine, même si on a observé une résistance partielle contre la céphazoline et cefaclor. Près de 90% de la résistance à la céphalothine a été détecté chez des souches de *A. hydrophila* isolées à partir des eaux usées, mais des résistances à d'autres céphalosporines étaient rares parmi les *Aeromonas* isolées des eaux usées municipales.

D'autres agents antimicrobiens, tels que le chloramphénicol, la tétracycline, les sulfamides ont manifesté une très grande efficacité contre les *Aeromonas* isolés de l'eau douce qui étaient moins sensibles à l'acide nalidixique et au triméthopime-sulfaméthoxazole. En revanche, une résistance accrue aux tétracyclines a été décrite pour certains isolats cliniques d'*Aeromonas*.

Les résultats de la présente étude convergent également avec ceux de Imzilen *et al.* (1996) qui ont rapporté des taux de plus de 98 % d'*Aeromonas* mobiles résistants à la novobiocine et 70 % à la céphalotine au sein de tous les isolats d'*Aeromonas*

Ces auteurs ont trouvé que la résistance des *Aeromonas* mobiles au triméthoprim, l'oxytétracycline, l'acide nalidixique, le chloramphénicol, la tétracycline, triméthoprim-sulphaméthoxazole, polymyxine B, la kanamycine ou l'érythromycine parmi des isolats d'origine environnementale n'a pas dépassé 10 %.

Les indices de résistance aux antibiotiques (IRA) parmi les trois espèces d'*Aeromonas* mobiles rapportés par Imzilen *et al.* (1996) sont comparés et selon l'indice de résistance aux antibiotiques (IRA) calculé pour chaque espèce, *A. sobria* (IRA = 0,22) semble être l'espèce résistante aux antibiotiques la plus basse. Ceci est lié à sa sensibilité à la céphalotine, la streptomycine, sulphonaméthoxazole et triméthoprim que les deux autres espèces (*A. caviae* et *A. hydrophila*).

Urbaskova *et al.* (1993) ont trouvé que plus de 90 % des souches d'*Aeromonas* mobiles testées ont été jugées sensibles à 11 antibiotiques à savoir, le céfotaxime, le chloramphénicol, l'érythromycine, la gentamicine, la kanamycine, acide nalidixique, l'oxytétracycline, la tétracycline, polymyxine B, le triméthoprim ou triméthoprim-sulphonaméthoxazole.

La résistance aux quinolones par les souches d'*Aeromonas* isolées à partir des eaux usées urbaines, a été décrite par certaines recherches et il a été avancé l'hypothèse que la résistance multiple des *Aeromonas spp.* peut être acquise par conduction enzymatique et par la pression de l'environnement sélectif, causée par des conditions environnementales spéciales.

D'autres études ont démontré que les espèces d'*Aeromonas* peuvent facilement développer une résistance en présence de faibles concentrations d'antibiotiques. Étant donné que les souches ont été isolées à partir du même environnement, ils pourraient développer un phénotype caractéristique similaire par exposition à cet environnement.

Chang et Bolton (1987) ont rapporté que les souches d'*Aeromonas* ont été trouvées uniformément sensibles aux quinolones, ce qui représente en soi un élément positif dans la mesure où la classe des quinolones est considérée comme la première ligne d'antibiotiques contre les infections provoquées par les souches pathogènes d'*Aeromonas* selon Jones et Wilcox (1995).

V.4 Conclusions

Les résultats globaux de cette étude concluent que les souches d'*E. coli* sont globalement plus sensibles aux différents antibiotiques testés en comparaison à celle d'*Aeromonas* qui possèdent des incidences intermédiaires de la résistance à plusieurs molécules antimicrobiennes comme l'imipénème, aux sulfamides, au céfoperazone et à la fosfomycine. L'étude a également montré que l'incidence de résistance aux antibiotiques demeure très significative au sein des souches d'*Aeromonas* isolées à partir des eaux usées traitées, ce qui soulève le risque lié à leur rôle dans les infections associées aux contaminations dans la zone d'épandage des eaux usées.

CHAPITRE VI
EVOLUTION DE L'ACTIVITE HEMOLYTIQUE AU
COURS
DU TRAITEMENT DES EAUX USEES

Chapitre VI

Evolution de l'activité hémolytique des *Aeromonas* mobiles au cours du traitement des eaux usées

VI.1 Introduction

La production d'hémolysines chez les souches bactériennes représente l'un des principaux facteurs de virulence de ces souches. C'est pour cette raison que l'étude de l'activité hémolytique revêt une importance tout particulière dans le contexte de l'épuration des eaux usées, notamment lorsque les eaux usées épurées sont réutilisées pour l'irrigation dans le maraîchage en milieu urbain.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'activité hémolytique au sein d'*Aeromonas* mobiles au cours du traitement des eaux usées.

Il s'agit de vérifier si le passage des souches présentes dans les eaux usées au sein des différentes étapes de la station par boues activées sous climat aride induit ou non un effet sur la production de toxines hémolytiques.

VI.2 Matériel et méthodes

VI.2.1 Souches étudiées

L'étude relative à l'évolution l'activité hémolytique des *Aeromonas* mobiles au cours du traitement des eaux usées a porté sur une population de 151 souches réparties entre les différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles.

Les souches testées ont été isolées et identifiées lors de la campagne de suivi spatiotemporel des abondances et notamment lors des campagnes relatives à l'étude de la dynamique des espèces d'*Aeromonas* au niveau de la station (Chapitre II).

Le tableau VII donne la composition spécifique et les origines des souches soumises à l'étude.

Tableau VII
Composition spécifique et origines des souches d'*Aeromonas* et *E. coli* testées pour l'activité hémolytique

	Eau brute	Effluent	Total
<i>A. caviae</i>	23	41	64
<i>A. sobria</i>	11	33	44
<i>A. hydrophila</i>	17	18	35
Souches atypiques	06	02	08
Total	57	94	151

L'ensemble des souches étudiées a été testé pour la pureté par des repiquages dans des bouillons nutritifs, puis sur des pentes du milieu TSA avant d'être ensemencées par stries sur des boîtes de Pétri contenant le milieu gélosé de Mueller-Hinton (Mueller Hinton 2, bioMérieux 51861).

VI.2.1 Tests de l'activité hémolytique

L'activité hémolytique a été déterminée par la mesure de la zone d'hémolyse produite autour des stries ou spots des souches d'*Aeromonas* sur une gélose Columbia (Difco 0792) contenant du sang humain, à une proportion de 6% v/v.

Les plaques ont été inoculées en repérant (Figure 51) jusqu'à huit souches maximum par plaque afin d'éviter les chevauchements entre les zones d'hémolyse. L'incubation a été faite pendant 24 heures à 37 °C.

L'hémolyse β ou hémolyse totale a été indiquée par une lyse totale des globules rouges qui entourent les colonies, matérialisée par un halo clair. L'hémolyse α a été indiquée par une hémolyse partielle des érythrocytes (Figure 52), tandis que l'absence d'hémolyse autour des stries a été notée en tant qu'hémolyse γ .



Figure 51

Démonstration de l'activité hémolytique β pour les *Aeromonas* mobiles par la mise en évidence d'un halo clair autour des stries

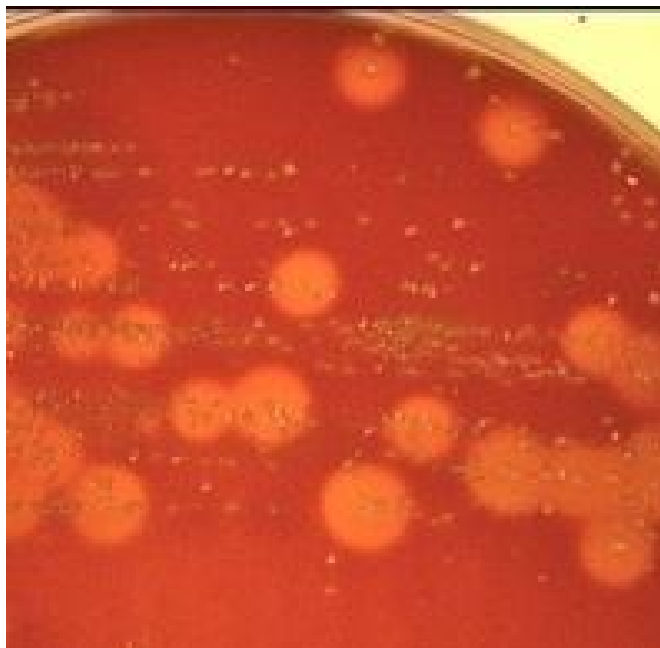


Figure 52 Démonstration de l'activité hémolytique α pour les *Aeromonas* mobiles par la mise en évidence d'un halo limité autour des stries

VI.3 Résultats et discussion

Les résultats relatifs à l'incidence de la production de toxines hémolytiques chez les différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles ont montré que la plupart (56,25 %) des souches d'*Aeromonas caviae* ne produisent aucune hémolysine. 9 souches sur 64 seulement, soit 14,06 % ont manifesté la production d'une hémolysine β , tandis que 19 souches (29,69 %) se sont révélés α hémolytiques.

En ce qui concerne l'espèce *Aeromonas sobria*, l'étude a montré que 31 souches sur 44 soit 70,45 % sont β hémolytiques pour 3 souches (6,82 %) α hémolytiques et 10 souches, soit 22,73 % dépourvues de pouvoirs hémolytiques (hémolyse γ).

Sur les 35 souches d'*Aeromonas hydrophila* étudiées, seules 9 souches (25,71%) manifestaient une activité β hémolytique pour 23 souches (65,71%) ayant induit une hémolyse α . Seules 3 souches (8,57 %) de l'espèce *Aeromonas hydrophila* n'ont manifesté aucune activité hémolytique.

Ces résultats concordent totalement avec ceux de Imzilen *et al.* (1996) qui avaient rapporté le taux de 8,9 % et de 7,4% d'activité α hémolytique et β -hémolytique contre 83,7% de souches γ hémolytiques au sein de souches d'*Aeromonas caviae* isolées à partir d'eaux usées municipales admises dans une station d'épuration par lagunage naturel à Marrakech.

Ces mêmes auteurs ont trouvé que pour l'espèce *Aeromonas sobria* 8,5% étaient α hémolytiques, 84,8% possédaient une hémolysine β alors que seuls 6,7% n'avaient pas manifesté d'activité hémolytique. Pour les souches de *Aeromonas hydrophila*. Les auteurs

avaient reporté le taux de 24,5% de souches α hémolytiques, 4,2% β hémolytiques et 11,3% dépourvus de capacités hémolytiques.

Les schémas obtenus pour les 8 espèces atypiques d'*Aeromonas* testées ont montré essentiellement (75 %) une activité α hémolytique ou partiellement hémolytique. Ce qui les rapproche plus des profils de l'espèce *Aeromonas hydrophila* que des autres.

Globalement, les incidences trouvées pour la production d'hémolysines sont relativement élevées et confirment l'orientation de considérer la pathogénicité des espèces mobiles d'*Aeromonas* en tant qu'agents infectieux émergents.

Suhet *et al.* (2011) qui ont étudié l'incidence de la production d'hémolysines au sein des espèces d'*Aeromonas* mobiles et leur implication dans la mortalité de poissons dans un étang d'eau saumâtre, ont rapporté une activité hémolytique de l'ordre 57% des cultures étudiées. Ces résultats ont montré que l'espèce *A. sobria* était l'espèce ayant la plus forte activité hémolytique dans l'eau, suivie par *A. hydrophila* (90%), *hydrophila* (74 %) et *A. sobria* (50%).

Monfort et Baleux (1990) qui avaient testé l'incidence d'hémolysines chez des souches environnementales des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles avaient trouvé des taux de production chez 100 % des souches d'*Aeromonas hydrophila* et *A. sobria* isolées de l'eau d'échantillons d'eaux usées, dans le sud de la France.

Monfort et Baleux (1991) dans une autre étude, avec des isolats provenant du même site, ont rapporté des taux de production des hémolysines de 96 % chez *A. hydrophila* et 97 % chez *A. sobria*.

Rahman *et al.* (2002) ont observé chez des isolats de *A. sobria* responsables de syndrome épizootique hémorragique au Bangladesh, une activité hémolytique sur les érythrocytes agglutinés qui induit une grande mortalité des populations de poissons d'eau douce.

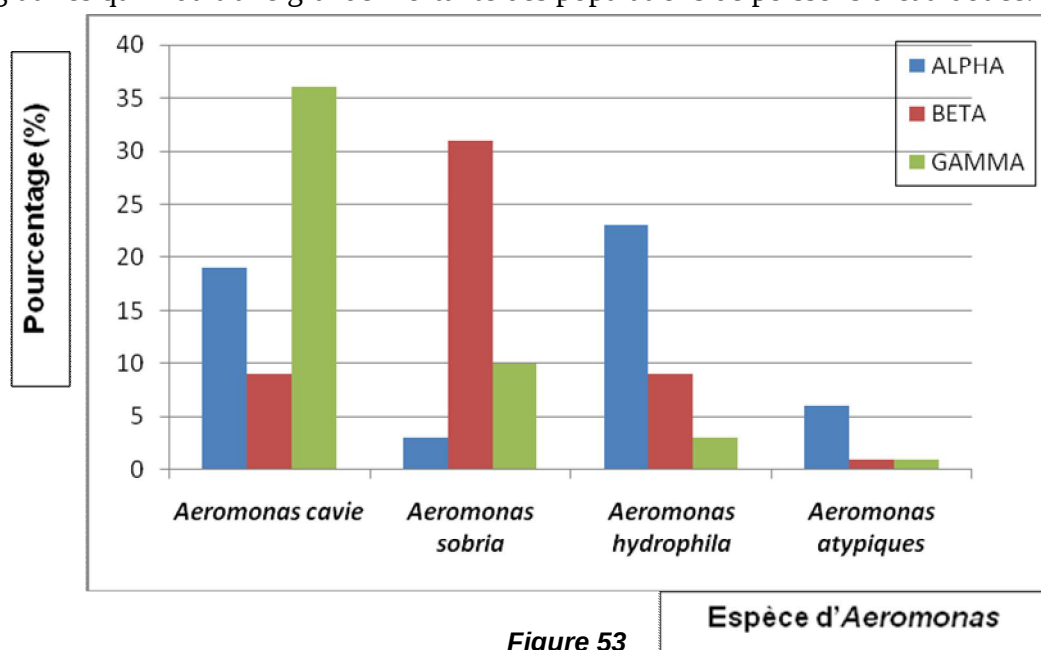


Figure 53
Incidence de l'activité hémolytique pour les *Aeromonas* mobiles

Abbott *et al.* (2003) ont trouvé dans les isolats cliniques, des animaux et de l'environnement, un taux de 100 % d'hémolyse pour les souches de *A. sobria* et ont conclu au pouvoir hémolytique supérieur chez cette espèce. Pour ces auteurs, l'activité hémolytique accrue des isolats cliniques est due à un transfert horizontal de gènes codants de l'hémolysine chez les *Aeromonas* hémolytiques vers les souches non hémolytiques.

Wang *et al.* (2003) ont suggéré que les différences dans le pouvoir hémolytique, observées pour les *Aeromonas* pourrait avoir été influencée par les conditions environnementales de la multiplication, qui modifie les gènes codant la synthèse de l'hémolysine.

González-Serrano *et al.* (2002) avaient conclu que les souches *Aeromonas* cultivées à des températures plus basses affichent plus de facteurs de virulence par rapport à d'autres souches d'*Aeromonas* cultivées à des températures plus élevées.

Chacón *et al.* (2003) ont conclu que l'activité hémolytique au sein des isolats cliniques est nettement plus fréquente que celui des isolats environnementaux et avaient mis en évidence deux toxines hémolytiques, une hémolysine et une aérolysine, chez *A. hydrophila* qui sont des protéines hémolytiques souvent isolées des bactéries pathogènes. Ils ont lié les β -hémolysines aux principaux facteurs de virulence bactériens chez les espèces d'*Aeromonas*.

D'autres études ont récemment permis de caractériser les hémolysines en termes de masse moléculaire des hémolysines bactériennes qui varie de 49 à 60 kDa (Pandey *et al.* 2010) et avaient mis en évidence la présence d'une importante bande protéique d'environ 50 kDa dans la fraction protéique extracellulaire.

Nakano *et al.* (1990) qui ont étudié l'activité hémolytique chez 114 cultures de *Aeromonas*, ont détecté une activité hémolytique dans 65 (57%) où 35 étaient des échantillons provenant des eaux et le reste à partir des poissons. Ces résultats ont montré que *A. jandaei* était l'espèce ayant la plus forte activité hémolytique dans les souches issues de l'eau avec un taux de 100%, suivies par *A. veronii* (90%), *A. hydrophila* (74%) et *A. sobria* (50%).

Les analyses statistiques ont suggéré que les densités des *Aeromonas* étaient liées à l'effet cumulatif de divers paramètres physico-chimiques plutôt que d'un seul facteur.

Les résultats de Nacescu *et al.* (1992) montrent une fréquence élevée de l'activité hémolytique parmi les souches d'*Aeromonas* isolées en particulier dans les produits de viande ont suggéré une corrélation possible entre le potentiel pathogène et l'activité hémolytique et plaident pour l'introduction de ce test dans le diagnostic des espèces *Aeromonas*

Les résultats relatifs à l'incidence de la production d'hémolysines au sein des souches isolées à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration (Figure 54) a montré que les taux de production des hémolysines β et α enregistrées pour les souches isolées à la sortie du système ont augmenté de 20 % pour l'hémolyse β au niveau de l'eau usée brute à 44,44% au sein des souches isolées au point de prélèvement S à la sortie du système.

Cette augmentation se trouve particulièrement significative pour la production d'hémolysines β . Le pourcentage de souches n'ayant manifesté aucune activité hémolytique a diminué de 68 % au sein des souches isolées au point d'échantillonnage S.

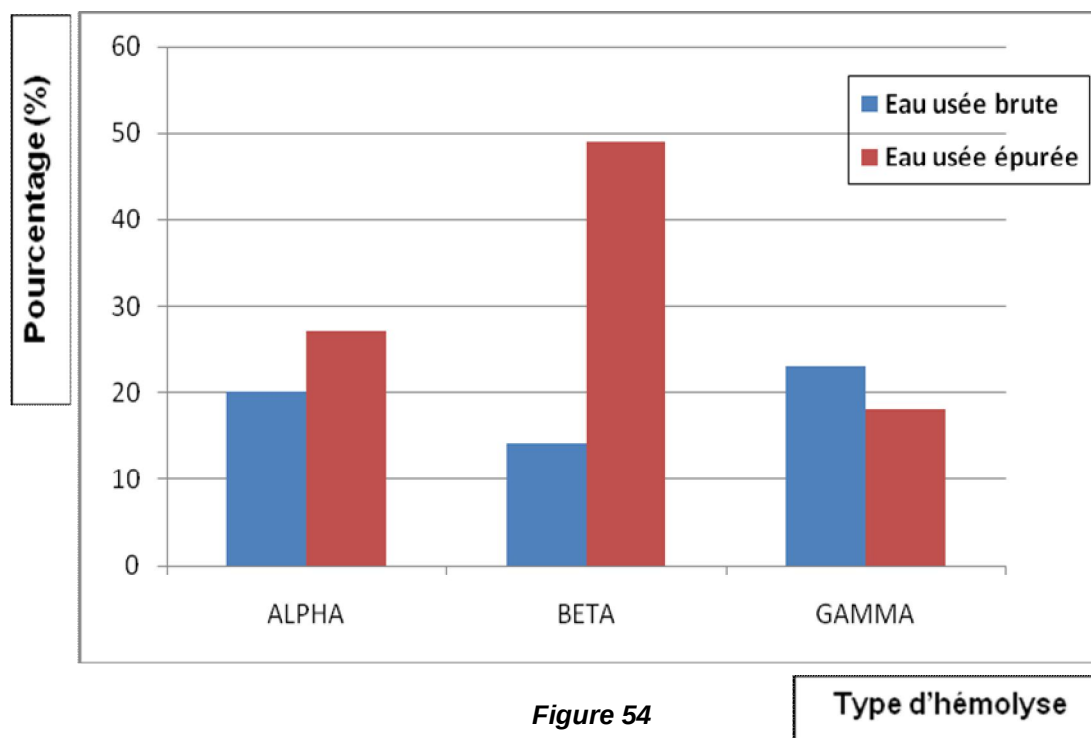


Figure 54
Incidence de l'activité hémolytique des *Aeromonas mobiles* en fonction de l'origine d'isolement des souches

L'augmentation de l'incidence de l'activité hémolytique constatée et notamment en ce qui concerne l'activité β hémolytique pourrait s'expliquer soit par une propagation du gène codant la production de la toxine hémolytique comme l'ont suggéré Santos *et al.* (1999), soit par l'importance des souches appartenant à l'espèce *Aeromonas sobria* qui a été décrite par plusieurs auteurs, en tant qu'espèce la plus hémolytique du groupe des *Aeromonas mobiles*.

Cette explication est sous tendue des résultats obtenus dans le deuxième chapitre et relatifs à une modification dans la dynamique des espèces mobiles des *Aeromonas mobiles*, mettant en jeu une dominance de l'espèce *A sobria* au niveau de l'eau usée épurée à la sortie de la station d'épuration.

L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas mobiles* isolées à partir des boues chaulées à pH 9 est donnée par la figure 55. Ces résultats montrent une dominance globale de l'activité hémolytique α pour les différentes espèces. La seule espèce ayant été trouvée capable de produire une hémolysine β est l'espèce *A sobria*.

Toutes les espèces de *Aeromonas sobria* isolées à partir des boues chaulées à pH 9 ont été trouvées correspondant à l'une des hémolysines β ou α . Encore une fois, le comportement des souches d'*Aeromonas* atypiques vis-à-vis de la production de toxines hémolytiques présente une similitude avec celui des souches de *Aeromonas caviae*.

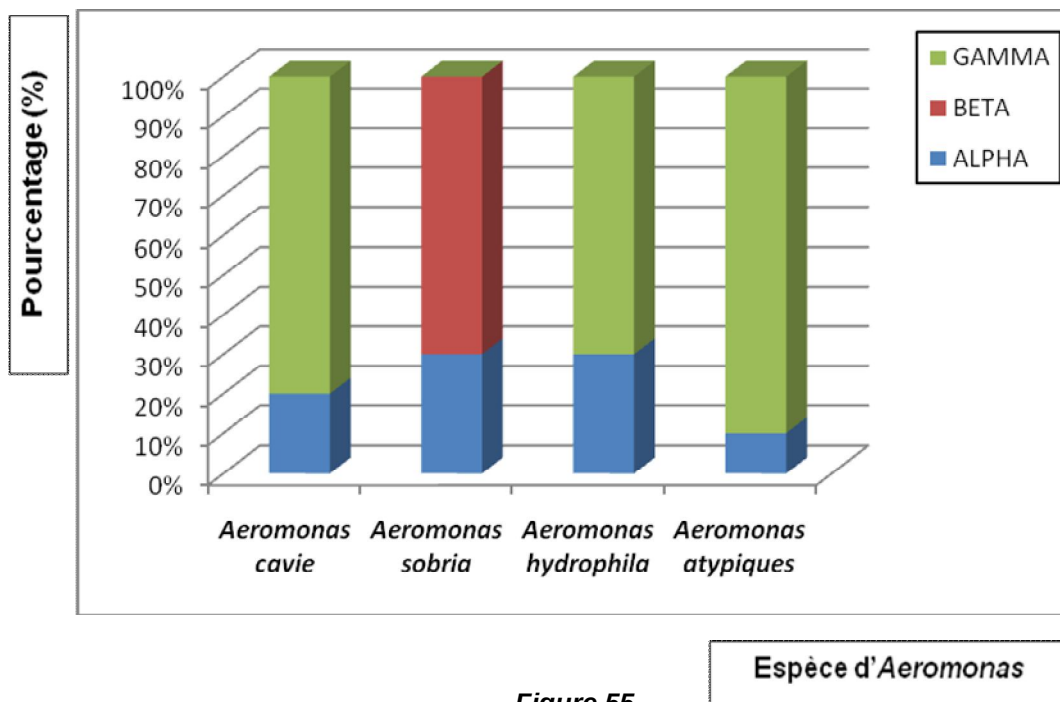


Figure 55
Incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'Aeromonas mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 9

La recherche des incidences de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11 est donnée par la figure 56. Ces résultats montrent qu'aucune des espèces n'a manifesté une activité hémolytique totale, y compris l'espèce *Aeromonas sobria* qui est considérée comme étant celle qui possède le potentiel hémolytique le plus important et dont les souches isolées à partir des boues chaulées à pH9, correspondaient encore à un pourcentage de 70 % d'activité hémolytique.

La seule activité hémolytique rencontrée au sein de cette population de souches a été trouvée chez *Aeromonas cavie* et correspondait à 10 % des souches de cette espèce.

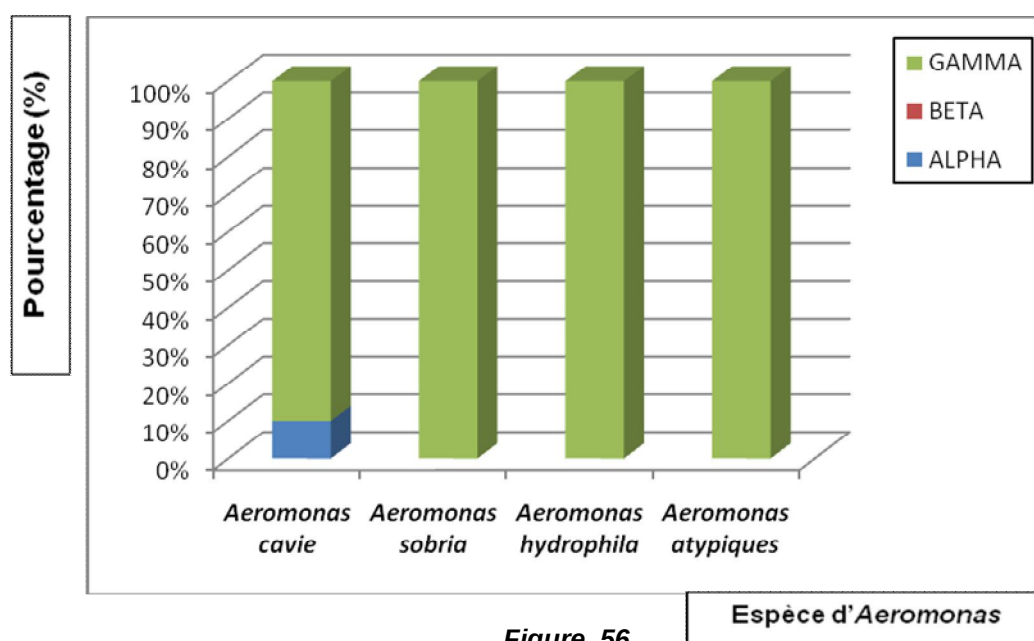


Figure 56
Incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'Aeromonas mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11

L'ensemble des souches des espèces d'*Aeromonas* semblent soit perdre l'activité hémolytique, soit manifester une activité antagoniste ayant induit l'impossibilité de produire des zones hémolytiques décelables dans les conditions expérimentales de cette étude, sur une gélose Columbia au sang.

L'examen de la littérature relative à l'élaboration des toxines hémolytiques et les conditions qui peuvent les influencer, n'a pas permis de mettre en œuvre un impact connu de l'alcalinité sur la synthèse des hémolysines.

La perte du pouvoir hémolytique chez les souches d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11, devrait représenter un facteur favorisant la réutilisation des boues des eaux usées après un chaulage de cet ordre. Aussi, le contrôle du niveau du pH des boues devrait être systématisé lors des opérations de chaulage.

VI.4 Conclusions

Les conclusions relatives à cette partie portent sur une multitude de nouveaux constats relatifs à l'activité hémolytique chez les *Aeromonas* mobiles.

- L'espèce *Aeromonas sobria* est l'espèce d'*Aeromonas* qui dispose de la plus grande activité hémolytique en termes de production de toxines hémolytiques β et α .
- Les souches de l'espèce *Aeromonas caviae* semblent être celles qui disposent de la plus faible activité hémolytique suivi de l'espèce *Aeromonas hydrophila*.
- Les profils de l'espèce *Aeromonas hydrophila* et son comportement en ce qui concerne l'élaboration de toxines hémolytiques la rapproche des espèces atypiques d'*Aeromonas* testées. Ils ont montré essentiellement (65,7%) une activité α hémolytique ou partiellement hémolytique, pour un taux de 75 % des souches d'*Aeromonas* atypiques, trouvées α hémolytiques.
- Les différences observées entre les activités hémolytiques des différentes espèces d'*Aeromonas* pourraient avoir été influencées par les conditions environnementales de la multiplication, qui modifie les gènes qui codent l'hémolysine.
- L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 9 a montré une dominance globale de l'activité hémolytique α pour les différentes espèces. La seule espèce ayant été trouvée capable de produire une hémolysine β dans ces conditions est l'espèce *A. sobria*.
- L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11, est nulle pour l'hémolysine β puisqu'aucune des espèces n'a manifesté une activité hémolytique, y compris l'espèce *Aeromonas sobria*.

- L'activité hémolytique au sein des souches d'*Aeromonas* représente un facteur de pathogénicité et de virulence potentielle susceptible de compromettre la réutilisation des eaux usées municipales dans l'agriculture urbaine sous climat chaud.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Le travail dont nous venons de présenter les différentes composantes, permet de tirer les conclusions suivantes :

- Les espèces d'*Aeromonas* ont manifesté une baisse au cours de la période chaude. Nous nous attendons à ce que l'évolution soit en relation avec les volumes d'eau de plus en plus consommés au cours des périodes chaudes. Par ailleurs, la sélection des souches *A. sobria* qui a été rapportée pour les étangs de stabilisation semble est inexistante dans le processus de boues activées.
- Les quantités moyennes des bactéries hétérotrophes aérobies dans les eaux usées brutes (E), le bassin d'oxydation (C), et la sortie de la station d'épuration (S) sont U.Log 7,3 ; 6,88 U.Log et 6, 15 U respectivement.
- Les pourcentages d'efficacité de suppression correspondant aux bactéries hétérotrophes aérobies étaient 91,2%. L'enquête a enregistré des taux de retrait moyen. Elle a montré une moyenne de 0,68 unité logarithmique (61,2%) de la population de *E. coli*.
- L'enquête bactériologique de quinze mois, entreprise à la station d'épuration, a enregistré des taux de retrait moyen. Elle a montré une moyenne de 0,39 unité logarithmique (U. Log) de retrait (33,3%) pour les espèces d'*Aeromonas*.
- Les pourcentages d'efficacité de suppression correspondant aux entérocoques étaient de 41,8%.
- L'évolution des *Aeromonas* mobiles se caractérise par une plus grande abondance pendant la période chaude. Une corrélation significative a été constatée entre l'efficacité d'élimination en termes de charges chimiques organiques et les bactéries hétérotrophes totales; La qualité bactériologique des eaux usées purifiées, en termes d'abondance du groupe des coliformes thermotolérants, ne satisfait pas aux exigences de la directive catégorie B de l'OMS. Par conséquent, l'irrigation des cultures actuellement pratiquée doit être évitée jusqu'à ce que ces exigences soient satisfaites.
- Les résultats de la présente étude sont cohérents avec d'autres études (Kannan *et al.*, 2001) et en accord avec de nombreux rapports qui suggèrent que *A. caviae* est l'espèce dominante dans les excréments humains et, par conséquent, dans les eaux usées municipales brutes.
- Il a été constaté ailleurs que les abondances de *A. caviae* présentent une corrélation avec ceux des coliformes thermotolérants (Araujo *et al.*, 1991). En outre, de nombreux auteurs ont signalé que les bassins de stabilisation sélectionnent des souches de *A. sobria*, conduisant à sa domination dans l'effluent (Monfort et Baleux, 1990; Stecchini et Domenis, 1994).

- Malgré la pertinence de ces taux globaux d'enlèvement, cela ne pouvait être considéré comme satisfaisant, compte tenu des risques associés à la consommation des cultures produites dans la zone d'épandage et l'apparition d'une résistance aux antibiotiques importants. Néanmoins, les coliformes thermotolérants chargés dans l'effluent (1000 UFC / 100 ml) ne répondent pas aux exigences de la catégorie A des eaux usées de l'OMS, interdisant désormais l'irrigation des différentes cultures destinées à la consommation humaine.
- Ces dossiers correspondent aux taux d'élimination de 60,21% et de 50,54% pour le bassin d'oxydation et la phase de clarification, respectivement, montrant que l'élimination principale est obtenue lors de la phase d'oxydation dans le processus.
- En outre, ces résultats indiquent que l'abattement des charges chimiques organiques se trouve à des seuils relativement satisfaisants. Le taux d'élimination des matières en suspension semble se produire durant la phase de clarification (66%), tandis qu'un enlèvement modéré de matières en suspension (34%) se produit pendant le traitement primaire des eaux usées brutes, en raison de la dissolution supplémentaire des particules en suspension au cours de l'aération mécanique intensive dans le canal d'oxydation.
- Par conséquent, les données indiquent que la population bactérienne des aëromonades issue du bassin d'oxydation ($0,32 \log U$) correspondant à 71,11% de l'efficacité globale de l'élimination de cette population.
- Les abondances *Aeromonas* n'ont pas montré une importante évolution saisonnière malgré l'observation d'un léger pic qui a été constaté dans la période froide. Cependant, les abondances d'*Aeromonas*, soumis au test non paramétrique de Wilcoxon, ont montré des différences statistiquement significatives entre les affluents et les effluents. L'élimination bactérienne semble se produire essentiellement entre les points d'échantillonnage E et C. Ce qui indique que l'élimination se produit essentiellement au bassin d'oxydation.
- Ces résultats sont en accord avec les différents rapports relatifs à l'efficacité de l'élimination des espèces d'*Aeromonas* des boues activées et des eaux usées municipales brutes. Une légère différence semble exister dans le cas étudié et pourrait être due au mode de fonctionnement de la station d'épuration, la charge polluante des eaux usées brutes et aux conditions climatiques de la région. Les paramètres hydrauliques de la station d'épuration étudiée ne semblent pas complètement sous contrôle. Ce qui peut conduire généralement à des fluctuations considérables dans le temps de rétention et affecte par conséquent, l'efficacité de l'abattement. Par ailleurs, l'échec a été parfois associé au recyclage (phénomène de bypass) de la boue qui conduit à une libération considérable de boues dans les eaux usées épurées.
- Plusieurs rapports ont mentionné l'efficacité des différents procédés de traitement des eaux usées, dans l'élimination des aëromonades mobiles. Parmi ceux-ci, les bassins de stabilisation ou de lagunage naturel qui ont été signalés comme très satisfaisants dans

l'élimination des aéromonades mobiles. Malheureusement, il n'y a aucun résultat sur l'exploitation des boues activées sous climat sahélien et nous nous attendons à ce que les conditions climatiques et le profil d'eaux usées brutes dans la zone sahélienne ne soit pas favorable à l'efficacité d'élimination.

- Cependant, les espèces d'*Aeromonas* n'ont pas montré une tendance significative de l'évolution saisonnière. Cette évolution a été marquée par une baisse au cours de la période chaude. Nous nous attendons à ce que l'évolution soit être en relation avec les volumes d'eau de plus en plus consommés au cours des périodes chaudes. Par ailleurs, la sélection des souches *A. sobria* qui a été rapportée pour les bassins de stabilisation semble être inexistante dans le processus de boues activées.
- L'évolution des abondances du groupe des coliformes thermotolérants semble suivre une importante baisse au cours de la période chaude, mais les taux d'abattement n'a pas révélé d'importantes différences le long de l'enquête de 15 mois. Comme la consommation d'eau augmente généralement pendant la période chaude, les volumes d'eau importants sont attendus pour provoquer un effet de dilution qui pourrait être responsable de la faible abondance rencontrée au cours de cette période. L'efficacité d'élimination obtenue pour les coliformes thermotolérants était de 0,59 log de U correspondant à 86%.
- Le phénomène de bulking ou « maladie des boues » activées pourrait être à l'origine d'une perte de contrôle du processus. Ce dysfonctionnement est causé par un des nombreux problèmes microbiologiques qui comprennent la formation des floccs pauvres, dispersés dans la boue filamenteuse, en plus des problèmes de la toxicité.
- Toutefois, on s'attendait à ce que les problèmes de toxicité soient parmi les problèmes qui affectent la station d'épuration par boues activées de Nouakchott. Cet effet est probablement aggravé par la petite taille relative de l'ensemble du système. Ces problèmes fonctionnels sont les plus fréquents dans les petites collectivités par rapport aux grandes villes, en raison de l'absence de dilution des rejets toxiques dans les petits systèmes.

Le type prédominant de bactéries présentes peut être déterminée par la nature des substances organiques dans les eaux usées, le mode de fonctionnement de l'installation, et les conditions environnementales présentes pour les organismes dans le processus.

- Sur la base des résultats obtenus à partir de l'étude actuelle, nous concluons que le traitement des boues activées des eaux usées municipales donne un peu moins de performance dans des conditions de chaleur par rapport à ces taux d'abattement obtenus dans des conditions climatiques méditerranéennes. Toutefois, les souches de l'espèce *A. caviae* dominant la population *Aeromonas* mobiles à la fois dans les eaux usées brutes et purifiées des effluents et le processus de boues activées n'ont pas choisi une espèce parmi les espèces *Aeromonas* mobiles.

- Cette étude a conclu que la réutilisation des effluents traités par la station reste associée à des risques importants pour la santé humaine. Elle recommande d'entreprendre une évaluation approfondie microbiologique et épidémiologique permettant d'atténuer les risques de contamination.
- Le pH du bac à boues activées doit être compris entre 7 et 8, pour favoriser l'activité métabolique et certains processus d'oxydation biologique (nitrification). Même si la croissance est également possible à une valeur de pH de 6 et de 9, sa vitesse est cependant très réduite.
- L'efficacité de réduction de la DBO₅ diminue si le pH s'écarte de la plage optimale du pH. La littérature scientifique montre que l'activité métabolique bactérienne est favorisée à des valeurs supérieures au pH neutre.
- En général, la variation du pH est progressive, sans effet sur le processus biologique, surtout si cette condition ne persiste pas.
- Des modifications imprévues ou excessives de pH représentent, au contraire, un danger important, qui peut entraîner la mort d'une partie ou de l'ensemble de la population de micro-organismes. Pour éviter cette situation, il est recommandé de vérifier le pH de l'affluent en permanence, à l'aide d'instruments appropriés (pH-mètres).
- Si la variation de pH est relevée au moment opportun à l'entrée de l'installation, des techniques manuelles ou automatiques peuvent être mises en place pour modifier artificiellement le pH (dosages d'acide ou de base), et le ramener à l'intérieur de valeurs admissibles par le système.
- Le rapport DCO/DBO₅ mesuré indique que les eaux usées rejetées sont d'origine purement domestique. De ce fait, le système de traitement par lagunage naturel peut aisément être adopté, comme solution adéquate pour le traitement des eaux usées de la zone d'étude.
- Par ailleurs, les résultats obtenus du ratio de pollution par habitant et de la concentration des effluents bruts, sont similaires à ceux utilisés dans d'autres pays dont le Maroc rapportés pour le dimensionnement des stations d'épuration. Cette concordance permet d'avoir des données de base, pertinentes pour un dimensionnement optimal des stations d'épuration.
- Dans les quartiers périphériques, le réseau de collecte des eaux usées domestiques n'existe pas.
- Les eaux usées sont collectées dans des fosses. L'évacuation se fait par l'intermédiaire de camions vidangeurs ou des éboueurs traditionnels. L'activité des éboueurs traditionnels représente près de 60 % du mode d'évacuation des eaux usées domestiques.

- Les conducteurs de camions vidangeurs vendent souvent le contenu de leurs camions à des maraîchers ou à d'autres usagers particuliers. Ces eaux usées sont livrées aux clients bruts, sans n'avoir subi aucun traitement préalable.
- La qualité des eaux usées réutilisées en agriculture urbaine à Nouakchott, les maraîchers utilisent aussi bien les eaux usées traitées que des eaux usées bruts suivant la disponibilité.
- L'eau d'irrigation utilisée sur le site de Sebkha subit majoritairement un traitement au niveau de la station d'épuration.
- Cette eau reste, malgré le traitement subi, largement au-dessus des normes de l'OMS en la matière. A la sortie de la station, ces eaux sont encore très polluées et dépassent 42 fois la norme qui est de 1000 coliformes par 100 ml.
- Les pourcentages d'efficacité d'abattement microbien de rendu de suppression correspondant aux bactéries hétérotrophes aérobies étaient 91,2%. L'étude a enregistré des taux de retrait moyen, a montré une moyenne de 0,68 unité logarithmique (61,2%) de la population de *E. coli*.
- Le suivi bactériologique de 15 mois entrepris à la station d'épuration, a enregistré des taux de retrait moyen, a montré qu'une moyenne de 0,39 unité logarithmique (U. Log) de retrait (33,3%) pour les espèces d'*Aeromonas*.
- Les pourcentages d'efficacité de suppression correspondant aux entérocoques étaient de 41,8 %.
- L'évolution des *Aeromonas* mobiles se caractérise par une légère plus grande abondance pendant la période chaude. Une corrélation significative a été constatée entre l'efficacité d'élimination en termes de charges chimiques organiques et les bactéries hétérotrophes totales; La qualité bactériologique des eaux usées purifiées, en termes de coliformes thermotolérants abondances ne satisfait pas aux exigences de la directive catégorie B de l'OMS. Par conséquent, l'irrigation des cultures actuellement pratiqué doit être évitée jusqu'à ce que ces exigences sont remplies.
- L'incidence de la résistance à l'imipénème, aux sulfamides, au cefoperazone et à la fosfomycine étaient respectivement de 7,9, 0,7, 4 et 2,6% alors qu'elle était apparemment intermédiaire pour les différentes espèces d'*Aeromonas*.
- La résistance enregistrée pour la population totale de *E. coli* a montré une sensibilité absolue à la colistine et à la pipéracilline. Le taux de résistance le plus élevé enregistré pour cette espèce correspond à la cefsulodine (91,8 %) avec 67 isolats résistants.
- Pour l'espèce *E. coli* les niveaux de résistance enregistrés à l'ampicilline et au chloramphénicol ont été respectivement de 42 et 2,7 %.

- Les taux de sensibilité à la tobramycine sont très importants. Les taux de résistance enregistrés pour les espèces *A. caviae*, *A. hydrophila* et *A. sobria* sont de 3,1 %, 2,3 % et 8.6 % respectivement. Ces résultats concordent avec ceux de Chang et Bolton (1987) qui ont trouvé que jusqu'à 10 % de souches ont été résistantes à la tobramycine et ont suggéré que les *Aeromonas* mobiles conservent habituellement leur sensibilité aux aminosides.
- 100 % des isolats *Aeromonas* mobiles des eaux usées se sont avérés résistants à au moins deux antibiotiques. La combinaison la plus fréquente était la vancomycine et l'ampicilline.
- Les pourcentages des *Aeromonas* possédant cette double résistance étaient de 100 % à la fois dans l'eau usée brute et l'effluent épuré, tandis que 36 souches (63,2 %) sur les souches isolées à l'entrée de la station d'épuration et 54 souches (57,4 %) à la sortie du système ont été trouvées possédant un profil maximum de triple résistance. Ce profil de résistance aux antibiotiques se composait de l'ampicilline, de la vancomycine et l'un des antibiotiques suivants : l'Oxacilline, l'érythromycine, la pipéracilline, le Cefoperazone ou la ticracilline.
- La quadruple résistance parmi les *Aeromonas* mobiles n'a été décelée que chez 21 isolats (36,8 %) à l'entrée de la station d'épuration et 20 souches (21,3%) à la sortie du système.
- La résistance simultanée vis-à-vis de six antibiotiques a été enregistrée chez seulement 2 souches isolées à partir de l'eau usée et 5 isolats issues de l'eau usée traitée.
- En ce qui concerne la résistance multiple à l'ampicilline, la vancomycine, la pipéracilline, Oxacilline, Ticracilline et l'érythromycine. Un seul isolat issu de l'eau usée brute a été trouvé développant des résistances multiples à sept antibiotiques.
- Les conclusions relatives à cette partie portent sur une multitude de nouveaux constats relatifs à l'activité hémolytique chez les *Aeromonas* mobiles.
- Les souches de l'espèce *Aeromonas caviae* semblent être celles qui disposent de la plus faible activité hémolytique suivi de l'espèce *Aeromonas hydrophila*.
- Les souches des espèces atypiques d'*Aeromonas* manifestent essentiellement (75 %) une activité α hémolytique ou partiellement hémolytique, ce qui les rapproche plus en termes de comportement hémolytique aux profils des souches de l'espèce *Aeromonas hydrophila*.
- Les différences observées entre les activités hémolytiques des différentes espèces d'*Aeromonas* pourraient avoir été influencées par les conditions environnementales de la multiplication, qui modifient les gènes codant pour la synthèse des hémolysines chez ces souches.

- L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 9 a montré une dominance globale de l'activité hémolytique alpha pour les différentes espèces. La seule espèce ayant été trouvée capable de produire une hémolysine beta dans ces conditions est l'espèce *A. sobria*.
- L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11 est nulle pour l'hémolysine beta puisqu'aucune des espèces n'a manifesté une activité hémolytique, y compris l'espèce *Aeromonas sobria*.
- L'activité hémolytique au sein des souches d'*Aeromonas* représente un facteur de pathogénicité et de virulence potentielle susceptible de compromettre la réutilisation des eaux usées municipales dans l'agriculture urbaine sous climat chaud.
- Une forte charge en œufs d'helminthes parasites dans les boues brutes de la station d'épuration de Nouakchott a été observée. Par conséquent, ces boues ne doivent en aucun cas être utilisées à l'état brut dans la zone d'épandage avoisinante de Sebkha et encore moins être réutilisées comme fertilisant des cultures maraîchères.
- Les normes admises par l'OMS, à savoir vingt œufs de nématode par gramme de boue sont largement dépassées. En outre, il est indispensable, dans le but de préserver la zone d'épandage de la pollution, d'intégrer une étape de chaulage à pH 11 comme phase systématique du processus qui permettra l'hygiénisation des boues préalablement à leur recyclage.
- Nos résultats ont conclu à l'inefficacité du chaulage à 10 % de carbonate de calcium. Ils recommandent le contrôle du pH des boues à un minimum de pH 11 de façon à assurer la destruction satisfaisante de la charge parasitaire et l'élimination de la flore bactérienne.
- L'étude a montré que la qualité bactériologique de l'eau au cours de la chaîne de distribution est non conforme en référence aux normes de potabilité fixée par l'OMS. La dégradation de la qualité au cours du transport semble être liée aux conditions de manutention et de transvasement.
- Les conditions de stockage au niveau des ménages se sont avérées particulièrement défaillantes en termes hygiéniques malgré l'impact de la désinfection des réserves.
- Une grande sensibilisation à l'hygiène assortie de l'application des mesures réglementaires stipulées dans le cadre du code d'hygiène sera un préalable pour l'amélioration de la préservation de la qualité de l'eau.
- Les phases de transport et de stockage sont donc à optimiser. Un transport dans un contenant à large entrée permettrait un nettoyage plus efficace. Une meilleure

protection du récipient de stockage limiterait l'accès des enfants et des animaux. Il pourrait être utile de stoker l'eau à une hauteur d'un mètre et de la puiser par le biais d'un robinet, afin d'éviter le contact de l'eau avec des objets ou utilisateurs extérieurs.

- La biomasse bactérienne qui se multiplie dans le réseau est le point de départ d'une chaîne trophique au sein de laquelle on observe la multiplication de protozoaires, consommateurs de bactéries, mais aussi véhicules potentiels de microorganismes pathogènes.
- Les résultats ont également montré que la désinfection des réserves d'eau au niveau des ménages par chloration donne des résultats très satisfaisants en termes d'abattement des germes pathogènes.
- Globalement, le déficit en qualité bactériologique constaté pour l'eau dans la chaîne étudiée pourrait être en relation avec la vétusté du réseau qui souffre de dommages à différents endroits. Les fuites d'un réseau entraînant souvent un vide qui favorise le risque de développement de bactéries au sein des conduites, y compris le phénomène de biofilm.
- La situation des bornes fontaines, en dépit de son amélioration consécutive au passage des réserves aériennes, demeure insatisfaisante et semble échapper aux contrôles systématiques des services d'hygiène.
- Les résultats obtenus indiquent que la biomasse microbienne pourrait être déjà présente sur les parois des canalisations, ce qui augmente son abondance au sein des bornes fontaines qui sont raccordées à ces réseaux. Si ces microorganismes rencontrent des conditions ambiantes satisfaisantes, le développement du biofilm peut avoir lieu. Étant donné la grande capacité d'adaptation de plusieurs bactéries hétérotrophes aérobies, les limites de ces conditions ne sont pas faciles à déterminer et par conséquent il faudra pousser les investigations dans ce but de mieux comprendre ce phénomène de prolifération bactérienne dans l'eau potable.
- La mauvaise qualité bactériologique de l'eau potable dans le secteur de la zone d'épandage est au moins en partie due à la proximité de la zone d'épandage des eaux usées ou l'eau usée épurée subit régulièrement des écoulements et tend à contaminer aussi bien les bornes fontaines que les réserves construites pour stocker l'eau dans les foyers.
- Cette étude recommande également de mener des tests spécifiques pour apprécier les capacités des parasites à survivre à différentes gammes de pH et en prenant en compte le temps d'exposition, dans le but d'optimiser l'étape d'hygiénisation des boues avant leur valorisation sur le périmètre maraîcher de Sebkha ou sur d'autres périmètre agricoles.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbott, S. L., Cheung, W. K. W. & Janda, J. M. (2003). The genus *Aeromonas*: biochemical characteristics, atypical reactions, and phenotypic identification schemes. *J Clin Microbiol* 41, 2348–2357.
- Adams, C. A., Austin, B.P., Meaden, and D. McIntosh, D. (1998). Molecular characterization of plasmid-mediated oxytetracycline resistance in *Aeromonas salmonicida*. *Appl. Env.Microbiol.* 64, 4194-4201.
- Alonso, J.M.; Rey,J.M.; Hermoso DE, J. and Hermoso de Mendoza, M. (1996). *Aeromonas hydrophila*: an unusual case of pneumonia in goats. *Medicine Veterinary*, 13: 439-441.
- Alouini Z. (1993) Flux de la charge parasitaire dans 5 stations d'épuration en Tunisie. *Rev. Sci. de l'Eau*, 6 : 453-463
- Ansary, A., Haneef, R.M., Torres, J.L., and Yadav, M. (1992). Plasmids and antibiotic resistance in *Aeromonas hydrophila* isolated in Malaysia from healthy and diseased fish. *Journal of Fish Diseases* 15 : 191-196.
- APHA, AWWA and WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Araujo, R.M., Arribas, R.M. and Pares, R. (1991) Distribution of *Aeromonas* species in waters with different levels pollution. *Jour. Appl. Bacteriol.* 71, 182-186.
- Archibald, L., L. Phillips and D. Monnet, (1997). Antimicrobial resistance in isolates from inpatients and outpatients in the united states: Increasing importance of the intensive care unit. *Clin. Infect. Dis.*, 24: 211-215.
- Arther R.G., Fitzgerald P.R. & Fox J.C. (1981). Parasite ova in anaerobically digested sludge. *J. Wat. Pollut.Cont. Fed.* 53 : 1333-1338.
- Asano, T., and Levine, A.D.(1995). *Wastewater Reuse: A Valuable Link in Water. Resources Management. Water Quality International*, No. 4, pp. 20-24.
- Ayers R.M. (1992). On the removal of nematodes eggs in waste stabilisation ponds and consequent potential health risks from effluent reuse. Ph D thesis. University of Leeds, UK
- Awan, M.B., Ahmed Maqbool, Abdul Bari, Karel Krovacek (2009), Antibiotic susceptibility profile of *Aeromonas spp.* isolates from food in Abu Dhabi, United Arab Emirates *new Microbiologica* 32, 17-23,
- Bachikh J. (1993). Caractérisation parasitologique des eaux usées et évaluation de leur incidence épidémiologique (helminthiase) sur une population humaine au niveau de la région de Fouarat-Kenitra. CEA, Faculté de Sciences, Marrakech. 59 p.
- Bagyalakshmi B, D. Sridhar, P. Ponmurugan, A.J. Smitha, K. Arti, T. Vidyashri, P. Vinothini, R. Sowmya. (2009) Characterization, haemolysis and multidrug resistance among *Aeromonas spp.* isolated from bhavani river, erode, south india. *Recent Research Sci. Tech.*, 1 : 14-19.
- Bahlaoui M.A., B. Baleux, M. Troussellier (1997). Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Water Research* 31 : 630–638
- Barcellos, L.J.G., Kreutz, L.C., Rodrigues, L.B., Fioreze, I., Quevedo, R.M., Cericato, L., Conrad, J., Soso, A.B., Fagundes, M., Lacerda, L.A. and Terra, S. (2003). Haematological and biochemical characteristics of male Jundia (*Rhamdia quelen* Quoy & Gaimard Pimelodidae): changes after acute stress. *Aqua. Res.* 34: 1465-1469

- Barth MM, Zhou C, Mercier J, Payne FA (1995). Ozone storage effects on anthocyanin content and fungal growth in blackberries. *J Food Sci* 60 (6):1286-1288.
- Belghyti D, El kharrim K, Bachickh J, Gabrion C (1994). Caractérisation parasitologique des eaux usées du lac Fouarate et évaluation du niveau épidémiologique dans une population rurale en contact avec ces eaux. *Actes de CILEF 4. Marrakech, Revue Hydrologie Appliquée* : 12 : 129-58.
- Bisgaard, M., Bianucci, F. and Sacchetti, R. (1995). Prevalence of *Aeromonas* spp. In surface waters Wal. *Environ. Res.* 67 : 1060-1064.
- Blumenthal, U., Mara, D. (2000). Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendation for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization* 78, 1104-1116
- Bond, P.L., Keller, J. and Blackall, L (1998). Characterisation of enhanced biological phosphorus removal activated sludge with dissimilar phosphorus removal performances. *Water Sci.Tech.* 37, 567–571.
- Bonde G. J. (1977). Bacterial indication of water pollution. In *Advances in Aquatic Microbiology* (Edited by Droop M. R. and Jannasch H. W.), Vol. 1. Academic Press.London.
- Bouhoum K, Amahmid O, Asmama S, Schwartzbrod J. (1994). Élimination des kystes de protozoaires pathogènes et des œufs d'helminthes parasites par différents systèmes de traitement des eaux usées : lagunage, boues activées, roselière et sur-irrigation drainage. *Actes de la CILEF 4. Marrakech*, 526 p.
- Bouhoum K, Amahmid O, Habbari KH, Schwartzbrod J. (1997). Devenir des œufs d'helminthes et des kystes de protozoaires dans un canal à ciel ouvert alimenté par les eaux usées de Marrakech. *Rev. Sci Eau*, 2 : 217-232.
- Bouhoum K. (1987). Devenir des œufs d'helminthes au cours d'un traitement expérimental d'épuration par bassin de stabilisation à Marrakech. Thèse de troisième cycle, faculté des sciences Marrakech, 179 p.
- Bouhoum K. (1996) Étude épidémiologique des helminthiases chez l'enfant de la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. Devenir des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes dans différents systèmes extensifs de traitement des eaux usées. Thèse de Doctorat. Faculté des Sciences Semlalia de Marrakech. 134 p.
- Boussaïd, A., Baleux, B., Hassani, L. & Lesne, J. (1991) *Aeromonas* species in stabilization ponds in the arid region of Marrakech and relation to fecal pollution and climatic factors. *Microb. Ecol.* 21, 11-20
- Bradley RM and Hadidys. (1981). Parasitic infection on the use of untreated sewage for irrigation of vegetable with particular reference to Aleppo (Syria). *Public Health Eng*, 9 : 154-7.
- Bullock, G.L.; Conroy, D.A. and Snieszko, S.F. (1971). Bacterial diseases of fishes. T.F.H publication, Inc. Neptune City, N.J. pp.1, 285.
- Buttiaux (R.) et Ferrand (R.). 1965. L'auto-épuration des moules de Méditerranée. Son utilité. Sa réalisation. Les résultats obtenus. -Comm. int. Explor. sei. Mer Médit., Symp. Pollut. mar. par Micraorgan. Prod. pétro. : 299-306.
- Cadillon M., Reaumaux Y. et Bize J. (1993). Le traitement et valorisation des eaux usées d'Oujda. Rapport préliminaire du programme de coopération Franco-marocaine, collectivités locales. 78 p.
- Chacón, M.R., Figueras, M.J., Castro-Escarpulli, G., Soler, L., and Guarro, J. (2003). Distribution of virulence genes in clinical and environmental isolates of *Aeromonas* spp. *Antonie van Leeuwenhoek* 84: 269-278.

- Chalabi M., Khallayoune K. et Elhamouri B. (1991). Œufs d'helminthes dans les eaux usées après traitement dans un chenal à haut rendement. 7ème journée de Société Marocaine de Parasitologie, Marrakech.
- Chalabi M. (1993). Performance d'élimination des œufs d'helminthes et étude de leur viabilité dans le chenal algal à haut rendement. Thèse de 3ème cycle, Faculté des Sciences, Marrakech, 120 p.
- Charrière, G., D.A.A. Mossel, P. Beaudeau et H. Leclerc (1994) Assessment of the marker value of various components of the coli-aerogenes group of Enterobacteriaceae and of a selection of *Enterococcus spp.* for the official monitoring of drinking water supplies. Journal of Applied bacteriology, 76: 336-344.
- Clausen, EM, BL Green and W Litsky (1977) Fecal streptococci: indicators of pollution. Dans: Hoadley, AW et BJ Dutka, édit., Bacterial Indicators/Health hazards associated with water. American Society for Testing and Materials, ASTM STP 635, pp.: 247-264.
- Davis, W.A., I.J. Kane and V.F. Garagusi (1978). Human *Aeromonas* infections a review of the literature and a case report of endocarditis. Medicin (Baltimore). 57: 267-277.
- Delmar Bizani; Adriano Brandelli, (2001). Antimicrobial susceptibility, haemolysis, and hemagglutination among *Aeromonas* spp. isolated from water of a bovine abattoir Brazilian Journal of Microbiology Braz. J. Microbiol., 32 : 131-138.
- Deronzier, G., S. Schetrite, Y. Racault, J.P. Canler, A. Heduit et P. Duchene (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, Document technique FNDAE n°25, 79 p
- Diagana, B (2003). Les ressources en eau en Mauritanie EGIRE - Environnement et Gestion Intégrée des Ressources en Eau - Nouakchott - Mauritanie la ressource en eau , hydrogéologie Pays concerné. 122 p.
- Dssouli, K. (1997). Réutilisation des eaux usées de la ville d'Oujda en agriculture : étude de l'aspect parasitologique (helminthes parasites). Thèse de 3ème cycle. Faculté des Sciences, Oujda.
- Dumontet, S., Krvacek, K., Svensson, S.B., Pasquale, V., Baloda, S.B., Figliuolo, G. (2000). Prevalence and diversity of *Aeromonas* and *Vibrio* spp. in coastal waters of southern Italy. Comp. Immunol. Microbiol. Infect. Dis. 23, 53-72).
- Edberg, S.C., E.W. Rice, M.J. Karlin and J. Allen, (2000). *Escherichia coli*: The best biological drinking water indicator for public health protection. J. Applied Microbiol., 88: 106S-116S
- Edmond ME, Ober JF, Weinbaum DL, et al. Vancomycin-resistant *Enterococcus faecium* bacteremia: risk factors for infection. Clin Infect Dis 1995;20:1126-33.
- Efuntoye, M.O. (1995): Diarrhoea disease in livestock associated with *Aeromonas hydrophila* biotype. J.Gen.Appl. Microbiol, 41: 517-521.
- El Halouani H. (1995) Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l'environnement (cas de la ville d'Oujda). Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, Oujda.
- El Hamouri B., Jellal J., Outabiht H., Khallayoune K., Benkerroum A., Hajli A. & Firadi R. (1995) The performance of high rate algal pond in the moroccanclimate. Wat. Sci. Techn. 31 : 67-74
- El Hamouri B., Khallayoune K., Bouzoubaa K., Rhallabi N. & Chalabi M. (1994). High-rate algal pond performances in faecal coliformes and helminth eggs removals. Wat. Res. Vol. 28 : 171-174
- Elhamouri B. (1992). La réutilisation des eaux usées pour résorber le déficit en eau. L'économiste, mai, 31 : 36-37.

- Elhamouri B. (1998). Epuration et réutilisation des eaux usées à des fins agricoles. Rapport du projet MOR 86/018, PNUD-FAO-OMS. Conseil Supérieur de l'Eau et du Climat. Réutilisation des eaux usées en agriculture. 1994; CSEC, 8ème session, 54 pages.
- El Maroufy M. (1992). Traitement des eaux usées dans les bassins de stabilisation de Ouarzazate et leur réutilisation en agriculture. Aspect parasitologique. Thèse de 3ème cycle, Faculté des sciences, Mèknes
- Elliot, D. and Shotts, E.Jr (1980). Etiology of an ulcerative disease in goldfish. *Carassius auratus* (L): Experimental induction of the disease. *J. Fish Dis.*, 3: 687-693.
- Faby J.A. et Brissaud F.L (1997). Utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, p. 76.
- Facklam, R. F., Martin, D. R., Lovgren, M. & 8 other authors (2002). Extension of the Lancefield classification for group A streptococci by addition of 22 new M protein gene sequence types from clinical isolates: emm103 to emm124. *Clin Infect Dis* 34, 28–38.
- FAO, 2011. Bilan commun de pays (CCA) rapport de la consultation sur le theme : agriculture et lutte contre la pauvret rapporteurs : joseph kamga ; ingénieur agro-economiste ; consultant international abderrahmane ould limane ; ingénieur agronome ; consultant national
- Fass, R.J. and J. Barnishan (1981). In Vitro susceptibility of *Aeromonas hydrophila* to 32 antibiotics. *Antimicrob. Agents Chemother.* 19: 357-358.
- Fatal B., VASL R., Katzenelson E., Shuval H., 1983. Survival of bacterial indicator organisms and enteric virus in the Mediterranean coastal waters of Tel- Aviv. *Wat. Res.*, 4, 397-402.
- Feachem RG, Bradley J, Garlick H, Mara DD (1983). Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. New York : John Wiley,; 423.
- Finegold, S.M. and Martin, W.J. (1982). Cited after Bailly and Scotts, *Diagnosis Microbiology*, 16th Ed. Th C.V. Mosby Co.St. Louis Toronto London.
- Firadi R. (1996) Épuration et réutilisation des eaux usées de la ville de Ouarzazate en agriculture : Devenir des œufs d'helminthes et étude de leur viabilité dans les eaux usées et les boues. Thèse de 3ème cycle, Faculté des sciences, Marrakech.
- Fitzgerald PR. Pathogens in wastewater: Transport and fate of parasites. In waterborne transmission by sewage. EPA 600/9-77-001.
- Foster DM, Engelbrecht RS. Microbial hazards of disposing of wastewater on soil. Conf. Recycling Treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland. EPA 660/2-74-003 : 217-41.
- Fox J.C. & Fitzgerald P.R. (1977). Parasitic content of municipal wastes from the Chicago. *Area. J. Parasito.* 4 :63-68
- Fox JC, Fitzgerald PR, Lue Hing C. Pathogens in wastewater, transport and fate of parasites. EPA 600/9-77-001.
- Gagneux S., Schneider C., Odermatt P., Cissé G., Ould Selmane M. L., Ould Cheikh D., Toure A., Tanner M. (1999). La diarrhée chez les agriculteurs urbains de Nouakchott en Mauritanie. *Médecine Tropicale* 53 : 253-258
- Gaspard P. and Schwartzbrod J. (1982). Determination of the parasite contamination of irrigated vegetables. *Environ. Quality and ecosystem. Stability Vol . V/A* : 289-296
- Gaspard P., Ambolety., Schwartzbrod J. Valorisation des boues de stations
- Gaujous, D. (1995) La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Paris, Edition Tec & Doc Lavoisier, 220 p.

- Gebrati L. et Nejmedine A. (2002). Traitement photocatalytique et biodégradabilité des effluents textiles de la ville de Marrakech. Actes du Colloque International sur l'eau dans le bassin Méditerranéen: Ressources et Développement Durable. Monastir (Tunisie), 180-85.
- Geldreich & Bordner S. (1971). Fecal contamination of fruits and vegetables during cultivation and processing for market. J. Milk, Food Technol.; 34: 184-195.
- Ghenghesh KS, Elghodban A, Dkakni R, Abeid S, Altomi A Tarhuni A, Marialigeti K (2001). Prevalence species differentiation, haemolytic activity and antibiotic susceptibility of *Aeromonas* in untreated well water. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 96: 169-173.
- Gloyne E.F. (1971) Waste stabilisation pond. Report. WHO. Geneve, 185 p.
- Glander, G. and Siegmund, O. (1989): Occurrence of *Aeromonas hydrophila* in wild birds. Avian pathol. 18, 685-695.
- Gomella C., Guerre H. (1978) Les eaux usées dans les agglomérations urbaines et rurales. Edition Eyrolles, Paris (France) 47 p
- Gofii-Urriza M, Capdepuy Arpin C, Raymond N, Caumette P, and Quentin C (2000). Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine enterobacteriaceae and *Aeromonas* spp. Appl. Env. Microbiol. 66:125-132.
- Gonzalez-Serrano, C. J.; Santos, J. A.; Garcia-Lopez, M. L.; Otero, A. Virulence markers in *Aeromonas hydrophila* and *Aeromonas veronii* biovar sobria isolates from freshwater fish and from a diarrhoea case. Journal of Applied Microbiology, v.93, p.414-419, 2002
- Grabow WOK, Nupen EM. The load of infectious microorganisms in the waste water of southafrica hospitals. Wat Res 1972 ; 6 : 1557-63.
- Guessab M., Bize J., Schwartzbrod J., Mani A., Morlot M., Nivault N. & Schwartzbrod L. (1993). Wastewater treatment by infiltration percolation on sand: result in Ben Sergho, Morocco. Wat. Sci. Tech. 27 : 91-95
- Hamdani A., 2004 , 'Caractérisation et Traitement par Coagulation Décantation d'un Effluent de Laiterie', INRA, EDP Sciences, 2004
- Hancock, L.E. and M.S. Gilmore. 2000. Pathogenicity of Enterococci. In: Gram-Positive Pathogens; V. Fischetti, R. Novick, J. Ferretti, D. Portnoy, and J. Rood (eds). American Society for Microbiology, Washington D.C. p. 251-258.
- haslay | leclerc Haslay Leclerc Title: Microbiologie des eaux d'alimentation Release date: January 1994 Editor: technique et documentation Pages: 497 Subject: BIOLOGIE-MEDECINE ISBN: 9782852069183 (2852069180)
- Hassani, L., Rafouk, L. and Ait Alla, A (1999). Antibiotic resistance among coliform bacteria isolated from wastewater before and after treatment by an experimental sand filter. World Journal of Microbiology and Biotechnology 15, 317-319
- Havelaar, A.H., During, M. and Versteegh, J.F.M (1987). Ampicillin Dextrin Agar medium for the enumeration of *Aeromonas* species in water by membrane filtration. Journal of Applied Bacteriology 62, 279-287
- Hays, D. B. (1977). Potential for parasitic diseases transmission with land application of sewage plant effluents and sludges. Water Res, 11 : 583-95.
- Hazen, T. C., C. B. Fliermans, R. P. Hirsch, and G. W. Esch. 1978. Prevalence and distribution of *Aeromonas hydrophila* in the United States. Appl. Environ. Microbiol. 36:731-738.
- Hazen, T.C.; Racker, M.L.; Esch, G.W. and Fliermans, C.B. (1978). Ultra-structure of red- sore lesion on largemouth (Micropterus salmoides) association of the ciliate *Epistylis* spp. and the bacterium *Aeromonas hydrophila*. Jour. Protozoology, 25: 551-555.

- Himmi N., M. Hasnaoui, M. Fekhaoui, A. Foutlane, H. Bouchich, M. El Maroufy et T. Bennazou 2005
Titre : Variabilités des descripteurs physiques, chimiques et biologiques d'un réservoir de
stokage (lagunage mixte, en Slimane - Maroc) Revue : Revue des sciences de l'eau /
Journal of Water Science, Volume 18, numéro hors série, 2005, p. 91-107
- Hinton, M. and Linton, A.H. (1983). Antibacterial drug resistance among *Escherichia coli* isolated from
calves fed on a milk substitute diet. Vet. Record. 112: 567-568.
- Hiransuthikul, N.; Tantisiriwat, W.; Lertutsahakul, K.; Vibhagool, A.; Boonma, P. Skin and soft-tissue
infections among tsunami survivors in southern Thailand. Clinical Infectious Diseases,
v.41, n.10, p.93-96, 2005.
- Hus, T.C., W.P. Waltman and E.B.Shotts (1981). Correlation of extracellular enzymatic activity and
biochemical characteristic with regard to virulence of *Aeromonas hydrophila*. Develop.
Biol. Standard. 49 : 101-111.
- Imziln, B., Krvacek, K., Baloda, S.B., Kuhn, I., Gonzalez-Rey, C., Svenson, S.B.: (1998).
Characterization of potential virulence markers in *Aeromonas caviae* isolated from
polluted and unpolluted aquatic environments in Morocco. FEMS Microbiol.Ecol. 27 : 53-
161.
- Imziln, B., Lafdal, M.Y., Barakate, M., Hassani, L., Ouhdouch, Y., Boussaid, A. and Jana, M., (1997).
Pril Ampicillin Dextrin Ethanol Agar (PADE), a suitable medium for the isolation and
quantification of *Aeromonas species* from polluted environmental waters. Jour. Appl.
Microbiol. 82 : 557-566.
- Iversen, A., Kuhn, I., Franklin, A., Möllby, R. (2002). High prevalence of vancomycin resistant
enterococci in Swedish sewage. Appl. Env. Microbiol. 68 : 2838-2842
- Janda, J. M. and Motyl, M. R. (1985). Cephalothin susceptibility as a potential marker for the
Aeromonas sobria group. Journal of Clinical Microbiology 22 : 854-855.
- Jones, B. L. & Wilcox, M. H. (1995). *Aeromonas infections* and their treatment. Journal of Antimicrobial
Chemotherapy 35, 453–61.
- Kaneko T, Colwell RR. 1975. Adsorption of *Vibrio parahaemolyticus* onto chitin and copepods. Appl
Microbiol. 1975 Feb;29(2):269–274.
- Kannan S, Chattopadhyay UK, Pal D, Shimada T, Takeda SK, Bhattacharya, Ananthanarayanan, P.H
(2001). Isolation and identification of *Aeromonas* from patients with acute diarrhoea in
Kolkata. Indian J. Med. Microbiol. 19, 253-258
- Kaper, J. B., Lockman, H., Colwell, R. R. and Joseph, S. W. (1981), *Aeromonas hydrophila*: Ecology
and Toxigenicity of Isolates from an Estuary. Journal of Applied Bacteriology, 50: 359–377
- Kerstens, I., Huys, G., Vvan Duffel H., Vancanneyt, M., kersters K., Verstraete W. (1996). The Jour.
Appl. Bacteriol, 80 : 266-276.
- Khallaayoune, K. et Fethi, F. (1995). Viabilité des œufs d'*Ascaris* dans les boues résiduelles. Actes.
Inst. Agro. Vét. 15 : 15-19.
- Kirov, S.M. Hui, D.S. and Hayward (1993): Milk as a potential source of *Aeromonas* gastrointestinal
infection. J. Food Protection 56: 306-312.
- Koehler, J.M. and Ashdown, L.R. (1993) In vitro susceptibilities of tropical strains of *Aeromonas*
species from Queensland, Australia, to 22 antimicrobial agents. Antimicrobial Agents and
Chemotherapy. 37, 905-907
- Koneman,E.W.Allen,S.D.; Dowell, V.R. and Sommers,H.M. (1983): Color Atlas and textbook of
diagnostic Microbiology. 2nd Ed.,1.B. Lippincott Company, NewYork, London.

- Korn, L. R., Murphy, E. A. and Zhang, Z. (1994), Combining wilcoxon tests with censored data: An application to well water contamination. *Environmetrics*, 5: 463–472
- Krovacek, K.; Pasquate, V.; Baloda, S. Sporano,V.; Conte, M. Dumontet, S. (1994): Comparison of putative virulence factors in *Aeromonas hydrophila* strains isolated from the marine environment and human diarrhea cases in southern Italy, *Appl. Environ. Microbiol.*, 60 (4): 1379-1382
- Kuhn, I., Albert, M. J., Ansaruzzaman, M., Bhuiyan, N. A., Alabi, S. A., Islam, M. S., Neogi, P. K., Huys, G., Janssen, P., Kersters, K. & Mollby, R. 1997 Characterization of *Aeromonas spp.* isolated from humans with diarrhea, from healthy controls, and from surface water in Bangladesh. *J. Clin. Microbiol.* 35, 369–373.
- Kutkat, M.A.; Nagwa, S. Ata and Nagwa, S. Rabie (2001). Studies on pathogenicity of *Aeromonas hydrophila* in rabbit. *J. Egypt. Vet. Med. Assoc.* 61, 6, 2001.
- Lauria, C. (1996). Isolation of *Aeromonas* species from stools. *Letters. Appl. Microbiol.*, 19 : 237-239.
- Lazarova V., Levine, B. and Renaud, P. (1998). Wastewater reclamation in Africa : assessment of the reuse applications and available technologies. *Proc. IXème Congrès de l'Union Africaine des Distributeurs d'Eau*, Casablanca, 16–20 February, 16p.
- Leclercq H., Festy B. and Lazar B. (1982). Connaissance de la pathologie hydrique. *Rev. Epidemiol. Santé publique* 30 : 363-385.
- Liebmann H. (1964). Parasites in sewage and the possibility of their extinction. *Adv. In Wat. Pollut. Res. Proceedings of the 2nd International Conference*, Tokyo. New York ; Oxford : Pergamon Press : 269-276.
- MacCracken, A.W. and Barkley, R. (1972). Isolation of *Aeromonas* species from clinical sources. *J. Clin. Pathol.*, 25: 970-982.
- Mach PA, Grimes DJ (1982) R-plasmid transfer in a wastewater treatment plant. *Appl environ Microbiol* 44: 1395-1403
- Madani TA, Al-Abdullah NA, Al-Sanousi AA, Ghabrah TM, Afandi SZ, Bajunid HA. Methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* in two tertiary-care centers in Jeddah, Saudi Arabia. *Infect Control Hosp Epidemiol.* 2001;22:211
- Madera, C.A., Peña, M.R., Mara, D.D. (2002). Microbiological quality of a waste stabilization pond effluent used for restricted irrigation in Valle del Cauca, Colombia. *Water Science and Technology*, 45(1), 139-143.
- Maiga A. H., Konate Y., Wethe J., Denyigba K., Zoungana D. et Togola L. (2008). Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien : cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER Jour. *Water Sci.*, 21 : 399-411.
- Maalej, A. Mahjoubi, A. Kammoun et A. Bakhrouf-Fadhila (2002). Les *Aeromonas* mobiles : quelle évolution spatiale et temporelle dans un effluent urbain et en milieu marin côtier ? *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 15, n° 1, p. 273-287.
- Mandi L., Ouazzani N., Bouhoum K. and Boussaid A. (1993). Wastewater treatment by stabilization pond with and within macrophytes under arid climate. *Water Sci. Tech.* 28 : 177-181.
- Mara D.D and Cairncross S. (1978). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Measures for public health protection. Joint guidelines Report. UNEP- WHO 33-65.
- Mara D.D and Silva S.A. (1986). Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilisation ponds. *J. Trop. Med. Hyg.* 89 : 71-74.

- Mara, D.D. and Pearson, H.W. (1998). Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean countries and artificial freshwater environments. *Biotechnology*, 8 : 177-206.
- Mascher, E.F., Reinther, F.F, Steinzner, D and Lamberger, B. (1988). *Aeromonas* species in a municipal water supply of a center European City : Biotyping of strains and detection toxin. *Zbi. Bakt. Hyg.* 186 : 333-337.
- Mazieres, J. (1963). Importance et causes de l'auto-épuration microbienne des eaux et des huîtres d'estuaire. *Science et Pêche*, 119, 1-9
- Metcalf and Eddy, (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse* (Metcalf & Eddy)
- Mezrioui, N. and Oufdou, Kh. (1996), Abundance and antibiotic resistance of non-O1 *Vibrio cholerae* strains in domestic wastewater before and after treatment in stabilization ponds in an arid region (Marrakesh, Morocco). *FEMS Microbiology Ecology*, 21: 277–284
- Molero, X., Bartolome, R.M., Vinuesa, T. Guarner, L. Accarino, A., Cassellas, F. Garcia, R. (1989). Acute gastroenteritis due to *Vibrio parahaemolyticus* in Spain. *Med. Clin.* 14 : 84-91.
- Monfort, P. et Baleux, B. (1991). Distribution and survival of motile *Aeromonas* spp. in brackish water receiving sewage treatment effluent. *Appl. Environ. Microbiol.* 57, 2459-2467.
- Monfort, P. and Baleux, B. (1990). Dynamics of *Aeromonas hydrophila*, *Aeromonas sobria*, and *Aeromonas caviae* in a sewage treatment pond. *Appl. Env. Microbiol.* 56 : 1999-2006.
- Mrabet, T.K, Agoumi, A. (1991). Œufs d'helminthes parasites dans les eaux usées de Nador. 7èmes journées de la Société marocaine de parasitologie, Marrakech, 24 : 15-26.
- Nacescu, N.; Israil, A.; Cedru, C. and Caplan, D. (1992) Hemolytic properties of some *Aeromonas* strains. *Roum Arch Microbiol Immunol* 51:147–156.
- Nakano, H., Kameyama, T., Venkateswaran, K., Kawakami, H and Hashimoto, H. (1990) Distribution and characterisation of hemolytic, and enteropathogenic motile *Aeromonas* in aquatic environment. *Microbial Immunology* 34, 447–458.
- Naour N. (1996). Impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture sur la contamination des cultures par les œufs d'helminthes. Thèse de 3ème cycle, Faculté des sciences, Marrakech.
- Neves, M.S., Nunes, M.P. and Mithomem, A.M. (1994). *Aeromonas* species exhibit aggregative adherence to Mep. 2 cells, *J. Clin. Microb.* 32: 1130-1131.
- Nigim H.H., W.A. Hashlamoun, J.Y. Al-dadahet J.L.Vasel(2002). Potential implication of subsurface drip irrigation with primary treated wastewater. IWA regional symposium on water recycling in Mediterranean region. Iraklio, Grèce, 26-29 septembre 2002. Préimprimé, 2, 171-174
- Norman E.K., Herber R.P., Elmerw. A. (1981). Microbiological health effect, associated with the use of municipal wastewater for irrigation. Ed. Frank. Cincinnati. Ohio: 271-330.
- Okewole, P.A, Odeyemi, P.S., Irokanulo, E.A, Oyetunde, L.L. and Chine, J.C. (1989). Cholangiohepatitis and biliary fibrosis in an adult rabbit with *Aeromonas hydrophila* infection. *Bull. Anim. Hlth. Rod. Africa* 37: 395-396.
- OMS Organisation Mondiale de la Santé (2000), Directives de qualité pour l'eau de boisson; volume 2 critères d'hygiène et documentation à l'appui. Organisation mondiale de la Santé, 2e édition, 1050 p.
- OMS Organisation mondiale de la santé (1989). L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture: recommandations à visées sanitaires. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS. Organisation mondiale de la santé, Rapport technique n°778, Genève.

- OMS Organisation mondiale de la santé (1996). Analyse des eaux résiduaires en vue de leur recyclage en Agriculture. Manuel des techniques de laboratoire en parasitologie et bactériologie. Genève : OMS,; 32 p.
- Ouazzani N., Bouhoum K., Mandi L., Bouarab L., Habbari K., Rafiq F., Picot B., Bontoux B. & P. Orozova, V. Chikova, V. Kolarova, R. Nenova, M. Konovska, H. Najdenski. (2008). antibiotic resistance of potentially pathogenic *Aeromonas* strains Trakia Journal of Sciences, 6 : 71-77.
- Palumbo, A.S.; Marino,C.W.; Williams, A.C.; Buchanan, R.L.and Thraoer,D.W. (1985). Starch ampicillin agar for the quantitative detection of *Aeromonas hydrophila*. Appl. Environ. Microbiol, 50: 1027-1030.
- Pandey Anju, Milind Naik, and Santosh Kumar Dubey (2010). Hemolysin, protease and EPS Producing Pathogenic *Aeromonas hydrophila* Strain An4 Shows Antibacterial Activity against Marine Bacterial Fish Pathogens. Jour Marine Biol., 2010 : 563-572.
- Paniagua, C.; Areguello-Villares, J.L.; Arias, M.A. and herreros, H. (1998): *Aeromonas hydrophila* associated with a server outbreak of infection in farmed rabbits. Zentralblatt fur hygiene und Umweltmed. 201 : 423-436.
- Panicker, P, Krishnamoorthi, K.P. (1981). Parasites eggs and cysts reduction in oxydation ditcher and aereted lagoons. J Water Pollut. Control Fed, 53 : 1413-1419.
- Papadopoulos A., Savvides C., Loizidis M., Haralambous K. J and Loizidou M (1997). An assessment of the quality and treatment of wastewater detergent. Water Sci. Tech., 36 : 377–381.
- PNUD, 2012. Rapport National sur le Développement Durable 2012 en République Islamique de Mauritanie. MDEDD. 78 p.
- Popoff A. M. (1984). Genus II *Aeromonas*. In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, Vol. I, ed. N.R. Krieg e J.G. Holt,
- Prost A. & Boutin P. (1989). Le risque infectieux lors de l'utilisation des eaux usées en agriculture. TSM. L'eau 1 : 25-33.
- Rahman, M., Colque-Navarro, P., Kuhn, I., Huys, G., Swings, J. and Mollby, R. (2002) Identification and characterization of pathogenic *Aeromonas veronii* biovar sobria associated with epizootic ulcerative syndrome in fish in Bangladesh. Appl Environ Microbiol 68, 650–655.
- Rippey, S.R. and Cabelli, V.J. (1979) Membrane filter procedure for enumeration of *Aeromonas hydrophila* in fresh waters. Applied and Environmental Microbiology 38 : 108-113.
- Rippey,S.R. and Cabelli,V. J. (1979): Membrane filter procedure for enumeration of *Aeromonas hydrophila* in fresh water. Appl. Env. Microbiol. 53 : 108-113.
- Rogol, M., Sechter, I., Grinberg, L., and Gerichter, C.B. (1979). Pril xylose ampicillin, a new selective medium for the isolation of *Aeromonas hydrophila*. Jour. Medical Microbiol. 12 : 229-231
- Santos, Jesús A. César J. González, Andrés Otero, and María-Luisa García-López (1999). Haemolytic Activity and Siderophore Production in Different *Aeromonas* Species Isolated from Fish; Appl. Environ. Microbiol. 65 no. 12 : 5612-5614
- Schwartzbrod J. (1995). Wastewater treatment by stabilization pond : Marrakech experiment. Water Sci. Tech. 32 : 75-80
- Schwartzbrod J, Thevenot MT, Collamb S, Borradel JM. (1986). Parasitological study of wastewaters sludge. Environ Tech. Letters 7 : 155-162.
- Schwartzbrod J., Bouhoum K. and Baleux B. (1987). Effect of lagoon treatement on helminth eggs. Water. Sci. Tech. 19 : 369-371

- Schwartzbrod J., Mathieu C., Thevenot M.T., Baradel J.M., Schwartzbrod L. Wastewater sludge (1987). Parasitological and virological contamination. Water Sci. Tech.; 19 (8) : 33-40. and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley Pub. Chivhester/NY 1983.
- Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N., Billen, G., 1999. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystemsthrough waste water effluents. Water Research 33 (16), 3521-3531.
- Shephard MRN. The role of sewage treatment in the control of human helminthiasis. Helminth Abst 1971 ; Serie A : 401-16.
- Shereif M., EL Eassa M., El Samra M.I. and Mancy K.H. (1995). A demonstration of wastewater treatment for reuse applications in fish production and irrigation in Suez. Egypt. Water Sci. Tech. 32 : 137-144
- Shotts, E.B. and Bullock.,G.L. (1975): Bacterial disease of Fishes: Diagnostic procedures for Gram-negative pathogens. J. Fish Res. Board Can. 32, 1243-1247.
- Shotts, E.B. and Rimler, R. (1973). Medium for isolation of *Aeromonas hydrophila*. Appl. Microbiol. 26 : 550-553.
- Shuval H.I., Adin A., Fattal B., Rawitz E & Yekutieli P. (1986). Wastewater irrigation in developing countries. World Bank Publ.Tech. paper series, 51 : 21-28.
- Shuval H.I., Yekutieli P., Fattal B. (1984). Epidemiological evidence for helminth and cholera transmission by vegetables irrigated with wastewater: Jerusalem a case study. Water. Sci. Tech.; 17 : 443-442.
- Shuval HI. (1991). Effects of wastewater irrigation of pastures on the health of farm animals and humans. Rev. Sci. Tech Int Epiz, 10 : 847-66.
- Simmons, G., V. Hope, G. Lewis, J. Whitmore et W. Gao (2001) Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. Water Research, 35: 1518-1524.
- Sohair, Z.H. and Eman,k.E.A. (2002): Occurrence of *Yersinia enterocolitica* and *Aeromonas hydrophila* in pasteurized milk in Sohag City. Vet Med J Giza. 47:19-27.
- Soliman, K.M. (1988). The pathogenesis of *Aeromonas hydrophila* isolates in fish with special Emphasis on their control. Thesis Ph.D Fac. Vet. Med. Alex. Univ.
- Stecchini, M.L. and Domenis, C. (1994). Incidence of *Aeromonas* species in influent and effluent of urban wastewater purification plants. Letters in Appl. Microbiol. 19 : 237-239.
- Stein J.L and Schwartzbrod J. (1987). Devenir des œufs d'helminthes au cours d'un cycle d'épuration des eaux usées urbaines. Rev. Int. Sci. Eau 3 : 77-82
- Stein J.L. and Schwartzbrod J. (1990). Experimental contamination of vegetables with helminth eggs. Water Sci. Tech. 22 : 51-57
- Stien J.L, Schwartzbrod J. (1990). Contamination parasitaire des sédiments marins. Etude sur le site de Barcelone. Rev. Sci Eau, 3 : 107-116.
- Stott R., Jenkins T., Shabana M. & May E. (1997). A survey of the microbial quality of wastewater in Ismailia, Egypt and the implications for wastewater reuse. Water Sci. Tech. 35 : 211-217
- Sudo R, Aiba S. (1964). Parasites in sewage and the possibilities of their extinction. Adv In Wat Pollut Res: 282-4.
- Suhel et al. (2011). Haemolytic activity and resistance to antimicrobials by *Aeromonas* species isolated from intensive rearing of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in veterinary, Jaboticabal, 27 : 36-44.

- Toranzo A., A.M., Baya, B.S., Roberson, J.L. Barja (1986). Evaluation of different assay systems for identification of environmental *Aeromonas hydrophila* strains. Appl. Environ. Microbiol. 51: 652-656.
- Urbaskova, P., Schindler, J., Adolva, E. & Nemec, A. 1993 Antibiotic susceptibility of mesophilic Aeromonads isolated in Czechoslovakia. Medical Microbiology Letters 2, 152–158
- USEPA (2000) National primary drinking water regulations: ground water rule; proposed rules. Federal Register (National Archives and Records Administration), May 10, 2000, pp.: 30 194-30 274.
- USEPA (2001) National primary drinking water standards. United States Environmental Protection Agency, document # EPA 816-F-01-007.
- Vandan N, Ravindranath S, Bandekar JR (2011). Prevalence, Characterization, and Antimicrobial Resistance of *Aeromonas* Strains from Various Retail Food Products in Mumbai, India. Ind. Jour. Food Sci. 76:486–492
- Vila, J., Ruiz J., Gallardo, F., Varzas, M., Soler, L., Figueras, M. and Gascon, J. (2003) *Aeromonas* species and travellers diarrhoea: clinical features and antimicrobial resistance. Emerg. Infect. Dis, 9 : 552-555
- Von.G.A. and Zinterhofer, L. (1970). The detection of *Aeromonas hydrophila* in stool specimens. Hlth. Lab.Sci 7: 124-127.
- Mannapperuma, W.M. C.L. Abayasekara, G.B.B. Herath, D.R.I.B. Werellagama and H. Heinonen-Tanski, 2011. Comparison of Bacteriological Methods for Detecting and Enumerating Total Coliforms and *Escherichia coli* in Water. Research Journal of Microbiology, 6: 851-861.
- Wang, G., Tyler, K. D., Munro, C. K. & Johnson, W. M. (1996). Characterization of cytotoxic, hemolytic *Aeromonas caviae* clinical isolates and their identification by determining presence of a unique hemolysin gene. J Clin Microbiol 34, 3203–3205
- Watkins, W.D., Rippey, S.R., Clavet, C.R., Kelley-Reitz, D.J., Burkhardt, W., 1988. Novel compound for identifying *Escherichia coli*. Appl. Environ. Microbiol. 54, 1874– 1875
- Wen Chien K.O, Kwok Woon Yu, Cheng Yi Liu, Ching Tai Huang, Hseih Shong Leu, and Yin Ching Chuang1 (1996). Increasing Antibiotic Resistance in Clinical Isolates of *Aeromonas* Strains in Taiwan. Antimicrobial Agents And Chemotherapy, 16 : 1260–1262.
- Zmirou, D, JP Ferley, JF Collin, M Charrel et J Berlin (1987) A follow-up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. American Journal of Public Health, 77: 582-584.

RÉSUMÉ

SUMMARY

ملخص

ANNEXES

Annexe 1

Liste des figures dans le document

Figure	Titre
Figure 1	Situation de la Mauritanie dans l'ouest africain
Figure 2	Données pluviométriques de la Mauritanie
Figure 3	Vue aérienne de la station d'épuration de Nouakchott, sise au voisinage du périmètre agricole intra urbain de Sebkha
Figure 4	Vue du décanteur principal de la station d'épuration de Nouakchott
Figure 5	Positions des points d'échantillonnage au niveau de la station d'épuration
Figure 6	Evolution spatiotemporelle des bactéries hétérotrophes aérobies au cours du traitement des eaux usées brutes
Figure 7	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux bactéries hétérotrophes aérobies au cours du traitement par la station
Figure 8	Evolution spatiotemporelle des coliformes thermotolérants au cours du traitement par la station
Figure 9	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux coliformes thermotolérants au cours du traitement par la station
Figure 10	Evolution spatiotemporelle des entérocoques au cours du traitement des eaux usées brutes
Figure 11	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux entérocoques au cours du traitement par la station
Figure 12	Evolution spatiotemporelle des souches <i>Aeromonas</i> mobiles au cours du traitement des eaux usées brutes
Figure 13	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux <i>Aeromonas</i> mobiles au cours du traitement par la station
Figure 14	Evolution spatiotemporelle des souches de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> au cours du traitement des eaux usées brutes
Figure 15	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux <i>Pseudomonas aeruginosa</i> au cours du traitement par la station
Figure 16	Evolution spatiotemporelle du pH au cours du traitement des eaux usées brutes
Figure 17	Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)
Figure 18	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative à la DBO ₅ au cours du traitement par la station
Figure 19	Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)
Figure 20	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative à la DCO au cours du traitement par la station
Figure 21	Evolution des matières en suspension au cours du traitement
Figure 22	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative aux matières en suspension au cours du traitement par la station
Figure 22	Evolution de la teneur du Carbone Organique Total au cours du traitement
Figure 23	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative au carbone organique total au cours du traitement par la station
Figure 24	Evolution de la teneur de l'azote total Kjeldahl au cours du traitement
Figure 25	Evolution des abattements partiel et total et tendance relative à l'azote total Kjeldahl au cours du traitement par la station

Figure 26	Distribution des espèces d' <i>Aeromonas</i> mobiles enregistrée pendant la période chaude (aout 2004)
Figure 27	Distribution des espèces d' <i>Aeromonas</i> mobiles enregistrée pendant la période froide (février 2005)
Figure 28	Distribution des espèces d' <i>Aeromonas</i> mobiles enregistrée pendant la période froide
Figure 29	Vue d'une partie de l'aire de séchage des boues de la station d'épuration
Figure 30	Abondance des bactéries hétérotrophes aérobies au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station
Figure 31	Abondance des coliformes thermotolérants au niveau des boues de la station, prélevées à points au niveau de la station
Figure 32	Abondance des entérocoques au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station
Figure 33	Abondance des <i>Aeromonas</i> mobiles au niveau des boues de la station, prélevées à trois points au niveau de la station
Figure 34	Abondance des <i>Pseudomonas aeruginosa</i> au niveau des boues de la station, prélevées dans trois points au niveau de la station
Figure 35	Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues de la station, prélevées à partir du bassin de clarificateur de la station
Figure 36	Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues de la station, prélevées à la sortie de la station
Figure 37	Position du site de Sebkha identifié pour l'étude de l'évaluation de l'impact sur la qualité bactériologique de l'eau potable
Figure 38	Abondance des groupes bactériens considérés au niveau au niveau des boues chaulées à pH 9
Figure 39	Abondance des groupes bactériens considérés au niveau au niveau des boues chaulées à pH 11
Figure 40	Abondance des dix parasites considérés au niveau des boues chaulées à pH 9
Figure 41	Abondance des dix parasites considérés au niveau au niveau des boues chaulées à pH11
Figure 42	Position du site de Sebkha identifié pour l'étude de l'évaluation de l'impact sur la qualité bactériologique de l'eau potable
Figure 43	Vue d'une borne fontaine d'eau potable desservant les foyers à travers les citernes et les charretiers
Figure 44	Abondances des bactéries hétérotrophes aérobies au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.
Figure 45	Abondances des coliformes thermotolérants au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.
Figure 46	Abondances des entérocoques au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.
Figure 47	Abondances des <i>Aeromonas</i> mobiles au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.
Figure 48	Abondances des <i>Pseudomonas aeruginosa</i> au niveau de la chaîne de distribution de l'eau potable au quartier de Sebkha.
Figure 49	Démonstration de la résistance sensibilité des <i>Aeromonas</i> mobiles par la mise en évidence d'une zone d'inhibition autour des disques pré dosés (Méthode de Kirby Bauer)
Figure 50	Démonstration de la résistance sensibilité des <i>Aeromonas</i> mobiles par la croissance ou non sur une gélose Mueller Hinton additionnée à un antibiotique (Méthode de l'incorporation)
Figure 51	Démonstration de l'activité hémolytique β pour les <i>Aeromonas</i> mobiles par la mise en évidence d'un halo clair autour des stries
Figure 52	Démonstration de l'activité hémolytique α pour les <i>Aeromonas</i> mobiles par la mise en évidence d'un halo limité autour des stries

Figure 53	Incidence de l'activité hémolytique pour les <i>Aeromonas</i> mobiles
Figure 54	Incidence de l'activité hémolytique des <i>Aeromonas</i> mobiles en fonction de l'origine d'isolement des souches
Figure 55	Incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'<i>Aeromonas</i> mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 9
Figure 56	Incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'<i>Aeromonas</i> mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11

Annexe 2

Liste des tableaux dans le document

Figure	Titre
Tableau I	Composition spécifique et origines des souches d' <i>Aeromonas</i> et <i>E. coli</i> testées pour la résistance aux antibiotiques
Tableau II	Antibiotiques utilisés lors de l'étude ainsi que leurs concentrations respectives et leur classification conventionnelle
Tableau III	Pourcentages des mono résistances et indices de résistance aux antibiotiques au sein de la population <i>Aeromonas</i> spp. and <i>E. coli</i> étudiée
Tableau IV	Pourcentages de la polyrésistance au sein des <i>Aeromonas</i> mobiles en relation avec l'origine
Tableau V	Variation des incidences de monorésistance en fonction de l'origine des souches de la population des <i>Aeromonas</i> mobiles
Tableau VI	Variation des incidences de monorésistance en fonction de l'origine des souches de la population de <i>Escherichia coli</i>
Tableau VII	Composition spécifique et origines des souches d' <i>Aeromonas</i> et <i>E. coli</i> testées pour l'activité hémolytique

Annexe 3

Liste des sigles et acronymes utilisés dans le document

Sigle	Signification
AC	<i>Aeromonas caviae</i>
ADH	Arginine Dihydrolase
AH	<i>Aeromonas hydrophila</i>
AM	<i>Aeromonas mobiles</i>
AS	<i>Aeromonas sobria</i>
AB	Antibiotique
AUF	Agence Universitaire de la Francophonie
BHA	Bactéries hétérotrophes aérobies
CF	Coliformes thermotolérants
COT	Carbone Organique Total
CT	Coliformes totaux
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
EC	<i>Escherichia coli</i>
EISMVs	Ecole Inter Etats des Sciences et Médecine Vétérinaires
FST	Faculté des Sciences et Techniques
INRSP	Institut National de Recherches en Santé Publique
IRA	Index de Résistance aux Antibiotiques
MES	Matières en suspension
NTK	Azote total Kjeldahl
OMS	Organisation mondiale de la Santé
ONAS	Office National de l'Assainissement

PA	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
PADE	Pril ampicillin dextrin agar
PCA	Plate count agar
ODC	Ornithine décarboxylase
API	Appareil pour identification
SF	Streptocoques fécaux (entérocoques)
SABE	Sodium Azide Bile esculin
MH	Mueller Hinton
SNDE	Société nationale des Eaux
STEP	Station d'épuration
TSA	Triple Sugar Agar
UCAD	Université Cheikh Anta Diop
UFC	Unité formant colonie
BS	Boues de sortie
BC	Boues de clarificateur
CH	Charretiers
BL	Boues des lits de séchage
SDAU	Schéma directeur de l'aménagement urbain
EIE	Etude d'impact environnemental
PR	Point de refoulement
IMVC	Indole Methyl red Voges Proskauer Citrate
BF	Borne fontaine
FO	Foyer
UL	Unité logarithmique
USTM	Université des Sciences, technologie et médecine

Prénoms et Nom : Mohamed Yahya O. LAFDAL

Titre de la thèse : Evaluation de la performance épuratoire de la station d'épuration de Nouakchott (Mauritanie) et du devenir des bactéries et parasites présents dans les eaux au cours du processus de traitement

Résumé :

Le présent travail a pour objectif général d'apporter une appréciation comparative sur la performance de la station d'épuration des eaux usées de Nouakchott (Mauritanie) ainsi que le devenir des principaux groupes microbiens mis en jeu dans ce processus de traitement des eaux usées.

Le suivi bactériologique de 15 mois a enregistré des taux d'abattement moyen de 0,39 unité logarithmique (U. Log), soit 33,3% pour les espèces d'*Aeromonas*, de 41,8 % pour les entérocoques. L'évolution des *Aeromonas* mobiles s'est caractérisée par une légère abondance pendant la période chaude. Une corrélation significative a été constatée entre l'efficacité d'élimination en termes de charges chimiques organiques et les bactéries hétérotrophes totales. La qualité bactériologique des eaux usées traitées, ne satisfait pas aux exigences de la directive de l'OMS relative à la catégorie B. Par conséquent, l'irrigation des cultures actuellement pratiquée doit être évitée jusqu'à ce que ces exigences sont remplies. Les pourcentages d'efficacité de l'abattement microbien correspondant aux bactéries hétérotrophes aérobies étaient 91,2%. L'étude a enregistré des taux de retrait moyen, a montré une moyenne de 0,68 U.Log, soit 61,2% de la population de *E. coli*.

En ce qui concerne l'évolution de la résistance aux antibiotiques au cours du traitement des eaux usées, l'espèce *Aeromonas sobria* est l'espèce qui dispose de la plus grande activité hémolytique en termes de production de toxines hémolytiques β et α . L'incidence de la résistance à l'imipénème, aux sulfamides, au cefoperazone et à la fosfomycine étaient respectivement de 7,9, 0,7, 4 et 2,6% alors qu'elle était apparemment intermédiaire pour les différentes espèces d'*Aeromonas*. La résistance enregistrée pour la population totale de *E. coli* a montré une sensibilité absolue à la colistine et à la pipéracilline. Le taux de résistance le plus élevé enregistré pour cette espèce correspond à la cefsulodine (91,8 %) avec 67 isolats résistants. Les pourcentages des *Aeromonas* possédant cette double résistance étaient de 100 % à la fois dans l'eau usée brute et l'effluent épuré, tandis que 36 souches (63,2 %) sur les souches isolées à l'entrée de la station d'épuration et 54 souches (57,4 %) à la sortie du système ont été trouvés possédant un profil maximum de triple résistances. Ce profil de résistance aux antibiotiques se composait de l'ampicilline, de la vancomycine et l'un des antibiotiques suivants : l'oxacilline, l'érythromycine, la pipéracilline, le cefoperazone ou la ticracilline.

L'étude de l'évolution de l'activité hémolytique au cours du traitement des eaux usées a montré que l'espèce *Aeromonas sobria* est l'espèce qui dispose de la plus grande activité hémolytique en termes de production de toxines hémolytiques β et α . Les souches de l'espèce *Aeromonas caviae* semblent être celles qui disposent de la plus faible activité hémolytique suivi de l'espèce *Aeromonas hydrophila*. La seule espèce ayant été trouvée capable de produire une hémolysine β dans ces conditions est l'espèce *A. sobria*. L'incidence de l'activité hémolytique des différentes espèces d'*Aeromonas* mobiles isolées à partir des boues chaulées à pH 11 est nulle pour l'hémolysine β .

L'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable dans la zone d'épandage des eaux usées de la station d'épuration a montré qu'au cours de la chaîne de distribution est non conforme aux normes de potabilité de l'OMS. La dégradation de la qualité au cours du transport semble être liée principalement aux conditions de manutention et de transvasement.

L'étude a montré que les normes admises par l'OMS, à savoir vingt œufs de nématode par gramme de boue sont largement dépassées et a recommandé d'intégrer une étape de chaulage à pH 11 comme phase systématique du processus qui permettra l'hygiénisation des boues préalablement à leur recyclage.

Mots clés :

Eaux usées, assainissement, parasites, DBO₅, DCO, bactéries, chaulage, boues, antibiotiques, hémolysines, *Aeromonas*, boues activées, réutilisation, Nouakchott, irrigation.

Name and First name : Mohamed Yahya O. LAFDAL

Title of the Thesis : Evaluation de la performance de la station d'épuration de Nouakchott (Mauritanie) et du devenir des bactéries et parasites présents dans les eaux au cours du processus de traitement

Summary :

The general objective of this work is to provide a comparative assessment of the performance of the wastewater treatment plant of Nouakchott (Mauritania) and the fate of the principal at stake in this process wastewater microbial groups .

The bacteriological monitoring of 15 months recorded average rate of reduction of 0.39 log units (U. Log) , 33.3 % for *Aeromonas* species, 41.8% for fecal streptococci . The evolution of mobile *Aeromonas* was characterized by a slight abundance during the warm period . A significant correlation was found between the removal efficiency in terms of organic chemical loads and total heterotrophic bacteria. The bacteriological quality of treated wastewater does not meet the requirements of the WHO guideline for Category B. Therefore, irrigation of crops currently practiced must be avoided until these requirements are met. The efficiency of microbial reduction corresponding to aerobic heterotrophic bacteria percentages were 91.2%. The study recorded the average withdrawal rate, showed an average of 0.68 u.log , or 61.2 % of the population of *E. coli*

Regarding the evolution of resistance to antibiotics in the treatment of wastewater, the species *Aeromonas sobria* is the species that has the greatest hemolytic activity in terms of toxin production and hemolytic b . The incidence of resistance to imipenem, sulfonamides, to cefoperazone and fosfomycin were respectively 7.9, 0.7 , 4 and 2.6% while appearing intermediary for the various species *Aeromonas*. The total population recorded for the resistance of *E. coli* showed an absolute sensitivity to colistin and piperacillin. The rate of the highest resistance recorded for this species is the cefsulodin (91.8%) with 67 resistant isolates. The percentages of *Aeromonas* have this dual resistance were 100% in both the raw wastewater and treated effluent, while 36 strains (63.2%) of the strains isolated at the entrance to the station of purification and 54 strains (57.4%) to the output of the system have been found having a maximum profile of three resistors. This pattern of antibiotic resistance consisted of ampicillin, vancomycin, and one of the following antibiotics: oxacillin, erythromycin, piperacillin, cefoperazone or the ticracilline.

The study of the evolution of the hemolytic activity in the wastewater showed that the species *Aeromonas sobria* is the species that has the greatest hemolytic activity in terms of production of hemolytic toxins b and α . The strains of the species *Aeromonas caviae* seem to be those with the lowest hemolytic activity monitoring of the species *Aeromonas hydrophila*. The only species that have been found capable of producing beta haemolysin in these conditions is species *A. sobria*. The incidence of hemolytic activity of different isolated from sludge limed to pH 11 mobile *Aeromonas* species is zero for the beta haemolysin.

The evaluation of the microbiological quality of drinking water in the spreading of sewage treatment station area showed that during the distribution chain does not comply with drinking water standards of WHO. The quality degradation during transport seems to be mainly due to the conditions of handling and transfer.

The study showed that the standards accepted by the WHO, namely twenty nematode eggs per gram of mud are largely outdated and recommended the integration a step liming at pH 11 as a routine part of the process that will allow the sanitation sludge prior to being recycled.

Key words :

Wastewater sanitation, parasites, BOD5, COD, bacteria, lime, sludges, antibiotics, haemolysis, *Aeromonas*, activated sludges, water reclaim, Nouakchott, irrigation.

عنوان الأطروحة :

تقييم أداء التنقية لمحطة المعالجة بتقنية الطين المنشط لمدينة نواكشوط (موريتانيا) ولمصير البكتيريا والطفيليات الموجودة في مياه الصرف خلال المعالجة.

ملخص :

إن الأهداف العامة لهذا العمل هي الحصول على تقييم مقارن وشامل لأداء محطة معالجة مياه الصرف الصحي لمدينة نواكشوط (موريتانيا) ولمصير أهم المجامع الميكروبية المتواجدة خلال مسطرة المعالجة والتي تتميز برهانات مهمة. إن المتابعة البكتريولوجية لمدة خمسة عشر شهرا قد سجلت نسبة تخلص بمعدل 0,39 وحدة لوغاريتمية أي ما يعادل 33,3 % لأنواع بكتيريا أيروموناس المتحركة، 41,8 لمجموعة المسبقيات البرازية.

إن تدرج مجموعة أيروموناس المتحركة قد أتسمت بأعداد أكبر نسبيا خلال الفترات الحارة. ولقد تم تسجيل علاقة تناسبية طردية موجبة بين أداء التقنية المتعلقة بالشحنة الكيميائية العضوية وبين القضاء على البكتيريا الهوائية المتغايرة التغذية.

إن النوعية البكتريولوجية لمياه الصرف الصحي المعالجة والمتحصل عليها عبر هذه المحطة لا تنطبق عليها المعايير المشتركة لمنظمتي الصحة العالمية والأغذية والزراعة والمتعلقة بمياه الري من الفئة (ب) وعليه فإن أي استعمال لهذه المياه لأغراض الري ولاسيما للخضروات يجب أن يتوقف بصورة مباشرة وذلك إلى حين الوصول إلى أداء تنقية يمكن من الوصول إلى مواصفات تلك الفئة (ب).

إن النسب المئوية لفعالية التقنية فيما يتعلق بالمجامع الميكروبية قد سجلت معدل 91,2 % فيما يتعلق بالبكتيريا الهوائية متغايرة التغذية في حين سجلت الدراسة إقصاء النوع *E. coli* لمعدل 0,68 وحدة لوغاريتمية أي ما يعادل 61,2 %.

وفيما يتعلق بتطور مقاومة المضادات الحيوية خلال معالجة مياه الصرف الصحي فإن النوع *Aeromonas sobria* كان هو النوع الأكثر قدرة على المقاومة بالإضافة إلى إمكانياته الهامة في إنتاج السموم المحلية للدم من النوع بيتا وألفا. إن القدرة على المقاومة لمضادات imipenem, و sulfonamides, و cefoperazone و fosfomycin كانت 7,9 ، 0,7 ، 4 ، 2,6 على التوالي بينما كانت متوسطة لمختلف أنواع أيروموناس المتحركة.

إن المقاومة المسجلة للنوع *E. coli* قد أثمرت حساسية مطلقة لمضادي كولستين وإبراسلين. إن النسبة المقاومة الأعلى المسجلة للنوع *E. coli* كانت لمضاد سفيلودين لما يعادل 91,8.

إن النسب المئوية المواتية أيروموناس التي أظهرت مقاومة مزدوجة كانت 100% على مستوى مياه الصرف الصحي الخام والمعالجة بينما وصلت إلى 63,2 % من السلالات المعزولة في مدخل المحطة و57,4 % في نهاية عملية المعالجة ظهرت القدرة على المقاومة الآنية لثلاث مضادات حيوية. إن نمط المقارنة هذا تعلق بالأمبسلين، الفانكوميسين وأحد المضادات التالية الأكزاسلين، الألكروسلين، البتاراسلين، السفويرازون والتكراسلين.

إن دراسة تطور النشاط المحلل للدم خلال معالجة مياه الصرف الصحي قد أظهرت إن النوع *Aeromonas sobria* هو الأقدر على إنتاج السموم الحالة للدم من النوعين بيتا وألفا. فيما كانت سلالات النوع *Aeromonas caviae* هي الأقل قدرة على إنتاج السموم المحللة للدم من النوع بيتا تليها سلالات النوع *Aeromonas hydrophila*.

إن تقييم النوعية الميكروبيولوجية موجبة لمياه الشرب على مستوى منطقة نشر مياه الصرف الصحي المعالجة قد أظهرت أن مياه الشرب غير مطابقة لمعايير منظمة الصحة العالمية المتعلقة بمياه الشرب.

إن فقدان النوعية خلال النقل والتخزين يبدو أنه مرتبط بصورة رئيسية بظروف وسلوك الأفراد بالإضافة إلى نوعية التجهيزات.

وفيما يتعلق بالطفيليات فإن الدراسة أظهرت أن المعايير المحددة من قبل منظمة الصحة العالمية والمشتربة عدم الزيادة على 20 بيضة طفيليات لكل غرام من الطين قد تم تخطيها بصورة كبيرة لذلك نقترح الدراسة إضافة محطة يتم فيها رفع قاعدية الطين إلى pH11 كخطوة تلقائية من المعالجة وذلك قبل استخدام الطين كمواو مضافة لإغناء التربة خلال الممارسات الزراعية في الوسط الحضري.

الكلمات المفاتيح

مياه الصرف الصحي : التطهير السائد، الطفيليات، الطلب البيولوجي على الأكسجين، الطلب الكيميائي على الأكسجين، البيكتيريا ، الطين لمضادات الحيوية السموم المحللة للدم، أيروموناس *E. coli* ، الطين المنشط، إعادة تدوير، إعادة استعمال المياه، الري