



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLICQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT

Spécialité: TOXICOLOGIE

Intitulé

**Contribution à l'étude de la tolérance des plantes
épurations dans l'épuration des eaux usées :
stratégie et application**

Presentée par: M^{lle} DERRADJI Manel

Membre de Jury:

Dr. DJEBAR Mohammed-Réda	(Pr)	Président	Université de Annaba
Dr. SOUIKI Lynda	(MCA)	Directeur de thèse	Université de Guelma
Dr. BENSOLTANE Samira	(Pr)	Co-Directeur de thèse	Université de Annaba
Dr. KACHI Slimane	(MCA)	Examineur	Université de Guelma
Dr. CHAGRA Ali	(MCA)	Examineur	Université de Annaba

Année universitaire: 2014 /2015

Remerciements

*Le travail présenté dans cette thèse a été réalisé au sein du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire (LTC) de l'Université d'Annaba. Je profite de l'occasion qui m'est offerte pour adresser mes vifs remerciements à **Monsieur Mohamed Réda DJEBAR** (Professeur, Université de Annaba) pour sa disponibilité et son souci constant pour que cette thèse se passe dans les meilleures conditions possibles.*

*Ma profonde et sincère gratitude et reconnaissance s'adresse à **Madame lynda Souiki** (Maître de conférences à l'Université de Guelma), qui m'a encadrée pendant ces années. Je la remercie pour sa gentillesse, sa disponibilité, sa patience pendant des intenses et rationnelles discussions qui m'ont permis de réaliser ce travail dans de bonnes conditions. Des simples remerciements ne sont pas suffisants pour exprimer toute ma reconnaissance envers ma Directrice de Thèse pour sa présence, ses compétences scientifiques, ses qualités humaines, et ses inestimables conseils. Je vous remercie de la confiance que vous m'avez porté pendant ces années. Je vous remercie très sincèrement.*

*Je tiens tout particulièrement à exprimer mes plus vifs remerciements et ma profonde gratitude à **Madame Samira DJEKOUN-BENSOLTANE** (Professeur, Université de Annaba) non seulement pour avoir accepté de me co-encadrer mais également pour l'attention qu'elle a porté à mon travail.*

*Je remercie encore une fois **Monsieur Mohamed Réda DJEBAR**, non seulement pour avoir accepté de présider ce jury, mais aussi pour s'être pleinement investi à la réalisation de ce travail et sacrifié de son temps pour répondre à mes nombreuses questions, et surtout pour la qualité de la formation qu'il nous a donnée.*

*Ces mêmes remerciements s'adressent à **Madame Houria BERREBBAH** (Professeur, Université de Annaba) pour sa disponibilité et ses qualités humaines qui ont été une source de motivation permanente pour moi durant toutes ces années de thèse.*

*Toute ma reconnaissance à **Monsieur Slimane KACHI** (Maitre de Conférences à l'Université de Guelma) pour avoir pris sur son temps et accepté d'examiner ce travail et participer à ce jury.*

*J'exprime toute ma gratitude à **Monsieur Ali CHAGRA** (Maître de conférences à l'Université de Annaba) pour avoir accepté de juger ce travail et faire partie de ce jury en qualité d'examineur.*

Je souhaite également faire part de toute ma reconnaissance à mes collègues et amis du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire de l'Université d'Annaba qui ont largement contribué à l'exécution de ce travail en m'apportant dans les moments difficiles leur aide, leurs encouragements, leur soutien, et leur générosité.

Merci!!!!!!!!!!!!

Dédicaces

Afin d'être reconnaissante envers ceux qui m'ont appuyé et encouragé à effectuer ce travail de recherche, je dédie cette thèse :

À ma très chère mère Samia et à mon très cher père Farid qui n'ont cessé de me combler par leur amour et leur tendresse.

À mes beaux parents Kamel et Farida.

À mon mari Abdel Hakim pour sa compréhension, son soutien et ses encouragements

À mon frère Anis.

Et à tous les membres de ma famille sans aucune exception.

SOMMAIRE

Résumés	i
Liste des figures	ii
Liste des tableaux	iii
Liste des abréviations	iv
Introduction générale	1
Chapitre I : Mise en évidence de la pollution des eaux usées de la ville d'Annaba	
Introduction.....	4
1- Situation géographiques de la région d'Annaba	5
2- Population.....	5
3- Les Eaux Superficielles	5
3-1- Oued Forcha.....	5
3-2- Oued Sidi Harb.....	8
3-3- Oued Bouhdid	8
3-4- Oued Boudjemâa.....	8
3-5- Oued Seybouse.....	8
3-6- Oued Meboudja.....	8
4- Les Eaux Souterraines	9
4-1- Aquifère superficiel.....	9
4-1-1- La Nappe de gneiss altéré.....	9
4-1-2- La Nappe du cordon dunaire.....	9
4-1-3- La Nappe des alluvions récentes et actuelles.....	9
4-1-4- La Nappe des cailloutis des terrasses	9
4-2- Aquifère profond.....	11
4-2-1- La Nappe des graviers	11

4-2-2- La Nappe des cipolins.....	11
5- Données climatiques.....	11
5-1- Régime pluviométrique	11
5-2- Régime thermique	13
6- Objectifs.....	13
7- Matériel et méthodes	15
7-1- Les sites d'étude.....	15
7-2- Echantillonnage.....	15
7-2-1- Techniques d'échantillonnage.....	15
7-2-2- Transport et conservation des échantillons.....	18
7-3- Méthodes d'analyses	18
7-3-1- Les paramètres physico-chimiques	18
7-3-1-1- La température et le pH	18
7-3-1-2- La conductivité, le total des solides dissous et la salinité.....	18
7-3-1-3- Les matières en suspension (MES).....	19
7-3-1-4- L'ammonium.....	19
7-3-1-5- Les nitrites.....	19
7-3-1-6- Les nitrates	20
7-3-1-7- Les orthophosphates	20
7-3-1-8- La demande chimique en oxygène (DCO).....	20
7-3-1-9- La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	20
7-3-2- Les paramètres bactériologiques	21
7-3-3- Analyse statistique	21
8- Résultats.....	23
8-1- Résultats des paramètres physico-chimiques.....	23
8-1-1- Température	23
8-1-2- pH	23

8-1-3- Conductivité électrique.....	23
8-1-4- Salinité	25
8-1-5- TDS.....	25
8-1-6- MES	25
8-1-7- L'azote	25
8-1-8- Les Orthophosphates	27
8-1-9- DCO.....	27
8-1-10- DBO ₅	29
8-2- Résultats des paramètres bactériologiques	29
8-2-1- Coliformes Totaux.....	29
8-2-2- Coliformes Fécaux	31
8-2-3- Streptocoques Fécaux.....	31
8-2-4- Clostridium sulfito-réducteur.....	31
8-2-5- Salmonelles	33
8-2-6- Shigelles.....	33
9-Discussion.....	35
10- Conclusion	39

Chapitre II : Procédé extensif d'épuration des eaux usées

Introduction.....	40
1- Phytoépuration	41
2- Les types de filtres plantés.....	41
2-1- Les filtres plantés à écoulement vertical.....	41
2-2- Les filtres plantés à écoulement horizontal.....	42
2-3- Les systèmes hybrides	42
3- Rôle des principales composantes du procédé.....	43
4- Le pouvoir épuratoire des <i>Phragmites australis</i>	46

5- Les éléments traces métalliques dans les filtres plantés de roseaux	46
6- Objectif	47
7- Matériel et méthodes	48
7-1- Matériel végétal.....	48
7-1-1- <i>Phragmites australis</i>	48
7-1-2- Eaux usées.....	50
7-1-3- Les composants du filtre	50
7-2- Mise en place du dispositif expérimental	50
7-3- Méthodes d'analyses	50
7-3-1- Détermination des indicateurs physico-chimiques.....	52
7-3-2- Détermination des indicateurs bactériologiques	52
7-3-3- Dosage des éléments traces métalliques chez <i>Phragmites australis</i>	52
8- Résultats.....	54
8-1- Variations des indicateurs physico-chimiques de pollution	54
8-1-1- pH.	54
8-1-2- Température	54
8-1-3- Oxygène dissous.....	54
8-1-4- Conductivité.....	54
8-1-5- L'ammonium.....	56
8-1-6- Les nitrates	56
8-1-7- Les orthophosphates	56
8-2- Abattement des indicateurs organiques de pollution.....	56
8-2-1- Les matières en suspension.....	56
8-2-2- Demande chimique en oxygène	59
8-2-3- Demande biochimique en oxygène	59
8-3- Impact du couple (filtres + plantes) sur le nombre de germe à contamination fécale.....	59

8-3-1- Coliformes totaux	59
8-3-2- Coliformes fécaux	61
8-3-3- Streptocoques fécaux.....	61
8-4- Evaluation de la contamination métallique des eaux usées du dispositif après rétention au niveau des racines et des feuilles	61
8-4-1- Zinc.....	61
8-4-2- Plomb.....	61
9- Discussion.....	64
10- Conclusion	68

Chapitre III : Effets du stress sur la tolérance des *Phragmites australis*

Introduction.....	69
1- Objectif.....	75
2- Matériel et méthodes	76
2-1- Matériel.....	76
2-2- Les paramètres biochimiques du stress	76
2-2-1- Les protéines totales	76
2-2-2- Les sucres totaux	76
2-2-3- La proline	76
2-3- Les biomarqueurs antioxydants.....	77
2-3-1- Enzymes antioxydantes	77
2-3-1-1- Détermination de l'activité Catalase (CAT)	78
2-3-1-2- Détermination de l'activité Guaiacol-Peroxydase (GPX)	78
2-3-1-3- Détermination de l'activité Ascorbate -Peroxydase (APX).....	78
2-3-2- Molécules antioxydantes.....	79
2-3-2-1- Les malondialdehyde (MDA)	79

3- Résultats.....	80
3-1- Effet du stress sur la synthèse des protéines totales chez <i>Phragmites australis</i> au niveau des feuilles et des racines.....	80
3-2- Effet du stress sur l'accumulation des sucres totaux chez <i>Phragmites australis</i> au niveau des feuilles et des racines.....	80
3-3- Effet du stress sur l'accumulation de la proline chez <i>Phragmites australis</i> au niveau des feuilles et des racines.....	80
3-4- Effet du stress sur l'activité Catalase au niveau des feuilles et des racines de <i>Phragmites australis</i>	82
3-5- Effet du stress sur l'activité Gaïacol-Peroxydase au niveau des feuilles et des racines de <i>Phragmites australis</i>	82
3-6- Effet du stress sur l'activité Ascorbate-Peroxydase au niveau des feuilles et des racines de <i>Phragmites australis</i>	82
3-7- Effet du stress sur l'activité malondialdéhyde au niveau des feuilles et des racines de <i>Phragmites australis</i>	82
4- Discussion.....	85
5- Conclusion	89
Conclusion générale	90
Références bibliographiques	92

Résumé

Depuis l'antiquité, la population déverse ses eaux usées, provenant de ses diverses activités, directement dans les milieux récepteurs sans aucun traitement en favorisant la propagation des maladies hydriques, et la contamination des eaux de surface et souterraine, la ville d'Annaba (Nord-est algérien) n'échappe pas à ce fléau, en effet elle contient des sites de rejet qu'ils ne sont pas liés à la station d'épuration de cette ville.

Notre travail traite dans un premier lieu la caractérisation et l'évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de la pollution engendrée par la population urbaine de la ville d'Annaba, trois sites ont été prospectés site 1 (Boukhadra), site 2 (El Bouni) et site 3 (Oued Forcha). Dans un second lieu, nous avons mis en évidence les potentialités de *Phragmites australis* plante aquatique à épurer les eaux usées de site 2 (El Bouni) ainsi que le rôle des substrats (sable, gravier) dans la performance de l'épuration. Et enfin, nous avons évalué la tolérance de cette plante épuratrice, en mesurant l'activité des principaux enzymes impliqués lors d'un stress oxydant.

Les analyses effectuées depuis Mars 2012 jusqu'à Février 2013, ont révélé une pollution organique qui se traduit par des DBO₅ et des DCO élevées pouvant atteindre respectivement $140,66 \pm 26,62$ mg/l d'O₂ et $298,83 \pm 84,40$ mg/l d'O₂ dans le site 1, au niveau du site 2 est de l'ordre de $147,16 \pm 33,10$ mg/l d'O₂ pour la DBO₅, et de $280 \pm 55,67$ mg/l d'O₂ pour la DCO et au niveau du site 3 la charge polluante est représentée par $149,5 \pm 22,71$ mg/l d'O₂ de DBO₅ et $287,33 \pm 19,09$ mg/l d'O₂ de DCO. En ce qui concerne les MES leurs moyennes annuelles dans les trois sites sont respectivement : 352,83mg/l ; 340,83mg/l et 369,26mg/l elles dépassent largement la norme algérienne (50mg/l). Le rapport moyen annuel DBO₅/DCO est de l'ordre de 0,47 pour le site 1, de 0,52 pour le site 2 et de 0,50 pour le site 3. Ce résultat permet de conclure que les eaux usées des trois sites (Boukhadra, El Bouni et Oued Forcha) sont caractérisées par une pollution de type organique chargées par des effluents partiellement dégradables.

L'efficacité du procédé « phragmifiltre » appliqué dans l'épuration des eaux usées est confirmé par les résultats d'abattement trouvés : 90 % pour la DCO, 92 % pour la DBO₅, et 95 % pour les MES. Cet abattement de la pollution organique est remarquable après 14 jours de rétention. Aussi, il est important de signaler que ce procédé porte préjudice à la flore à

contamination fécale en effet, nous avons enregistré un abattement de 100 % pour les streptocoques fécaux.

Les *Phragmites australis* ont été retenus pendant 7 et 14 jours dans les eaux usées du site El Bouni, nous avons cherché à évaluer les effets du stress sur la tolérance de ces plantes épuratrices. Sur le plan biochimique, nous avons obtenu une augmentation dans les taux des protéines totales, des sucres totaux, et la teneur en proline. Concernant les paramètres enzymatiques nous avons constaté une forte activation des enzymes antioxydants (APX, GPX, CAT), pour les biomarqueurs non enzymatiques on a noté une augmentation des taux de MDA au niveau des feuilles et des racines.

Mots clés : Annaba, eaux usées, phytorestauration, *Phragmites australis*, enzymologie.

Abstract

Since antiquity, the population discharges its wastewater from its various activities, directly into receiving environment without any treatment by promoting the propagation of water-borne diseases and contamination of surface and ground water, the city of Annaba (Northeast Algeria) is no exception to this scourge whose it contains discharge sites they are not related to the treatment plant in this city.

Our work first time focuses on the characterization and the seasonal evolution of the physico-chemical and bacteriological parameters of pollution caused by the urban population of the city of Annaba, for the realization of this study, three sites were surveyed site 1 (Boukhadra), site 2 (El Bouni) and Site 3 (Oued Forcha). Then we have highlighted the potential of *Phragmites australis* aquatic plant purify wastewater from site 2 (El Bouni) and the role of the substrates (sand, gravel) in the performance of the treatment. Finally, we assessed the tolerance of this purifying plant, by measuring the activity of the main enzymes involved in oxidative stress.

The carried out analyzes since March 2012 until February 2013, revealed an organic pollution as a results of a high BOD₅ and COD which can reach respectively (140.66 ± 26.62 mg/l of O₂) and (298.83 ± 84.40 mg/l of O₂) in Site 1, Site 2 is (147.16 ± 33.10 mg/l of O₂) for BOD₅, and (280 ± 55.67 mg/l of O₂) for COD and in site 3 the pollution load is represented by (149.5 ± 22.71 mg/l of O₂) and BOD₅ (287.33 ± 19.09 mg/l of O₂) COD. Regarding the TSS their annual average in three sites are respectively: 352.83 mg/l; 340.83 mg/l and 369.26 mg/l they far exceed the Algerian standard (50 mg/l). The annual average ratio BOD₅/ COD is of the order of 0.47 for site 1, 0.52 for site 2 and 0.50 for site 3. This result lead the conclusion that the three sewage sites are polluted by organic pollution which is characterized by partially degradable.

We found that the use of reeds for wastewater treatment has produced remarkable results with these results show effectiveness of the purification system applied with abatement of 90% for COD, 92% for BOD₅ and 95% for TSS. Thus, we have raised an abatement of 100% for faecal streptococci.

On biochemical and enzymatic level, our results showed an accumulation of sugars, proteins and proline and activation of antioxidant enzymes (CAT, APX, GPX) in the roots and leaves.

Keywords: Annaba, wastewater, phytorestauration, *Phragmites australis*, enzymology.

ملخص

منذ العصور القديمة، يقوم السكان بإلقاء مياه الصرف الناجمة من أنشطتهم المتعددة مباشرة في البيئة دون أن تتلقى أي علاج و هذا ما يعزز انتشار الأمراض المنقولة عن طريق المياه وتلوث المياه السطحية والجوفية. مدينة عنابة (شمال شرق الجزائر) لا تخلو من هذه الآفة حيث تحتوى على مصبات لمياه الصرف غير متصلة بمحطة المعالجة لهذه المدينة.

تناولت دراستنا أولاً التميز و التطور الموسمي للعوامل الفيزيوكيميائية والبكتيريولوجية للتلوث الناجم عن سكان المناطق العمرانية لمدينة عنابة بحيث تم اختيار ثلاث مصبات لمياه الصرف، الموقع 1 (بوخضرة)، الموقع 2 (البوني) و الموقع 3 (واد فرشة) ثم قمنا بتسليط الضوء على إمكانيات *Phragmites australis* النباتات المائية على تطهير المياه الملوثة لمنطقة البوني وكذلك دور (الرمل والحصى) على فعالية التطهير. وأخيراً، قمنا بتقييم مدى مقاومة هذه النباتات من خلال قياس نشاط الإنزيمات الرئيسية المحفزة حينما تتم الأكسدة.

إن التحاليل التي أجريت منذ مارس 2012 حتى فبراير 2013، كشفت عن التلوث العضوي من حيث ارتفاع BOD_5 و COD على الترتيب: (26.62 ± 140.66 ملغ / لتر O_2) و (40.84 ± 298.83 ملغ / لتر O_2) في الموقع 1، (33.10 ± 147.16 ملغ / لتر O_2) و (67.55 ± 280 ملغ / لتر O_2) في الموقع 2 و (22.71 ± 149.5 ملغ / لتر O_2) و (19.09 ± 287.33 ملغ / لتر O_2) في الموقع 3. فيما يتعلق MES معدلاتهم السنوية في المواقع الثلاثة هي على التوالي: 352,83 ملغ / لتر؛ 340,83 ملغ / لتر و 369,26 ملغ / لتر إنها تتجاوز المعيار الجزائري (50 ملغ/لتر). النسبة DBO_5/DCO تساوي 0,47 في الموقع 1، 0,52 في الموقع 2 و 0,50 في الموقع 3. هذه النتائج توضح أن المصبات ملوثة عضوياً و أن طبيعة تحللها جزئي.

لقد تبيننا لنا أن استخدام *Phragmites australis* لتطهير مياه الصرف أعطت نتائج جيدة مما يؤكد فعالية هذا النظام حيث سجلنا معدل انخفاض 90% DCO ، 92% DBO_5 ، 95% MES . كذلك سجلنا انخفاض 100% $streptocoques fécaux$.

على مستوى الدراسة البيوكيميائية والأنزيمية، تظهر نتائجنا تراكم السكريات والبروتينات والبرولين وتنشيط الإنزيمات المضادة للأكسدة (GPX ، APX ، CAT) في الجذور والأوراق.

الكلمات المفتاحية: عنابة، مياه الصرف، علاج النبات، *Phragmites australis*، علم الإنزيمات.

Liste des Figures

Figures	Titres	Pages
01	Limites géographiques de la région d'Annaba (Nord-est Algérien).	6
02	Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude.	7
03	Limites des nappes d'eau et répartition des points d'échantillonnage dans la région d'Annaba.	10
04	Précipitations moyennes mensuelles de 2003 à 2013 dans la région d'Annaba.	12
05	Localisation des sites de rejets.	16
06	Les sites de rejets.	17
07	Variation Spatio-temporelle de la température durant la période d'étude.	24
08	Variation Spatio-temporelle du pH durant la période d'étude.	24
09	Variation Spatio-temporelle de la conductivité durant la période d'étude.	24
10	Variation Spatio-temporelle de la salinité durant la période d'étude.	26
11	Variation Spatio-temporelle du total des solides dissous durant la période d'étude.	26
12	Variation Spatio-temporelle des matières en suspension durant la période d'étude.	26
13	Variation Spatio-temporelle de l'ammonium durant la période d'étude.	28

14	Variation Spatio-temporelle des nitrates durant la période d'étude.	28
15	Variation Spatio-temporelle des orthophosphates durant la période d'étude.	28
16	Variation Spatio-temporelle de la DCO durant la période d'étude.	30
17	Variation Spatio-temporelle de la DBO ₅ durant la période d'étude.	30
18	Répartition spatio-temporelle des Coliformes totaux.	30
19	Répartition spatio-temporelle des Coliformes fécaux.	32
20	Répartition spatio-temporelle des Streptocoques fécaux.	32
21	Répartition spatio-temporelle des Clostridium Sulfito-réducteur.	32
22	Répartition spatio-temporelle des Salmonelles.	34
23	Répartition spatio-temporelle des Shigelles au niveau des trois sites de rejets.	34
24	Roseaux (<i>Phragmites australis</i>).	49
25	Site d'échantillonnage.	49
26	Les composants du filtre.	49
27	Dispositif expérimental.	51
28	Teneurs moyennes en protéines au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	81
29	Teneurs moyennes en sucres au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	81
30	Teneurs moyennes en proline au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	81

31	Variations de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	83
32	Variations de l'activité gaïacol-péroxydase au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	83
33	Variations de l'activité ascorbate-péroxydase au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	84
34	Variations de l'activité malondialdéhyde au niveau des racines et des feuilles de <i>Phragmites australis</i> .	84

Liste des Tableaux

Tableaux	Titres	Pages
01	Données thermiques d'Annaba (2003-2013).	14
02	Les méthodes analytiques utilisées pour la recherche des indicateurs bactériologiques de pollution.	22
03	Rapports de la pollution organique.	29
04	Fonctions des principales composantes du procédé.	44
05	Méthodes d'analyses des indicateurs physico-chimiques.	53
06	Les principaux indicateurs bactériologiques.	53
07	Variations du pH, de l'oxygène dissous, de la température des eaux durant notre expérimentation.	55
08	Variations de la conductivité des eaux durant notre expérimentation.	55
09	Variations des teneurs en ammonium dans les eaux durant notre expérimentation.	57
10	Variations des teneurs en nitrates dans les eaux durant notre expérimentation.	57
11	Variations des teneurs en orthophosphates dans les eaux durant notre expérimentation.	58
12	Variations des MES des eaux durant notre expérimentation.	58

13	Variations de la DCO dans les eaux durant notre expérimentation.	60
14	Variations de la DBO ₅ dans les eaux durant notre expérimentation.	60
15	Variations des coliformes totaux dans les eaux durant notre expérimentation.	60
16	Variations des coliformes fécaux dans les eaux durant notre expérimentation.	62
17	Variations des streptocoques fécaux dans les eaux durant notre expérimentation.	62
18	Teneurs en Zinc au niveau des racines et feuilles après séjour des <i>Phragmites australis</i> dans les eaux usées.	63
19	Teneurs en Plomb au niveau des racines et feuilles après séjour des <i>Phragmites australis</i> dans les eaux usées.	63

Liste des abréviations

Abréviation	Signification
APX	Ascorbate peroxydase
CAT	Catalase
CE	Conductivité électrique
DBO₅	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EUB	Eaux usées brutes
EUE	Eaux usées épurées
GPX	Glutathion peroxydases
MDA	Malonedialdéhyde
STEP	Station d'épuration des eaux usées

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

Le terme de pollution désigne l'ensemble des rejets de composés toxiques que l'Homme libère dans l'écosphère, et qui exercent une influence perturbatrice sur l'environnement. Cependant, le développement des activités industrielles a provoqué un accroissement important des pollutions dans l'air, le sol et les eaux (Semlali et *al.*, 2001). L'accroissement de la pollution d'une part et de développement urbain, agricole et industriel d'autre part va de pair avec les raréfactions des ressources hydriques et une production importante d'eau usée (Miloudi, 2009).

L'eau a toujours figuré au premier plan des ressources naturelles primordiales pour la vie de l'Homme. Cependant, la raréfaction de cette ressource, la dégradation sans cesse accrue des écosystèmes aquatiques a pris, au cours des dernières décennies, une ampleur catastrophique et constitue une des dimensions environnementales les plus préoccupantes du XXI^{ème} siècle. Une dégradation fortement liée, non seulement aux pathogènes biologiques, mais également aux produits chimiques fabriqués par l'Homme. Leur présence dans l'environnement, et plus particulièrement dans l'eau, est un phénomène sans précédent dans l'histoire de l'humanité par leur quantité et leur diversité. Ils sont responsables de cas de pollution de plus en plus importants et récurrents rendant très difficile voire impossible la préservation de la qualité des écosystèmes (Zgheib, 2009). La pollution risque de constituer, à court terme, un risque de pénurie d'eau accentué imposant la nécessité de protéger cette ressource contre toute altération et utilisation irrationnelle. La politique de valorisation des eaux usées est nécessaire d'autant plus que celles ci une fois traitées, pourraient constituer une source non négligeable pouvant participer à la réduction du déficit du bilan hydrique par sa valorisation en irrigation. Cependant, l'assainissement des eaux usées est quasi absent dans les pays en voie de développement du fait du coût élevé d'investissement et de maintenance. Il convient donc de trouver des techniques fiables à faible coût, capables de traiter efficacement les eaux usées.

La purification artificielle des eaux usées au niveau des stations d'épuration, à travers les pays utilisateurs de ce mode, a montré sa complexité et ses exigences matérielles et humaine (haute technicité) ; de ce fait d'autres moyens plus simples et efficaces ont été mis en place pour l'épuration des eaux. Parmi eux un mode purement naturelle où les agents actifs dans le processus sont des Macrophytes (plantes supérieures), pour cette technique l'intervention de l'homme est très limitée et l'installation n'est pas trop coûteuse (Saggai, 2004).

Ce sont des systèmes d'épuration des eaux par plantes aquatiques, fonctionnant comme assimilateurs biologiques en éliminant des composés tant biodégradables que non biodégradables ainsi que les nutriments, les métaux et les microorganismes pathogènes (Suwasa, 2011).

Les marais filtrants artificiels sont constitués d'un lit de sol, tel que le gravier ou le sable, qui est inondé ou maintenu en condition saturée. L'épuration des eaux usées s'effectue au moyen d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de sol, l'assimilation par les plantes et les transformations microbiologiques. Cette capacité de filtration des eaux vient du fait que les marais filtrants sont des écosystèmes naturellement adaptés à la transformation et au recyclage de la matière, mettant à profit l'interaction entre les plantes, les microorganismes et le sol.

Aujourd'hui, le terme de phytorestauration est largement accepté et regroupe toutes les méthodes basées sur l'utilisation de végétaux supérieurs dans un but de traitement. Malgré leur développement récent, ces méthodes sont variées et des résultats encourageants ont d'ores et déjà été obtenus pour des problématiques diverses. Plus précisément, les quelques études réalisées à ce jour permettent d'envisager cinq types de stratégies de phytorestauration:

- **La phytoextraction ou phytoaccumulation** utilise des plantes qui absorbent et concentrent dans leurs parties récoltables (feuilles, tiges, racines) les polluants provenant des sols ou des eaux. On utilise ce terme souvent dans le cas des métaux lourds et des composés organiques, avec l'utilisation de plantes accumulatrices et/ou hyperaccumulatrices qui sont capables de tolérer et d'accumuler ces polluants (Dosnon-Olette, 2009).
- **La phytostabilisation** réduit la mobilité des contaminants. Les plantes adsorbent les polluants du sol, de l'eau ou de l'air, les retenant localement et réduisant leur biodisponibilité. C'est une méthode efficace pour empêcher la dispersion des polluants dans les eaux de surface et/ou souterraines (Dosnon-Olette, 2009).

- **La phytotransformation ou phytodégradation** utilise les propriétés de certaines plantes à produire des enzymes qui catalysent la dégradation des substances absorbées ou adsorbées, celles-ci sont alors transformées en substances moins toxiques ou non toxiques par la métabolisation des contaminants dans les tissus des plantes (Dosnon-Olette, 2009).
- **La rhizofiltration** utilise les capacités élevées du système racinaire de certains végétaux pour fixer les polluants des eaux usées. Cette méthode a été testée en Ukraine dans le cadre de la dépollution du site de Tchernobyl (Souiki, 2008).
- **La phytovolatilisation** est le processus par lequel les plantes transforment les contaminants du sol ou des eaux polluées en éléments volatiles et les relâchent dans l'atmosphère via leurs feuilles (Dosnon-Olette, 2009).

Dans le cadre de ce travail nous nous sommes focalisés sur l'épuration des eaux usées d'origine domestique issues de la ville d'Annaba par l'utilisation de la plante aquatique *Phragmites australis* après évaluation des indicateurs de pollution physico-chimiques et bactériologiques. Notre travail de thèse est subdivisé en trois grands chapitres :

Chapitre I : Dans ce premier chapitre, nous avons présenté la région étudiée pour donner un aperçu général comprenant une description du cadre physique avec les données climatiques, hydrologiques et géologiques et également caractériser la nature des eaux usées issues des trois sites tout en suivant l'évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de pollution.

Chapitre II : Ce chapitre consiste à contrôler le processus d'épuration des eaux usées durant leurs passages dans des bacs contiennent de sable et de gravier et cultivés de *Phragmites australis* sous un régime d'écoulement vertical. Tout en suivant l'abattement de la pollution physique, chimique et bactériologique des eaux usées.

Chapitre III : Dans ce chapitre nous avons étudié l'impact des eaux usées sur les paramètres biochimiques au niveau des feuilles et des racines de *Phragmites australis* après 7 et 14 jours de rétention. Et nous avons également quantifié le taux des activités enzymatiques et non enzymatiques chez *Phragmites australis* en réponse au stress engendré par les eaux usées.

Chapitre I :

*Mise en évidence de la pollution des eaux usées de la
ville d'Annaba*

Introduction

L'environnement est compris comme le milieu de vie de l'homme, des animaux et des végétaux. C'est un système complexe, à plusieurs compartiments (air, sol, eau), naturellement équilibré. Il arrive malheureusement que l'homme, par ses interventions, en trouble l'harmonie. C'est ce que nous appelons la pollution, la pollution représente un sérieux problème pour l'environnement elle englobe toute action par laquelle l'Homme dégrade la nature et toute modification défavorable du milieu naturel (Bahroun et *al.*, 2011), les lois sont en vigueur partout dans le monde pour contrôler le niveau de polluants dans l'environnement. Ces polluants sont émis dans l'atmosphère, évacués dans les eaux usées ou épandus sur les sols, sous forme de gaz, de substances dissoutes ou de particules, la plupart finissent par rejoindre les milieux aquatiques (Balestri et *al.*, 2013) .

A la suite de l'expansion démographique importante et de l'essor économique qu'a connu le pays durant ces dernières années, on assiste à des changements inquiétants dans la qualité des eaux superficielles des principaux cours d'eau algérien, engendrés par une pollution massive et anarchique tant par des matières organiques naturelles que par des produits industrielles (Bennasser et *al.*, 1997), la conséquence majeure et inévitable d'une telle mise en décharge est la production d'un lixiviat pouvant faire émerger de sérieux problèmes écologiques. Plus précisément, lorsque le site n'est pas pourvu d'un système de confinement, les lixiviats riches en matières organique et inorganique, mais aussi en métaux lourds, peuvent contaminer les systèmes aquatiques (Khattabi et *al.*, 2007) et entraînent l'eutrophisation du milieu récepteur (Heisler et *al.*, 2008 ; Renuka et *al.*, 2014). Une eau de mauvaise qualité peut non seulement causer de nombreux échecs thérapeutiques, mais aussi, être un facteur prédisposant de tout un éventail de pathologies de diverse étiologie (chimique, bactérienne, virale et parasitaire) (El Moustaine et *al.*, 2013). Il n'est pas facile de rendre compte de la pollution dans le monde mais on peut localement suivre l'évolution de la qualité de l'eau par une analyse qui permet d'apprécier l'importance de la pollution microbiologique et physico-chimique quotidiennement déversée dans le milieu naturel.

A travers ce travail, nous avons caractérisé les eaux usées urbaines de la ville d'Annaba qui est le centre urbain le plus important de l'Est. Pour la réalisation de cette étude, trois sites ont été prospectés Boukhadra (**Site1**), El Bouni (**Site2**) et Oued Forcha (**Site3**), dans ce chapitre nous avons essayé de suivre l'évolution saisonnière des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées de ces trois sites. Le choix de ces rejets repose sur leur situation dans cette ville, pour leur accessibilité et le plus important parce qu'ils ne sont pas connectés à la station d'épuration de la région d'Annaba.

1- Situation géographiques de la région d'Annaba

La ville d'Annaba est située entre les latitudes 36°30 N et 37°03 N et longitudes 7°20 E et 8°40 E, à l'extrême Nord-est de l'Algérie, précisément à 100 km de la frontière Algérienne - Tunisie, et 580 km d'Alger à l'Ouest, elle occupe une position stratégique sur le littoral septentrional de la Méditerranée. Elle s'étend sur une superficie de 1412 km² (Bouslah et *al.*, 2012). Cette ville est limitée géographiquement par : la Mer Méditerranée au Nord, par la province de Guelma au Sud, par la wilaya d'El Tarf à l'Est et à l'Ouest par la province de Skikda (figure. 1), notre étude a été réalisée au niveau de trois sites dans le centre de cette ville le site 1(Boukhadra), le site 2 (El Bouni) et le site 3 (Oued Forcha).

2- Population

D'après le service communal-recensement 2012 et la direction de planification et d'aménagement du territoire, la wilaya d'Annaba comptabilise une population d'environ 657,756 habitants avec une densité de 45,28 habitants/Km².

3- Les Eaux Superficielles

La zone d'étude comprend un réseau hydrographique dense et ramifié à écoulement torrentiel temporaire. Il se compose par six principaux cours d'eau, à savoir: Oued Forcha, Oued Sidi Harb, Oued Bouhdid, Oued Boudjemâa, Oued Seybouse et Oued Meboudja qui constituent en aval un cours d'eau unique ; la Seybouse qui se jette directement à la mer méditerranée (Figure. 2).

3-1- Oued Forcha

C'est un affluent de l'oued Eddeheb. Il représente l'axe de drainage d'un bassin versant de 712 ha.

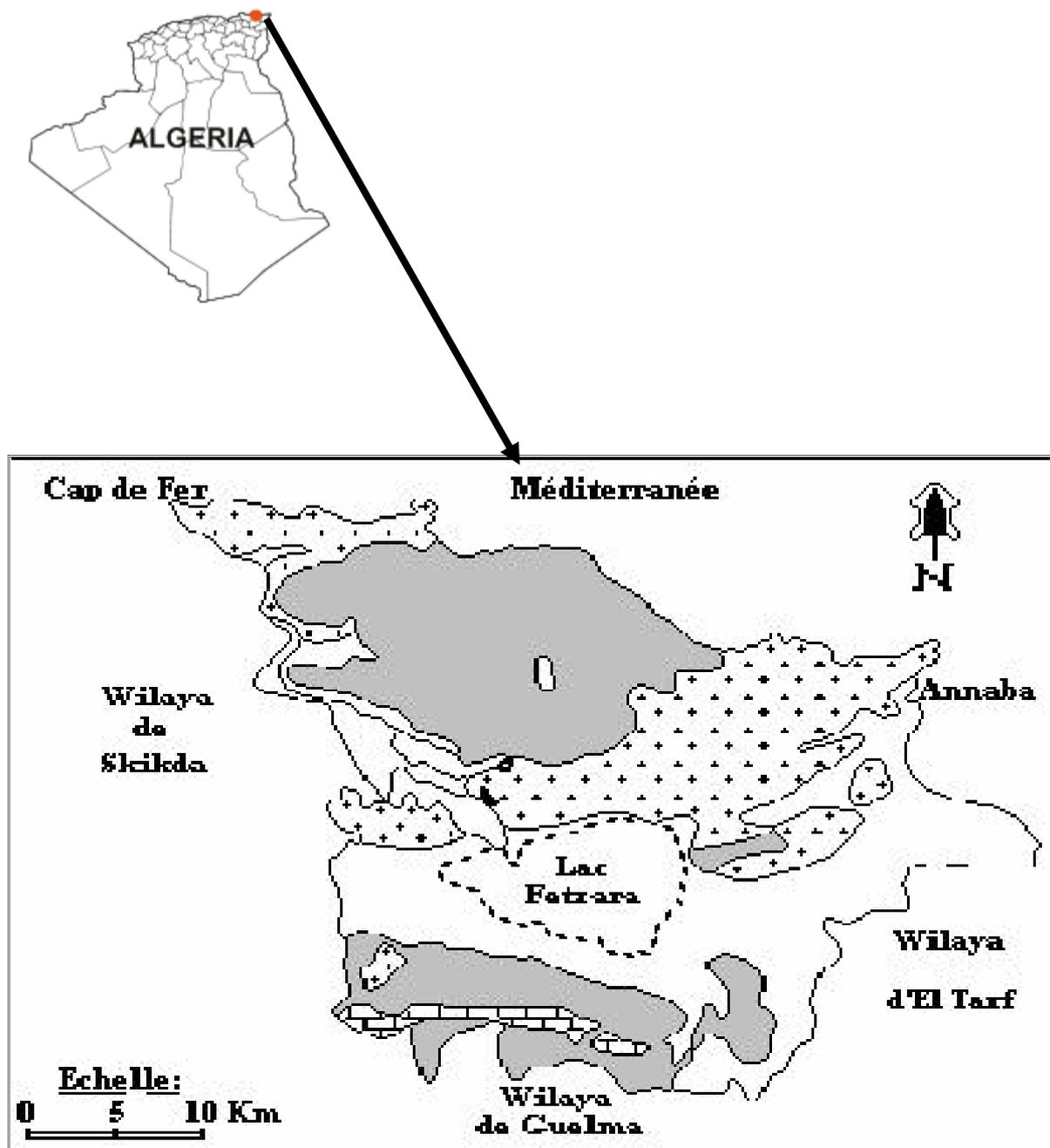


Figure 1 : Limites géographiques de la région d'Annaba (Nord-est Algérien) (Lamrous, 2001).

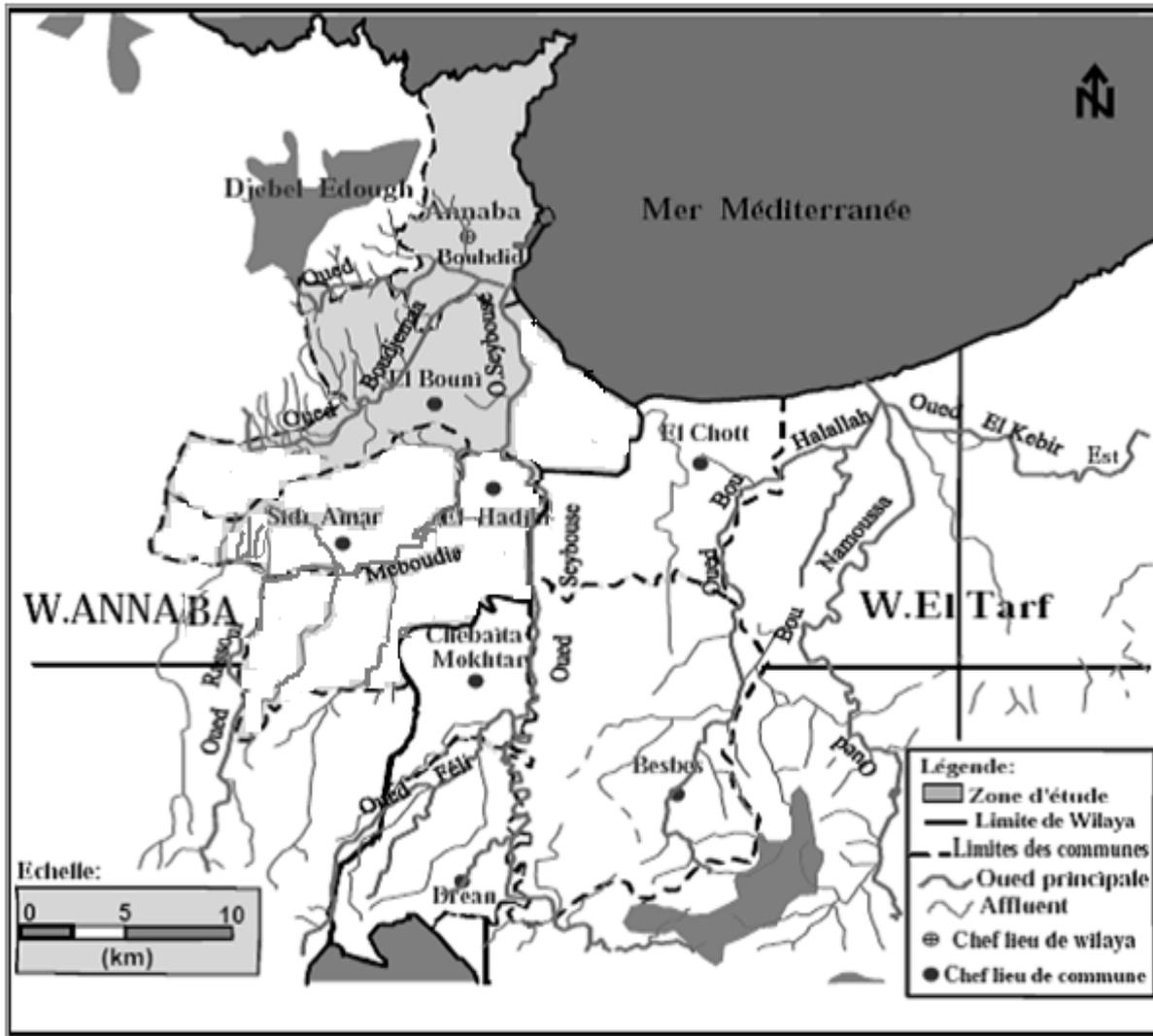


Figure 2 : Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude

(Source : Bureau de l'environnement de la wilaya d'Annaba, 2011).

3-2- Oued Sidi Harb

C'est le second affluent de l'oued Eddeheb son bassin versant a une superficie de 875 ha.

3-3- Oued Bouhdid

Représente le dernier affluent de l'oued Eddeheb, il a un sous bassin de 2,182 ha.

3-4- Oued Boudjemâa

C'est un oued principal qui comporte plusieurs affluents, il est situé dans un sous bassin de 4,68 ha. Il reçoit les eaux du canal de Kef N'Sour à la hauteur de l'agglomération de Bouhamra et avant sa déviation, cet Oued passait au pied du massif de Kef N'Sour puis sous la butte de la basilique Saint Augustin pour se jeter à la mer.

3-5- Oued Seybouse

C'est le second oued après Chélif, il se situe au Nord-Est de l'Algérie et s'étend vers le Sud jusqu'à la fin de l'Atlas Saharien d'où il prend naissance dans les hautes plaines de Heracta et des Sellaoua sur une hauteur de 800 à 1000 m, se dirige vers le Nord pour se termine dans la plaine littorale d'Annaba et se jette finalement dans la mer méditerranée. Cet oued présente l'axe de drainage d'un bassin versant de 6471 km² et s'étend sur une distance de 240 km passant par les territoires de la wilaya de Souk-Ahras, Guelma, Annaba et El-Taref. Il se déverse dans la mer avec une moyenne de 416 000 à 5 000 000 m³/an (Lekoui, 2010).

3-6- Oued Meboudja

C'est le dernier affluent de l'oued Seybouse, il prend naissance à partir du lac Fetzara par le canal de dessèchement et rejoint l'oued Seybouse à environ 8 km de son embouchure dans la mer méditerranée. Il traverse la partie intercommunale de Sidi Amar, El Hadjar et El Bouni, il a un mauvais drainage au Sud du complexe sidérurgique d'El Hadjar (Arcelor Mitall) avec une croissance importante des mauvaises herbes.

Le débit de l'oued Méboudja est moins important que celui de l'oued Seybouse. Une estimation de son débit par jaugeage au flotteur pendant la période de Février-Décembre 1999 a donné des valeurs ne dépassant pas les 20 m³/s; ces mesures ont permis de mettre en évidence une relation entre les précipitations et les débits, car les forts débits enregistrés correspondent à la saison humide (fortes pluies) alors que les faibles débits correspondent aux faibles précipitations. En été, le débit de cet oued ne dépasse pas 5 m³/s, il est essentiellement assuré par les rejets industriels et urbains (Kleche, 2013).

4- Les Eaux Souterraines

Les eaux proviennent de deux types d'aquifères (Figure.3).

- Aquifère superficiel.
- Aquifère profond.

4-1- Aquifère superficiel

4-1-1- La Nappe de gneiss altéré

Elle se situe dans le Nord-Est des formations métamorphiques du massif de Bouhamra et de Bellielita, son épaisseur est de 15 cm sa perméabilité varie entre 10^6 à 10^{15} m²/s, captée par des puits et des forages donnant un débit de 2 l/s (Amirat, 2012).

4-1-2- La Nappe du cordon dunaire

C'est une nappe d'eau de 0.5 à 2 m de largeur; limitée par le cordon littoral et localisée dans les dunes sableuses, à formation fine, alimentée directement par les eaux de pluies, en raison de sa porosité efficace (10%) (Khérici, 1993). Elle est exploitée par des puits, son eau mobilisée est destinée à l'alimentation des populations rurales et à l'agriculture.

4-1-3- La Nappe des alluvions récentes et actuelles

La nappe couvre la totalité de la plaine d'Annaba, de Bouteldja et d'Ain EI-Assel, d'une superficie de 320 km² environ. Elle est située dans les alluvions récentes et actuelles caractérisée par une efficacité de 2% (Gaud, 1976) et par une épaisseur moyenne de 10 m. La surface de l'eau de cette nappe varie en fonction des précipitations, des pompages et du retour d'irrigation.

4-1-4- La Nappe des cailloutis des terrasses

Elle est localisée sur la bordure Sud Sud-Ouest de la plaine d'Annaba, entre Aïn Berda à l'Ouest et Zérizer à l'Est et contenue dans les cailloutis et les galets. D'après Gaud (1976), la transmissivité de cette nappe est faible variant de 10^{-5} à 10^{-4} m²/s et elle est exploitée par des puits pour l'agriculture.

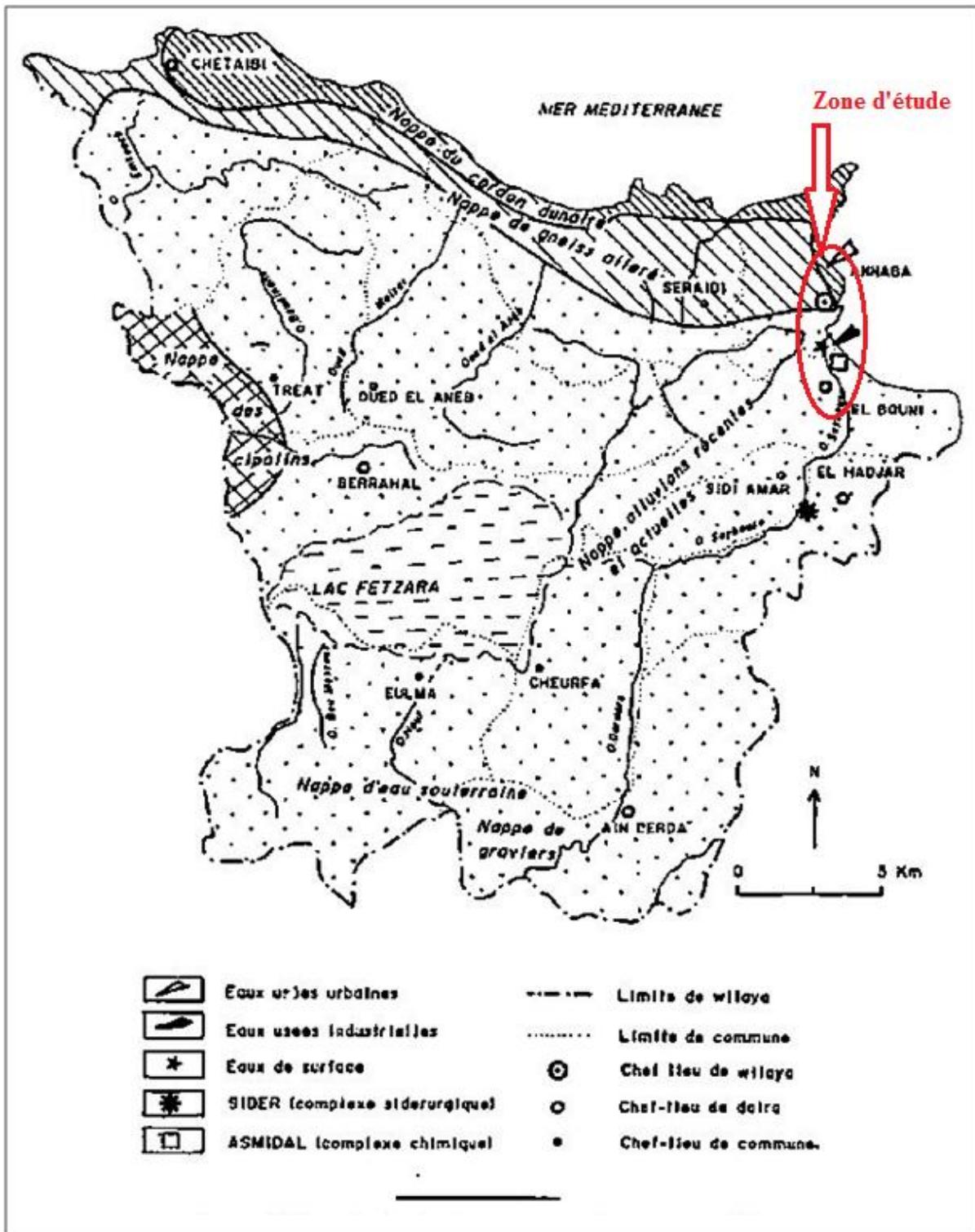


Figure 3 : Limites des nappes d'eau et répartition des points d'échantillonnage dans la région d'Annaba (Source : APW d'Annaba, 2001).

4-2- Aquifère profond

4-2-1- La Nappe des graviers

Elle est située sous l'aquifère superficiel contenant les graviers, les sables et les formations appartenant au plio-quadernaire. La nappe se trouve au fond du bassin d'effondrement, son plafond est perméable (sableux-argileux) à semi-perméable (argileux-sableux) et dans certaines régions imperméables (argileux) compatible avec ces formations. Selon les régions, la nappe des graviers est séparée de la nappe superficielle, son exploitation se fait par 150 forages. Les débits exploités sont estimés entre 5 et 54 l/s (Khérici, 1993).

4-2-2- La Nappe des cipolins

Elle est localisée au Nord-Ouest dans les massifs métamorphiques de Bouhamra et de Bellielita et contenue dans les cipolins fissurés. Sa profondeur varie de 12 à 80 mètres. Ses forages ont des débits d'exploitation d'ordre de 15 l/s avec une transmissivité comprise entre $5 \cdot 10^{-5}$ et 10^{-3} m²/s (Amirat, 2012).

5- Données climatiques

Le climat de la région est du type méditerranéen, avec alternance d'une saison pluvieuse et froide allant du Septembre à Mai et d'une saison sèche et chaude durant les mois de Juin, Juillet et Août, due à l'action combinée de différents facteurs climatiques (Mourdi, 2011).

5-1- Régime pluviométrique

Les données recueillies par la station météorologique d'Annaba sur une période de 10 ans (2003-2013) montrent que la variation des précipitations est soumise aux fluctuations saisonnières. Les moyennes mensuelles des hauteurs pluviométriques enregistrées dans cette station (Figure.4) indiquent que le maximum est observé au mois de Décembre avec 110,27mm alors que le minimum est observé au mois de Juillet avec 2,02mm.

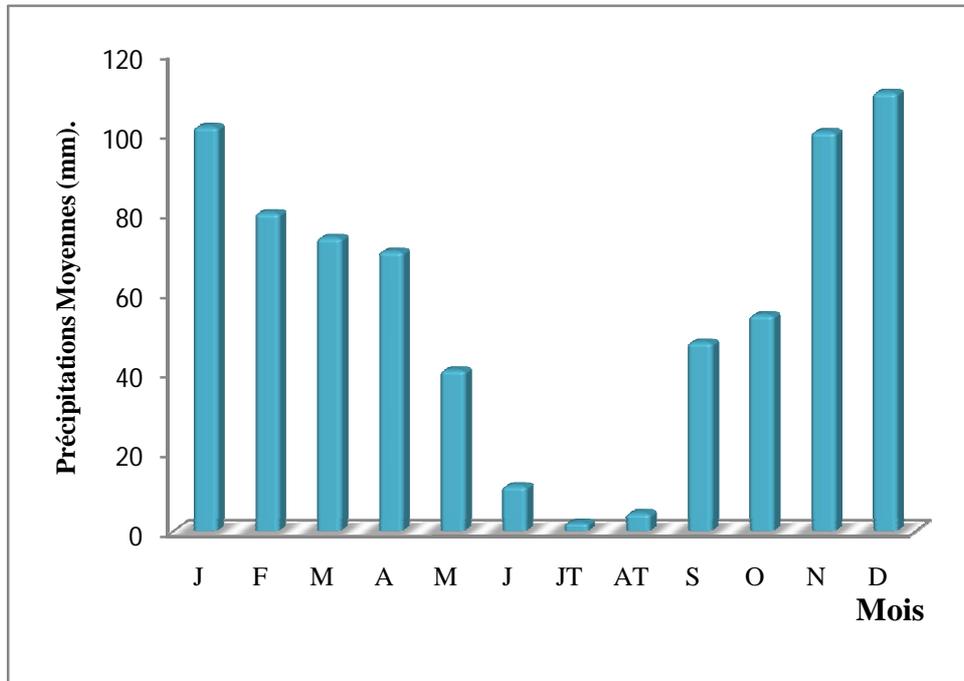


Figure 4 : Précipitations moyennes mensuelles de 2003 à 2013 dans la région d'Annaba.
 (Station météorologique d'Annaba, située à l'aérodrome).

5-2- Régime thermique

La température constitue un facteur prépondérant dans le comportement des microorganismes dans le milieu naturel, elle joue un rôle déterminant dans l'étude de l'évaporation et de l'évapotranspiration (Semadi, 2010).

Au niveau de notre région d'étude, les paramètres thermiques mensuels étudiés sont :

- La température maximale (M).
- La température minimale (m).
- La température moyenne $(M+m/2)$.

Le tableau (1) récapitule les températures moyennes mensuelles enregistrées par la station météorologiques d'Annaba de la même période (2003-2013).

6- Objectifs

Dans ce premier chapitre, notre travail est subdivisé en deux objectifs spécifiques;

- Tout d'abord la caractérisation de la nature des eaux usées issues des trois sites tout en suivant l'évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques de pollution.
- Le second objectif est consacré à l'évaluation de la contamination fécale et pathogène dans les eaux usées déversées dans les trois sites.

Tableau 1 : Données thermiques d'Annaba (2003-2013)

(Station météorologique d'Annaba, située à l'aérodrome).

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
M (°C)	16,11	16,98	19,07	20,64	22,72	28,48	30,90	32,72	28,23	27,19	20,35	17,49
m (°C)	6,90	7,86	8,01	10,07	12,29	16,44	19,86	20,25	18,50	15,04	11,54	8,26
(M+m/2) (°C)	11,50	12,42	13,54	15,35	17,50	22,46	25,38	26,48	23,36	21,11	15,94	12,87

7- Matériel et méthodes

7-1- Les sites d'étude

Les rejets : Boukhadra (**Site1**), El Bouni (**Site2**) et Oued Forcha (**Site3**) constituent les trois principaux grands rejets des eaux usées. Ils sont situés au Nord-Ouest de la ville d'Annaba (Figure. 5). Le choix de ces rejets repose sur l'importance des eaux usées déversées dans ces milieux naturels par les collecteurs qui traverse les trois zones urbaines (Oued Forcha , El Bouni et Boukhadra) et le plus important parce qu'ils ne sont pas liés à la station d'épuration de la région d'Annaba (Figure. 6) .

D'après le service communal-recensement 2012 la population des trois sites peut atteindre respectivement: 17752 habitants pour le site Boukhadra, 130.975 habitants pour le site El Bouni et 13476 habitants pour le site Oued Forcha.

7-2- Echantillonnage

7-2-1- Techniques d'échantillonnage

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière. L'emploi de flacons neufs en verre borosilicaté de préférence bouchés émeri ou le cas échéant avec des bouchons en polyéthylène ou en téflon maintenus pendant 1 heure dans l'eau distillée puis séchés. Pour les analyses microbiologiques, les flacons utilisés doivent assurer une fois bouchés, une protection totale contre toute contamination. Avant l'usage, les flacons doivent être soigneusement lavés, puis rincés à l'eau distillée, car il ne doit rester aucune trace d'un éventuel détergent ou antiseptique. Durant les prélèvements, les flacons sont rincés trois fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord. Le bouchon est placé de telle manière à ce qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport. Les prélèvements s'effectuent dans les meilleures conditions de stérilisation.

Afin de prendre en considération la variation saisonnière de l'effluent, les paramètres physico-chimiques et bactériologiques sont déterminés à partir de prélèvements bimensuels allant de Mars 2012 à Février 2013.

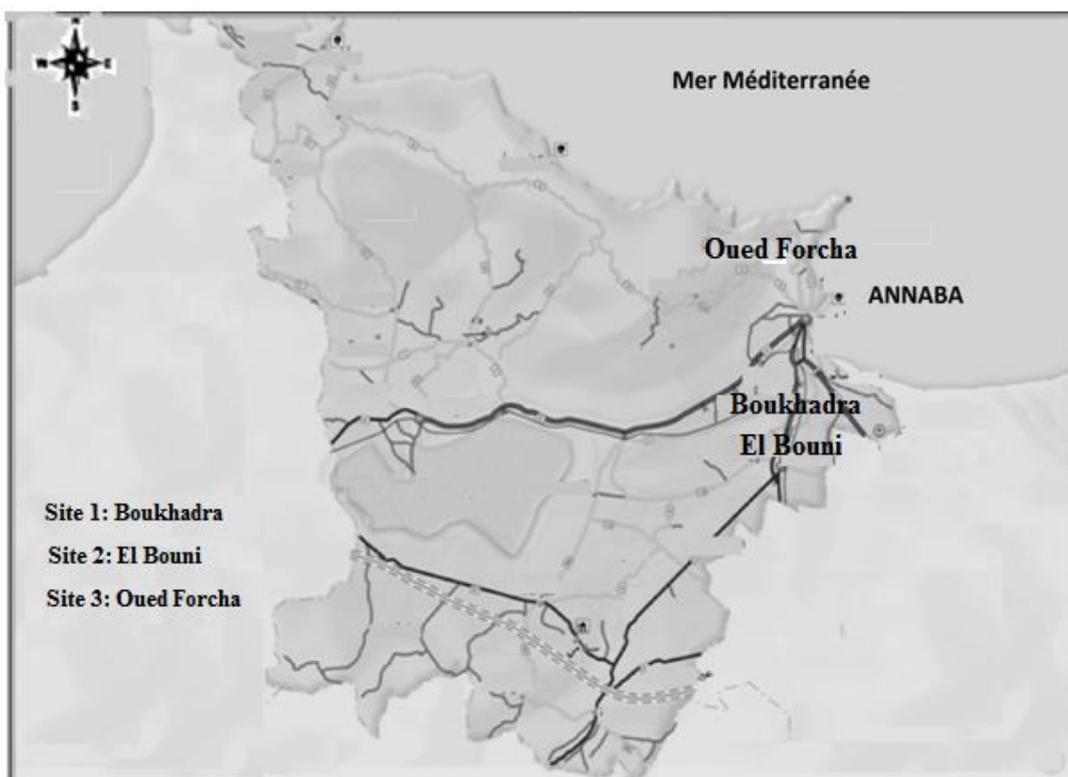


Figure 5 : Localisation des sites de rejets.



Site 1 : Boukhadra



Site 2 : El Bouni



Site 3 : Oued Forcha

Figure 6 : Les sites de rejets.

7-2-2- Transport et conservation des échantillons

Les échantillons d'eaux usées ont été recueillis dans des flacons en verre de 500 ml, ils ont été conservés dans une glacière dont la température est maintenue à 4°C conformément au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons (Rodier, 2009).

7-3- Méthodes d'analyses

7-3-1- Les paramètres physico-chimiques

7-3-1-1- La température et le pH

La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux, il varie suite à la nature des effluents basiques ou acide. Ce dernier influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans le milieu aquatique, cependant il est important pour la viabilité et la croissance des micro-organismes (Derwich, 2010). La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Swaine, 2006). Certes, toute variation brusque de ce paramètre entraîne une perturbation dans l'équilibre de l'écosystème aquatique.

Ces deux paramètres ont été déterminés par un pH-mètre de type Wagtech 525043 muni d'une sonde mesurant la température.

7-3-1-2- La conductivité, le total des solides dissous et la salinité

La conductivité électrique désigne la capacité de l'eau à conduire un courant électrique elle traduit le degré de minéralisation globale, et elle nous renseigne également sur le taux de salinité. La teneur de la conductivité électrique est probablement l'une des plus simples et des plus importantes pour le contrôle de la qualité des eaux usées. C'est un facteur vital à suivre lorsqu'on est intéressé par une réutilisation des eaux usées en agriculture (Shilton et *al.*, 2005). Le total des solides dissous est la mesure de la quantité totale des matières dissoutes dans l'eau, telles que le calcium, le magnésium, les chlorures, et les sulfates. Ces paramètres ont été mesurés avec la sonde multiparamètres WTW 197i.

7-3-1-3- Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. La connaissance de la concentration de ces particules dans les eaux usées est nécessaire dans l'évaluation de l'impact de la pollution sur le milieu aquatique. Elles agissent d'une façon négative sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau tels que : la turbidité, la transparence de la lumière donc de la photosynthèse (Aassiri, 2001). La quantité des MES contenue dans l'eau a été déterminée par la méthode de filtration sur disque filtrant en fibres de verre (whatman : 47 mm de diamètre) selon la méthode de normalisation algérienne (NA 6345-1992).

7-3-1-4- L'ammonium

L'azote ammoniacal se présente sous la forme toxique NH_4^+ . Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Sa présence dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique, l'azote ammoniacal se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation. Sa détermination est obtenue par méthode colorimétrique à environ 655 nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium (ISO 5664-1990).

7-3-1-5- Les nitrites

Les nitrites sont des composés intermédiaires du processus de nitrification. Ils proviennent de l'oxydation incomplète de l'azote organique sous l'action des bactéries nitrifiantes. Les nitrites sont toxiques pour l'organisme humain, sa présence en quantité importante dégrade la qualité de l'eau, ils sont dosés suivant la méthode colorimétrique. Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après couplage avec le N-(1-Naphtyl) éthylènediamine dichlorure donne une coloration rose mesurée à 543 nm (ISO 6777,1994).

7-3-1-6- Les nitrates

Les nitrates constituent la forme azotée la plus dominante dans les cours d'eau et dans les nappes d'eau souterraine. Ils proviennent généralement de la décomposition de la matière organique par oxydation bactérienne des nitrites et constituent ainsi l'ultime produit de la nitrification. Le dosage des nitrates a été réalisé par la méthode spectrométrique au diméthyl-2,6-phénol selon la méthode normalisée (ISO 7890/1-1986).

7-3-1-7- Les orthophosphates

Les phosphates interviennent dans la composition de nombreux détergents. Ils doivent être dégradés et hydrolysés par les bactéries en orthophosphates pour être assimilables par les autres organismes aquatiques. Les concentrations des orthophosphates ont été déterminées par la méthode spectrométrique selon la Norme (ISO 6878/1-1998).

7-3-1-8- La demande chimique en oxygène (DCO)

Le principe de mesure de la DCO consiste à faire bouillir à reflux pendant 2 heures, une prise d'essai de l'échantillon, en milieu acide, en présence d'une quantité de bichromate de potassium (oxydant), de sulfate d'argent (jouant le rôle d'un catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure II (permettant de complexer les ions chlorures). On dose ensuite l'excès de bichromate de potassium.

La norme de cette méthode est AFNOR (NF, T90-101).

7-3-1-9- La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Le principe de mesure de la DBO₅ consiste à déterminer la quantité d'oxygène consommée au bout de cinq jours d'incubation, dans les conditions d'essai, à 20°C dans une solution diluée de l'échantillon. Pour déterminer la DBO₅, deux mesures de l'oxygène dissout doivent être effectuées :

A l'instant $t = 0$, au moment d'incubation

A l'instant $t = 5$ jours, après 5 jours d'incubation

Le dosage de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) que nous avons appliqué s'effectue électrochimiquement en utilisant un oxymètre équipé d'une sonde à oxygène. La norme de cette méthode est AFNOR (NF, T90-103).

7-3-2- Les paramètres bactériologiques

L'étude des paramètres bactériologiques a porté sur les principaux indicateurs de la contamination fécale, à savoir les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Le dénombrement bactérien a été effectué selon la méthode du NPP (le nombre le plus probable) et ces résultats sont déterminés à partir de la table de Mac Grady. (Rodier, 2009 ; Rejsek, 2002).

Les différentes méthodes analytiques utilisées pour la recherche des germes de pollution sont représentées dans le tableau 2.

7-3-3- Analyse statistique

Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une analyse statistique grâce au logiciel MINITAB version 13,31 (Dagnelie, 1999) les données sont représentées par une analyse de la variance à deux critères de classification (site, temps) a été réalisée en utilisant le test ANOVA.

Tableau 2: Les méthodes analytiques utilisées pour la recherche des indicateurs bactériologiques de pollution.

Germes recherché	Description de la méthode	Références
Coliformes Totaux	<i>Milieu PCA</i> (gélose standard avec glucose)/Incubation à 37°C.	Rodier, 2009
Coliformes Fécaux	<i>Milieu présomptif</i> : Bouillons lactosé au proupe de bromocrésole double concentration avec cloche de durhan /Incubation à 37°C Pdt 24h. <i>Milieu confirmatif</i> : (test de Mackensie) : Shubert- Eau peptonée exempte d'indole – Incubation à 44°C	Rodier, 2009
Streptocoques Fécaux	<i>Milieu présomptif</i> : Rothe (D/C) – Rothe (S/C)	Rejsek, 2002
Clostridium sulfito-réducteur	<i>Milieu</i> : Viande Foie Additif: Sulfite de Sodium- Citrate de fer ammoniacal	Rodier, 2009
Salmonella typhi et Shigella	<i>Milieu d'enrichissement</i> : Bouillon sélénite de sodium <i>Milieu d'isolement</i> : Gélose S-S, Mac conkey, Gélose hectoen – Description des bactéries avec la coloration de Gram- Test de l'oxydase- identification à travers la galerie biochimique classique	Rejsek, 2002

8- Résultats

8-1- Résultats des paramètres physico-chimiques

Les résultats sont représentés dans les Figures (7) à (17) et le tableau 5.

8-1-1- Température

La Figure (7) met en évidence l'évolution spatio-temporelle de la température dans les trois sites de rejets. Les valeurs moyennes de la température des eaux usées des différents sites de prélèvement sont généralement comprises entre 11,8 à 20,1 °C ($17,73 \pm 3,59$ °C) pour le site 1, 14,8 à 23,7 °C ($18,61 \pm 3,20$ °C) pour le site 2 et 13,4 à 23,8 °C ($18,86 \pm 3,97$ °C) pour le site 3. Ces résultats montrent un écart entre les valeurs minimales et maximales enregistrées. Ceci pourrait être lié aux variations saisonnières importante avec des eaux chaudes en été, et froides en hiver. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative entre les sites.

8-1-2- pH

La Figure (8) représente l'évolution spatio-temporelle du pH dans les trois sites de rejets. Les valeurs du pH des eaux usées évacuées par ces rejets varient de 6,9 à 7,37 ($7,01 \pm 0,46$) pour le site 1, 6,15 à 7,68 ($7,07 \pm 0,50$) pour le site 2 et 6,17 à 7,42 ($7,1 \pm 0,50$) pour le site 3 ; elles sont donc relativement neutres. Cependant, la légère réduction de pH a été observée dans les trois sites au mois de mai, ce qui peut être expliqué par la dilution de l'eau. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative d'un site à l'autre.

8-1-3- Conductivité électrique

La Figure (9) illustre l'évolution spatio-temporelle de la conductivité électrique dans les trois sites de rejets. Les valeurs enregistrées fluctuent entre 668 et 1201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($1017 \pm 204,66$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) pour le site 1, entre 1076 et 1817 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($1462 \pm 286,50$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) pour le site 2 et entre 924 et 1946 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($1454 \pm 353,73$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) pour le site 3; Les valeurs de la conductivité électrique obtenues mettent en évidence la minéralisation importante des eaux usées, dans les sites 2 et 3 par rapport au site 1. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

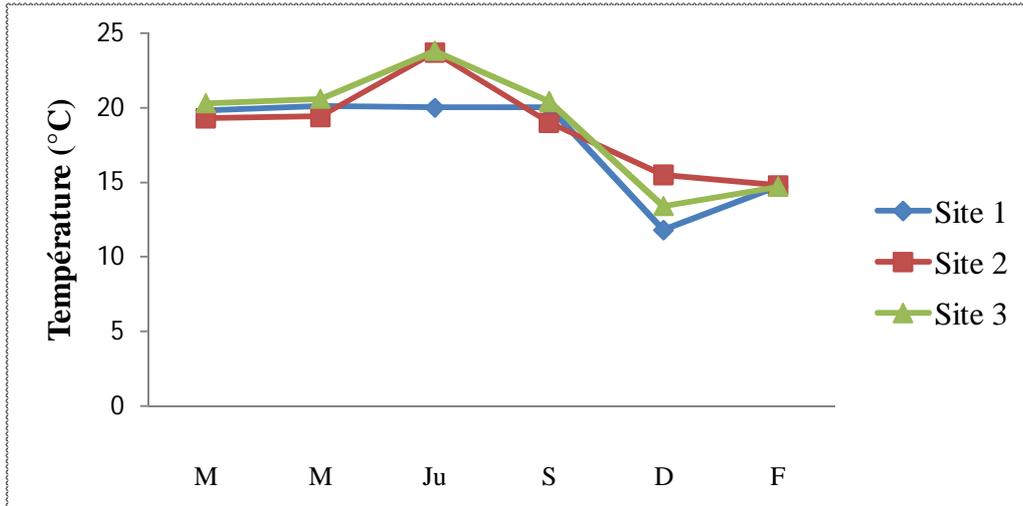


Figure 7 : Variation Spatio-temporelle de la température durant la période d'étude.

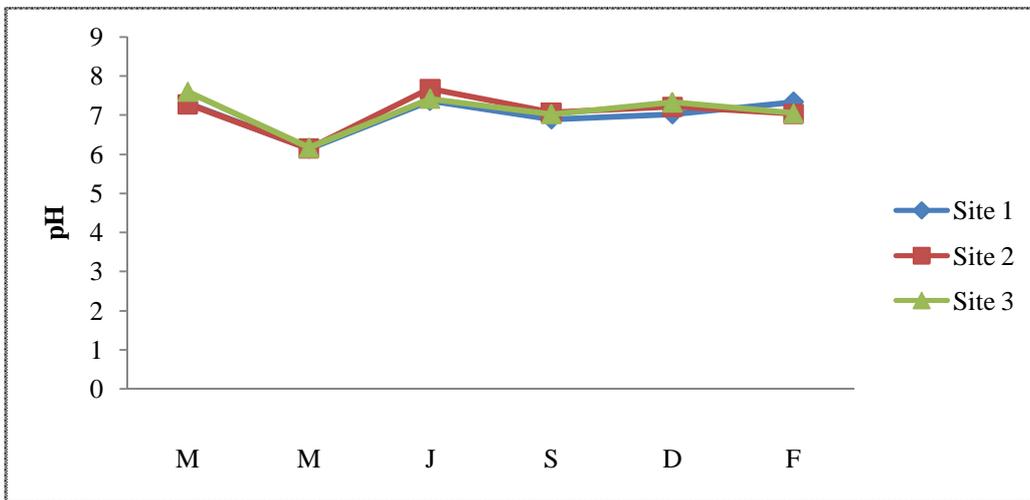


Figure 8 : Variation Spatio-temporelle du pH durant la période d'étude.

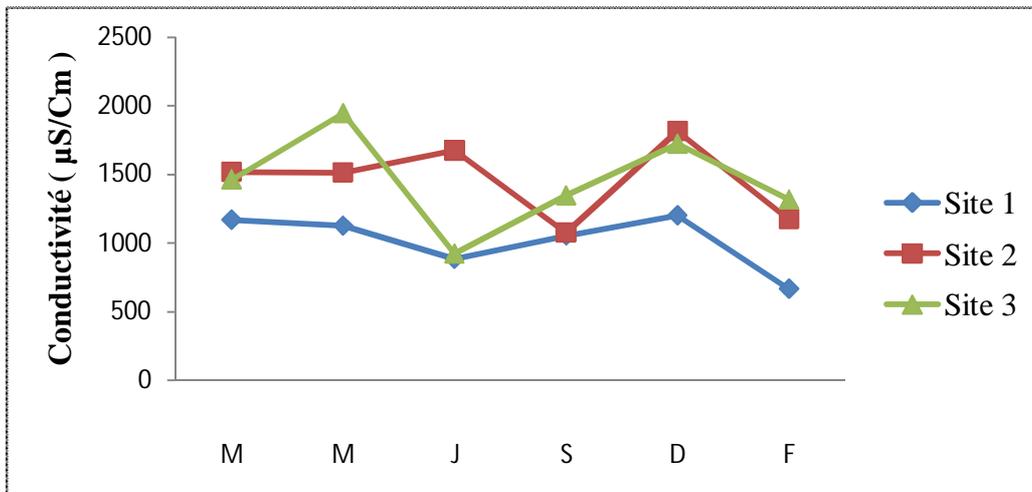


Figure 9 : Variation Spatio-temporelle de la conductivité durant la période d'étude.

8-1-4- Salinité

La Figure (10) met en évidence l'évolution spatio-temporelle de la salinité dans les trois sites de rejets. Dans la zone d'étude les valeurs enregistrées de la salinité varient de 0,1 à 0,4 ($0,31 \pm 0,13$) pour le site 1, de 0,4 à 0,8 ($0,6 \pm 0,17$) pour le site 2 et de 0,3 à 0,9 ($0,58 \pm 0,20$) pour le site 3, en générale, la salinité suit les mêmes tendances que la conductivité électrique donc la salinité est plus élevée dans les sites 2 et 3 en comparant avec le site 1. La différence d'égalités des moyennes est non significative d'un site à l'autre.

8-1-5- TDS

La Figure (11) illustre l'évolution spatio-temporelle des TDS dans les trois sites de rejets. Les concentrations de TDS mesurées dans les trois sites fluctuent entre 290 et 511 mg/l ($440,66 \pm 83,64$ mg/l) pour le site 1, entre 481 et 772 mg/l ($638 \pm 122,02$ mg/l) pour le site 2 et entre 415 et 841 mg/l ($626,5 \pm 145,96$ mg/l) pour le site 3. Il semble que l'évolution des concentrations des TDS est similaire à celles de la conductivité électrique et de la salinité. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

8-1-6- MES

La Figure (12) met en évidence l'évolution spatio-temporelle des MES dans les trois sites de rejets. L'analyse des résultats des MES montre que les eaux usées étudiées dans les trois sites sont caractérisées par des concentrations oscillent entre 294 et 417 mg/l ($352,83 \pm 47,90$ mg/l) pour le site 1, entre 313 et 364,8 mg/l ($340,83 \pm 17,21$ mg/l) pour le site 2 et entre 327 et 395 mg/l ($369,26 \pm 25,71$ mg/l) pour le site 3. Ce paramètre présente une évolution saisonnière très marquée par la réduction des valeurs en période hivernale et leurs augmentations en période estivale. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

8-1-7- Azote

Les Figures (13) et (14) représentent respectivement l'évolution spatio-temporelle de l'ammonium et des nitrates dans les trois sites de rejets. Les concentrations moyennes des nitrites sont presque nulles dans les trois sites.

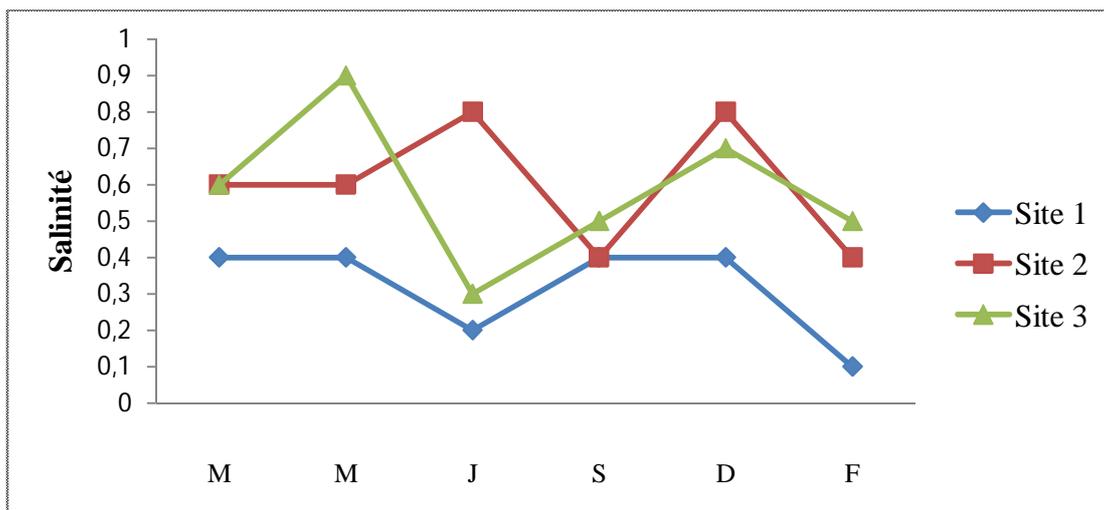


Figure 10 : Variation Spatio-temporelle de la salinité durant la période d'étude.

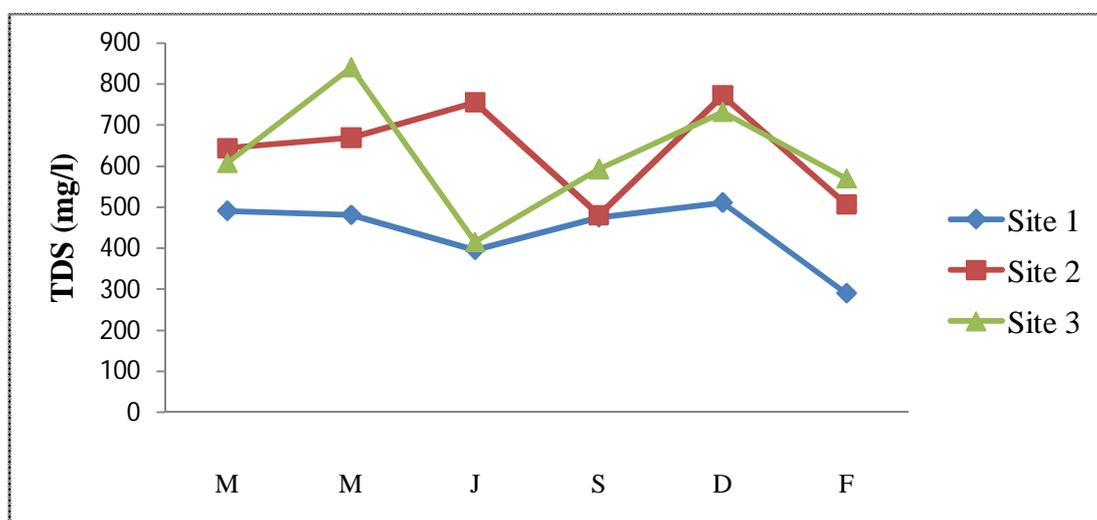


Figure 11 : Variation Spatio-temporelle du total des solides dissous durant la période d'étude.

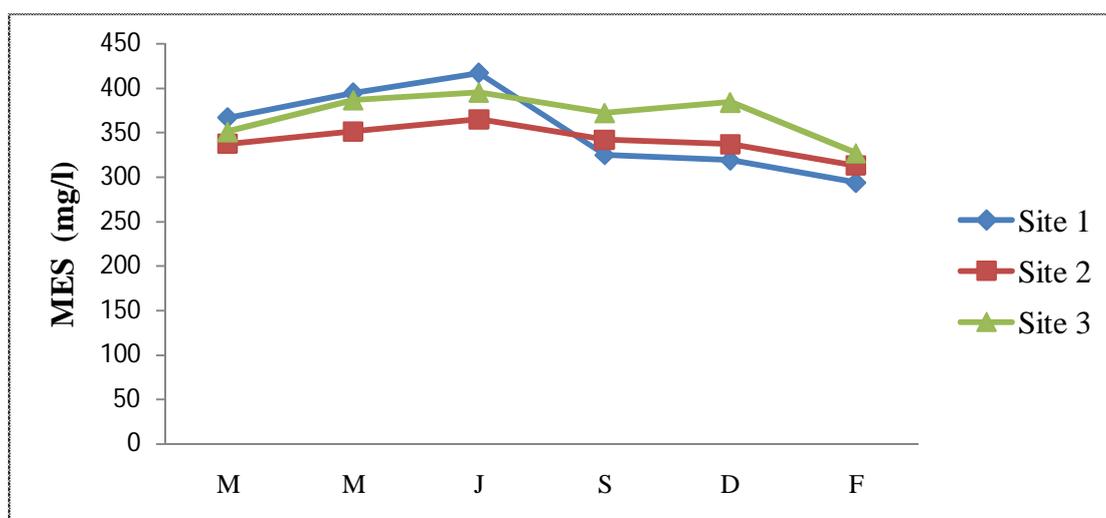


Figure 12 : Variation Spatio-temporelle des matières en suspension durant la période d'étude.

La concentration moyenne obtenue en ion ammonium dans le site 1 est de 2,23 mg/l avec des valeurs extrêmes de 0,057 et 4,89 mg/l. Elle est de l'ordre de 2,36 mg/l avec des valeurs extrêmes de 0,17 et 5,61 mg/l pour le site 2 et de l'ordre de 1,98 mg/l avec des valeurs extrêmes de 0,048 et 4,03 mg/l pour le site 3, dans les trois sites les valeurs d'ammonium trouvées au mois de Septembre sont nettement très inférieures à celles de la période sèche notamment en mois de Mai. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative d'un site à l'autre.

Les teneurs en nitrates dans les eaux étudiées varient entre 0,46 et 2,77 mg/l avec une concentration moyenne de 1,39 mg/l pour le site 1, entre 0,008 et 2,95 mg/l avec une concentration moyenne de 0,86 mg/l pour le site 2 et entre 0,016 et 3,15 mg/l avec une concentration moyenne de 1,73 mg/l pour le site 3. Il semble que l'évolution saisonnière très marquée des nitrates est similaire pour les sites 1 et 3, alors que nous enregistrons une évolution inverse dans le site 2 cette évolution est caractérisée par une augmentation de concentration au mois de Décembre. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

8-1-8- Les Orthophosphates

La Figure (15) met en évidence l'évolution spatio-temporelle des orthophosphates dans les trois sites de rejets. Les valeurs enregistrées des orthophosphates varient entre 0,60 et 2,78 mg/l avec une valeur moyenne de 1,93 mg/l pour le site 1, entre 0,22 et 3,69 mg/l avec une valeur moyenne de 2,77 mg/l pour le site 2 et entre 2,41 et 4,11 mg/l avec une valeur moyenne de 3,07 mg/l pour le site 3. Les teneurs enregistrées en orthophosphates présentent des variations considérables au cours du cycle de prélèvement effectué, nous enregistrons une réduction de concentration très marquée au mois de Mars dans le site 2. La différence d'égalités des moyennes est non significative d'un site à l'autre.

8-1-9- DCO

La Figure (16) représente l'évolution spatio-temporelle de la DCO dans les trois sites de rejets. Les valeurs de la DCO oscillent entre 450 et 220 mg/l d'O₂ ($298,83 \pm 84,40$ mg/l d'O₂) dans le site 1, entre 370 et 210 mg/l d'O₂ ($280 \pm 55,67$ mg/l d'O₂) dans le site 2 et entre 320 et 265 mg/l d'O₂ ($295,33 \pm 19,09$ mg/l d'O₂) dans le site 3. La différence d'égalités des moyennes est significative entre les sites.

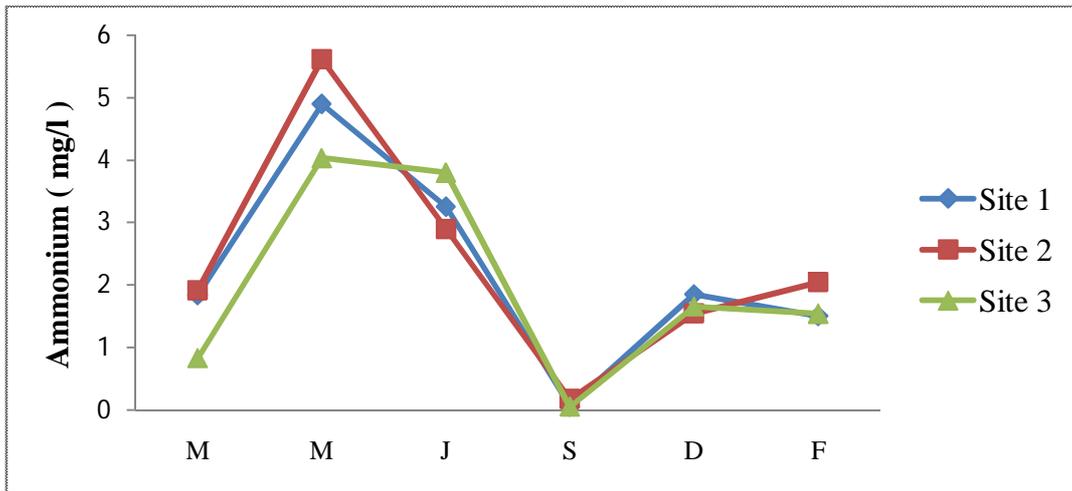


Figure 13 : Variation Spatio-temporelle de l'ammonium durant la période d'étude.

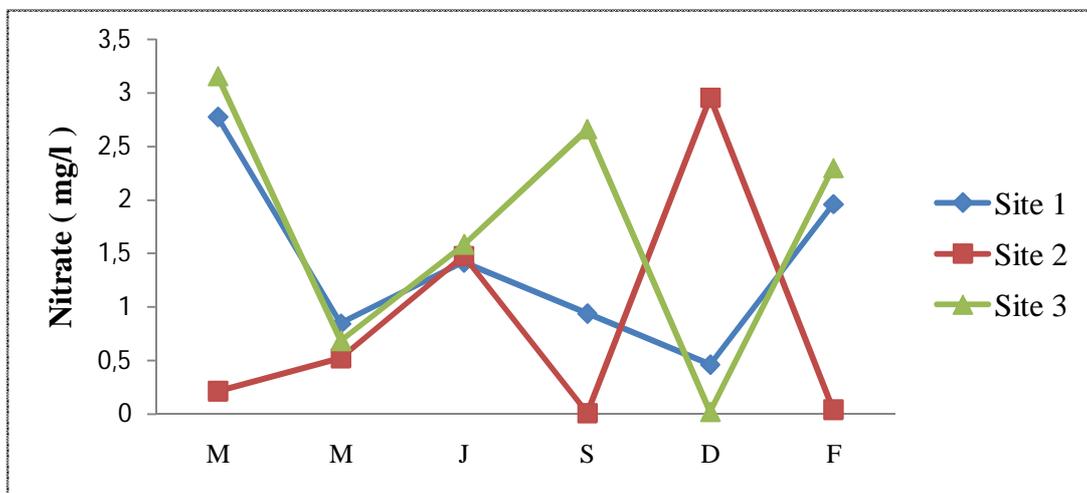


Figure 14 : Variation Spatio-temporelle des nitrates durant la période d'étude.

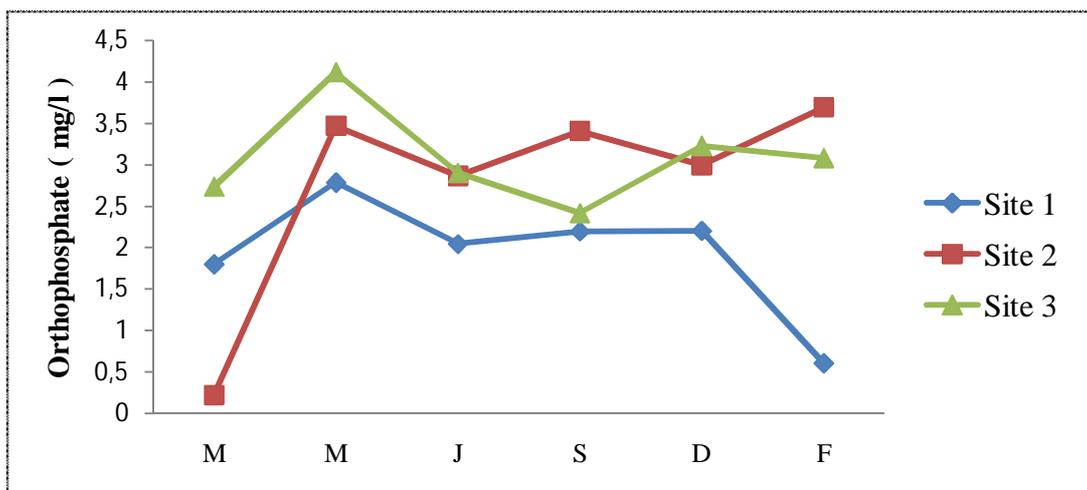


Figure 15 : Variation Spatio-temporelle des orthophosphates durant la période d'étude.

8-1-10- DBO₅

La Figure (17) illustre l'évolution spatio-temporelle de la DBO₅ dans les trois sites de rejets. Les valeurs de la DBO₅ fluctuent entre 120 et 185 mg/l d'O₂ (140,66 ± 26,62 mg/l d'O₂) dans le site 1, entre 110 et 196 mg/l d'O₂ (147,16 ± 33,10 mg/l d'O₂) dans le site 2 et entre 130 et 185 mg/l d'O₂ (148 ± 22,71 mg/l d'O₂) dans le site 3. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative d'un site à l'autre. Le rapport moyen annuel DBO₅/DCO est indiqué dans le tableau 3. Il est de l'ordre de 0,47 pour le site 1, de 0,52 pour le site 2 et de 0,50 pour le site 3.

Tableau 3 : Rapports de la pollution organique.

Paramètres Sites	DBO ₅ /DCO	DCO/DBO ₅	Matière Oxydable (MO) * mg/l
Site 1	0,47	2,11	193,38
Site 2	0,52	1,90	191,44
Site 3	0,50	2	197,11

*MO = DCO +2(DBO₅) / 3 (Boeglin, 1999).

8-2- Résultats des paramètres bactériologiques

Les résultats du dénombrement sont indiqués dans les Figures (18) à (23).

8-2-1- Coliformes Totaux (x10³)

La Figure (18) représente la répartition spatio-temporelle des coliformes totaux au niveau des trois sites de rejets. La répartition des coliformes totaux varie respectivement de 2 à 1000 germes/100 ml avec une valeur moyenne de 186,66 germes/100 ml dans le site 1, de 0,9 à 250 germes/100 ml avec une valeur moyenne de 50,15 germes/100 ml dans le site 2 et de 1 à 90 germes/100 ml avec une valeur moyenne de 24,16 germes/100 ml dans le site 3, nous enregistrons une augmentation très marquée au mois de Juillet dans le site 1. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

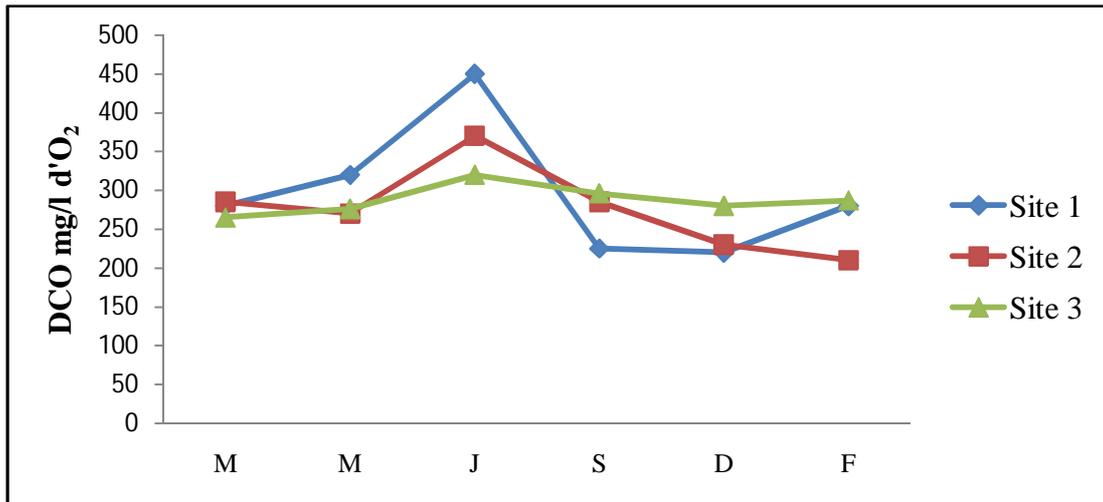


Figure 16 : Variation Spatio-temporelle de la DCO durant la période d'étude.

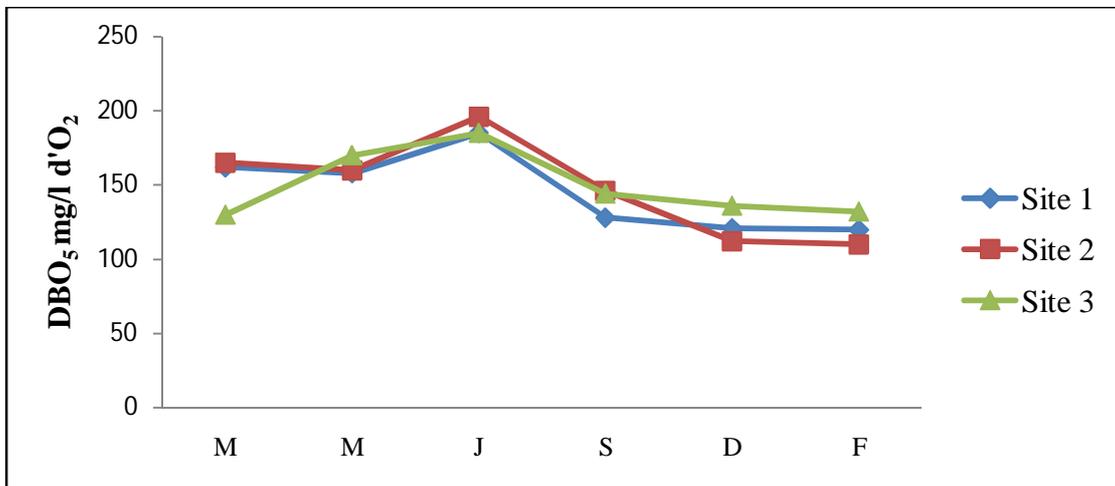


Figure 17 : Variation Spatio-temporelle de la DBO₅ durant la période d'étude.

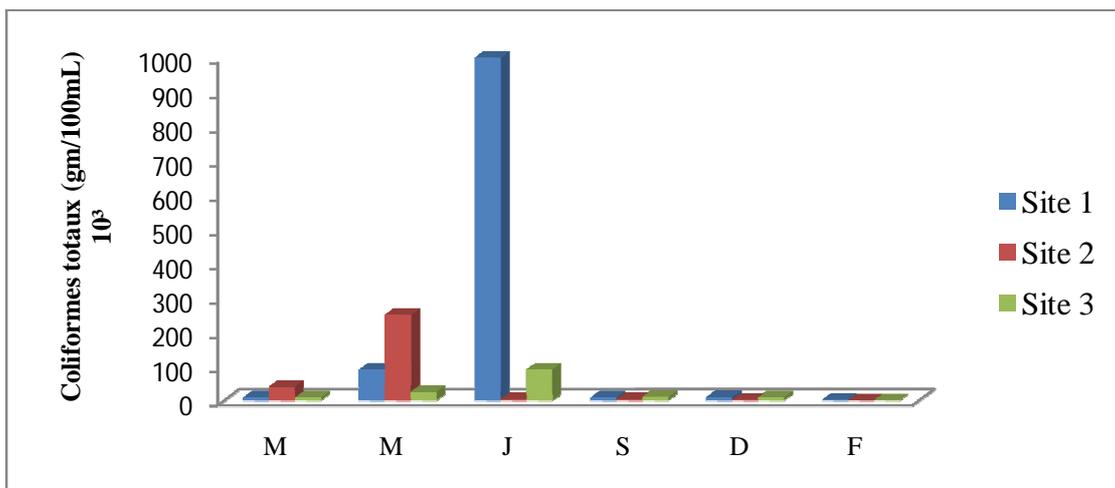


Figure 18: Répartition spatio-temporelle des Coliformes totaux.

8-2-2- Coliformes Fécaux (x10²)

La Figure (19) illustre l'évolution spatio-temporelle des coliformes fécaux dans les trois sites de rejets. Le dénombrement des coliformes fécaux fluctue entre 6 et 800 germes/100ml avec une valeur moyenne de 162,33 germes/100ml dans le site 1, entre 6 et 40 germes/100ml avec une valeur moyenne de 16,5 germes/100ml dans le site 2 et entre 3 et 40 germes/100ml avec une valeur moyenne de 11,83 germes/100ml dans le site 3. Au niveau du site 1, l'évolution saisonnière du germe se distingue par une croissance maximale au mois de juillet. La différence d'égalités des moyennes est non significative d'un site à l'autre.

8-2-3- Streptocoques Fécaux (x10²)

La Figure (20) met en évidence l'évolution spatio-temporelle des streptocoques fécaux dans les trois sites de rejets. Le dénombrement des streptocoques fécaux oscille entre 1 et 40 germes/100ml avec une valeur moyenne de 11,33 germes/100ml dans le site 1, entre 3 et 250 germes /100ml avec une valeur moyenne de 52,33 germes/100ml dans le site 2 et entre 1 et 30 germes/100ml avec une valeur moyenne de 12,33 germes/100ml dans le site 3. Le dénombrement des streptocoques fécaux fait ressortir au cours du suivi une augmentation du nombre de germes au mois de Mai dans le site 2. La différence d'égalités des moyennes est non significative entre les sites.

8-2-4- Clostridium sulfito-réducteur (x10²)

La Figure (21) représente l'évolution spatio-temporelle de clostridium sulfito-réducteur dans les trois sites de rejets. Les résultats fluctuent entre 1 et 1000 germes /ml avec une valeur moyenne de 171,33 germes /ml pour le site 1, entre 2 et (30 x10³) germes /ml avec une valeur moyenne de 10,33 x10³ germes /ml pour le site 2 et entre 2 et 35 germes/ml avec une valeur moyenne de 20,16 germes /ml pour le site 3. Ces résultats mettent en évidence une évolution saisonnière dans le site 2, par la croissance du germe du printemps à l'été dont les concentrations sont élevées en période estivale et sont faibles en période hivernale. La différence d'égalités des moyennes est non significative d'un site à l'autre.

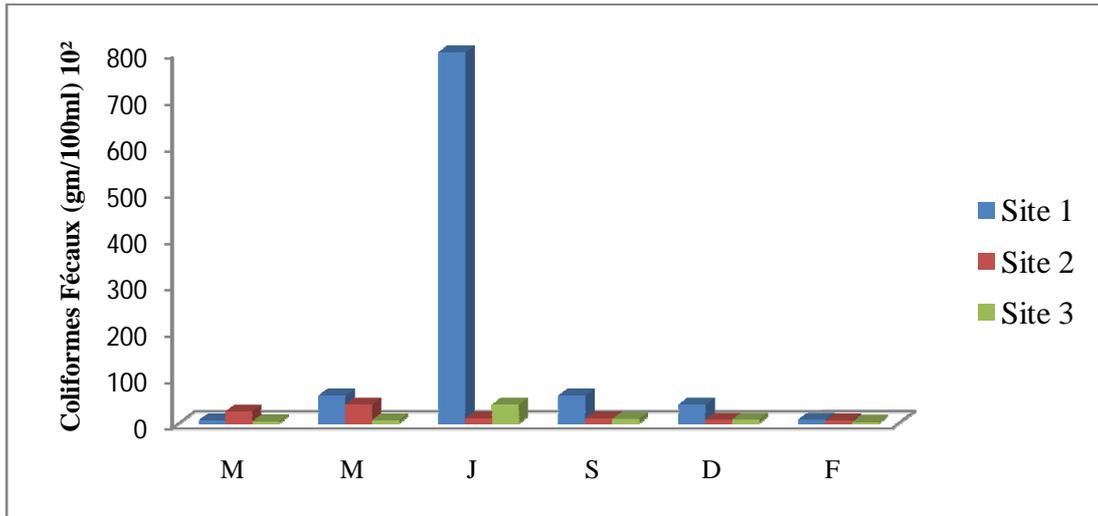


Figure 19: Répartition spatio-temporelle des Coliformes fécaux.

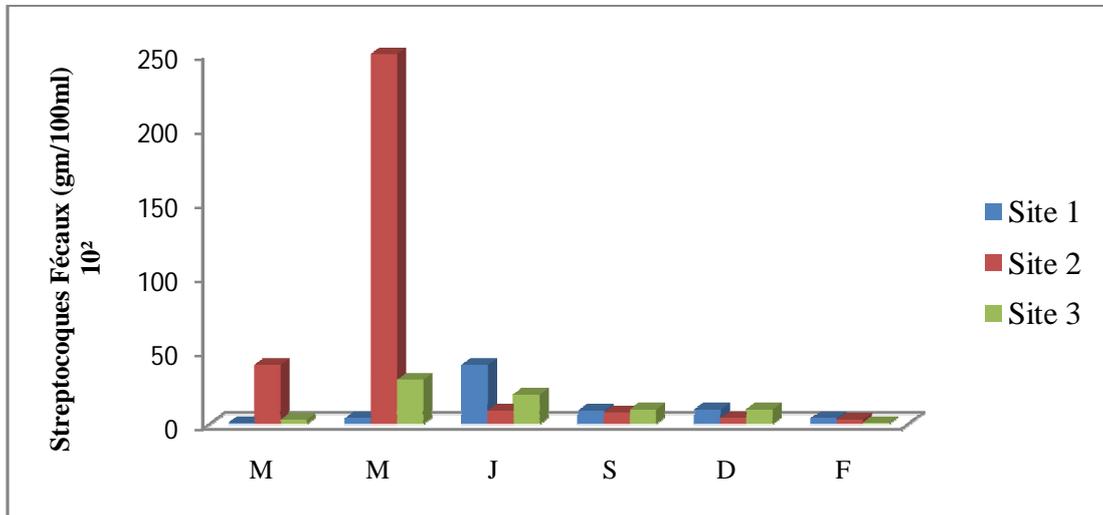


Figure 20: Répartition spatio-temporelle des Streptocoques fécaux.

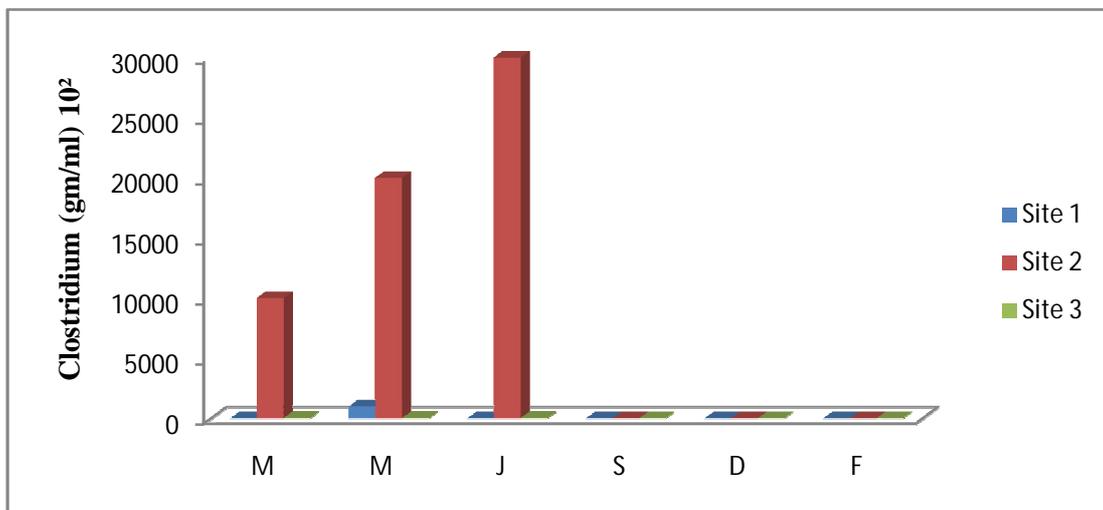


Figure 21: Répartition spatio-temporelle des Clostridium Sulfito-réducteur.

8-2-5- Salmonelles ($\times 10^2$)

La Figure (22) illustre l'évolution spatio-temporelle des salmonelles dans les trois sites de rejets. La répartition varie de 0,9 à 7 germes/ml avec une valeur moyenne de 3,65 germes /ml dans le site 1, de 1 à 4 germes/ml avec une valeur moyenne de 2,5 germes /ml dans le site 2 et de 1 à 3 germes /ml avec une valeur moyenne de 1,5 germes /ml dans le site 3. Nous enregistrons une augmentation du nombre du germe aux niveaux des sites 1 et 2 durant la période de notre expérimentation, et une perturbation entre diminution et augmentation entre les saisons pour le site 3. La différence d'égalités des moyennes est significative entre les sites.

8-2-6- Shigelles ($\times 10^2$)

La Figure (23) représente l'évolution spatio-temporelle des shigelles dans les trois sites de rejets. Le dénombrement des shigelles oscille entre 0,7 et 1 germes/ml avec une valeur moyenne de 0,95 germes/ml dans le site 1, entre 0,8 et 3 germes/ml avec une valeur moyenne de 1,63 germes/ml dans le site 2 et une valeur constante 1 germes/ml durant la période de notre expérimentation dans le site 3. Les résultats du dénombrement des shigelles montrent des valeurs constantes durant la période du travail parallèlement dans les sites 1 et 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative d'un site à l'autre.

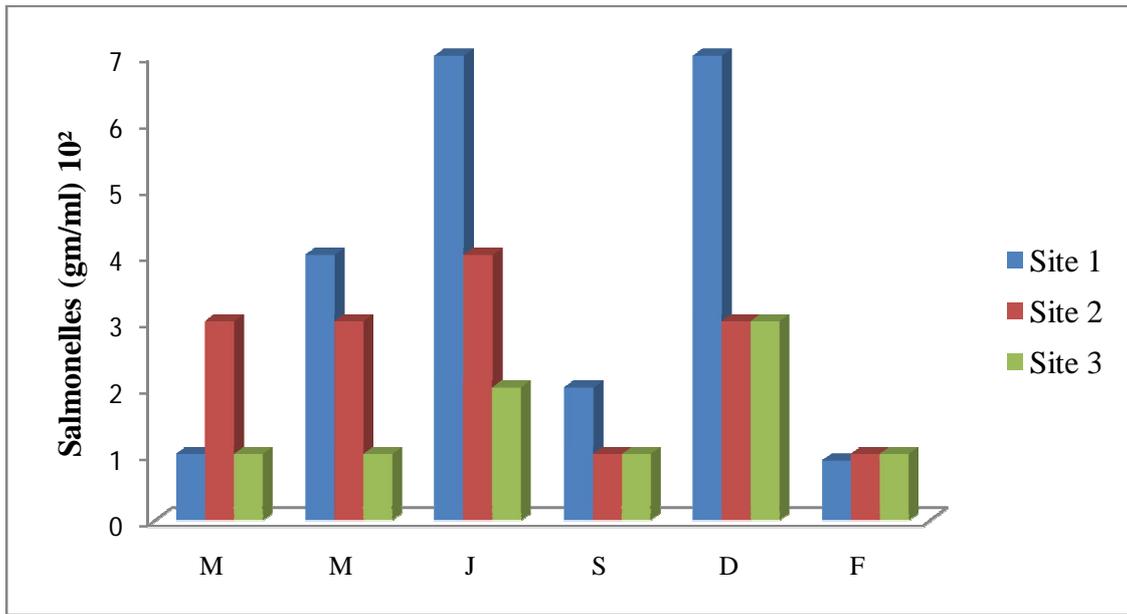


Figure 22: Répartition spatio-temporelle des Salmonelles.

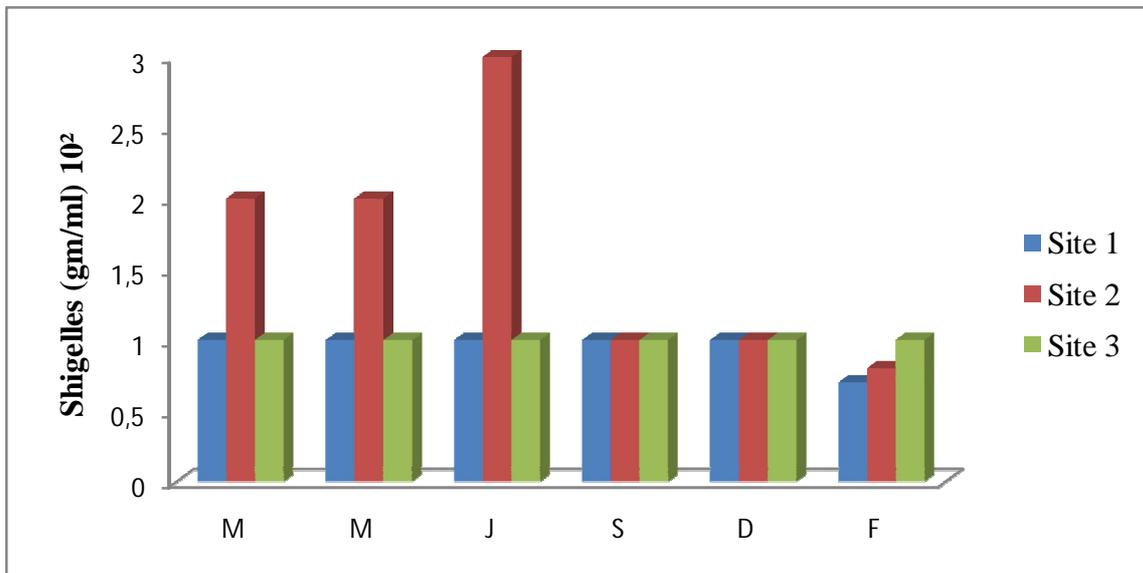


Figure 23: Répartition spatio-temporelle des Shigelles au niveau des trois sites de rejets.

9-Discussion

La température joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, c'est un élément essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (El Maroufy, 1992). Les valeurs de la température enregistrées dans les trois sites sont inférieure à la norme 30°C, considérée comme valeur limite de rejets directs dans le milieu récepteur (J.O.R.A, 2003). Nos résultats concordent avec (El Guamri et Belghyti, 2006 ; Sadek et *al.*, 2012).

Le potentiel d'Hydrogène est un indicateur de la pollution, il varie suite à la nature des effluents basiques ou acide. Les valeurs moyennes annuelles du pH des eaux usées des trois sites sont respectivement : 7,01 ; 7,07 et 7,1 sont donc neutres, elles se trouvent également dans l'intervalle admis [5,5-8,5] considéré, comme valeurs limite des rejets des effluents liquide déversés dans le milieu naturel (J.O.R.A, 2003). En dehors de cet intervalle, le pH a des effets néfastes sur la vie aquatique et bloque les processus d'autoépuration (Sadek et *al.*, 2012). La légère réduction de pH a été observée dans les trois sites au mois de mai, ce qui peut être expliqué par la dilution de l'eau. Des résultats similaires ont été enregistrés au Maroc (Salama et *al.*, 2012).

La conductivité électrique (CE) permet d'évaluer la minéralisation globale et d'estimer la totalité des sels solubles dans l'eau (Rodier, 1984). Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées dans les trois sites sont inférieure à la norme algérienne qui est égal à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (J.O.R.A, 1993). Ainsi, ces valeurs sont en accord avec les valeurs déterminées antérieurement par (Abdoulaye et *al.*, 2012 ; Rahmoun et *al.*, 2013). En effet, elles sont inférieures à celles trouvées par (Hassoune et *al.*, 2006 ; Mergaoui et *al.*, 2003 ; Souiki et *al.*, 2008).

Les valeurs moyennes annuelles de la salinité des eaux usées des trois sites sont respectivement : 0,31 ; 0,6 et 0,58. La salinité suit les mêmes tendances que la conductivité électrique, elle est plus élevée dans les sites 2 et 3 en comparant avec le site 1.

Les concentrations moyennes annuelles de TDS mesurées dans les trois sites sont respectivement : 440,66 mg/l ; 638 mg/l ; 626,5 mg/l. Elles sont inférieures à la norme algérienne (J.O.R.A, 1993). Ces concentrations sont supérieures à celles trouvées par (Fadaeifard et *al.*, 2012 ; Traore et *al.*, 2012).

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées. Les valeurs moyennes annuelles des MES des eaux usées des trois sites sont respectivement : 352,83 mg/l ; 340,83 mg/l ; 369,26 mg/l, ces valeurs

dépassent largement la concentration limite du rejet direct qui est égal à 50mg/l (J.O.R.A, 2003). Elles sont similaires à ceux trouvées par El Khokh et *al.* (2011) et elles sont supérieures à celles obtenues par (Bouslah et *al.*, 2012 ; Hachemi Rachedi et Amarchi, 2012).

Les concentrations en nitrites s'annulent à plusieurs reprises, c'est la raison pour laquelle nous n'avons pas représenté graphiquement ces variations spatiotemporelles. Ces faibles concentrations sont donc la résultante de la transformation rapide de cet élément instable par les bactéries de milieu en nitrates (El Khokh et *al.*, 2011 ; Souiki et *al.*, 2008).

Le suivi des concentrations en ion ammonium laissent apparaître une évolution saisonnière marquée par une diminution en automne surtout au mois de septembre qui semble être due aux phénomènes de dilution sous l'effet de pluies Hassoune et *al.* (2006), et une augmentation en été surtout au mois de mai qui est peut être expliquée par l'influence directe de la charge polluante déversée dans les trois sites très chargée en ammonium pendant l'été suite à l'activité bactérienne très poussée et qui dépasse l'assimilation estivale par le phytoplancton. La diminution des teneurs en azote ammoniacal peut avoir d'autres causes que la dilution, il peut être converti en nitrates par une action bactérienne (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) (Boualla et *al.*, 2011 ; Jones et *al.*, 1983). La comparaison de l'évolution saisonnière des nitrates et de l'ion ammonium dans les sites 1 et 3, met en évidence une évolution opposée de ces deux paramètres, ce qui indique bien une dénitrification Souiki et *al.* (2008).

L'évolution spatiotemporelle des orthophosphates montre une augmentation des moyennes d'un site à l'autre, ces résultats obtenus dépassent 2 mg/l, cette valeur est considérée, comme valeur limite des rejets liquide déversés dans le milieu naturel (J.O.R.A, 1993). Cependant, au niveau du site 2 on enregistre une diminution au mois de Mars, celle-ci est peut être le résultat de l'assimilation rapide de cet élément par les bactéries et les algues du milieu (Capblancq, 1990). De même, ces résultats sont en accord avec les résultats publiés antérieurement par Bordjiba et *al.* (2009) et ils sont inférieurs avec ceux trouvés par (Boualla et *al.*, 2011 ; Ghizellaoui et Ghizellaoui, 2010).

L'évolution saisonnière de la DCO dans les trois sites est caractérisée par des concentrations moyennes annuelles élevées : 298,83 mg/l d'O₂, 280 mg/l d'O₂ et 295,33 mg/l d'O₂, elles sont nettement supérieures à la norme algérienne (120mg/l) (J.O.R.A, 2006). Ainsi ces valeurs sont inférieures à celles obtenues par Boutayeb et *al.* (2012), et supérieures à celles trouvées par Belghyti et *al.* (2009). Concernant les valeurs moyennes de la DBO₅, elles dépassent

largement la norme algérienne qui est égale à 35mg/l (J.O.R.A, 2006). De même, ces valeurs sont inférieures à celles rencontrés dans les eaux usées de France (Mercoiret, 2010). Par contre elles sont supérieures à celles obtenues par Sadek et *al.* (2012) et concordent avec (Ghizellaoui et Ghizellaoui, 2010). Dans le site 2 le rapport DBO₅/DCO est très élevé il est de l'ordre de 0,52, c'est le cas général pour les rejets chargés en matière organique. Ce résultat obtenu est confirmé par la grande teneur en Matière Oxydable, qui est de l'ordre de 191,44 mg/l. Par ailleurs, le rapport DCO/DBO₅ est égale à 1,90 ce qui nous permet de déduire que la charge en matières organiques dans les eaux usées de ce site est facilement biodégradable selon (Rodier, 2009). Le rapport moyen annuel DBO₅/DCO est de l'ordre de 0,47 pour le site 1 et de 0,50 pour le site3. Ce résultat permet de conclure que les eaux usées des trois sites sont touchés par une pollution organique caractérisée par des effluents facilement dégradables.

Concernant les paramètres bactériologiques, les coliformes totaux sont utilisés comme indicateurs de la qualité microbienne de l'eau, ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale (Bedouh, 2014). la répartition moyenne des coliformes totaux au niveau du site1 est 186,66 x10³ germes/100ml, elle est quatre fois supérieure à celle du site 2 et 3 avec respectivement des moyennes de 50,15 x10³ germes/100ml et de 24,16 x10³ germes/100 ml. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Ait Hamou et *al.* (2000). L'évolution saisonnière des coliformes totaux est marquée par la réduction des valeurs en période hivernale en raison de la dilution (Derradji et *al.*, 2014), et leurs augmentation en période estivale période de fort ensoleillement et de grandes températures, des résultats similaires ont été enregistrés par Larif et *al.* (2013).

La présence de coliformes fécaux témoigne habituellement d'une contamination d'origine fécale ou provenant d'eaux enrichies en matière organique (Barthe et *al.*, 1998). Le nombre des coliformes fécaux dans les eaux usées du site 1 est dix fois plus important que celui dans les eaux des sites 2 et 3. Ces valeurs sont en accord avec les valeurs déterminées antérieurement par Khalaf et *al.* (2009) et elles sont inférieures à celles trouvées par (Eddabra, 2011 ; El Haite, 2010 ; Salama et *al.*, 2012) et supérieures à celles trouvées par Ait Hamou et *al.* (2000).

Le dénombrement des streptocoques fécaux dans le site 2 révèle un taux deux fois supérieur à celui du site 1 et 3. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Khalaf et *al.* (2009) et ils sont inférieurs à ceux trouvés par (Eddabra, 2011 ; Salama et *al.*, 2012). Le dénombrement

des streptocoques fécaux fait ressortir au cours du suivi une augmentation du nombre de germes au mois de mai dans le site 2 cette augmentation bactérienne peut être expliquée par l'élévation de la température qui est un facteur de prolifération des bactéries indicatrices de pollution (Souiki, 2008).

Le dénombrement de clostridium sulfito-réducteur s'avère très important dans le site 2 par rapport aux sites 1 et 3. Ce dénombrement met en évidence une évolution saisonnière dans le site 2 par la croissance du germe du printemps à l'été dont les concentrations sont élevées en période estivale et sont faibles en période hivernale (Bou Saab et *al.*, 2007). La présence de clostridium sulfito-réducteur dans les eaux usées indique une contamination tellurique dans les trois sites de rejets (Rejesk, 2002).

La répartition moyenne des Salmonelles oscille entre $3,65 \times 10^2$ germes/ml et $1,5 \times 10^2$ germes/ml. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Ait Hamou et *al.* (2000).

Les résultats du dénombrement des shigelles montrent des valeurs constantes durant la période du travail parallèlement dans les sites 1 et 3 dont il n'y a pas d'évolution spatio-temporelle qui peut être expliqué par l'absence de corrélation entre les paramètres environnementaux et les bactéries Kim et *al.* (2005), à l'exception du site 2 le dénombrement du germe se distingue par une croissance remarquable en période estivale, cependant une diminution du nombre des shigelles en période hivernale en raison de la dilution.

10- Conclusion

En Algérie, l'état de l'environnement ne cesse de se dégrader, en raison de la surexploitation des ressources naturelles notamment les ressources hydriques, cette exploitation est très intense avec les besoins grandissants liés à l'essor démographique et le développement accéléré des activités économiques, notamment l'agriculture en irrigué et l'industrie. Mais pour une bonne gestion, la connaissance de ces ressources en eau et de leur qualité est une condition nécessaire. En effet, le suivi de la physicochimie des eaux usées urbaines de la ville d'Annaba notamment les sites Boukhadra, El Bouni et Oued Forcha nous a permis de dégager un ensemble de renseignements au niveau de sa qualité en tant que rejet direct dans le milieu récepteur. Les résultats des principaux paramètres physico-chimiques (T, pH, CE, NO₂, NH₄⁺....) ont révélé des valeurs inférieures à la norme algérienne. En revanche nous avons remarqué des concentrations importantes de (DCO, DBO₅, MES, PO₄⁻³) qui sont supérieures à la norme algérienne. Au terme de l'évaluation de degré de pollution organique, on peut constater que l'ensemble des paramètres étudiés (en particulier la DBO₅, la DCO et les MES) classent les eaux usées des trois sites dans la tranche de concentration faible à moyenne selon (Metcalf et Eddy, 2003). Pour les trois rejets le rapport DCO/DBO₅ caractérise les eaux usées urbaines dominantes domestiques et elles sont aussi facilement biodégradables même si que le rapport DBO₅/DCO est élevé, ce dernier est confirmé par la grande teneur en Matière Oxydable. De ce fait, les eaux usées de Boukhadra, El Bouni et Oued Forcha jouent un rôle néfaste en se déversant sur le milieu récepteur.

Les analyses bactériologiques des eaux usées effectuées au cours de notre étude confirment une contamination fécale à cause de la présence de coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et clostridium sulfito- réducteur, des shigelles et des salmonelles sont également mis en évidence dans ces eaux. Vu la capacité de ces pathogènes à survivre longtemps dans le sol, l'eau et à la surface des plantes, une prise en charge sérieuse de la collecte et de l'épuration des eaux usées est nécessaire pour les remettre dans les normes de rejets directs et indirects selon les normes algériennes avant de les rejeter.

Chapitre II :

Procédé extensif d'épuration des eaux usées

Introduction

L'eau est une ressource naturelle précieuse sa pénurie est un fait généré depuis les deux dernières décennies par une sécheresse de plus en plus récurrente et structurelle. Cette rareté est aggravée par la forte pression sur le potentiel en eau en raison de la progression démographique, (Benyakhlef et *al.*, 2011 ; Khadijetou et *al.*, 2011). Par ailleurs la forte demande en eau potable entraîne un rejet massif des eaux usées non traitées, directement dans les milieux récepteurs. Lorsqu'elles sont mises en contact direct avec le milieu naturel, les eaux usées entraînent une pollution qui se caractérise par trois risques principaux:

- une nuisance liée à la stagnation des eaux usées et au dégagement d'odeurs nauséabondes.
- une perturbation de l'équilibre écologique du milieu naturel, notamment par la pollution des eaux de surface et des nappes phréatiques.
- enfin, un risque sanitaire par contamination directe ou indirecte liée à la survivance de germes pathogènes de toutes sortes dans le milieu récepteur: bactéries, virus, parasites, etc.

Pour ces motifs, les eaux usées doivent subir un traitement pour que leur qualité soit conforme à celle qui est imposée par les normes algérienne. En fait, l'objectif global de l'épuration des eaux usées consiste à les traiter le plus économiquement possible, de manière à ce que celles-ci ne perturbent plus sensiblement le milieu extérieur, qui les reçoit.

Les filtres plantés de macrophytes, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées vues les grands avantages qu'ils présentent (El Hachemi et *al.*, 2012) , ils sont moins couteux à réaliser et à exploiter; sont construits directement sur le site de rejet des eaux usées, nécessitent peu d'équipements mécanisées et finalement sont moins sensibles aux variations des charges polluantes (Mimeche et *al.*, 2010). La base du traitement par les macrophytes enracinés repose particulièrement sur le fait que ; ce sont pour la plus part des plantes à rhizome horizontal et vertical qui fournissent un support pour la croissance des bactéries et pour la filtration des substances particulaires. Le rhizome assure aussi avec les racines une forte perméabilité du sol et une grande surface de contact entre sol-eaux usées. Ces racines produisent des exsudats toxiques pour les bactéries pathogènes, ils ont l'aptitude de transmettre l'oxygène des feuilles à travers la tige dans la rhizosphère qui stimule la dégradation de la matière organique et la croissance des bactéries nitrifiantes. Parmi les macrophytes enracinés intéressants dans le domaine de la phyto-épuration figure le roseau (*Phragmites australis*) qui fait l'objet de cette étude.

Le *Phragmite australis* est une plante très productive qui s'adapte facilement aux différentes conditions du milieu (Tiglyene et *al.*, 2005) il est très abondant dans la région d'Annaba.

La présente étude a donc pour but, d'évaluer les performances épuratoires physico-chimiques et bactériologiques, d'une installation de lagunage, exploitée sous la filière à macrophytes (*Phragmites australis*) et de voir si ces milieux humides artificiels ou marais épurateurs peuvent constituer un système adéquat pour le traitement des eaux usées urbaines issues de la région d'Annaba.

1- Phytoépuration

Actuellement, une attention considérable est donnée en Europe et en Amérique à l'épuration par filtres plantés à macrophytes (Phytoépuration) pour traiter les eaux usées urbaines et industrielles. La phytoépuration veut dire l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Elle peut être réalisée à travers différents systèmes, caractérisés par le fait que l'eau vient couler lentement et sous conditions contrôlées à l'intérieur de milieux végétaux, de façon à en favoriser la dépurabilité naturelle, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore. Les macrophytes et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmites australis*) ont la particularité de former un tissu racinaire et un réseau de galeries qui drainent et apportent de l'oxygène et servent de support aux bactéries aérobies. Ces bactéries, ainsi que la macrofaune du sol, ont un rôle de dégradation et de minéralisation de la matière organique, qui devient dès lors assimilable par les plantes. Ainsi le système ne produit pas de boues, lesquelles sont compostées et forment un humus sur place (Medjdoub, 2014).

2- Les types de filtres plantés

Il existe deux types de filtres : les horizontaux et les verticaux. Ils diffèrent par leur mode d'alimentation, par le sens de l'écoulement de l'eau et par les conditions aérobies de traitement. Nous rencontrons aussi les systèmes hybrides sont en fait l'association en série de filtres verticaux et de filtres horizontaux.

2-1- Les filtres plantés à écoulement vertical

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur deux étages de traitement ;

- Les filtres à écoulement vertical sont alimentés en surface, l'effluent percole verticalement à travers le substrat.
- La rétention physique des matières en suspension s'effectue en surface des filtres.
- Ce type de dispositif permet un stockage et une minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement par stabilisation des boues.
- La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support non saturé.

Pour des questions de capacité d'oxygénation, les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée alors que ceux du deuxième étage terminent la dégradation de cette fraction et peuvent permettre une nitrification qui sera en fonction des conditions d'oxygénation, de la température et du pH (Poulet et *al.*, 2004).

2-2- Les filtres plantés à écoulement horizontal

Les filtres horizontaux ne sont pas alimentés par la surface, comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent, via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Il est donc nécessaire de débarrasser l'effluent, au préalable, des matières en suspension, soit par l'intermédiaire d'un décanteur placé en amont, soit par un premier étage de filtration verticale. Les matières dissoutes sont dégradées dans le massif de filtration par la biomasse bactérienne fixée sur le support. Le niveau d'eau dans un filtre horizontal est normalement constant. L'aération est limitée par l'absence d'un mouvement de la ligne de saturation et se fait de manière très faible par une diffusion gazeuse. L'apport d'oxygène est faible par rapport à la demande totale. La pénurie en oxygène, limite la dégradation de la pollution carbonée et azotée, oxydation du carbone organique et de l'ammonium, et par conséquent limite la croissance bactérienne hétérotrophe et autotrophe (Poulet et *al.*, 2004).

2-3- Les systèmes hybrides

Son intérêt réside dans la combinaison des deux sortes de filtres : bonne nitrification dans les filtres verticaux bien oxygénés (dégradation de la matière organique) suivie d'une dénitrification dans les filtres horizontaux par des bactéries dénitrifiantes (conditions d'anoxie nécessaires). Les rendements de la dénitrification ne sont pas très élevés car les bactéries ont besoin de matière organique pour se développer et dénitrifier correctement (Grison, 1999).

3- Rôle des principales composantes du procédé

Les marais artificiels et naturels comptent deux composantes ayant un rôle majeur dans le procédé de traitement, soit les plantes et les microorganismes. Les systèmes à écoulement sous la surface comportent une troisième partie fondamentale le média filtrant. Nous présentons au tableau 4 une synthèse des fonctions des principales composantes du procédé. Chacune des composantes est traitée plus en détail dans ce qui suit ;

3- 1- Les plantes

Tel que discuté précédemment, plusieurs types de plante peuvent être utilisés pour le traitement de l'eau usée. Dans les systèmes à écoulement dans le sol, la croissance des racines des plantes émergentes fournit un apport en oxygène durant la journée. L'oxygène se trouve très près des racines et rhizomes jeunes et permet une certaine oxygénation des eaux usées. Les plantes utilisent pendant leur croissance une certaine quantité d'azote et de phosphore et peuvent dans certains cas consommer et concentrer dans leurs tiges et leurs feuilles certains métaux lourds (Mimeche, 2014).

3-2- Le sol

Dans les systèmes à écoulement en surface le rôle du sol est négligeable. Par contre, lorsque les eaux usées passent au travers du média, celui-ci permet d'effectuer un bon enlèvement des matières en suspension et de la partie organique associée (Mancer, 2010). Lorsque le média filtrant a une bonne capacité d'adsorption, il pourra permettre l'accumulation du phosphore.

3-3- Les micro-organismes

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement des eaux usées à partir des plantes. Qu'ils soient aérobies ou anaérobies, ce sont eux qui consomment la partie carbonée des eaux usées pour la transformer principalement en CO₂ pour les bactéries aérobies et aussi en méthane pour les bactéries anaérobies. Lorsqu'il est possible de maintenir des conditions séquentielles aérobies et anaérobies, les bactéries nitrifiantes vont transformer l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates dans les zones aérées et les bactéries dénitrifiantes vont permettre la transformation des nitrates et nitrites en azote gazeux dans les zones anaérobies (Medjdoub, 2014).

Tableau 4 : Fonctions des principales composantes du procédé.

ÉLÉMENTS DE PROCÉDÉ	PRINCIPALES FONCTIONS	REMARQUES
PLANTES	<ul style="list-style-type: none"> • Maintient la capacité hydraulique du sol. • Apport d'oxygène au sol. • Consommation des nutriments (N, P, etc...). • Support de bactéries. 	<ul style="list-style-type: none"> - par le développement des racines et des rhizomes. - démontré principalement pour les roseaux (Phragmites australis), mais les autres plantes émergentes telles que typha et juncus ont cette propriété; - seulement durant le jour; - seulement près des racines; - surtout en période de croissance des plantes; - lorsque le besoin des plantes est satisfait, elles n'en consomment plus; - la récolte permet d'assurer un certain enlèvement de nutriments; - certaines plantes consomment beaucoup de phosphore (ex.: lentilles d'eau, algues, jacinthes d'eau, etc...). - autour des racines ou des tiges.
MICRO-ORGANISMES	<ul style="list-style-type: none"> • Enlèvement de la DBO. • Nitrification/Dénitrification. 	<ul style="list-style-type: none"> - peuvent être fixés dans le sol ou en surface; - bonne efficacité même en hiver (diminution d'efficacité de 25% environ). - si on réussit à créer des conditions séquentielles aérobies et anaérobies; - l'efficacité diminue beaucoup en hiver.
SOL	<ul style="list-style-type: none"> • Enlèvement des MES. • Enlèvement de nutriments (phosphore) et de certains métaux par adsorption. • Support des bactéries. 	<ul style="list-style-type: none"> - efficace lorsque le média est fin (sable). - possible si le média est composé en partie d'ions ferreux, d'aluminium ou autres pouvant favoriser l'adsorption; - plus la capacité d'adsorption est comblée et moins l'enlèvement des nutriments sera efficace à long terme. - un développement trop important de bactéries, surtout anaérobies, peut colmater le lit filtrant.

3-4- Le complexe plantes- sol

Le rôle de chacune des composantes est souvent plus important dans un contexte synergique avec les autres composantes que prises individuellement. En effet, le sol est essentiel pour supporter la croissance des plantes émergentes et fournit une partie de la nourriture nécessaire à la croissance de ces dernières, à moins qu'il s'agisse d'une culture hydroponique. Dans ce dernier contexte, il peut alors être nécessaire d'ajouter au système certains éléments nutritifs tels que le potassium pour maintenir les plantes en santé.

Dans les systèmes de traitement qui nécessitent le passage de l'eau usée au travers du sol, les rhizomes et racines des plantes émergentes jouent un rôle très important dans le maintien de la capacité hydraulique du sol. En effet, leur activité mécanique permet de déplacer le sol et de briser les tapis colmatants (Bécaye, 2002).

3-5- Le complexe plantes - micro-organismes

Tel que précisé précédemment, les plantes par leur apport en oxygène peuvent favoriser la croissance de certains microorganismes aérobies à la proximité de leurs rhizomes et racines. Elles offrent un support physique pour la croissance des bactéries. Les micro-organismes dégradent la matière organique et favorisent sa minéralisation pour rendre disponible ces minéraux pour la consommation des plantes. Le complexe micro-organismes - plantes joue un rôle important dans l'épuration des eaux usées (Saggai, 2004).

3-6- Le complexe sol - micro-organismes

Les bactéries croissent sur le média filtrant dans les systèmes à écoulement dans le sol et ce dernier permet d'augmenter la concentration en micro-organismes et ainsi améliorer le rendement du système. Les microorganismes aérobies auront tendance à long terme à diminuer la capacité hydraulique du sol mais ne sont pas responsables du colmatage. La croissance trop importante de bactéries anaérobies peut occasionner un colmatage complet du milieu filtrant (Mimeche, 2014). L'apport d'oxygène extérieur à l'aide des plantes, par diffusion ou par convection afin de maintenir un minimum d'oxygène, demeure donc important. Les micro-organismes transforment les composés phosphorés organiques complexes en composés inorganiques plus simples, comme les orthophosphates qui sont plus facilement précipités.

4- Le pouvoir épuratoire des *Phragmites australis*

Les roseaux (*Phragmites australis*) ont un système racinaire très développé. Ces racines, spécialisées dans l'absorption de l'eau et des sels minéraux contenus dans le sol, accumulent des réserves et permettent à la plante de se fixer au substrat. Au cours des processus d'absorption, les racines libèrent des glucides, des enzymes et d'autres nutriments, utilisables par les micro-organismes. L'intense réseau racinaire favorise donc la fixation des bactéries épuratrices sur les rhizomes. Elles abritent donc une flore bactérienne importante, qui se nourrit des effluents et dégrade la matière organique. Toute une population de bactéries, de champignons et autres micro-organismes se concentre ainsi autour de la racine : on estime que les bactéries, dans cette zone privilégiée sont 20 à 10000 fois plus nombreuses que dans un sol nu. Ces micro-organismes vont favoriser la minéralisation de l'azote et du phosphore, qui seront alors disponibles pour la plante. Ainsi se crée une étroite coopération entre plantes et micro-organismes. Cette partie du sol où des organismes vivants sont associés est appelée la rhizosphère. L'activité microbienne au niveau de cette rhizosphère dépend de différents facteurs, comme la teneur en eau et en oxygène. Les bactéries fixées au niveau de cette rhizosphère sont aérobies elles ont besoin d'oxygène pour dégrader la matière organique. Outre leur implication, via leur système racinaire, dans la dégradation de la matière organique, les roseaux ont une action mécanique avec le vent, ils cassent la croûte qui se forme à leurs pieds (dans le cas d'un filtre vertical seulement), ce qui permet de limiter les phénomènes de colmatage et de garantir la perméabilité du filtre en surface. Cette protection est possible grâce au mode de croissance très rapide des racines. La rhizosphère génère un système décolmatant grâce aux racines tubulaires (rhizomes traçants) et aux nouvelles tiges qui poussent à travers le massif filtrant et les boues accumulées. L'intense réseau racinaire favorise la fixation des bactéries épuratrices sur les rhizomes. Enfin, les roseaux offrent également une protection contre les faibles températures et protègent les bactéries contre l'action des rayons ultraviolets du soleil, qui sinon les tueraient (Daloz, 2007).

5- Les éléments traces métalliques dans les filtres plantés de roseaux

Les ETM sont en grande partie liés aux MES et leur devenir dépend étroitement, dans un premier temps de la capacité de sédimentation et de filtration de ces particules. Par la suite, les variations de pH, de potentiel redox du substrat sont des facteurs éventuels de remobilisation de ces composés dont certains peuvent changer d'espèce chimique

(liaison organique, complexes, formes ioniques ou particulaire...). Nous pouvons donc considérer qu'il y a deux phases essentielles dans le traitement de ces composés :

- une phase primaire de rétention/immobilisation, qui s'avère être quasi-définitive et permanente pour les métaux si les conditions de précipitation avec le substrat sont stables,
- une phase secondaire de dégradation qui concerne surtout les composés organométalliques qui est marquée par une cinétique dépendant étroitement des conditions d'aérobie.

C'est dans cette deuxième phase que la synergie macrophytes (essentiellement *Phragmites australis*) / microorganismes bactériens et fongiques joue un rôle primordial. Les métaux existant sous forme ionique sont solubles dans l'eau et leur contact avec l'oxygène présent dans la rhizosphère provoque leur oxydation et leur précipitation, favorisant ainsi l'accumulation, à la surface des racines, d'une couche d'hydroxydes métalliques appelée plaque racinaire (root plaque) (Blak et al., 2007). L'oxydation des métaux dans la rhizosphère diminue l'exposition des plantes aux formes réductrices toxiques des métaux qui s'accumulent dans les sols anaérobies, tout en les rendant bio disponibles pour les plantes et les microorganismes pour lesquels ils constituent des oligoéléments essentiels (Kleche, 2013).

6- Objectif

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les potentialités du roseau à épurer les eaux usées issues du site 2 El Bouni (Chapitre 1) sous un régime d'écoulement vertical et de les comparer à celles d'un sol non planté placé sous les mêmes conditions expérimentales, tout en suivant l'abattement de la pollution physique, chimique et bactériologique.

7- Matériel et méthodes

Notre étude expérimentale a été effectuée au laboratoire de toxicologie cellulaire de l'université d'Annaba.

7-1- Matériel végétal

7-1-1- *Phragmites australis* : C'est une plante qui est très répandue dans la région d'Annaba. Elle se trouve spécialement au bord des cours d'eaux ou dans les rejets. *Le Phragmites australis* est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux, facile à implanter aux marécageux (Fauteux, 2002). C'est une plante herbacée à faible profondeur (2 à 3 m) (Scholz et al., 2001). Sa hauteur est de 1 à 5 mètres, cette plante comporte 2 sortes de tiges : les une souterraines appelées rhizomes, les autres aériennes dressées et simples portant de longues feuilles rubanées qui se terminent par des inflorescences (Cronk et al., 2001). Elles sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roselier ou phragmitaire. Le développement de nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (d'avril à octobre). Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux. *Le Phragmites australis* (Figure. 24) s'adapte facilement aux périodes d'inondation et d'assèchement et tolère de grands écarts de température. Par conséquent, cette plante envahissante est très agressive et très résistante (Fauteux, 2002).

Systematique

Nous avons opté pour la classification proposée par Quezel et al. (1962-1963).

Règne : Végétale.

Embranchement : Spermaphytes.

Sous/emb : Angiospermes.

Classe : Monocotylédones.

Ordre : Graminales.

Famille : Graminées.

Genre : *Phragmites*.

Espèce : *australis*.



Figure 24 : Roseaux (*Phragmites australis*) (Mimeche, 2014).



Figure 25 : Site d'échantillonnage.



Figure 26 : Les composants du filtre.

7-1-2- Eaux usées

Le rejet de site 2 (El Bouni) (Chapitre 1) constitue la source de prélèvement des eaux usées à traiter par phytoépuration dans notre station pilote. Les eaux de ce rejet sont déversées dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable (Figure. 25).

7-1-3- Les composants du filtre

Les substrats qui ont servi comme filtres sont le sable et le gravier de granulométrie variable (Figure. 26) ; grand gravier (5-15mm) disposé au niveau du robinet de distribution à fin de faciliter le passage de l'effluent, et petit gravier (3-8mm). Ces substrats sont lavés pour les débarrassés de toutes les impuretés qui peuvent nuire l'épuration.

7-2- Mise en place du dispositif expérimental

Le pilote expérimentale est constitué de trois cuves en verre de 50 cm de longueur, 30 cm de largeur et 30 cm de hauteur, remplies par une succession de trois couches ; deux composées de gravier de diamètre décroissant et la troisième qui est la plus épaisse est constituée de sable. Deux cuves sont plantées de roseaux (*Phragmites australis*), la première est retenue pendant 7 jours et la deuxième est retenue pendant 14 jours. Cependant la troisième cuve est restée nue, elle est prise comme témoin pour contrôler l'efficacité des filtres plantés (Figure. 27). L'alimentation du système se fait exclusivement par des eaux usées urbaines issues du site El Bouni (20 litres par cuve), les eaux se percolant à travers les substrats et sont récupérées au moyen d'un robinet placé à la base de chaque cuve.

7-3- Méthodes d'analyses

Le fonctionnement du pilote expérimental a été contrôlé par la mesure des paramètres physico-chimiques et bactériologiques, les échantillons sont prélevés à l'entrée et à la sortie des cuves.

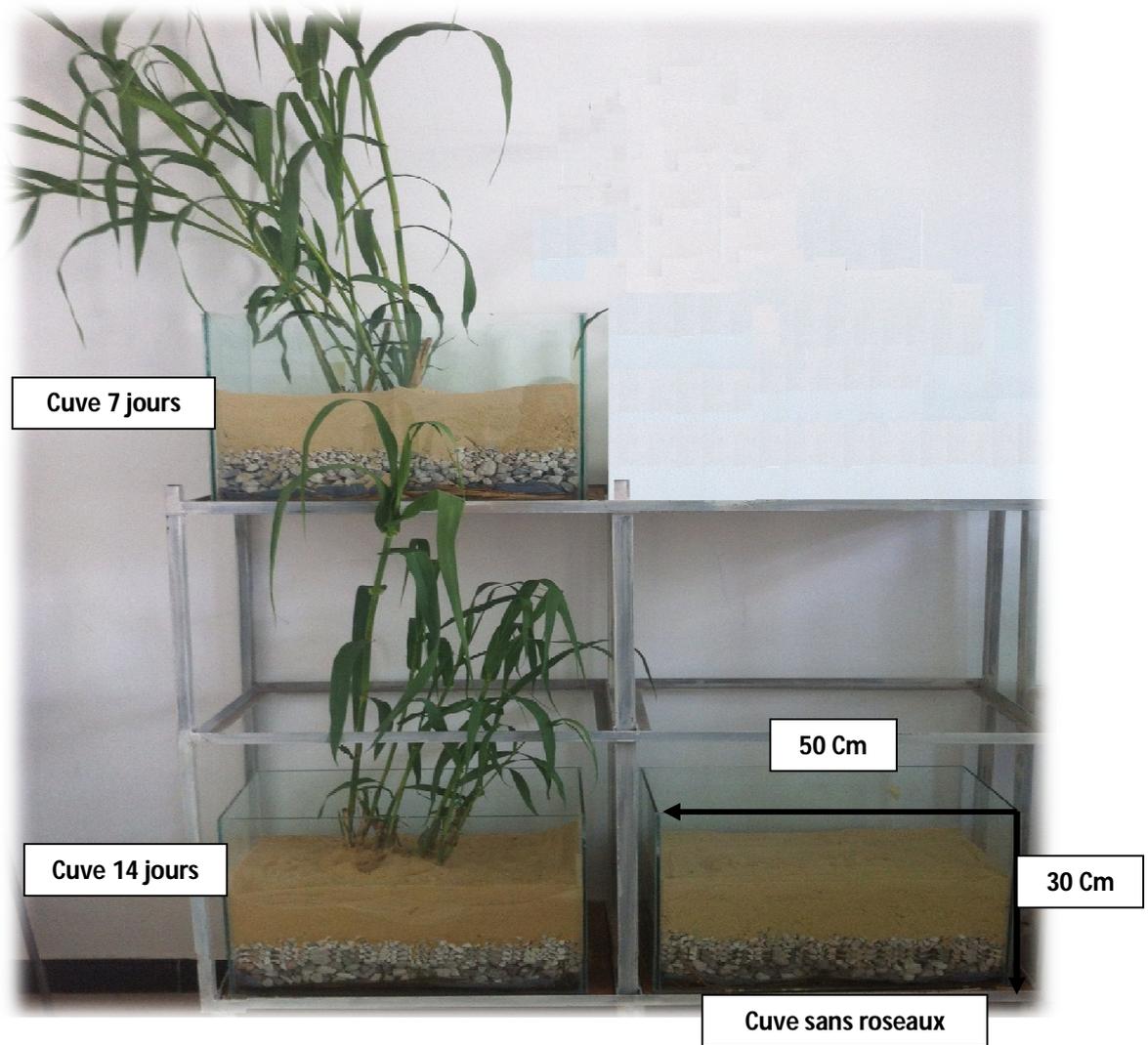


Figure 27 : Dispositif expérimental.

7-3-1- Détermination des indicateurs physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques ont concerné les paramètres suivants: pH, Température, oxygène dissous, conductivité, MES, ammonium, nitrate, orthophosphate, DCO, DBO₅, le tableau 5 met en évidence leurs méthodes d'analyses.

7-3-2- Détermination des indicateurs bactériologiques

Les analyses bactériologiques effectuées sur les eaux usées sont : les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Le tableau 6 regroupe les principaux indicateurs bactériologiques.

7-3-3- Dosage des éléments traces métalliques chez *Phragmites australis*

Les échantillons sont séchés à l'étuve à 60°C pendant 48h. Ils sont ensuite pesés (0,4g par échantillon) puis broyés avec un broyeur pour réduire l'échantillon dans sa totalité jusqu'à une finesse inférieure à 500 µM (Zarcinas et al., 1987). Ils sont transférés dans des tubes en téflon numérotés et ajouter 5 ml d'HNO₃ 56 %, 5 ml d'H₂O₂ 30% à l'aide d'un distributeur. Fermer les tubes hermétiquement avec des bouchons à vis, les mettre dans un plateau, puis, les placer dans le four. A la fin du cycle de minéralisation, filtrer le contenu des tubes dans des fioles jaugées. La lecture est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre torche plasma.

Tableau 5 : Méthodes d'analyses des indicateurs physico-chimiques.

Paramètres	Méthodes	Références
pH Température Oxygène dissous Conductivité	Sonde Multiparamètres	340i Multi / SET
MES	Méthode de filtration (whatman : 47 mm de diamètre)	NA 6345-1992
NH₄⁺	Méthode colorimétrique, $\lambda=655\text{mm}$	ISO 5664-1990
NO₃⁻	Méthode spectrométrique au déméthyl-2,6-phénol	ISO 7890/1-1986
PO₄⁻³	Méthode spectrométrique	ISO 6878/1-1998
DCO	Digestion par réacteur	NF, T90-101
DBO₅	Méthode manométrique	NF, T90-103

Tableau 6 : Les principaux indicateurs bactériologiques.

Germes recherché	Références
Coliformes Totaux	Rodier, 2009
Coliformes Fécaux	Rodier, 2009
Streptocoques Fécaux	Rejsek, 2002

8- Résultats

8-1- Variations des indicateurs physico-chimiques de pollution

8-1-1- pH

Le tableau 7 montre que le pH moyen des eaux usées brutes (EUB) à l'entrée du système d'épuration est de $7,5 \pm 0,42$. Alors que le pH moyen des eaux usées épurées (EUE) à la sortie des filtres plantés de roseaux diminue dont il varie entre $7,1 \pm 0,67$ et $6,9 \pm 0,33$ respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et de 14 jours. Ainsi nous constatons une légère diminution du pH pour le système non planté.

8-1-2- Température

Les variations de température des eaux durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau 7. La température à la sortie des deux systèmes (planté et non planté) présente une légère diminution par rapport à celle des eaux usées brutes. La température moyenne à l'entrée est de $21 \pm 1,01^\circ\text{C}$, à la sortie des deux filtres plantés elle est de $20,2 \pm 1,03^\circ\text{C}$ et $19 \pm 0,97^\circ\text{C}$, ainsi pour le filtre non planté elle est de l'ordre de $19,4 \pm 0,83^\circ\text{C}$.

8-1-3- Oxygène dissous

Le tableau 7 illustre les variations de l'oxygène dissous avant et après épuration. Le taux de l'oxygène dissous dans les eaux usées brutes est de l'ordre de $1,02 \pm 0,28$ mg/l, il est inférieur à celui des trois cuves plantées et non plantée. La meilleure oxygénation a été observée au niveau de la cuve de 14 jours de rétention ($2,9 \pm 0,76$ mg/l).

8-1-4- Conductivité

Les variations de la conductivité électrique des eaux usées avant et après épuration sont indiquées dans le tableau 8. La conductivité électrique des eaux usées épurées par les filtres plantés des roseaux est inférieure à celle des eaux usées épurées par le filtre non planté et celle des eaux usées brutes avec un taux d'abattement varie entre 34 % et 66 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et de 14 jours. Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées avant et après épuration sont inférieure à la norme algérienne qui est égal à $2000 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Tableau 7 : Variations du pH, de l'oxygène dissous, de la température des eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
pH	7,5 ± 0,42	7,1 ± 0,67	6,9 ± 0,33	7,3 ± 0,50
T (°C)	21 ± 1,01	20,2 ± 1,03	19 ± 0,97	19,4 ± 0,83
O₂ (mg/l)	1,02 ± 0,28	2,2 ± 0,71	2,9 ± 0,76	1,21 ± 0,30

Tableau 8 : Variations de la conductivité des eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
Conductivité (μS/cm)	1765 ± 116,23	1160 ± 189,03	600 ± 78,98	1390 ± 101,20
Rendements (%)	/	34	66	21

8-1-5- L'ammonium

Les variations de l'ammonium des eaux durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau 9. On remarque une diminution importante de l'ammonium dans les eaux récupérées des cuves plantées et non plantés par rapport à celles des eaux usées brutes, où il passe de $9,76 \pm 3,44$ mg/l de moyenne à $5,25 \pm 1,6$ mg/l (cuve 7 jours de rétention), à $1,77 \pm 0,32$ mg/l (cuve 14 jours de rétention) et à $6,92 \pm 1,88$ mg/l (cuve sans roseaux) dont on enregistre un bon abattement après une rétention de 14 jours avec un taux d'environ 81 %. Les résultats obtenus après épuration sont conformes aux normes algériennes.

8-1-6- Les nitrates

Les teneurs en nitrates dans les eaux avant et après épuration sont représentés dans le tableau 10. Nous constatons une réduction importante de ce composant dans les deux systèmes d'épuration (planté et non planté). Le taux d'abattement varie entre 55 % et 68 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et de 14 jours, ainsi pour le système non planté il est de l'ordre de 43 %. Les valeurs des nitrates avant et après épuration dépassent la concentration limite du rejet direct.

8-1-7- Les orthophosphates

Les résultats illustrés dans le tableau 11 expliquent bien que le mini système d'épuration a participé à la diminution des orthophosphates de façon importante comparé avec la moyenne soulevée dans les eaux usées brutes. L'abattement des orthophosphates dans les cuves des roseaux est arrivé à 74 % et à 90 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et 14 jours et à 50 % dans la cuve sans roseaux dont on enregistre une concentration des orthophosphates dépasse 2 mg/l considérée, comme valeur limite des rejets liquide déversés dans le milieu naturel.

8-2- Abattement des indicateurs organiques de pollution

8-2-1- Les matières en suspension

Les variations des matières en suspension sont représentées dans le tableau 12. On remarque un abattement très important des MES des eaux récupérées des filtres plantés par rapport aux eaux usées brutes (95% pour la cuve de 14 jours de rétention et 93% pour la cuve de 7 jours de rétention). On enregistre également un bon abattement des MES des eaux récupérées de filtre non planté avec un taux d'abattement de 88 %. Les valeurs obtenues après épuration sont conformes aux normes algériennes (50 mg/l).

Tableau 9 : Variations des teneurs en ammonium dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
NH₄⁺ (mg/l)	9,76 ± 3,44	5,25 ± 1,6	1,77 ± 0,32	6,92 ± 1,88
Rendements (%)	/	46	81	29

Tableau 10 : Variations des teneurs en nitrates dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
NO₃⁻ (mg/l)	1,58 ± 0,91	0,7 ± 0,25	0,5 ± 0,15	0,9 ± 0,1
Rendements (%)	/	55	68	43

Tableau 11 : Variations des teneurs en orthophosphates dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
PO₄⁻³ (mg/l)	7,80 ± 0,66	2 ± 0,3	0,73 ± 0,1	3,9 ± 0,91
Rendements (%)	/	74	90	50

Tableau 12 : Variations des MES des eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
MES (mg/l)	395 ± 45,25	25 ± 15,10	18 ± 8,03	48 ± 9,54
Rendements (%)	/	93	95	88

8-2-2- Demande chimique en oxygène

Les variations de la DCO des eaux usées avant et après épuration sont indiquées dans le tableau 13. Pour une concentration de $320 \pm 15,3$ mg/l d'O₂ en DCO le filtre planté de roseau a montré une capacité de rétention très élevée de 90 % après un temps de séjour de 14 jours. Le pourcentage d'élimination du DCO décroît de 62 % à la sortie du filtre planté après 7 jours de rétention, ces rendements observés sont légèrement supérieurs par rapport au rendement enregistré de filtre sans roseaux qui est de l'ordre de 49 %. Nous constatons que les valeurs obtenues après épuration sont conformes aux normes algériennes (120 mg/l), sauf pour les échantillons recueillis du filtre sans roseaux dont la concentration dépasse la norme.

8-2-3- Demande biochimique en oxygène

Les variations de la DBO₅ des eaux durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau 14. La DBO₅ a connu une régression importante après le passage de l'eau à travers le système planté dont nous constatons un taux d'abattement varie entre 84 % et 92 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et de 14 jours. On remarque également une réduction de presque la moitié de la DBO₅ (51 %) après le passage de l'eau à travers le filtre non planté. Les résultats obtenus après épuration ne dépassent pas la norme qui est égale à 35 mg/l, sauf pour les échantillons recueillis du filtre sans roseaux, la concentration dépasse la norme algérienne.

8-3- Impact du couple (filtres + plantes) sur le nombre de germe à contamination fécale

8-3-1- Coliformes totaux

Le tableau 15 illustre les variations des coliformes totaux avant et après épuration. Nous constatons une diminution importante des coliformes totaux comparés avec la moyenne soulevée dans les eaux usées brutes. L'abattement moyen des coliformes totaux dans les cuves plantées des roseaux est arrivé à 86,66 % et à 92,66 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et 14 jours et à 87 % dans la cuve sans roseaux.

Tableau 13 : Variations de la DCO dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
DCO (mg/l)	320 ± 15,3	120 ± 9,13	32 ± 1,09	163 ± 21,6
Rendements (%)	/	62	90	49

Tableau 14 : Variations de la DBO₅ dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
DBO₅ (mg/l)	158 ± 25,6	25 ± 1,06	12 ± 0,99	76 ± 2,01
Rendements (%)	/	84	92	51

Tableau 15 : Variations des coliformes totaux dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
Coliformes totaux (germe/100ml)	3x10 ⁴	4x10 ³	22x10 ²	39x10 ²
Rendements (%)	/	86,66	92,66	87

8-3-2- Coliformes fécaux

Les résultats obtenus avant et après l'épuration sont représentés dans le tableau 16. Nous constatons une réduction importante des coliformes fécaux dans les eaux récupérées des cuves plantées, dont on enregistre un bon abattement après une rétention de 14 jours avec un taux d'environ 99,97 %. Le filtre non planté également présente une diminution considérable avec un taux d'abattement de 95,71 %.

8-3-3- Streptocoques fécaux

Les variations des streptocoques fécaux des eaux durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau 17. Nous remarquons une diminution très apparente des streptocoques fécaux dans les deux systèmes d'épuration (planté et non planté). L'abattement moyen des streptocoques fécaux dans les cuves plantées des roseaux est arrivé à 100 % élimination totale du germe après 14 jours de rétention et à 99,33 % après 7 jours de rétention, ces rendements observés ne sont pas loin de rendement enregistré par le filtre sans roseaux qui est de l'ordre de 99 %.

8-4- Evaluation de la contamination métallique des eaux usées du dispositif après rétention au niveau des racines et des feuilles

8-4-1- Zinc

D'après le tableau 18, nous remarquons que les teneurs en zinc dans la partie souterraine qui sont de l'ordre de 0,25 mg/g et de 0,31 mg/g sont supérieures à celles de la partie aérienne qui sont de l'ordre de 0,09 mg/g et de 0,19 mg/g et nous constatons également que les teneurs au niveau des racines et feuilles chez les plantes retenues pendant 14 jours sont augmentées par rapport à celles des plantes retenues pendant 7 jours.

8-4-2- Plomb

Les résultats indiqués dans le tableau 19, montrent que les teneurs en plomb dans les racines (0,07 mg/g et 0,15 mg/g) sont deux fois supérieures à celles enregistrées dans les feuilles (0,03 mg/g et 0,08 mg/g). Ainsi on remarque que l'accumulation du plomb dans les *Phragmites australis* retenues pendant 7 jours est plus faibles comparée à celle observée dans les *Phragmites australis* retenues pendant 14 jours.

Tableau 16 : Variations des coliformes fécaux dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
Coliformes fécaux (germe/100ml)	7x10 ³	90	02	3x10 ²
Rendements (%)	/	98	99,97	95,71

Tableau 17 : Variations des streptocoques fécaux dans les eaux durant notre expérimentation.

	EUB	EUE Roseaux (7 jours)	EUE Roseaux (14 jours)	EUE Sans Roseaux
Streptocoques fécaux (germe/100ml)	9x10 ²	06	00	09
Rendements (%)	/	99,33	100	99

Tableau 18 : Teneurs en Zinc au niveau des racines et feuilles après séjour des *Phragmites australis* dans les eaux usées.

Temps de rétention		
Compartiments	(7 jours)	(14 jours)
Zn en (mg/g) Racines	0,25	0,31
Zn en (mg/g) Feuilles	0,09	0,19

Tableau 19 : Teneurs en Plomb au niveau des racines et feuilles après séjour des *Phragmites australis* dans les eaux usées.

Temps de rétention		
Compartiments	(7 jours)	(14 jours)
Pb en (mg/g) Racines	0,07	0,15
Pb en (mg/g) Feuilles	0,03	0,08

9- Discussion

Le suivi du pH peut renseigner sur le déroulement de l'épuration. Si le système d'épuration fonctionne correctement, le pH sera proche de la neutralité, c'est le pH le plus favorable à l'activité bactérienne. Il apparaît assez nettement que la vitesse de la nitrification est influencée par le pH. D'après (Franck, 2002), pour le processus d'épuration aérobie, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice. Dans le filtre sans roseaux, le pH est légèrement plus élevé que celui de filtre planté des roseaux, les hélrophytes, en effet, libèrent des exsudats racinaires, qui sont surtout des acides tanniques et galliques lesquels peuvent entraîner une acidification du milieu (Boutin, 2006 ; Vincent et *al.*, 1994). Plusieurs facteurs peuvent également expliquer cette baisse de pH parmi eux l'accumulation de CO₂ due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (Attionu, 1976 ; Jedicke et *al.*, 1989, Mancer, 2010), la production d'ions H⁺ par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) (Souiki, 2008) ou l'accumulation des ions H⁺ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes. Nos résultats sont en accord avec les résultats obtenus antérieurement par (Kleche, 2013) et ils sont inférieures à ceux obtenus par (Benameur, 2010) et (Tiglyéne et *al.*, 2005).

La température agit également comme facteur physiologique sur le métabolisme et la croissance de la plupart des organismes vivant dans l'eau, notamment ceux microscopiques et est, de ce fait, directement liée à la vitesse de dégradation de la matière organique (El Hachemi, 2012), Dans notre étude nous constatons que la température de l'eau est basse au niveau des cuves d'épuration car les eaux sont en contact avec le sol mais ces résultats n'influence pas la sélection des micro-organismes responsables de l'épuration des résultats similaires ont été enregistrés par Semadi (2010).

Concernant l'oxygène dissous, la diminution de ce dernier dans les eaux usées avant épuration est due à un excès de matière organique, l'autoépuration ne suffit plus pour les éliminer, ce qui peut provoquer une asphyxie, en période chaude. Après le passage de l'eau à travers les deux systèmes planté et non planté le taux d'oxygène dissous est augmenté notamment dans les cuves à roseaux. On peut expliquer cette augmentation par la forte activité métabolique des *Phragmites australis* puisque cet oxygène est résultant de leur métabolisme ainsi que du transfert dû à la diffusion de l'air, donc les plantes apportent l'oxygène nécessaire aux

réactions de dégradation aérobie de la matière organique. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Kurniadie et *al.* (2011).

Les *Phragmites australis* ont tendance à accumuler les sels dissous ce qui explique la diminution de la conductivité de l'eau au niveau des cuves plantées des roseaux. Concernant la cuve non plantée la diminution pourrait être expliquée par la filtration et la sédimentation des particules et des sels minéraux à travers le massif de sable et de gravier (Tanner et *al.*, 1995).

La masse de la matière en suspension a nettement diminué. Ces importants résultats sont expliqués par le fait que le massif implanté par *Phragmites australis* permet une bonne élimination des matières en suspension et matières organiques dégradé par l'activité bactérienne au niveau des racines (Vymazal, 2005). La présence des roseaux empêche le colmatage et améliore nettement la capacité de décantation, de plus sa densité présente un obstacle physique pour les particules et permet la clarification de l'eau qui était au départ trouble, des résultats similaires ont été enregistrés par (Mimeche et *al.*, 2010).

Nous avons également mis en évidence une réduction des ions ammonium et nitrates après le passage des eaux usées à travers le système d'épuration planté et non planté. Les mécanismes prédominants dans l'élimination de l'azote dans les lits plantés sont la conversion microbienne sous forme gazeuse et le stockage dans le sol, les détritiques et la biomasse végétale. La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote à long terme (Bensmina et *al.*, 2009). Les macrophytes aquatiques tel que les *Phragmites australis* sont dotés d'un espace d'air interne bien développé (aérenchyme) à travers les tissus de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes. L'oxygène qui diffuse à travers les racines stimule la croissance des bactéries nitrifiantes en particulier *Nitrosomonas* au niveau de la rhizosphère (Brix, 1997). Ces bactéries assurent la transformation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates (Mimeche, 2014), la nitrification peut être partielle et produit seulement du nitrite et pas de nitrate, les nitrites formés sont ensuite utilisés par les bactéries *Anammox*. En effet, ce type de bactéries a été identifié dans des réactions biologiques anoxiques et dans les sédiments marins ou elles sont responsables de l'oxydation de l'ammonium en azote élémentaire (N₂) (Jetten et *al.*, 2001 ; Thamdrup, 2003). Sous des conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés de façon efficace par dénitritation microbienne en présence des bactéries (*Bacillus*, *Pseudomonas* et *Achromobacter*).

Ainsi, García et al.(2005) ont montré, que les macrophytes absorbent principalement de l'azote inorganique sous forme de nitrates (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+) ces nutriments sont utilisés par la plante pour la croissance de ses tissus, ils peuvent être emmagasinés dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (Kucuk et al.,2003), ce qui explique leur diminution dans les deux filtres plantés .

Selon Mancer (2010), le phosphore est un constituant essentiel pour le développement des plantes, qui est assimilé sous forme d'orthophosphate au niveau de leurs racines. L'élimination des orthophosphates peut impliquer deux phénomènes différents : soit l'absorption par le substrat y compris la litière ou la consommation par les plantes.

Nos résultats montrent un abattement très important de la DBO_5 et de la DCO dans les deux filtres plantés par rapport au filtre nu; résultats confirmés par (Bensmina et al., 2013) et (Garcia et al., 2005). Ceci est lié à une meilleure oxygénation du substrat dans le lit à *Phragmites australis* permettant aux bactéries aérobies de proliférer et d'assurer en conséquence une meilleure minéralisation et oxydation de la matière organique. Selon Tiglyene et al. (2005), *Phragmites australis* à l'aptitude de transférer l'oxygène du rhizome vers les racines à travers un système lacuneux interne ce qui favorise la création d'une zone aérobie autour des racines. Cette zone aérobie va permettre la prolifération des micro-organismes qui sont les principaux décomposeurs de la matière organique dans la zone racinaire.

Les abattements obtenus de la flore bactérienne dans notre système d'épuration sont remarquable du faite que les germes à contamination fécales disparaissent une fois pour toute. Cet abattement est probablement dû aux variations du milieu qui ne favorise pas la prolifération des germes à contamination fécales et pathogènes. L'élimination des bactéries dans un système extensif de lagunage ou à lit de gravier est réalisée par différents processus : l'inactivation par le rayonnement lumineux, l'exposition aux toxines des plantes, la compétition entre micro-organismes pour la nourriture, la filtration et la sédimentation (Thurston et al., 2001). Chacun des processus est traité plus en détail dans ce qui suit ;

- Le rayonnement UV peut avoir une action directe sur l'élimination des germes indicateurs par leur action photochimique, induisant des dommages dans le matériel génétique des cellules, et empêchant ainsi leur reproduction (Olukanni, 2011).

- La libération des bactéricides ou bactériostatiques par les racines des roseaux est un autre processus qui inhibe l'accroissement des colonies (Boutin, 2006).
- La compétition entre micro-organismes pour les éléments nutritifs engendre également l'élimination des communautés des bactéries.
- La filtration des micro-organismes est aussi connue comme un des processus d'élimination microbiologique dans les lagunes, elle se réalise tant par la surface des racines que par le substrat (gravier et sable) (Karim et al., 2004).
- La sédimentation est un processus non négligeable dans l'élimination des bactéries. En effet, les divers micro-organismes sont adsorbés sur des particules qui, par la suite, vont décanter au fond des cuves.

Concernant les métaux lourds les résultats obtenus dans cette étude confirment les observations déjà rapportées par plusieurs études sur l'accumulation des métaux lourds dans les tissus de plantes (Kleche, 2013 ; Ladislas, 2012 ; Remon, 2006 ; Semadi, 2010). Selon Mishra et al, (2008), la majorité des héliophytes, notamment les *Phragmites australis* possèdent des propriétés de tolérance et d'accumulation des éléments traces métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) grâce à ses racines et faire diminuer ainsi leur quantité dans le milieu. Des essais d'épuration des eaux usées réalisés dans des bacs pilotes (Wittenberg, 1980) ont montré une baisse remarquable de la teneur en plomb et en zinc en présence des héliophytes : *Typha latifolia*, *Phragmites australis* et *Scipus lacustris*.

Cependant, les mécanismes exacts de l'absorption sont encore mal connus, et diffèrent selon l'espèce métallique. On considère de nos jours que le plomb et le nickel sont absorbés passivement via certaines protéines de type porine, alors que le zinc et le cuivre sont absorbés activement par une protéine de transport sélective, nécessitant de l'énergie (Kabata-Pendias, 2001).

De plus, nos résultats révèlent que les *Phragmites australis* maintiennent des teneurs élevées d'éléments traces métalliques beaucoup plus au niveau de leur racines qu'au niveau de leurs feuilles donc la translocation de ces métaux vers les organes aériens est très faible puisqu'ils semblent se concentrer principalement au niveau des racines, ceci concorde avec les résultats de (Almeida et al., 2011 ; Deng et al., 2004 ; Katemo et al., 2010). En revanche, l'étude menée par Deng et al. (2006) a également montré un meilleur transfert des métaux des racines vers les parties aériennes du dicotylédone *Oenanthe javanica*. Selon les auteurs, ce phénomène pourrait s'expliquer par une différence anatomique entre le type dicotylédone et le

type monocotylédone. De par leurs larges feuilles les dicotylédones présentent un taux de respiration supérieur à celui des monocotylédones à feuilles étroites exemple *Phragmites australis*, ce qui favoriserait le transfert des polluants métalliques des racines vers les parties aériennes.

10- Conclusion

Au terme de ce travail dont l'objectif est la détermination du pouvoir épurateur des *Phragmites australis*, l'intérêt est porté plus particulièrement sur la comparaison d'un système planté avec un système non planté, on peut conclure que l'utilisation des roseaux pour l'épuration des eaux usées a donné des résultats remarquables, satisfaisants et encourageants. Les deux systèmes fournissent des eaux épurées claires et limpides avec une charge organique réduite par rapport à celle des eaux usées brutes. En effet, ils ont assuré un bon abattement de la DCO (90 % pour le système planté et 49 % pour le système non planté), de la DBO₅ (92 % pour le système planté et 51 % pour le système non planté), et des MES (95 % pour le système planté et 88 % pour le système non planté). On constate aussi que la charge pathogène des coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux se présente en quantité très importante dans les eaux usées. Cependant, les résultats d'analyses montrent un abattement très important de la teneur en bactéries après le passage de ces eaux usées à travers les deux systèmes.

Enfin l'ensemble de ces résultats confirme l'efficacité de l'utilisation des *Phragmites australis* dans l'épuration des eaux usées résiduaires, où l'élimination des matières polluantes permet l'obtention d'une eau de bonne qualité qui peut être réutilisée dans le secteur industriel et dans l'irrigation et pourrait résoudre un des problèmes de la pénurie d'eau dans notre pays.

Chapitre III :

***Effets du stress sur la tolérance des Phragmites
australis***

Introduction

La pollution des milieux aquatiques est un problème majeur tant pour la population humaine, utilisatrice des ressources en eau, que pour les populations végétales et animales pour lesquelles l'eau représente le milieu de vie. La composition chimique des eaux et des sédiments peut directement influencer sur la nature, la diversité et la répartition des végétaux aquatiques en particulier les plantes épuratrices puisque ceux-ci peuvent le plus souvent se nourrir dans ces deux compartiments abiotiques de l'écosystème. Cette influence peut être négative sur le développement végétal dans le cas de pollutions organiques ou chimiques importantes (Biteur, 2012).

Les variations de l'environnement auxquelles sont sujets les végétaux les contraignent à posséder une forte capacité d'adaptation. Lorsque ces changements sont trop brutaux, ils peuvent provoquer l'apparition d'un stress oxydant caractérisé par la formation des espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Mittler, 2002). Parmi les ROS, les principaux composés formés sont le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), le radical hydroxyle ($OH\cdot$), l'anion superoxyde (O_2^-) et l'oxygène singulet (1O_2). Ces ROS possèdent un fort pouvoir oxydant et vont réagir avec la plupart des molécules biologiques, entraînant d'importantes modifications de leurs propriétés physico-chimiques aux conséquences néfastes pour l'intégrité de la cellule (Chagra, 2010). De plus, certaines molécules non chargées sont également capables de diffuser à travers les parois végétales et pourront ainsi causer de multiples dégâts comme l'oxydation des bases de l'ADN, ou encore l'oxydation des protéines et des lipides (Gama, 2010). Pour empêcher ces dommages cellulaires, ou les limiter, les plantes ont développé des systèmes de défense antioxydants très complexes faisant intervenir des espèces enzymatiques et non-enzymatiques.

Les biomarqueurs biochimiques et enzymatiques sont des outils mis en œuvre pour établir un diagnostic de risque environnemental. Leurs usages et leur intérêt, notamment dans la détermination de la pollution sont devenus incontournables. Le terme biomarqueur se réfère à tous les paramètres biochimiques, cellulaires, physiologiques ou comportementaux qui peuvent être mesurés dans les tissus pour mettre en évidence l'exposition à, ou les effets d'un ou plusieurs contaminants (Bedouh, 2014). Les biomarqueurs ne sont pas spécifiques d'une pollution mais ils évaluent un stress général ou particulier comme le stress oxydant. A travers ce travail, nous avons élucidé les effets du stress oxydant induit par les eaux usées sur les différents compartiments de *Phragmites australis* (feuilles et racines).

- **Mécanisme d'adaptation biochimique au stress**

- **Synthèse des protéines liées à la tolérance au stress**

Les protéines de stress jouent un rôle dans l'adaptation de la plante et de ce fait de nombreux chercheurs abordent la résistance au stress par l'isolement et l'étude de ces molécules (Bouchelaghem, 2012). Schulze et *al.* (2005) ont montré qu'une partie des protéines induites ont une fonction directe dans l'augmentation de la tolérance au stress (protéines fonctionnelles), d'autres ont une fonction dans la chaîne de transduction (protéines régulatrices) qui aboutiront à la production de protéines fonctionnelles. La plupart des protéines à fonction directe sont des aquaporines et des enzymes catalysant la biosynthèse d'osmolytes (carbohydrates et acides aminés).

- **Accumulation de la proline sous stress**

La production et l'accumulation de la proline sont fréquemment associées à un stress telles que : sécheresse, salinité, attaques virales, (Côme, 1992). Son accumulation rapide lors du stress hydrique a, en effet, été mise en évidence chez de nombreuses plantes. La proline peut intervenir en régulant par l'augmentation de sa concentration la pression osmotique interne, mais aussi en inhibant les mécanismes d'auxésis (Djeddi, 2007). D'autres auteurs, proposent qu'elle constitue un stock d'azote utilisable par la plante postérieurement à la période de souffrance hydrique (Dib et *al.*, 1992). Additionnellement, la synthèse de la proline peut être incluse dans la régulation du pH cytoplasmique. Par conséquent, elle aide dans la stabilisation des protéines membranaires et des protéines libres, ceci suggère qu'elle a un rôle osmoprotecteur, du fait qu'elle est la plus accumulée dans les plastides, les mitochondries et le cytosol, mais non dans les vacuoles ; ceci suggère que les chloroplastes et les mitochondries importent la proline, et la vacuole a une activité exportatrice du moment que la concentration de la proline est faible à son niveau par rapport au cytosol au court du stress.

Il est à noter que la synthèse des protéines est étroitement liée au métabolisme des sucres et la respiration à partir de l' α -cétoglutarate intermédiaire du cycle de Krebs qui donne le squelette carboné pour la synthèse de la proline. Cependant, la synthèse des protéines, associées avec le catabolisme des sucres, pourrait jouer un rôle majeur dans la mobilisation de l'énergie métabolique requise durant le stress pour une compartimentation ionique et synthèse des osmolytes (Issaad, 2013).

- Accumulation des sucres solubles sous stress

Quant aux sucres ils jouent un rôle prédominant dans la vie d'une plante, ils sont produits par la photosynthèse, transportés vers les tissus profonds, canalisés vers la respiration ou convertis en composés de réserve qui sont éventuellement dégradés en leurs constituants carbohydrates (Tlidjen, 2014). Depuis longtemps, il est connu que le taux des sucres augmente considérablement chez les plantes soumises aux différents types de stress ; en effet, cela a été vérifié par Chunyang, (2003) chez des arbres adultes d'eucalyptus sous différents stress hydriques. Les principaux sucres solubles accumulés sous stress sont : le glucose, fructose et le saccharose (Hare *et al.*, 1998), et ces derniers semblent jouer un rôle très important dans le maintien d'une pression de turgescence qui est à la base des différents processus contrôlant la vie d'une plante. L'accumulation des sucres solubles est un moyen adopté par les plantes en cas de stress, à fin de résister aux contraintes du milieu (Bajji *et al.*, 1998). Les sucres ont été signalés comme des osmorégulateurs potentiels (Sanchez *et al.*, 1999). Selon un autre point de vue, l'accumulation de proline n'est pas une réaction d'adaptation au stress, mais plutôt le signe d'une perturbation métabolique (Hernandez *et al.*, 2000).

• Système antioxydant

La plante réagit au stress en mettant en œuvre diverses stratégies de défense, constitutives en induites (Sbartai, 2008). La plante perçoit un stimulus qui engendre l'émission de signaux. Ceux-ci sont transmis à l'intérieur de la cellule déclenchant l'activation de gènes codant pour des enzymes du métabolisme secondaire pour synthétiser diverses molécules de défense (Noctor *et al.*, 1998). Cette ligne de défense est constituée de plusieurs enzymes parmi eux la superoxyde dismutase (SOD) et la catalase. Il est important de noter qu'il existe également des systèmes non-enzymatiques de dégradation des ROS. Il s'agit le plus souvent du glutathion, l'ascorbate, de l' α -tocophérol, et des caroténoïdes. Ces molécules antioxydantes non enzymatiques agissent par réduction ou piégeage de radicaux : elles renforcent les actions des enzymes antioxydantes (Faburé, 2009).

- Système non enzymatique

Le glutathion

Le glutathion (GSH sous sa forme réduite) est un tri-peptide formé par la condensation d'acide glutamique, de cystéine et de glycine : γ -L-Glutamyl-L-cystéinyglycine. Sa synthèse

fait intervenir la γ -glutamylcystéine synthétase et la glutathione synthétase. Il est particulièrement important car c'est le substrat de plusieurs enzymes antioxydantes (Halliwell, 1999). Il peut également régénérer la vitamine E et la vitamine C via le cycle enzymatique dit ascorbate/glutathion et aussi réagir avec les radicaux HO \cdot et O $_2^{\cdot -}$ directement et ainsi casser la chaîne d'oxydation (Hermes-Lima, 2005). Il se présente alors sous la forme d'un radical GS \cdot et se lie à une autre molécule de glutathion radicalaire pour former le glutathion oxydé sous forme disulfide GSSG. Le ratio GSH/GSSG est souvent utilisé comme marqueur du niveau d'oxydation d'une cellule. La maintenance d'un niveau élevé de glutathion est donc essentielle pour prévenir d'éventuels dégâts oxydatifs (Béguel, 2012). Il est utilisé dans la photosynthèse des phytochélatines, et se trouve dans les membranes et les chloroplastes.

Le GSH sert également de substrat pour la glutathion S-transférase (GST) qui catalyse sa conjugaison avec des xénobiotiques, participant ainsi à leur détoxification (Marrs et *al.*, 1995).

Il est impliqué dans la régulation redox du cycle cellulaire. Du fait de sa forte concentration dans les tissus végétaux et de son fort pouvoir réducteur, le GSH participe au statut redox cellulaire en jouant le rôle de tampon redox dans les cellules (Foyer, 2000; Foyer *et al.*, 2001; Foyer, 2003).

L'ascorbate ou vitamine C

L'acide ascorbique est une molécule présente dans tous les compartiments cellulaires mais particulièrement abondante dans le chloroplaste. Il est connu pour régénérer les ascorbate peroxydases, puis il se retrouve oxydé sous forme de monodéhydroascorbate (MDHA) ou déhydroascorbate (DHA). Ces deux composés sont ensuite principalement réduits respectivement par des MDHA et DHA réductases, participant au cycle ascorbate-glutathion (Sanmartin et *al.*, 2007).

L'ascorbate est toutefois beaucoup plus connu pour ses propriétés antioxydantes (Chen, 2004) En effet, il réagit rapidement avec l'anion superoxyde et l'oxygène singulet, ou encore avec le peroxyde d'hydrogène, mais cette dernière réaction est catalysée par l'ascorbate peroxydase (APX). L'ascorbate est indispensable par sa capacité à réduire d'autres antioxydants oxydés comme la vitamine E ou les caroténoïdes.

La vitamine E

Le terme de vitamine E désigne un groupe de composés lipophiles possédant l'activité biologique de l' α -tocophérol. La vitamine E, comme la vitamine C, est un antioxydant très efficace, qui agit principalement par le transfert direct d'atome d'hydrogène (Biteur, 2012). Cet antioxydant est considéré comme étant le plus important chez les animaux, les humains et les plantes (Bramley et *al.*, 2000). Toutefois, l' α -tocophérol est un piègeur d'oxygène singulet et de radical hydroxyle (Krieger-Liszkay, 2006). Par ailleurs, il peut réduire les peroxydes lipidiques et bloquer la réaction en chaîne de peroxydation lipidique s'initiant après la peroxydation d'acides gras polyinsaturés (Collin et *al.*, 2008). La vitamine E est donc un antioxydant clé dans la protection de l'intégrité des membranes, en particulier celles des chloroplastes. Il protège également les pigments photosynthétiques, participant ainsi à la protection de l'appareil photosynthétique.

Malondialdéhyde (MDA)

Les Malonedialdéhydes (MDA) agents alkylants puissants capables de réagir avec les macromolécules biologiques. Ce sont des produits terminaux de la dégradation des lipides et dont la teneur est en relation étroite avec la dégradation de la membrane cellulaire. Ce paramètre constitue un indicateur précoce d'une agression toxique et par conséquent il peut être utilisé comme biomarqueur du stress oxydatif (Giguère et *al.*, 2003 ; Funes et *al.*, 2005).

- Système enzymatique

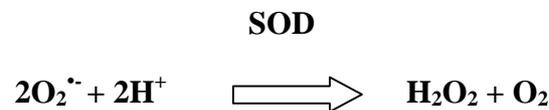
La Catalase (CAT)

La catalase ou CAT est une enzyme tétramérique contenant un groupe hème qui catalyse, d'où son nom, la décomposition du H_2O_2 en H_2O et O_2 . Son action a été découverte au début du 19^{ème} siècle par un français (Thénard, 1818). La catalase est présente dans la plupart des organismes eucaryotes ou procaryotes. L'activité catalase est réduite par certaines conditions notamment lors de stress thermiques ou osmotiques (Djebali, 2008). De hauts niveaux de H_2O_2 intracellulaires entraînent une activation préférentielle de la catalase tandis que de plus faibles niveaux seraient préférentiellement pris en charge par la GPX. Ces mécanismes redondants deviennent ainsi complémentaires (Pamplona, 2011).



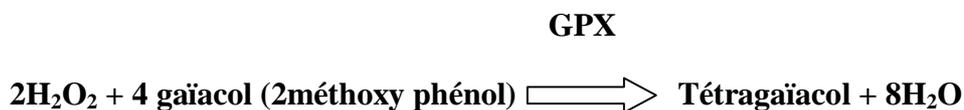
L'activité superoxyde dismutase (SOD)

La SOD est une enzyme omniprésente dans les tissus des organismes consommateurs d'oxygène. Le rôle principal de cette enzyme est de protéger l'organisme des effets destructeurs du radical superoxyde (García et *al.*, 2002) par une réaction de dismutation pour donner le H₂O₂ qui est moins toxique. Les SOD représentent une famille de métalloenzymes, qui comporte au moins trois formes métalliques selon la nature du métal incorporé dans le groupement prosthétique de l'enzyme (Cu/Zn SOD, Mn SOD et Fe SOD). Comme pour la majorité des enzymes protectrices, l'activité SOD chez une plante est dépendante de son état physiologique et elle varie en réponse aux différentes contraintes biotiques et abiotiques (Gay, 2000; Kwon, 2001; Mhadhbi et *al.*, 2004).



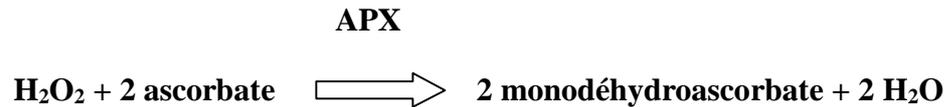
Les glutathions peroxydases (GPX)

L'évolution de l'activité gaïacol peroxydase suit exactement celle de la glutathion peroxydase (Bidar, 2007 ; Meksem, 2007). Les GPX végétales ne possèdent plus de groupement prosthétique séléniumcystéine dans leur site catalytique, mais seulement un résidu cystéine (Navrot et *al.*, 2006). Bien que les GPX possèdent encore la capacité d'utiliser le GSH pour réduire l'H₂O₂, des peroxydes lipidiques ou des hydroperoxydes organiques (Ghamsari et *al.*, 2007; Mullineaux et *al.*, 1998), elles utilisent de façon préférentielle et plus efficace les thioredoxines comme substrat. Certaines GPX végétales sont même incapables d'utiliser le GSH (Issaad, 2013).



L'ascorbate peroxydase (APX)

L'ascorbate peroxydase (APX) est une enzyme impliquée dans l'élimination du peroxyde d'hydrogène lors d'un stress oxydant. C'est une enzyme clé du cycle ascorbate-glutathion. L'ascorbate peroxydase réduit le H₂O₂ en H₂O en utilisant l'acide ascorbique comme donneur d'électrons selon la réaction suivante:



Chez les plantes supérieures, l'activité APX est localisée à la fois au niveau des chloroplastes (chAPX) et du cytosol (cytAPX) (Shigeoka et *al.*, 2002 ; Badyal et *al.*, 2008). Selon sa localisation, la chAPX présente deux isoformes: l'APX du stroma (sAPX) et l'APX thylacoïdale (tAPX) (Miyake, 1992; Miyake et *al.*, 1993). La tAPX élimine le H₂O₂ généré lorsque la chaîne de transfert d'électrons est surchargée au niveau des thylacoïdes (Miyake, 1992). Comparée à la cytAPX, l'activité de la chAPX est rapidement inactivée dans un milieu pauvre en ascorbate (Souguir, 2009).

1- Objectif

A travers ce chapitre nous avons étudié les effets du stress oxydant induit par les eaux usées sur les différents compartiments de *Phragmites australis* (racines et feuilles). Les objectifs spécifiques sont :

- Déterminer les effets du stress sur les paramètres biochimiques (les protéines totales, les sucres totaux et la proline).
- Evaluer les effets du stress sur les activités enzymatiques l'Ascorbate peroxydases (APX), la Gaiacol-peroxydases (GPX) et la Catalase (CAT) ainsi les activités non enzymatique : Malondialdéhyde (MDA).

2- Matériel et méthodes

2-1- Matériel

Le matériel biologique utilisé dans ce travail est la plante épuratrice *Phragmites australis* dont les organes choisis pour réaliser cette étude sont les feuilles et les racines.

2-2- Les paramètres biochimiques du stress

2-2-1- Les protéines totales

Les protéines totales des feuilles et des racines de *Phragmites australis* sont dosées selon la méthode de Bradford, (1976) utilisant l'albumine de sérum de boeuf (BSA) comme standard (Merk). La gamme étalonnage est réalisée à partir d'une solution mère de BSA (1mg/ml). La lecture se fait à une longueur d'onde de 595 nm.

2-2-2- Les sucres totaux

Le dosage des sucres totaux est réalisé selon la méthode de Schields et Burnet (1960) qui utilise l'Anthrone en milieu sulfurique comme réactif (200 mg d'Anthrone, 100 ml d'acide sulfurique) et une solution mère de glucose à 50 µg/ml.

Cette méthode comprend l'extraction d'une pesée de 100 mg d'échantillon (MF). On ajoute 3 ml d'éthanol à 80 %, on laisse le tout à une température ambiante pendant 48 h. On évapore ensuite l'éthanol, et on rajoute 20 ml d'eau distillé. On prélève 2 ml d'extrait auquel on rajoute 4 ml d'Anthrone. Les absorbances sont mesurées au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 585 nm.

2-2-3- La proline

La technique de mesure de la proline utilisée est celle de Troll et Lindsley (1955), modifiée par Dreier et Goring (1974). Pour chaque échantillon, prélever 100 mg de matière végétale fraîche, pesée juste après leur prélèvement, introduite ensuite dans des tubes à essai propres auxquels sont ajoutés 2ml de méthanol 40%. L'ensemble est porté à 85°C dans un bain marie pendant une heure. Après refroidissement on prélève 1ml de la solution, auquel on ajoute 1ml d'acide acétique (CH₃COOH) et 1ml de mélange contenant (120 ml d'eau distillée + 300ml d'acide acétique + 80ml d'acide orthophosphorique) et 25mg de ninhydrine. Les solutions sont portées à ébullition pendant 30 min, elles virent au rouge ; après refroidissement, on ajoute 5ml de toluène, et on procède à une agitation, deux phases se séparent : Une phase inférieure sans proline et une phase supérieure qui contient la proline.

Cette phase est ensuite récupérée et déshydratée par l'adjonction de Na₂SO₄. On procède enfin à la détermination des densités optiques des échantillons à la longueur d'onde 528 nm, après étalonnage de l'appareil par mélange (acide acétique, eau distillée, acide orthophosphorique et ninhydrine).

2-3- Les biomarqueurs antioxydants

2-3-1- Enzymes antioxydantes

Préparation de l'extrait enzymatique : L'extrait enzymatique a partir des feuilles et des racines de *Phragmites australis* est obtenu selon la méthode de Loggini *et al.*,(1999). L'extrait sera utilisé sur la mesure de l'activité Catalase (CAT), Guaiacol – Peroxydase (GPX) et Ascorbate –Peroxydase (APX).

On prend 1 g de matière fraîche (feuilles et racines) broyé à 4°C dans un mortier avec 5 ml de tampon phosphate (50 mM phosphate, pH = 7,5). L'homogénat est ensuite filtré à l'aide d'une toile adéquate avant de procéder à une centrifugation à froid de 12000 g pendant 20 min (centrifugeuse Sigma 3-16 k). Le surnageant obtenu est utilisé comme extrait enzymatique brut pour la détermination des différentes activités enzymatique.

Quantification des mesures spectrophotométriques : La formule suivante est utilisée dans la quantification des différentes mesures spectrophotométriques suite aux dosages enzymatiques de la GPX, APX et CAT (Servais, 2004).

$$\text{Act.} = \frac{\Delta A \cdot V_t}{\sum \Delta t \cdot L \cdot V_{\epsilon-P}}$$

Act: Activité enzymatique en nmole/min/mg de Protéines.

ε : Coefficient d'extinction linéique molaire en M.

ΔA : Différence moyenne de l'absorbance.

Vt : Volume total du mélange réactionnel en ml.

Ve : Volume de l'extrait enzymatique en ml.

L : Largeur de la cuve de mesure en cm.

P : Teneur en protéine en mg/g.

T : Temps de lecture.

2-3-1-1- Détermination de l'activité Catalase (CAT)

Le dosage spectrophotométrique de l'activité Catalase (CAT) est réalisé suivant la méthode de Boscoloa *et al.* (2003). La décroissance de la DO est enregistrée pendant 3 mn (spectrophotomètre GeneSys 8) pour une longueur d'onde de 240 nm et un coefficient d'extinction linéique molaire $e = 39400 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1} \text{ L}$. Pour un volume final de 3 ml, le mélange réactionnel contient 100 μl de l'extrait enzymatique brute, 50 μl de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 à 0,3 % et 2,8 ml de tampon NaK (50 mM Na K, pH= 7,2). L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La réaction est déclenchée par l'addition d'eau oxygénée. L'activité Catalase est exprimée en nmol/min/mg de protéines.

2-3-1-2- Détermination de l'activité Guaiacol-Peroxydase (GPX)

L'activité guaiacol – peroxydase (GPX) est déterminée spectrophotométriquement (spectrophotomètre Jenway- 6300) à 470 nm suivant la méthode de Hiner *et al.* (2002). Le coefficient d'extinction linéique molaire est $\Sigma = 2470 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1} \text{ L}$ pour un volume final de 3 ml, le mélange réactionnel contient : 100 μl d'extrait enzymatique, 50 μl d' H_2O_2 à 0,3 % et 2,850 ml de tampon Na K – guaiacol (50 mM Na K, 8 mM de guaiacol pH 7,2). L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La réaction est déclenchée par l'ajout du peroxyde d'hydrogène. L'activité GPX est exprimée en nmol/min /mg de protéines.

2-3-1-3- Détermination de l'activité Ascorbate -Peroxydase (APX)

Le dosage spectrophotométrique de l'activité ascorbate peroxydase est réalisé suivant la méthode Manivannan (2007). Le volume réactionnel final de 3 ml contient : 100 μl d'extrait enzymatique, 50 μl H_2O_2 à 0,3 % et 2850 μl de tampon NaK. Ascorbate (50 mM NaK, 0,5 mM Ascorbate, pH = 7,2) L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La lecture est effectuée à une longueur d'onde de 290 nm (spectrophotomètre GeneSys 8) pendant 1 min et ce pour un coefficient d'extinction linéaire molaire $\Sigma = 2,8 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1} \text{ L}$. L'activité APX est exprimée en nmol /min / mg Protéines.

2-3-2- Molécules antioxydantes

2-3-2-1- Les malondialdehyde (MDA)

La peroxydation des lipides est estimée par l'évolution de la teneur en malondialdehyde (MDA) déterminée selon la méthode décrite par Draper et Hadley (1990). L'homogénéisation du tissu végétal dans l'acide trichloroacétique (TCA) 5% à raison de 10 ml pour 1g de tissu végétal est suivie d'une centrifugation pendant 15 min à 1200g. Le surnageant est ajouté à un volume égal d'acide thiobarbiturique (TBA) 0,5% dans le TCA 20%. Le mélange est incubé à 100°C pendant 25min. L'absorbance du surnageant, obtenu après centrifugation à 10000g pendant 5min, est lue à 532 nm. La densité optique est ensuite corrigée par la soustraction de l'absorbance non spécifique à 600 nm. La concentration de MDA est calculée en utilisant son coefficient d'extinction $155\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$.

$$X = \frac{\Delta DO}{155} \times \frac{V_t}{V_s} \text{ / mg de protéines}$$

X : micromole de substrat hydrolysé par mg de protéines ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines).

ΔDO : différence de la densité optique obtenue après hydrolyse du substrat.

155 : coefficient d'extinction molaire du TBA ($\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

V_t : volume total dans la cuve : 1 ml.

V_s : volume du surnageant utilisé dans le dosage : 0,5 ml.

mg de protéines : qualité de protéines exprimée en mg.

3- Résultats

3-1- Effet du stress sur la synthèse des protéines totales chez *Phragmites australis* au niveau des feuilles et des racines

La figure 28 représente les variations des teneurs moyennes en protéines au niveau des racines et des feuilles. Nous remarquons que les teneurs en protéines au niveau des racines qui sont de l'ordre de 33,5 $\mu\text{g}/\text{mg}$ et de 50,58 $\mu\text{g}/\text{mg}$ sont supérieures à celles des feuilles qui sont de l'ordre de 23,39 $\mu\text{g}/\text{mg}$ et de 40,81 $\mu\text{g}/\text{mg}$ et nous constatons également que les teneurs au niveau des racines et feuilles chez les plantes retenues pendant 14 jours sont augmentées par rapport à celles des plantes retenues pendant 7 jours.

3-2- Effet du stress sur l'accumulation des sucres totaux chez *Phragmites australis* au niveau des feuilles et des racines

La figure 29 représente les variations des teneurs moyennes en sucres au niveau des racines et des feuilles. Nous constatons que les teneurs en sucres dans la partie souterraine qui sont de l'ordre de 7,98 $\mu\text{g}/\text{g}$ et de 9,6 $\mu\text{g}/\text{g}$ sont supérieures à celles de la partie aérienne qui sont de l'ordre de 5,21 $\mu\text{g}/\text{g}$ et de 7,33 $\mu\text{g}/\text{g}$. Ainsi on remarque que la teneur en sucres dans les deux compartiments de *Phragmites australis* retenues pendant 7 jours est plus faible comparée à celle observée dans les *Phragmites australis* retenues pendant 14 jours.

3-3- Effet du stress sur l'accumulation de la proline chez *Phragmites australis* au niveau des feuilles et des racines

Les variations des teneurs moyennes en proline au niveau des racines et des feuilles sont illustrées dans la figure 30. On remarque une accumulation importante de la proline après 14 jours de rétention, elle est supérieure à celle de 7 jours de rétention et cette accumulation est apparente plus au niveau des racines qu'au niveau des feuilles.

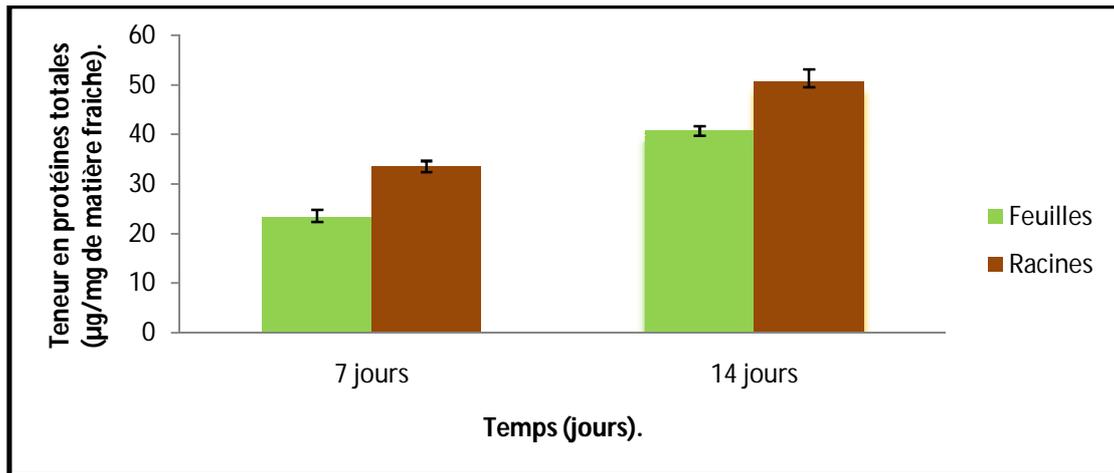


Figure 28: Teneurs moyennes en protéines au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

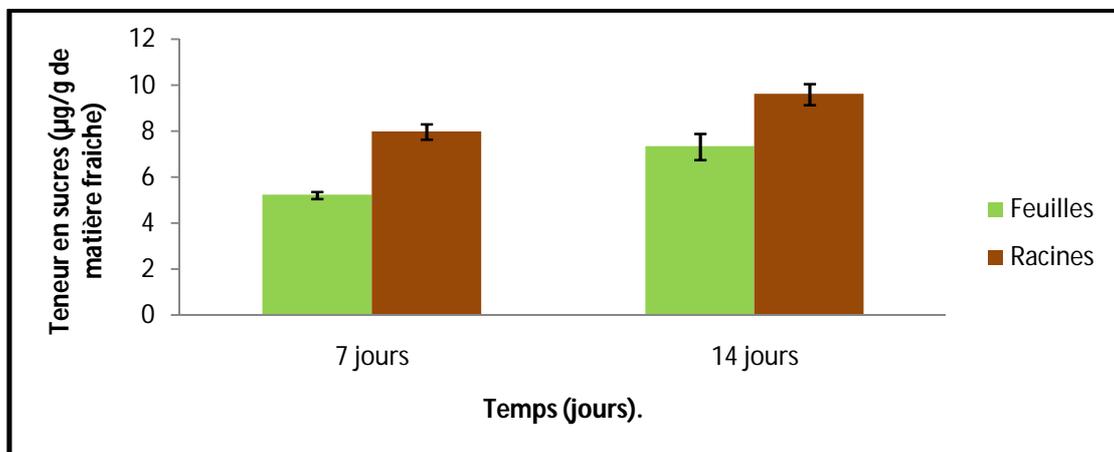


Figure 29: Teneurs moyennes en sucres au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

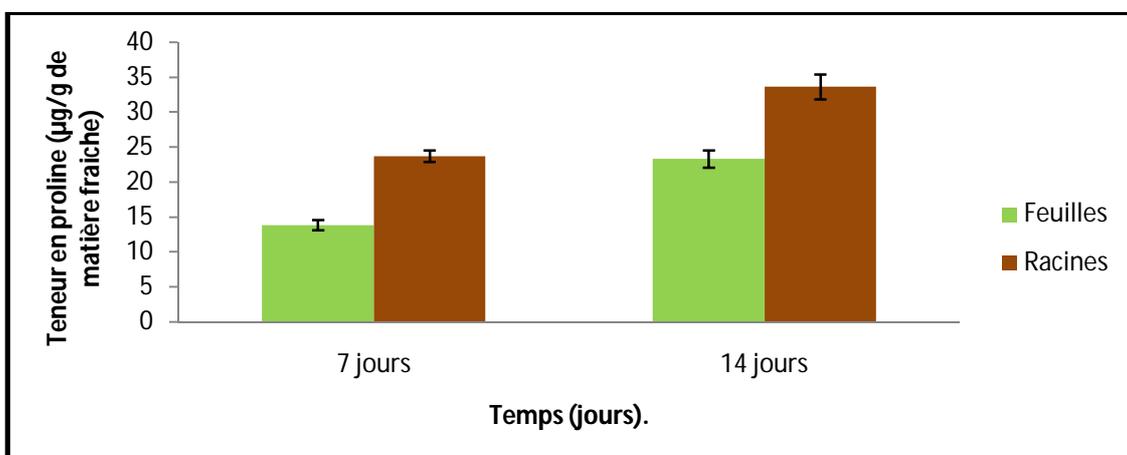


Figure 30: Teneurs moyennes en proline au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

3-4- Effet du stress sur l'activité Catalase au niveau des feuilles et des racines de *Phragmites australis*

La figure 31 met en évidence les variations de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles. Nous remarquons une corrélation positive entre le temps de rétention des roseaux dans les eaux usées et l'activité enzymatique catalase. Ainsi, nous constatons également que le taux de la catalase est largement supérieur au niveau des racines qu'au niveau des feuilles.

3-5- Effet du stress sur l'activité Gaïacol-Peroxydase au niveau des feuilles et des racines de *Phragmites australis*

Les variations de l'activité gaïacol-peroxydase au niveau des racines et des feuilles sont illustrées dans la figure 32. Nous constatons que la rétention des *Phragmites australis* dans les eaux usées stimule l'activité enzymatique GPX, cette stimulation est proportionnelle au temps. Nous remarquons également que le taux de GPX dans la partie souterraine est élevé en le comparant à celui de la partie aérienne.

3-6- Effet du stress sur l'activité Ascorbate-Peroxydase au niveau des feuilles et des racines de *Phragmites australis*

La figure 33 illustre les variations de l'activité ascorbate-peroxydase au niveau des racines et des feuilles. L'évolution de l'activité APX, chez les racines et les feuilles des roseaux, met en évidence une corrélation positive entre le temps de rétention et l'activité enzymatique APX. On constate que cette activité est plus intense au niveau des racines.

3-7- Effet du stress sur l'activité malondialdéhyde au niveau des feuilles et des racines de *Phragmites australis*

Les variations de l'activité malondialdéhyde au niveau des racines et des feuilles sont illustrées dans la figure 34. On constate que les eaux usées entraînent une stimulation de l'activité malondialdéhyde chez les deux compartiments de *Phragmites australis* notamment au niveau des racines. Cette stimulation est remarquable plus après 14 jours de rétention.

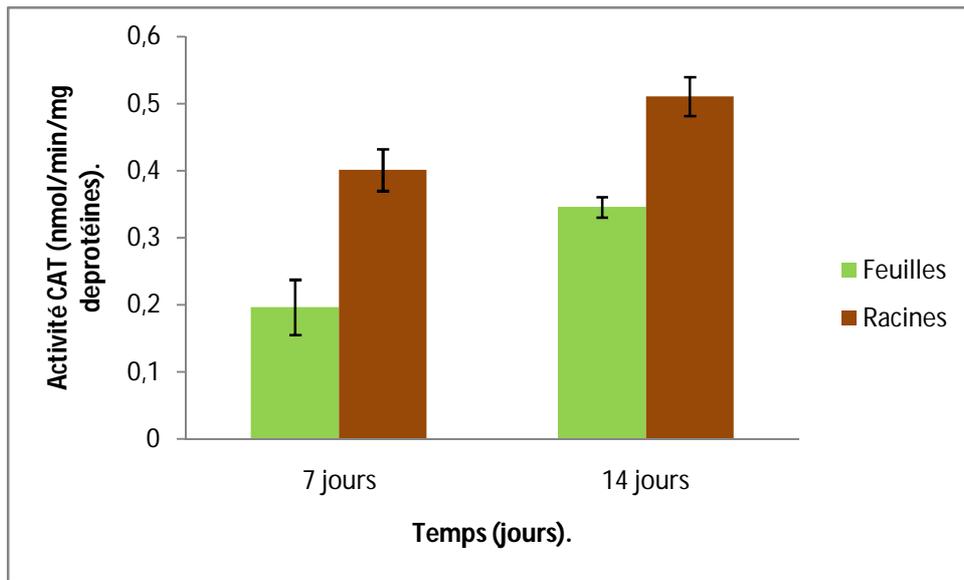


Figure 31: Variations de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

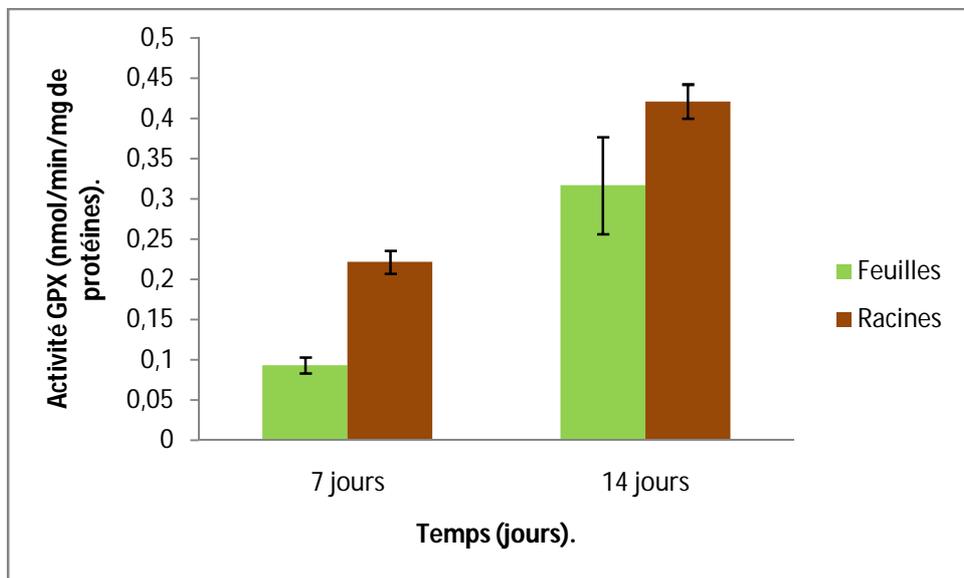


Figure 32: Variations de l'activité gâicol-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

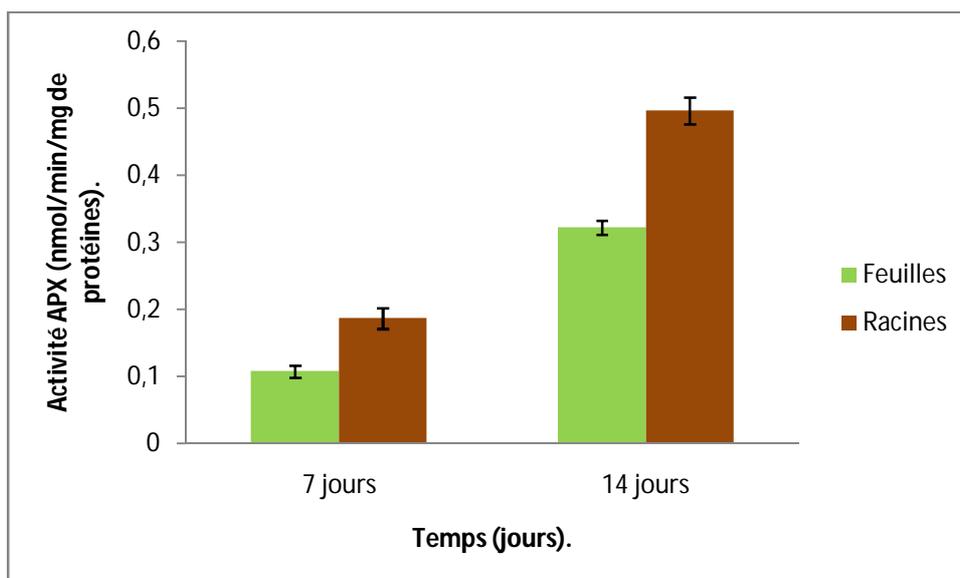


Figure 33: Variations de l'activité ascorbate-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

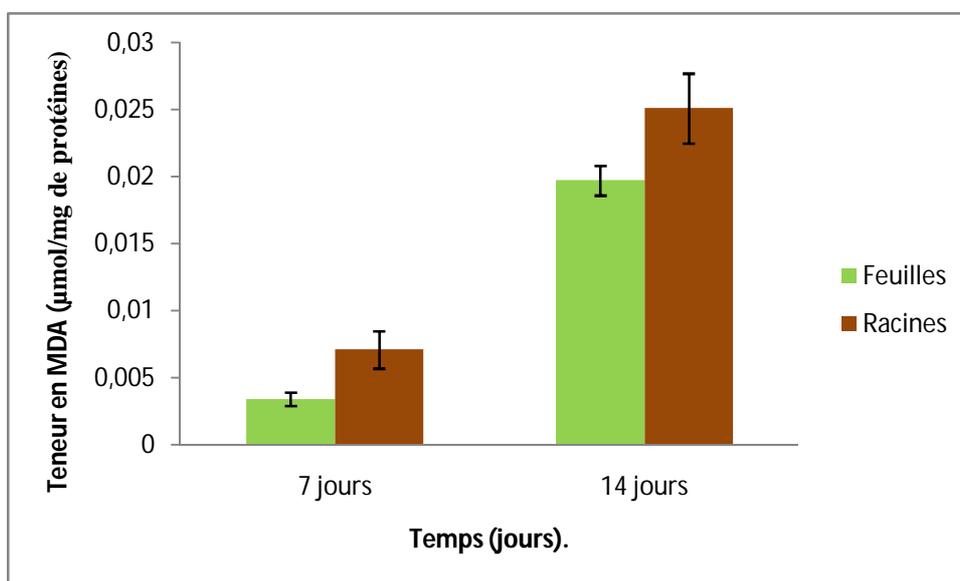


Figure 34: Variations de l'activité malondialdéhyde au niveau des racines et des feuilles de *Phragmites australis* ($m \pm SD$; $n = 3$).

4- Discussion

Les résultats obtenus dans cette étude confirment les observations déjà rapportées par plusieurs études (Kleche, 2013 ; Semadi, 2010 ; Souiki, 2008), sur la réponse des plantes épuratrices *Phragmites australis* face au stress oxydant causé par la présence des différents xénobiotiques dans les eaux usées. Les roseaux vont mobiliser différents systèmes de défense qui leur permettent d'éliminer les radicaux libres. Certains sont de nature enzymatique, les autres de nature chimique.

Pour confirmer le stress que *Phragmites australis* a connu durant son séjour dans notre pilote expérimental, nous nous sommes intéressés aux variations du taux de protéines dans les deux systèmes racinaire et foliaire. En effet, les eaux usées stimulent la synthèse des protéines notamment au niveau des racines ceci pourrait s'expliquer selon Plfugmacher et *al.* (1997) par le fait que les racines présentent le siège de résistance de la plante aux différents stress, parce qu'elles sont rattachées au sédiment dont elles sont exposées à des concentrations élevées de xénobiotiques grâce à leur système enzymatique actif.

D'autre part, l'ammonium présent dans les eaux usées est assimilé par *Phragmites australis*, la présence de ce dernier à l'intérieur des tissus stimule la synthèse de nombreuses enzymes entre autres celles intervenant dans la détoxification selon les travaux de Shraddah et *al.* (2004).

D'après Solt et *al.* (2003), en présence de xénobiotiques, la plante augmente la synthèse protéique en particulier des phytochélatines dont le rôle est la détoxification des xénobiotiques, particulièrement les métaux lourds. Nos résultats concordent avec ces travaux et confirment le déclenchement d'un processus de détoxification qui commence par l'augmentation de la synthèse de phytochélatine et d'enzymes de détoxification, confirmé dans notre cas par l'augmentation du taux de protéines totales.

Dans ce travail nous nous sommes également intéressés à la teneur en proline chez les *Phragmites australis* retenues dans les eaux usées; nous avons ainsi mis en évidence une forte augmentation de ce paramètre connu comme étant un biomarqueur de stress. (Panda, 2003; Ben Khaled et *al.*, 2003 ; Abdul, 2004 ; Leprince et *al.*, 2004). La proline est considérée comme faisant partie d'un syndrome adaptatif général aux conditions environnementales défavorables. Différentes fonctions sont attribuées à l'accumulation de ce soluté compatible : osmo-régulation, chélation et détoxification des métaux, protection des enzymes, régulation

de l'acidité cytosolique, stabilisation de la synthèse protéique et piégeage des espèces réactives de l'oxygène ROS (anion superoxyde et radicaux hydroxyles) (Biteur, 2012). Nos résultats concordent avec ceux de (Feitosa *et al.*, 2001 ; Meloni *et al.*, 2004 ; Kleche *et al.*, 2009) qui ont démontré que la proline s'accumule dans la plante qui se trouve dans des conditions défavorables.

D'autre part, nos résultats révèlent une forte corrélation entre la teneur en protéines totales et en proline qui montrent que l'accumulation de la proline peut être influée par des facteurs internes comme la synthèse protéique. Ces résultats sont confortés par ceux de (Tahri *et al.*, 1998) et (Bedouh, 2014) qui affirment que toute augmentation de la teneur en protéines favorise une accumulation de la proline.

Concernant le taux des sucres totaux, on constate une importante augmentation des glucides chez les *Phragmites australis* en réponse au stress induit par les eaux usées. Cette augmentation est peut être expliquée par la dégradation des réserves amylacées suite à leurs conversion rapide en saccharose, fait qui pourrait aussi être attribué à une inhibition de la synthèse de l'amidon (Djeddi, 2007).

En effet, les glucides source d'énergie indispensable pour les organismes vivants sont utilisés de façon immédiate comme le glucose, ou sous forme de réserves comme l'amidon, ils possèdent aussi un rôle structural comme la cellulose, la chitine ou l'acide hyaluraunique (Prasad, 1995), même s'ils représentent des osmotocums beaucoup moins puissant, ils participent eux également au maintien de la balance de la force osmotique pour garder la turgescence et le volume cytologique aussi élevés que possible (Bouzoubaa *et al.*, 2001). Ils permettent également une préservation de l'intégrité membranaire dans les organes desséchés ainsi qu'une protection des protéines (Issaad, 2013). Ce type de tolérance permet à la plante d'assurer normalement ses fonctions physiologiques malgré une dégradation de son état hydrique interne.

Nos résultats semblent concorder avec ceux de Meksem (2007) qui ont mis en évidence une augmentation des sucres totaux chez deux variétés de blé lors d'un stress due à deux types de fongicides ainsi qu'avec ceux de Kleche (2005) et ceux de Bouadila (2009) étudiant l'impact de la pollution hydrique sur *Phragmites australis* en purifiant les eaux résiduaires de l'oued Méboudja.

Nous avons mis en évidence une augmentation de l'activité enzymatique catalase dans les deux compartiments de la plante ; racines et feuilles. Ceci pourrait être dû au déclenchement de systèmes de détoxification, ce qui permet à une tolérance et une adaptation au xénobiotique se traduisant ainsi par une augmentation de ces enzymes (CAT), qui jouent un rôle en régulant les concentrations des ROS (Lin, 2000). La catalase est une enzyme catalysant la dismutation du peroxyde d'hydrogène en molécule d'eau et d'oxygène (Arora et *al.*, 2002).

Ces résultats abondent dans le même sens que ceux de Anca et *al.* (2006) qui montrent une stimulation de la synthèse du catalase en présence des nitrates et des nitrites chez le blé. Ces résultats nous permettent d'attribuer un rôle à la CAT dans les réactions de défenses aux stress environnementaux, en particulier la salinité.

Certains travaux ont montré une élévation de l'activité catalytique après des expositions aux différents polluants comme le cadmium (Souiki, 2008), au NPK (Bouchelaghem, 2012) au mélange chlorure de sodium et silicone (Zhu et *al.*, 2004) et à l'uranium (Vandenhove et *al.*, 2006).

Nous avons également noté une augmentation de l'activité APX dans les deux parties de roseau, ces résultats concordent avec ceux obtenus par (Gallego et *al.*, 2002), qui ont mis en évidence une augmentation significative du taux de l'APX sous l'effet d'un stress chimique chez le tournesol.

En effet, la Catalase et l'APX ont des rôles complémentaires dans la détoxification du peroxyde d'hydrogène (Barata et *al.*, 2005), l'APX réduit l' H_2O_2 en eau en utilisant l'ascorbate comme donneur d'électron à partir de la dehydroascorbate (Faburé, 2009) produisant par la suite les radicaux (monodehydroascorbate MDHA) (Alayat et *al.*, 2014).

El zbieta Kielak et *al.*, (2011) ont constaté une augmentation significative de l'APX, ceci a été expliqué par le fait que l'expression des enzymes antioxydantes comme l'APX, peut protéger les membranes biologiques en formant des complexes avec le fer (II) et la tête polaire de la molécule de phospholipide qui change la sensibilité de fer à auto-oxydation.

Les résultats obtenus montrent que les eaux usées ont provoqué chez *Phragmites australis* une forte activité peroxydatique qui se traduit par une augmentation des taux de (GPX). Il faut cependant souligner que l'activité enzymatique est plus élevée chez les racines stressées que chez les feuilles. Cette forte activité de gaïacol-peroxydase semble due à un stress oxydant induit par les xénobiotiques présents dans les eaux usées.

Une forte activité de GPX pourrait être un signe de stress oxydatif sévère ou un mécanisme de réponse efficace au stress (Zlatev *et al.*, 2006). Sa présence au niveau du cytosol de la paroi cellulaire et dans les vacuoles permet de former de l'eau à partir de peroxyde d'hydrogène.

L'activité de la GPX varie considérablement selon les espèces végétales et les conditions de stress (Gill, 2010 ; Passardi *et al.*, 2005), Les activités peroxydase élevés dans les plantes aquatiques ont été liés à la tolérance aux polluants (Lavid *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 1992).

Le malondialdéhyde (MDA) présente une bonne corrélation avec la production de ROS et il est considéré comme un indicateur important de stress oxydatif. De nombreuses études ont indiqué que le niveau de la peroxydation des lipides est un paramètre important pour évaluer le niveau de stress oxydant dans les Organismes vivants (Belhaouchet, 2014 ; Zeriri, 2014).

L'augmentation de la teneur moyenne en MDA au niveau des racines et des feuilles confirme que les ROS produites à proximité des Chaîne de Transport d'Electrons (CTE) ont généré une peroxydation lipidique (Issaad, 2013), induisant une diminution accrue de l'efficacité de la CTE et une perte plus importante d'électrons. La résultante est une augmentation de la génération des ROS diminuant d'autant plus l'efficacité de la CTE.

Cette forte peroxydation est due à une grande dismutation des O_2^- , une des formes actives de l'oxygène (Sairam, 2001 ; Tlidjen, 2014). L'augmentation de la peroxydation des lipides chez *Phragmites australis* induite par les eaux usées, traduit une induction des effets oxydatifs des formes active d'oxygène (Xue *et al.*, 2001), notre travail est en parfait d'accord avec les travaux de Radic *et al.* ., (2009) qui ont montre une augmentation des taux de MDA chez *Lemna minor* en présence du Aluminium.

5- Conclusion

La phytoépuration constitue une nouvelle technologie permettant d'épurer les eaux usées par l'utilisation de plantes aquatiques. Parmi les différents aspects possibles de cette méthode, figure la rhizofiltration basée sur l'absorption des polluants par le système racinaire. L'objectif de ce chapitre a été d'élucider les effets de stress oxydant induit par les eaux usées sur la plante épuratrice *Phragmites australis* en étudiant les paramètres biochimiques et les biomarqueurs enzymatiques et non enzymatiques.

Les résultats obtenus semblent converger vers la mise en évidence du caractère toxique oxydatif des polluants présents dans les eaux usées, à travers l'étude des métabolites et des activités antioxydantes d'enzymes telles que la CAT, GPX et l'APX.

La rétention des *Phragmites australis* dans les eaux usées stimule la synthèse des protéines de stress telles que les protéines "LEA" et l'accumulation des sucres et de la proline. Les résultats des activités enzymatiques de glutathion peroxydase (GPX), ascorbate -peroxydase (APX) et de la catalase (CAT) indiquent une grande capacité antioxydative de *Phragmites australis*. Cette activité peut représenter une réponse de ces plantes au stress oxydatif provoqué probablement par l'accumulation des xénobiotiques au niveau cellulaire.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

L'eau est un élément essentiel à la vie de l'Homme. Son importance, sa protection et sa sauvegarde a justifié les directives algériennes qui ont donné lieu à la mise en place progressive de dispositifs législatifs et règlementaires (Article 48 du Journal Officiel N° 60 du 30 Rajab 1426 / 4 Septembre 2005). La ville d'Annaba (Nord-est algérien) rejette chaque jour des quantités importantes des eaux usées, sans subir le moindre traitement. Ces eaux, rejetées dans la nature à l'état brute, sont un foyer de développement et de propagation de certains insectes nuisibles (les moustiques notamment) des maladies (typhoïde, cholera,...) et contaminent aussi la nappe phréatique très proche de la surface. L'épuration de ces effluents est impérative. En effet elle participe à la protection de l'environnement, la sauvegarde des composantes et richesses naturelles et surtout elle offre la possibilité de réutiliser les eaux usées dans les domaines agricoles et industriels.

En effet, le suivi de la physicochimie des eaux usées urbaines de la ville d'Annaba notamment les sites Boukhadra, El Bouni et Oued Forcha nous a permis de dégager un ensemble de renseignements au niveau de sa qualité en tant que rejet direct dans le milieu récepteur. Les différents paramètres mesurés pour l'eau usée brute indiquent évidemment une pollution importante. Les résultats des principaux indicateurs physico-chimiques (T, pH, CE, NO₂, NH₄⁺....) ont révélé des valeurs inférieures à la norme algérienne. En revanche nous avons remarqué des concentrations importantes de (DCO, DBO₅, MES, PO₄⁻³) qui sont supérieures à la norme algérienne. Au terme de l'évaluation de degré de pollution organique, on peut constater que l'ensemble des paramètres étudiés (en particulier la DBO₅, la DCO et les MES) classent les eaux usées des trois sites dans la tranche de concentration faible à moyenne selon (Metcalf et Eddy, 2003).

Les analyses bactériologiques des eaux usées effectuées au cours de notre étude confirment une contamination fécale à cause de la présence de coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et clostridium sulfito- réducteur, des shigelles et des salmonelles sont également mis en évidence dans ces eaux. De ce fait, les eaux usées de Boukhadra, El Bouni et Oued Forcha jouent un rôle néfaste en se déversant sur le milieu récepteur.

En effet, les scientifiques sont toujours à la recherche du meilleur moyen permettant l'épuration des eaux usées avec le minimum de dépense et le maximum d'efficacité. La phytoépuration s'avère un moyen d'épuration écologique est avantageux à plus d'un titre.

Dans notre travail nous avons utilisé une plante macrophyte : le *Phragmites australis* pour l'épuration des eaux usées, les résultats obtenus ont montré l'efficacité du système d'épuration appliqué avec des taux d'abattement de 90 % pour la DCO, de 92 % pour la DBO₅, de 95 % pour les MES, de 81 % pour les NH₄⁺, de 68 % pour les NO₃⁻, et de 90 % pour les PO₄⁻³. Ainsi, nous avons soulevé un abattement de 100 % pour les streptocoques fécaux.

L'un des objectifs de ce travail était de mettre en évidence le rôle des substrats (sable, gravier) dans la performance de l'épuration, dont nous avons enregistré des résultats remarquables pour les différents paramètres avec des taux d'abattement de 49 % pour la DCO, de 51 % pour la DBO₅, de 88 % pour les MES, de 29 % pour les NH₄⁺, de 43 % pour les NO₃⁻, et de 50 % pour les PO₄⁻³.

On constate aussi que la charge pathogène des coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux se présente en quantité très importante dans les eaux usées. Cependant, les résultats d'analyses montrent un abattement très important de la teneur en bactéries après le passage de ces eaux usées à travers les deux systèmes (planté et non planté).

Sur le plan biochimique et enzymatique, Les résultats obtenus semblent converger vers la mise en évidence du caractère toxique oxydatif des polluants présents dans les eaux usées, à travers l'étude des métabolites et des activités antioxydantes d'enzymes telles que la CAT, GPX et l'APX.

En perspective, il serait intéressant de ;

- Utiliser plusieurs macropytes pour comparer le pouvoir épurateur de chacune.
- Suivre le taux d'abattement de la pollution durant les quatre saisons de l'année.
- Étendre l'investigation vers une exploration bactériologique et parasitologique.
- Développer les dosages des biomarqueurs (GSH, LDH, SOD) pour évaluer le stress oxydatif induit par les eaux usées sur la plante épuratrice.

Références Bibliographiques

Références bibliographiques

Aassiri A, 2001. Impact des eaux usées déversées par Oued Sebou sur le littoral de l'océan atlantique : Évaluation de la contamination par les métaux toxiques. Mémoire de DESA, INRH/Université Mohammed V, faculté des sciences, Rabat.

Abdul W, 2004. Analysis of toxic and osmotic effects of sodium chloride on leaf growth and economic yield of sugarcane. Bot Bull Acad Sin 45, 133-141.

Ait Hamou R., Boulahbal O., Haddadi F, 2000. Impact microbiologique des eaux usées traitées sur le poivron et le maïs fourrager. Revue Recherche Agronomique 77, 79-80.

Alayat A., Souiki L., Grara N., Djebar MD., Boumedris ZE., Benosmane S., Amamra R., Berrebbah H, 2014. Effects of cadmium on water content, soluble protein, proline changes and some antioxidant enzymes in wheat (*Triticum durum desf.*) leaves. Annual Research & Review in Biology 4(24), 3835-3847.

Almeida CMR., Mucha AP., Teresa Vasconcelos M, 2011. Role of different salt marsh plants on metal retention in an urban estuary (Lima estuary, NW Portugal). Estuar Coast Shelf Sci 91(2), 243-249.

Amirat S, 2012. Diagnostic de la pollution des ressources hydriques (Sous bassins versants du sud-est de l'Edough). Mémoire de Magister, Université d'Annaba, 90p.

Anca H., Ovidiu T., Eugen U., Lucian N, 2006. L'influence des nitrates et des nitrites sur les activités de la catalase et de la peroxydase au cours de la germination des graines de *Triticum aestivum*. Moleculara 7, 65-68.

Arora A., Sairam R., Srivastava G, 2002. Oxidative stress and antioxidative system in plants. Cur Sci 82 (10), 1227-1238.

Attionu RH, 1976. Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes, L.*) On its habitat. Hydrobiologia 50(3), 245-254.

Badyal SK., Metcalfe CL., Basran J., Efimov I., Moody PC., Raven EL, 2008. Iron oxidation state modulates active site structure in a heme peroxidase. *Biochemistry* 47(15), 4403-4409.

Bahroun S. et Kherici Bousnoubra H, 2011. Evaluation de l'indice de pollution organique Dans les eaux naturelles cas de la région d'El Taref (Nord -Est Algérien). *Larhyss Journal* 9, 171-178.

Bajji M., Kinet JM., Lutts S., 1998. Salt stress effects on roots and leaves of *Atriplex halimus* L. and their corresponding callus cultures. *Plant Science* 137, 131-142.

Balestri F., Moschini R., Cappiello M., Del-Corso A., Mura U, 2013. Impact on enzyme activity as a new quality index of wastewater. *Journal of Environmental Management* 117, 76-84.

Barata C., Varo I., Navarro JC., Arun S., Porte C, 2005. Antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in the freshwater cladoceran *Daphnia magna* exposed to redox cycling compounds. *Comp Biochem Physiol* 140, 175–186.

Barthe C., Perron J., Perron JMR, 1998. Guide d'interprétation des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le domaine de l'eau potable. Document de travail (version préliminaire), Ministère de l'Environnement du Québec, Canada, 155p.

Bécaye SD, 2002. Les écosystèmes aquatiques et semi-aquatiques dans l'épuration des eaux usées domestiques et urbaines par mosaïques hiérarchisées d'écosystèmes artificiels en Afrique tropicale sèche. Thèse de Doctorat, Université de Dakar, 197p.

Bedouh Y, 2014. Evaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « *Allium cepa* ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 128p.

Béguel JP, 2012. Etude de la capacité antioxydante en lien avec la reproduction chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne occidentale – Brest, 172p.

Belghyti D., El Guamri Y., Ztit G., Ouahidi M. L., Joti M.L., Harchrass A., Amghar H., Bouchouata O., El Kharrim K., Bounouira H, 2009. Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc. *Afrique Science* 05(2), 199 – 216.

Belhaouchet N, 2014. Evaluation de la toxicité du Spinosad « insecticide nouvellement introduit en Algérie » sur un modèle expérimental bioindicateur de la pollution « *Helix aspersa* ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 80p.

Benameur N, 2010. Analyse des microorganismes présents dans les lits à macrophytes lors de la phytoépuration des eaux usées. Mémoire de magister, Université de Biskra.

Ben Khaled L., Morte Gómez A., Ouarraquel M., Oihabi A, 2003. Réponses physiologiques et biochimiques du trèfle (*Trifolium alexandrinum* L.) à la double association Mycorhizes- *Rhizobium* sous une contrainte saline. *Agronomie* 23, 571–580.

Bennasser L., Fekhaouf M., Benoit J., MERLIN G, 1997. Influence of tide on water quality of lower sebou polluted by gharb plain wastes (Morocco). *Water Resources* 31(4), 859-867.

Bensmina-Mimeche L., Debabeche M., Mekaoussi S, 2009. Epuration des eaux usées domestiques par les macrophytes dans un milieu semi aride; séminaire international d'hydraulique El oud.

Bensmina-Mimeche L., Debabeche M., Seghairi N., Benameur N, 2013. Capacité de filtres plantés de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. *Courrier du Savoir* 17, 33-37.

Benyakhlef M., Naji S., Belghyti D., El Guamri Y, 2011. Caractérisation physico-chimique des eaux usées industrielles du grand Agadir (Maroc) : cas d'une huilerie. *Science Lib Editions Mersenne* 3, 2111-4706.

Bidar G, 2007. Intérêt du phytomanagement dans la gestion durable des sols pollués. Recherche des mécanismes biologiques de transfert et de localisation des métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les strates herbacées et arborées. Thèse de Doctorat, Université du Littoral Côte d'Opale France, 228p.

Biteur N, 2012. Essais d'utilisation du radis (*Raphanus sativus*) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de doctorat, Université d'Oran, 110p.

Blake G. et Savoie P, 2007. Efficacité des filtres plantés de roseaux pour le traitement des métaux et hydrocarbures : cas des eaux pluviales. Journées de l'eau de l'Assemblée des Pays de Savoie - 24 et 25 avril.

Boeglin J.C, 1999. Pollution industrielle de l'eau : caractérisation, classification, mesure. Techniques de l'ingénieur 14, 1210-1221.

Bordjiba O., Bekhouche F., Hassaine A., Djenidi R, 2009. Impact de la Pollution Par Les Hydrocarbures Sur la Qualité des Eaux Usées Dans la Région de Skikda (Nord-Est Algérien). European Journal of Scientific Research 1 (26), 80-90.

Boscoloa P., Menossib M., Renato JA, 2003. Aluminium-induced oxidative stress in maize. Phytochemistry 62, 181-189.

Bouadila S, 2009. Epuration des eaux usées par procédé biologique à macrophyte "*Phragmites australis*" cas de oued Méboudja. Mémoire de magister, Université Badji Mokhtar Annaba, 60p.

Boualla N., Benziane A., Charaoui F, 2011. Study of the state of wastewater discharged into the vast sabkha Oran by principal component analysis (ACP). ScienceLib Editions Mersenne 110507(3), ISSN : 2111-4706.

Bouchelaghem S, 2012. Contribution à l'étude de l'impact d'un engrais couramment utilisé en Algérie (NPK) sur la croissance, le métabolisme et le développement racinaire d'un modèle végétal : blé dur (*Triticum durum Desf*). Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 157p.

Bou Saab H., Nassif N., El Samrani A., Daoud R., Madawar S., Ouaini N, 2007. Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (Rivière Nahr Ibrahim, Liban). Revue science de l'eau 4, 341-352.

Bousslah S., Tachi S., Soufi A, 2012. Impact of the urban and industrial rejection on the environment « Annaba, North - Est Algeria ». Energy Procedia 18, 581 – 586.

Boutayeb M., Bouzidi A., Fekhaoui M, 2012. Etude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de cinq villes de la région de la Chaouia – Ouardigha (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie 34 (2), 145-150.

Boutin C, 2006. Usage de filtres plantés de roseaux dans le traitement des eaux usées du « petit collectif ». Ministère de l'Agriculture, Paris, France, 2p.

Bouzoubaa Z., El Mourid M., Karrou M., El Gharous M, 2001. Manuel d'analyse chimique et biochimique des plantes. INRA. Maroc.

Bradford M, 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72, 248-254.

Bramley P., Elmadfa I., Kafatos A., Kelly F., Manios Y., Roxborough H., Schuch W., Sheehy P., Wagner K, 2000. Vitamin E. J Sci Food Agric 80 (7), 913-938.

Brix H, 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. Wat. Sci. Tech 35, 11- 17.

Capblancq J et Dauta A, 1990. Spécificités de l'eutrophisation des lacs et des rivières. Adour-Garonne 45, 20-23.

Chagra A, 2010. Effets du cadmium et des traitements combinés Cd/Ca⁺ à l'échelle cellulaire et subcellulaire. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 136p.

Chen Z. and Gallie DR, 2004. "The Ascorbic Acid Redox State Controls Guard Cell Signaling and Stomatal Movement." *Plant Cell* 16(5), 1143-1162.

Chunyang L. et Kaiyun W, 2003. Differences in drought responses of three contrasting eucalyptus microtheca. F. Muell. Populations. University of Helsinki. Finland. *Forest Ecology and Management* 179, 377-385.

Collin VC., Eymery F., Genty B., Rey P., Havaux M, 2008. Vitamin E is essential for the tolerance of arabidopsis thaliana to metal-induced oxidative stress. *Plant Cell Environ* 31 (2), 244-257.

Côme D, 1992. Les végétaux et le froid. Collection Méthodes. Ed. Hermann, éditions des Sciences et des arts, 600p.

Cronk JK., Fennessy MS, 2001. Wetland Plants, Biology and Ecology, Lewis Publishers, USA, 462 p.

Dagnelie P, 1999. Statistiques théoriques et appliquées. Références statistiques à une et à deux dimensions. Bruxelles. Université de boeck et Larcier, 659p.

Daloz A, 2007. L'épuration des eaux usées par les filtres plantés. Mémoire de l'Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon Formation continue au développement durable et équitable.

Deng H., Ye ZH., Wong MH, 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution* 132(1), 29-40.

Deng H., Ye ZH., Wong MH, 2006. Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants. *Environmental Pollution* 141(1), 69-80.

Derradji M., Souiki L., Berrebbah H., Djebbar MR, 2014. Assessment of the bacteriological contamination of the wastewaters in Annaba's main discharges (North-Eastern Algeria). IJB 4(1), 112-114.

Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D, 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebou en aval de sa confluence avec oued Fes. Larhyss Journal 8, 101-112.

Dib TA., Monneveux P., Araus JL, 1992. Adaptation à la sécheresse et notion d'idéotype chez le blé dur.II : caractères physiologiques d'adaptation. Agronomie 12, 381-393.

Djebali N, 2008. Etude des mécanismes de résistance de la plante modèle *Medicago truncatula* vis-à-vis de deux agents pathogènes majeurs des légumineuses cultivées : *Phoma medicaginis* et *Aphanomyces euteiches*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse III - Paul Sabatier, 191p.

Djeddi H, 2007. Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaine. Mémoire de magistère, Université Mentouri Constantine, 144p.

Dosnon-Olette R, 2009. Phytoremédiation d'eaux contaminées par des pesticides: tolérance et capacité d'élimination par des plantes aquatiques. Thèse de Doctorat, Université de Reims, 136p.

Draper HH. and Hadley M, 1990. Meth. Enzymol 186, 241-431.

Dreier W. & Goring M, 1974. De ein flus hoher salzkonzentrationen auf verschiedene physiologische parameter von maiswurzeln wiss. Z. der HU. Berlin Nath. Naturwiss R 23, 641- 644.

Eddabra R, 2011. Evaluation de la contamination bactériologique des eaux usées des stations d'épuration du grand Agadir. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg et Université Ibn Zohr de Maroc, 120p.

El Guamri Y et Belghyti D, 2006. Etude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de la commune urbaine de Saknia, rejetées dans le lac Fouarat (Kénitra, Maroc). Journal Africain des Sciences de l'Environnement 1, 53-60.

El Hachemi O., El Halouani H., Meziane M., Torrens A., Salgot M., Sbaa M, 2012. Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (Oasis de Figuig-Maroc): Aspect bactérien et organique. Rev. Microbiol. Ind. San et Environn 6 (1), 84-97.

El Hachemi O, 2012. Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (Oasis de Figuig) : performances épuratoires et aspect phytoplanctonique. Thèse de doctorat, Université Oujda, 122p.

El Haite H, 2010. Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 214p.

El Khokh K., Belghyti D., El Kharrim K., Kbibch A., Chentoufi M., Belghyti L.R, 2011. Physicochemical characterization of urban wastewater of Mechraa Belksiri city (Gharb, Morocco). ScienceLib Editions Mersenne 110205(3), ISSN : 2111-4706.

El Moustaine R., Chahlaoui A., Bengoumi D.Rour E.H., Belghiti L, 2013. Qualité de l'eau en élevage avicole dans la région de Meknes (Maroc) impact sur la santé et la production. Larhyss Journal 13, 47 - 61.

Faburé J, 2009. Étude de l'accumulation et des effets des composés organiques volatils (BTEX) chez les bryophytes. Thèse de Doctorat, Université de Lille, France, 295p.

Fadaeifard F., Raissy M., Faghani M., Majlesi A., Farahani G.N, 2012. Evaluation of physicochemical parameters of waste water from rainbow trout fish farms and their impacts on water quality of Koohrang stream – Iran. International Journal of Fisheries and Aquaculture 4(8), 170-177.

Faucteux A, 2002. Des roseaux contre les eaux usées. Revue de la science au Québec. Nouvelle édition, 220 p.

Feitosa LC., Cambraia J., Olivocano MA., Ruiz HA, 2001. Plant growth and solute accumulation and distribution in two sorghum genotypes under NaCl stress. Braz.J Plant Physiol 13, 270-284.

Foyer CH. et Noctor G, 2000. Oxygen processing in photosynthesis regulation and signalling. New Phytologist 146(3), 359-388.

Foyer CH., Theodoulou FL., Delrot S, 2001. "The functions of inter- and intracellular glutathione transport systems in plants." Trends in Plant Science 6(10), 486-492.

Foyer CH. et Noctor G, 2003. Redox sensing and signalling associated with reactive oxygen in chloroplasts, peroxisomes and mitochondria. Physiologia Plantarum 119, 355-364.

Franck R, 2002. Analyse des eaux : Aspects réglementaire et techniques. Edition CRDP Aquitaine décembre.

Funes V., Alhama J., Navas JL., López-Barea J., Peinado J, 2005. Ecotoxicological effects of metal pollution in two mollusc species from the Spanish South Atlantic littoral. Environ Pollut 139, 214-23.

Gallego SM., Benavides MP., Tomaro ML, 2002. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of an oxidative stress. Plant Science (121), 151-159.

Gama F, 2010. Les glutarédoxines : de la réduction des peroxyrédoxines de type II aux systèmes d'assemblage des centres fer-soufre. Thèse de doctorat, Université Henri Poincaré, Nancy I, 255p.

García-Limones C., Hervás A., Navas-Cortés JA., Jiménez-Daíz RM., Tena M, 2002. Induction of an antioxidant enzyme system and other oxidative stress markers associated with compatible and incompatible interactions between chickpea (*Cicer arietinum* L.) and *Fusarium oxysporum* f. sp. *ciceris*. *Physiol Mol Plant Pathol* 61, 325–337.

García P., Aguirre J., Barragán R., Mujeriego V., Matamoros JM., Bayona, 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng* 25,405–418.

Gaud B, 1976. Etude hydrogéologique du système aquifère d'Annaba -Bouteldja (synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation). Rapport de l'ANRH. Algérie, 151p.

Gay PA. and Tuzun S, 2000. Temporal and spatial assessment of defence responses in resistant and susceptible cabbage varieties during infection with *Xanthomonas campestris* pv. *campestris*. *Physiol Mol Plant Pathol* 57, 201–210.

Ghamsari L., Keyhani E., Golkhoo S, 2007. Kinetics properties of guaiacol peroxidase activity in *Crocus sativus* L. corm during rooting. *Iranian Biomedical Journal* 11, 137-146.

Ghizellaoui S et Ghizellaoui S, 2010. Evaluation of the quality of waters treated by the activated muds station in Oued El Athmania. *Desalination* 250, 438-443.

Giguère A., Couillard Y., Campbell PG., Perceval O., Hare L., Pinel-Alloul B., Pellerin J, 2003. Steady-state distribution of metals among metallothionein and other cytosolic ligands and links to cytotoxicity in bivalves living along a polymetallic gradient. *Aquat.Toxicol* 64, 185-200.

Gill SS. and Tuteja N, 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol Biochem* 48, 909–930.

Grisson C, 1999. Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes : une étude bibliographique. Agence de l'eau Rhône Méditerranéenne Corse.

Hachemi Rachedi L et Amarchi H, 2012. Impact of urban waste water reject on the quality of watercourse "Case of Oued Meboudja EST OF ALGERIA». *Energy Procedia* 18, 587-593.

Halliwell B. et Gutteridge J, 1999. *Free radicals in biology and medicine* 3rd ed. Oxford University Press.

Hare PD., Cress WA., Van Staden J, 1998. Dissecting the roles of osmolyte accumulation during stress. *Plant and cell and environment* 21, 535-553.

Hassoune E., Bouzidi A., Koulali Y., Hadarbach D, 2006. Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settât (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie* 28, 61-71.

Heisler J., Glibert PM., Burkholder JM., Anderson DM., Cochlan W., Dennison WC., Dortch Q., Gobler CJ., Heil CA., Humphries E., Lewitus A., Magnien R., Marshall HG., Sellner K., Stockwell DA., Stoecker DK., Suddleson M, 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae* 8, 3-13.

Hernandez S., Deleu C., Larher F, 2000. Accumulation de proline dans les tissus foliaire de tomates en réponse à la salinité. *Life Science* 323, 551-557.

Hermes-Lima M, 2005. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals, in K. B. Storey Edition. *Functional Metabolism: Regulation and Adaptation*. Hoboken, NJ: Wiley-Liss, 319-368.

Hiner AN., Raven EL., Thorneley RN., Garcia-Canovas F., Rodriguez-Lopez JN, 2002 .Mechanisms of compound I formation in heme peroxidases. *J Inorg Biochem* 91(1), 27-34.

Issaad G, 2013. Statut nutritionnel et plasticité de réponses aux stress chez un modèle végétal: *Triticum durum Desf.* Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 140p.

Jedicke A., Furch B., Saint PU., Schlueter UB, 1989. Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae). *Amazoniana* 11(1), 53-70.

Jetten MS., Wagner M., Fuerst J., van Loosdrecht M., Kuenen G., Strous M, 2001. "Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox').

Jones J.G., Simon B., Mitchel R, 1983. Estimates of bacterial growth from changes in uptake rates and biomass. *App. Environ. Microbiol* 44, 1296-1307.

Journal Officiel de la République Algérienne J.O.R.A, 1993. Normes de rejets dans le milieu récepteur. Art. n°46 (10 juillet), pp. 7-12.

Journal Officiel de la République Algérienne J.O.R.A, 2003. Normes de rejets des effluents industrielles. Art. n° 18 (19 juillet).

Journal Officiel de la République Algérienne (J.O.R.A), 2005. La prévention et la protection contre les pollutions. Art n° 60 (du 4 septembre 2005), p8.

Journal Officiel de la République Algérienne J.O.R.A, 2006. Les valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur. Art. n°26 (23 avril).

Kabata-Pendias A. et Pendias H, 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.

Karim MR., Manshadi FD., Karpiscak MM., Gerba CP, 2004. The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Research* 38, 1831-1837.

Katemo MB., Colinet G., André L., Chocha MA., Marquet JP., Micha JC, 2010. Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo). *Tropicultura* 28 (4), 246-252.

Khadijetou MS., Demba AN., Kankou M., Alphonse T, 2011. Etude de l'évolution spatio-temporelle de la qualité physicochimique de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal. Science Lib Editions Mersenne 3, N ° 111002.

Khalaf G., Slim K., Abi- Ghanem C., Nakhlé K., Fakhri M, 2009. Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du nahr El Bared. Lebanese Science Journal 1, 8-19.

Khattabi H., Belle E., Servais P., Aleya L, 2007. Variations spatiale et temporelle des abondances bactériennes dans quatre bassins de traitement du lixiviat de la décharge d'Étueffont (Belfort, France). Comptes Rendus Biologies 330, 429 – 438.

Kherici N, 1993. Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba la Mafragh-nord-est algérien). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 170p.

Kielak EZ., Sempruch C., Mioduszevska H., Klocek J., Leszczyn' ski B, 2011. Phytotoxicity of roundup ultra 360 SL in aquatic ecosystems: Biochemical evaluation with duckweed (*Lemna minor* L.) as a model plant. Pestic Biochem Physiol.

Kim G., Choib E., Lee D, 2005. Diffuse and point pollution impacts on the pathogen indicator organism level in the Geum River, Korea. Sci Total Environ 350, 94–105.

Kleche M, 2005. Modification physiologiques et biochimiques observées chez « *Phragmites australis* » placé dans eau polluée « cas de oued Méboudja ». Mémoire de magister, Université Badji Mokhtar Annaba, 65p.

Kleche M., Berrebbah H., Rouabhi R., Djebbar MR, 2009. Biochemical changes observed in isolated roots of *Phragmites australis* treated with industrial wastewater. American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences 1 (1), 19-23.

Kleche M, 2013. Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 95p.

Krieger-Liszkay A. et Trebst A, 2006. Tocopherol is the scavenger of singlet oxygen produced by the triplet states of chlorophyll in the PSII reaction centre. *J Experim Bot* 57 (8), 1677-1684.

Kucuk OS., Sengul F., Kapdan IK, 2003. Removal of ammonium from tannery effluents in a reed bed constructed wetland. *Water Sci. Technol* 48, 179–186.

Kurniadie D, 2011. Wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland in indonesia. *American Journal of Environmental Sciences* 7 (1), 15-19.

Kwon SI. and Anderson AJ, 2001. Differential production of superoxide dismutase and catalase isozymes during infection of wheat by *Fusarium proliferatum*-like fungal isolate. *Physiol Mol Plant Pathol* 58,73–81.

Ladislav S, 2012. Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain -Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Thèse de doctorat, Ecole Doctorale des Mines de Nantes, 208p.

Lamrous S, 2001. Inventaire des points d'eau de la wilaya d'Annaba, essai de synthèse et identification des ressources en eaux. Mémoire d'ingénieur, Université d'Annaba.

Larif M., Soulaymani A., Hnach M., El Midaoui A, 2013. Contamination spatio-temporelle d'origine hydrique de l'oued Boufekrane dans la région de Meknès-Tafilalt (Maroc). *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 7(1), 172-184.

Lavid N., Schwartz A., Yarden O., Tel-Or E, 2001. The involvement of polyphenols and peroxidase activities in heavy-metal accumulation by epidermal glands of waterlily (*Nymphaeaceae*). *Planta* 212, 323–331.

Lekoui S, 2010. Evaluation du risque lié aux sites pollués en milieu urbain et industriel (Annaba N-E algérien). Mémoire de Magister, Université d'Annaba, 138p.

Leprince AS., Lefebvre D., Ghars MA., Parre E., Thiery L., Bordenave M., Richard L., Savouré A, 2004. Signalling pathways involved in proline metabolism regulation under hyperosmotic stress in *Arabidopsis thaliana*. Bull, biot 134, 69-74.

Lin CC. and Kao CH, 2000. Effect of NaCl stress on H₂O₂ metabolism in rice leaves. Plant Growth Regul 30, 151-155.

Loggni B., Scartazza A., Brugnoli E., Navari-Izzo F, 1999. Antioxydativedefence system, pigment composition, and photosynthetic efficiency in two wheat cultivars subjected to drought. Plant physiology 119, 1091-1099.

Mancer H, 2010. Analyse du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides. Mémoire de magister, Université de Biskra, 99p.

Manivannan P., Abdullaleel C., Kishocekumar A., Saukar B., Somasundaram R., Sridharam R. Panneersel R, 2007. Changes in antioxidant metabolism of vignaunguiculata (L.). walp by propiconazole under water deficit stress. Colloides and surfaces B Bio interfaces 57, 69-74.

Marrs KA., Alfenito MR., Lloyd AM., Walbot V, 1995. A glutathione Stransferase involved in vacuolar transfer encoded by the maize gene Bronze-2. Nature (London) 375, 397-400.

Medjdoub, 2014. Etude, Conception et dimensionnement d'une STEP par filtres plantés de roseaux des eaux usées des zones éparses de la commune de Terny. Mémoire de master, Université de Tlemcen, 108p.

Mhadhbi H., Jebara M., Limam F., Aouani ME, 2004. Rhizobial strain involvment in plant growth, nodule protein composition and antioxydant enzyme activities of chickpearhizobia symbioses: modulation by salt stress. Plant Physiol Biochem 42, 717-722.

Miloudi A, 2009. Inventaire des espèces macrophytes épuratrice dans la cuvette de Ouargla. Diplôme d'Ingénieur d'Etat en Agronomie, Université d'Ouargla, 89p.

Mimeche BL., Mancer H., Debabeche M, 2010. Analyse du pouvoir epuratoire d'un filtre implante de Phragmite australis pour le traitement des eaux usées sous climat semi - aride - région de Biskra. International Network Environmental Management Conflicts 1(1), 10-15.

Mimeche L, 2014. Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride -Application à la région de Biskra-. Thèse de Doctorat, Université de Biskra, 159p.

Mishra KM., Upadhyay AR., Pandey SK., Tripathi BD, 2008. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. Environ Monit Assess 141, 49-58.

Mittler R, 2002. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. Trends Plant Sci 7(9), 405-410.

Miyake C. and Asada K, 1992. Thylakoïd-bound ascorbate peroxydase in spinach chloroplasts and photoreduction of its primary oxidation product onodehydroascorbate radicals in thylakoïds. Plant Cell Physiol 33, 541 -553.

Miyake C., Cao WH., Asada K, 1993. Purification and molecular properties of the thylakoïd-bound ascorbate peroxidase in spinach chloroplasts. Plant cell Physiol 34, 881-889.

Meksem L, 2007. Etude des effets de deux fongicides: Le Flammenco SC et le Tilt 250 EC sur la physiologie, la croissance et le métabolisme énergétique des racines isolées de Triticumdurum DESF. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 162p.

Meloni DA., Gulotta MR., Martinez CA., Oliva MA, 2004. The effects of salt stress on growth, nitrate reduction and proline and glycinebetaine accumulation in *Prosopis alba*. Braz.J Plant Physiol 16(1).

Mercoiret L, 2010. Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. Rapport final. Cemagref, 55p.

Mergaoui L., Fekhaoui M., Bouya D., Gheit A., Stambouli A, 2003. Qualité des eaux et macrofaune benthique d'un milieu estuarien du Maroc : cas de l'estuaire de Sebou. Bulletin de l'Institut Scientifique, section Sciences de la Vie 25, 67-75.

Metcalf A et Eddy B, 2003. Wastewater engineering: Treatment and Reuse. 4^{ème} édition. Mc Graw-Hill. New York, 1819p.

Molle P, 2003. Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 280 p.

Mourdi W, 2011. Pollution urbaine, impact sur l'homme et l'environnement « Cas de l'agglomération de Annaba et ses environs ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 136p.

Mullineaux LS., Mills SW., Goldman E, 1998. Recruitment variation during a pilot colonization study of hydrothermal vents (9° 50'N, East Pacific Rise). Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr 45,441–464.

Navrot N., Collin V., Gualberto J., Gelhaye E., Hirasawa M., Rey P., Knaff DB., Issakidis E., Jacquot JP., Rouhier N, 2006. Plant glutathione peroxidases are functional peroxiredoxins distributed in several subcellular compartments and regulated during biotic and abiotic stresses. Plant Physiol 142(4), 1364-1379.

Noctor G., Arisi A., Jouanin L., Kunert K., Rennenberg H., Foyer C, 1998. Glutathion biosynthesis, metabolism and relation ship to stress tolerance explored in transformed plants. Journal of Experimental Botany 49 (321), 623-647.

Olukanni DO. et Ducoste JJ, 2011. Optimization of waste stabilization ponds for developing nations using computation fluid dynamics. Ecological Engineering 37, 1878-1888.

Pamplona R. et Costantini D, 2011. Molecular and structural antioxidant defenses against oxidative stress in animals. Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol 301, 843-863.

Panda SK, 2003. Heavy-metal phytotoxicity induces oxidative stress in a moss, *Taxithellium* sp. Science 84 (5),631-633.

Passardi F., Cosio C., Penel C., Dunand C., 2005. Peroxidases have more functions than a Swiss army knife. *Plant Cell Rep* 24, 255–265.

Pflugmacher S., Geissler K., Steinberg C, 1997. Activity of phase I and phase II detoxification enzymes in different comus parts of *Phragmites australis*. *Ecotoxicologie and Environnement Safety* 42, 62-66.

Poulet JB., Terfous A., Dap S., Ghenaïm A, 2004. Stations d'épuration à lits filtrants plantés de macrophytes. *Courrier du Savoir* 5,103-106.

Prasad MN, 1995. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and experimental botany* 35 (4), 525-545.

Quezal P., Santa L, 1962-1963. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionale. Edition CNRS, tome 2, Paris, 170p.

Radic S., Babic M., Skobic D., Roje V., Pevalek-Kozlina B, 2009. Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 10, 1-4.

Rahmoun H., Elkharrim K., Belghyti D., Hadji M, 2013. Physico-chemical wastewater unit of sugar SUNABEL Mechraa Belksiri. *Science Lib Editions Mersenne* 130215 (5), ISSN : 2111-4706.

Rejsek F, 2002. Analyse des eaux – aspects réglementaire et techniques-. Edition scérén. 110p.

Remon E, 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat, Université Jean Monnet, 157p.

Renuka N., Sood A., Prasanna R., Ahluwalia AS, 2014. Influence of seasonal variation in water quality on the microalgal diversity of sewage wastewater. *South African Journal of Botany* 90, 137–145.

Rodier J, 1984. L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition. Dunod. Paris.

Rodier J, 2005. Analyse de l'Eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8^{ème} édition. Dunod. Paris, 1384p.

Rodier J, 2009. L'analyse de l'eau. 9^{ème} édition. Dunod. Paris, 1526p.

Roy S., Inhatola R., Hanninen O, 1992. Peroxidase activity in lake macrophytes and its relation to pollution tolerance. *Environ Exp Bot* 32, 457–464.

Sadek S., Elkharrim K., Khadmaoui A., Guissouss M., Benelharkati F., Elmarkhi M., Belghyti D, 2012. Caractérisation physico-chimique des eaux usées de l'hôpital provincial de Sidi Kacem (Maroc). *Science Lib Editions Mersenne* 120713(4), ISSN : 2111-4706.

Saggai M, 2004. Contribution à l'étude d'un système d'épuration à plantes macrophytes pour les eaux usées de La Ville de Ouargla. Mémoire de magister, Université de Ouargla, 86p.

Sairam RK. and Srivastava GC, 2001. Water stress of wheat (*Triticum aestivum* L.): variations in hydrogen peroxide accumulation and antioxidant activity in tolerant and susceptible genotypes. *J Agronomy & Crop Science* 186, 63-70.

Salama Y., Mountadar M., Rihani M., Assobhei O, 2012. Evaluation physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'El Jadida (Maroc). *ScienceLib Editions Mersenne* 120906(4), ISSN : 2111-4706.

Sanchez FJ., Manzanares MD., Andres EF., Tenorio JL., Schellenbaum L., Sprenger N., Schuepp H., Wiemken A., Boller T, 1999. Effects of drought, transgenic expression of a fructan synthesizing enzyme and of mycorrhizal symbiosis on growth and soluble carbohydrate pools in tobacco plants. *New phytol* 142, 67-77.

Sanmartin M., Pateraki I., Chatzopoulou F., Kanellis AK, 2007. Differential expression of the ascorbate oxidase multigene family during fruit development and in response to stress. *Planta* 225(4), 873-885.

Sbartai H, 2008. Etude des effets du Cadmium sur la Tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) : essai in vivo et in vitro. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 109p.

Schiels R. and Burnett W, 1960. Determination of protein bound carbohydrate in serum by a modified anthrone method. *Anal Chem* 32, 885-886.

Scholz M., and Xu J, 2001. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology* 83, 71-79.

Schulze ED., Beck E., Müller-Hohenstein K, 2005. *Plant ecology*. Springer. Berlin, 117-143.

Semadi F, 2010. Faisabilité du traitement des eaux d'un oued chargé en éléments traces métalliques (ETM) par filtres plantés de macrophytes (*Phragmites australis*) : cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 174p.

Semlali RM., Van Oort F., Denaix L., Loubet M, 2001. Estimating distributions of endogenous and exogenous Pb in soils by using Pb isotopic ratios. *Environ Sci Technol* 35, 4180-4188.

Servais P, 2004. Biofilm in the parisian suburbs drinking water distribution system. *Aqua Journal of Water Supply Research and Technology* 53, 313-324.

Shigeoka S., Ishikawa T., Tamoi M., Miyagawa Y., Takeda T., Yabuta Y., Toshimura K, 2002. Regulation and function of ascorbate peroxidase isoenzymes. *Journal of Experimental Botany* 53, 1305-1319.

Shilton A., Walmsley N., Pearson H., Paterson C., Curtis T., Craggs R., Davies-Colley R., Mara D, 2005. *Pond treatment technology*, IWA Publishing, London, Seattle, 479p.

Shraddha S., Sarita S., Rohit S., Kavita P., Kavita B, 2004. Translocation of metals and its effects in the tomato plants grow on various amendments of tannery waste : evidence for involvement of antioxydants. *Chemosphere* 57, 91-99.

Solt JP., Sneller FE., Bryngelsson T., Lundborg T., Scht H, 2003. Phytochelatin and cadmium accumulation in wheat. *Environmental and experimental botany* 49, 21-28.

Souguir D, 2009. Modifications métaboliques, moléculaires et génotoxicité induites par le cadmium chez *Vicia faba*. Thèse de Doctorat, Université de Carthage, 182p.

Souiki L., Rouabhi R., Berrebbah H., Djebbar M.R, 2008. Survey of physico-chemical quality of the wastewaters of Biskra city rejected in chaabatRoba, Messdour and wadiZ'ommor (Algeria). *African J. Environnemental Science and Technologie* 2(8), 231-238.

Souiki L, 2008. Caractérisations biochimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Biskra et purification par le procédé biologique Phragmifiltre. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 174p.

Suwasa K. and Wanida D, 2011. Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice. *Environmental Science and Technology* 39, 754–781.

Swaine MD., Adomako J., Ameka G., Johnston KA., Cheek M, 2006. Forest river plants and water quality in Ghana. *Aquatic Botany* 85, 299-308.

Tahri EH., Belabed A., Sadki K, 1998. Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). *Bulletin de l'Institut Scientifique* 21, 81-87.

Tanner CH., Clayton JS., Upsdelle MP, 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands, removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Resource* 29,17-26.

Thamdrup B. et Dalsgaard T, 2003. Production of N(2) through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 68(3), 1312-1318.

Thénard LJ, 1818. Traite de Chimie 1. Academie des Sciences. 6^{ème} édition. Paris.

Thurston JA., Gerba CP., Foster KE., Karpiscak MM, 2001. Fate of indicator microorganisms, Giardia and cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 35, 1547-1551.

Tiglyene S., Mandi L., Jaouad AE, 2005. Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de phragmites australis. *Rev. Sci.Eau* 18(2), 177-198.

Traore A., Soro G., Kouadio E.K., Bamba B.S., Oga M.S., Soro N., Biemi J, 2012. Evaluation des paramètres physiques, chimiques et bactériologiques des eaux d'une lagune tropicale en période d'étiage : la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Science* 6(6), 7048-7058.

Troll. and Lindsley J, 1955. A photometric method for the determination of proline. *J Biochem*, 655-660.

Vandenhove H., Cuypers A., Van Hees M., Koppen G., Wannijn J, 2006. Oxidative stress reactions induced in beans (*Phaseolus vulgaris*) following exposure to uranium. *Plant Physiology and Biochemistry* 44, 11-12.

Vincent G., Dallaire S., Lanzer D, 1994. Antimicrobial properties of roots exudates of three macrophytes : *Mentha aquatica* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. And *Scripus lacustris* L. Proceeding, 4th International Conference Wetlands Systems for Water Pollution Control, 290-296.

Vymazal J, 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng* 25, 478-490.

Wittenberg M, 1980. Epuration biologique des eaux de chaussées. (T-E-E). E.N.T.P.E. Vaulx en Velin, 150p.

Xue T., Hartikainen H., Piironen V, 2001. Antioxidative and growth-promoting effect of selenium on senescing lettuce. *Plant Oil* 237, 55–61.

Zarcinas BA., Cartwright B., Spouncer LR, 1987. Nitric acid digestion and multi-element analysis of plant material by inductively coupled plasma spectrometry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18, 131-146.

Zeriri I, 2014. Toxicité potentielle d'un insecticide sur un invertébré de la famille des coelomates. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 55p.

Zgheib S, 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Thèse de Doctorat, Ecole nationale des ponts et chaussées, 349p.

Zhu Z., Wei G., Li J., Qian Q., Yu J, 2004. Silicon alleviates salt stress and increases antioxidant enzymes activity in leaves of salt-stressed cucumber (*Cucumis sativus* L.). *Plant Science* 167, 527-533.

Zlatev ZS., Lidon FC., Ramalho JC., Yordanov IT, 2006. Comparison of resistance to drought of three bean cultivars. *Biol Plant* 50, 389-394.