



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ DJILLALI LIABES DE SIDI BEL ABBES
FACULTÉ DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
Département des Sciences de l'Environnement



THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Présentée par

M^{me} CHADLI Amina

Spécialité : Sciences de l'environnement

Option : Gestion des ressources hydriques

Intitulé

Évaluation des performances épuratoires de système de lagunage à macrophytes sous climat aride cas de la wilaya de Naâma

Devant l'honorable jury composé de :

Présidente : Dr. EL ZEREY-BELASKRI Asma. Université Djillali Liabès Sidi Bel Abbès

Examineur : Pr. BENSLIMANE Mohamed. Université Mustapha Stambouli Mascara

Examineur : Pr. GHELAMALLAH Madani. Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem

Promoteur : Pr. BENHASSAINI Hachemi. Université Djillali Liabès Sidi Bel Abbès

Année universitaire 2019 - 2020



ALHAMDULILLAH

Et lorsque votre Seigneur proclama : "Si vous êtes reconnaissants, très certainement J'augmenterai [Mes bienfaits] pour vous. Mais si vous vous montrez ingrats, alors Mon châtiment sera terrible" Sourate Ibrahim, verset 7

Il paraît que le voyage compte plus que la destination...

La thèse ? Une véritable aventure qui n'aurait jamais pu se réaliser

Sans le soutien inégalable de mon compagnon de vie, qui a su m'épauler pendant les derniers moments de ma thèse. Merci pour ta patience face à mes horaires de fous entre la rédaction des articles et l'enseignement, pour ta discrétion en période de stress, et pour t'être occupé de tout lorsque j'étais trop absorbée par ma thèse pour penser à autre chose, et la confiance de mon encadrant.

Ce travail de thèse a débuté en septembre 2015 et s'est déroulé géographiquement entre deux régions Sidi Bel Abbes et Naâma. Plusieurs spécialités, d'accueil, double parcelle d'étude, double gestation, double remerciement...

Pour accomplir la mise place d'un tel projet et réaliser l'ensemble des expérimentations scientifiques en région qui s'éloigne plus de 300 km, Les allers-retours permanents ont été indispensables afin d'écrire, de lire, de synthétiser et de participer à la vie de la communauté scientifique. Cette phase de terrain n'aurait pas pu être réalisée sans le soutien et l'accueil plus que chaleureux et l'aide précieuse de mon beau-frère Abdelhadi et ma sœur Fatima.

Mes plus profonds remerciements vont à mes parents. Tout au long de mon cursus, ils m'ont toujours soutenu, encouragé et aidé. Ils ont su me donner toutes les chances pour réussir. Qu'ils trouvent, dans la réalisation de ce travail, l'aboutissement de leurs efforts ainsi que l'expression de ma plus affectueuse gratitude.

Cette thèse ne se serait bien évidemment pas déroulée de la même manière si je n'avais pas été suivi de cette façon par un véritable encadrant. Complémentarité a rendu mon travail passionnant, en perpétuelle remise en question, ce qui m'a permis d'évoluer, d'aiguiser mon sens critique, d'élargir mon esprit scientifique, et de comprendre les rouages administratifs du monde de la recherche. D'abord je remercie sincèrement **Mr Benhasseni** pour m'avoir accueillie au sein de Laboratoire *Biodiversité végétale : Conservation et valorisation université djillali liabes, Sidi Bel Abbes.*, pour la qualité de son encadrement, un savant mélange de confiance, de conseils et d'exigence, qui laisse place à la créativité dans un cadre de rigueur, et dans une ambiance toujours stimulante ! Sa grande connaissance sur

l'écosystème et sa curiosité scientifique ont permis un approfondissement et une réflexion sur le sujet indispensable. Que ce soit en amont du projet lors du montage de pilote ou durant la réalisation des missions de terrain, ou pendant toutes les périodes de rédaction du manuscrit et des articles, ou encore pendant les moments les plus difficiles (arrêt de l'alimentation du pilote, accident de destruction de la totalité des échantillons pendant une calcination), il aura su être présent aux grandes prises de décisions. Son soutien permanent et son admirable esprit critique m'auront beaucoup apporté pour ce travail de thèse certes, mais aussi pour ma carrière à venir en m'aidant à construire de solides bases scientifiques, rédactionnelles, et professionnelles.

C'est avec un réel plaisir que je remercie *Mme Dr. EL ZEREY-BELASKRI Asma*, qui a acceptée de prendre connaissance de mon travail et de me faire l'honneur de présider le jury de soutenance. Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance envers Messieurs *Pr. BENSLIMANE Mohamed* de l'Université Mustapha Stambouli Mascara et *Pr. GHELAMALLAH Madani.*, qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce travail, et qui ont bien voulu me faire partager leurs conseils et leur réflexion sur ce travail. Je les en remercie vivement.

Je tiens à remercier les structures qui ont soutenu ce projet de thèse, et notamment ONA Naâma. Je remercie donc le directeur de l'ONA Mr Bouazza ,avec intérêt sans qui ce projet n'aurait pas pu commencer pour nous avoir permis d'installer nos filtres plantés sur leur site de station de lagunage.et bien sûr le chef de station d'épuration de Mécheria *Mr Othmani Boubaker* Merci également à *Nadjibe et Ahmed laboratoire STEP Mechria*, pour sa grande disponibilité et son aide analytique, et merci pour le prêt des mallettes de terrain. Enfin je remercie Mr Mehammedi direction de conservation de forêts d'avoir m'aider dans le choix des espèces, merci pour tes conseils sur le bouturage, sur les plantes de Tamarix. *Mme Amrani* enseignante CFPA *Mme Souad* laborantine CFPA Naâma.

J'adresse mes remerciements aux agents gardes du lagunage Naâma, en particulier *Mr chaoui* l'ingénieur de station toujours disponible pour m'accompagner sur le terrain, et *Mr Boukhari* dont les conseils m'ont vraiment permis de progresser dans l'orientation de mes recherches. Un très grand merci à la direction de l'hydraulique de Naâma et à son chef d'exploitation *Mr Tijini et Mr Rahmani*. J'ai eu de la chance de te trouver sur mon chemin, merci à toi d'avoir permis la concrétisation des pilote. Merci pour le temps passé à m'aider et pour tes encouragements. Je tiens également à remercier Mr Ibrahim chargé travaux de la sablière Asla (chalala) merci pour le matériaux et pour le transport.

Je remercie aussi *Mme memmane* pour leur aide en chimie et pour sa disponibilité pour l'accès a son laboratoire et l'utilisation de four a moufle.

Mme chaiaa, les personnes que j'ai rencontrées à CFPA Naâma. Je remercie donc tous les collègues qui m'ont permis d'évoluer scientifiquement: je pense en particulier à Mr Bendahou, qui ont été très présents à des moments clefs, amina wassila et amel les ingénieurs de dept de pharmacie sans qui le laboratoire n'aurait définitivement pas les mêmes couleurs, Benaoume Zineb pour les échanges toujours plus passionnants les uns que les autres, malika hammad Mr boubchir pour son aide précieuse dans l'utilisation de logiciel et litimene sara pour leur sens de la collectivité et le téléchargement des articles. Mme Soumia boussif pour la calcination des échantillons.

Remerciement

A toutes celles et ceux qui m'ont vu naître et évoluer et à celles et ceux qu'à mon tour j'ai vu grandir et qui m'ont permis de devenir ce que je suis. C'est avec une certaine émotion et beaucoup de sincérité que je voudrais remercier toutes les personnes ayant soutenu et apprécié mon travail.

Je remercie enfin toutes les personnes intéressées par mon travail, en espérant qu'elles puissent trouver dans mon rapport des explications utiles pour leurs propres travaux.

Je remercie également mes proches, en particulier mes sœurs, *fatima et mhadjia* qui m'ont appris la persévérance, et pour tes conseils de grande sœur.

Je termine par remercier *mes enfants et ma fille* pour m'avoir toujours encouragée, pour m'avoir montré ce qu'étaient force et courage, l'amour que je lis dans tes yeux est de loin la plus grande des motivations.

Tout au long de l'aventure, j'ai côtoyé nombre de chercheurs, stagiaires, et autres collaborateurs motivés, à qui je souhaite ici exprimer mes plus sincères remerciements, en espérant n'oublier personne. Cette thèse, c'est certes moi qui l'ai rédigée, mais elle restera avant tout le fruit de nombreuses collaborations.

Et je n'oublie jamais non plus le harcèlement que j'ai subi de la part de certains responsables qui ne se rapporte pas à la morale de l'islam en traitement et l'éthique scientifique que mon seigneur leur pardonna.

مشكله الصرف الصحي للمياه العادمة في الجزائر هي موضوع لا يزال مطروحا، علي الرغم من العديد من المبادرات التي تم القيام بها حتى الآن .

نظراً لموقعها في قلب النظام الايكولوجي الهش والديموغرافيا المتنامية بسرعة، فإن السبخات تعمل كمستقبلات للفضلات المنزلية السائلة الضخمة. هذا يعزز تملح هذه البيئات الحيوية ثم أثناء الفيضانات، تتدفق الوديان إلى الداخل، مسببة مياه المجاريير الخام، وتلوث هذه المحيطات غير الساحلية، كما هو الحال في سبخة مدينة النعامة .

شارك تحسين المعرفة في مجال معالجه المياه العادمة، بشكل كبير في تصميم أنظمة جديدة لمعالجة مياه الصرف المستوحاة من العمليات الطبيعية، والمعروفة باسم مرشحات ماكروفيئية، وهي عملية تستخدم تقنيات المعالجة الذاتية الطبيعية وتساهم في حماية البيئة من أجل الحفاظ علي الموارد المائية.

الهدف الرئيسي من هذا العمل هو إنشاء نظام تنقية بيئي تقني ثم اختبار إمكانات القدرة الماصة والتنقية لبعض النباتات العيانية (*Phragmites australis*، *Typha latifolia*، *Lemna minor*، *Nerium oleander*، *Juncus sp*، *Tamarix africana*) وبتحسين كفاءتها بالاقتران مع ركيزة من الطمي فيما يتعلق بالتلوث العضوي، ومن ناحية أخرى، اقترحها بوصفها رسدا حيويا بيئيا لتلوث المياه في المناخ القاحل.

وقد أجريت هذه التجارب في الميدان، الذي يتلقى فيه خزان ترسيب مياه الفضلات المنزلية من تجمعات النعامة (FPM, FPR) وكذلك مشرية (الحوض 1 والحوض 2).

وكانت نتائج هذه الدراسة مشجعه للغاية وتبين أن *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Lemna minor* هي على الأرجح أكثر السبل فعالية من حيث التكلفة من حيث القضاء على جميع الملوثات الناتجة عن المياه العادمة المحلية وبالتالي، فإننا نرى أنه من المناسب تماما لهذا النظام من أجل تحلل الكربون، والاحتفاظ بالنظم السليمة بيئيا والنتيجة التي كانت تستهدف في المقام الأول وفقا لظروف الجفاف.

الانخفاضات في DCO و DBO5 عاليه جدا وحتى أكبر من تلك التي تم الحصول عليها مع محطة معالجه للوحل المنشط الميكانيكية. العائد الإجمالي للموقع التجريبي الأول والثاني هو 93.5 و 95.7 % علي التوالي لطلب الأكسجين البيولوجي (DBO5) ، و 90 % و 96.5% لطلب الأكسجين الكيميائية (COD) والانخفاض في المواد المعلقة (MES) هو 96.8 في المائة بالنسبة للموقع التجريبي الأول و 97.8 للموقع الثاني. العائد الإجمالي للحد من النيتروجين بين 48% و 50% اعتمادا علي وقت البقاء الهيدرووليكي، وتخفيضات الفوسفور في المتوسط 65.3 % و 72%. ويسمح النظام بإجراء تخفيضات كبيرة في البكتيريا، والحد الأقصى لإزالة القولونيات الكلية وأشكال القولونيات البراز في النفايات السائلة 93-99 % UFC1/100مل، والقضاء علي المكورات العقدية في نطاق 50 إلى 99 %.

ولوحظ وجود اختلاف كبير في الحد من التلوث العضوي والبكتريولوجي بين موقع الشاهد ومرشحات النباتات العيانية، وكذلك العلاقة بين انتاجية التنقية ووجود النبات، والكتلة الحيوية ووقت الإقامة.

الكلمات المفتاحية: النعامة، النباتات العيانية، مرشحات مزروعة، جفاف، قوة التنقية.

La problématique de l'assainissement des eaux usées en Algérie est un sujet qui demeure entier, malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour.

De par sa position au cœur d'un écosystème fragile et une démographie galopante, les sebkhas servent de récepteurs aux énormes effluents domestiques. Ceci favorise la salinisation de ces biotopes puis lors des crues, les oueds coulent vers l'intérieur des terres, entraînant les eaux usées brutes, contaminant ce milieu enclavé c'est le cas de sebkha de la ville de Naâma.

L'amélioration des connaissances dans le domaine d'épuration des eaux usées à fortement participé à la conception de nouveaux systèmes de traitement des eaux usées s'inspirant des processus naturels, dénommés « filtres plantés à macrophytes », est un procédé qui reprend les techniques naturelles d'auto épuration et contribue à la protection de l'environnement afin de préserver les ressources en eaux conventionnelles.

L'objectif principal du présent travail, est de créer un système écotecnique d'épuration puis de tester les potentialités du pouvoir absorbant et épurateur de certaines macrophytes (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Lemna minor*, *Tamarix africana*, *Nerium oleander*, *Juncus sp*) en améliorant leurs efficacités conjuguée avec un substrat alluvionnaire vis-à-vis de la pollution organique et, d'autre part, de la proposer en tant que bio- moniteur environnemental de la pollution hydrique sous climat aride.

Les expérimentations ont été conduites sur le terrain, sur lequel un décanteur reçoit les eaux usées domestiques provenant de l'agglomération de Naâma (FPR, FPM) et celle de Mécheria (Baquet 1 et Baquet 2).

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude étaient très encourageants et montrent que *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Lemna minor* sont vraisemblablement les plus rentables par rapport à l'élimination de tous les polluants des eaux usées domestiques. Ainsi, on constate une parfaite adéquation de ce système aux objectifs de dégradation de la matière carbonée, rétention de la MES et la nitrification qui étaient prioritairement visés en fonction des conditions d'aridité.

Les diminutions de la DCO et de la DBO5 sont très élevées et même plus importants que ceux obtenus avec une station d'épuration mécanisée à boues activées. Les rendements optimaux atteignent respectivement pour le premier et le deuxième pilote 93,5 et 95,7 % pour la demande biologique en oxygène (DBO5), et 90 et 96,5 % pour la demande chimique en oxygène (DCO). La réduction des matières en suspension (MES) est de 96,8 % pour le premier pilote et 97,8 pour le deuxième. Le rendement d'abattement de l'azote total est compris entre 48 et 50 % en fonction de temps de séjour hydraulique, les abattements sur le phosphore sont en moyenne de 65,3 et 72 %. Le système permet des réductions importantes des bactéries, la suppression maximale en coliformes totaux et coliformes fécaux dans l'effluent est en moyenne de 93 à 99 % UFC/100 ml, ainsi qu'une élimination des streptocoques de l'ordre 50 à 99 %.

Une différence significative de la réduction de la pollution organique et bactériologique a été constatée entre le témoin et les filtres à macrophytes, ainsi qu'une corrélation entre le rendement épuratoire et la présence de la plante, sa biomasse et le temps de séjour.

Mots clés : Naâma, macrophytes, filtres plantés, aridité, pouvoir épurateur

The problem of wastewater sanitation in Algeria is a subject that remains an issue, despite the many initiatives undertaken to date.

Because of its position at the heart of a fragile ecosystem and a galloping demography, the sebkhas serve as receptors for huge domestic effluents. This promotes the salinization of these biotopes then during floods, the wadis flow inland, dragging raw sewage, contaminating this landlocked environment, as is the case of the sebkha of the city of Naâma.

The improvement of knowledge in the field of wastewater treatment has strongly contributed to the design of new wastewater treatment systems inspired by natural processes, called "planted macrophyte filters", is a process that uses natural self-purification techniques and contributes to the protection of the environment in order to preserve conventional water resources.

The main objective of this work is to create an eco-technical purification system and to test the potential of the absorbing and purifying power of certain macrophytes (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Lemna minor* *Tamarix africana*, *Nerium oleander*, *Juncus* sp) by improving their efficiency combined with an alluvial substrate against organic pollution and, on the other hand, to propose it as an environmental bio-monitor of water pollution in an arid climate.

The experiments were carried out in the field, where a settling tank receives domestic wastewater from the Naâma agglomeration (FPR, FPM) and that of Mécheria (Baquet 1 and Baquet 2).

The results obtained from this study were very encouraging and show that *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and *Lemna minor* are probably to be the most cost-effective in terms of removing all pollutants from domestic wastewater. Thus, we can observe a perfect adequacy of this system to the objectives of carbonaceous matter degradation, TSS retention and nitrification which were primarily targeted according to the aridity conditions.

Reductions in COD and BOD5 are very high and even greater than those obtained with a mechanized activated sludge treatment plant. Optimum yields reach 93.5 and 95.7% for the first and second pilot for biological oxygen demand (BOD5) and 90 and 96.5% for chemical oxygen demand (COD) respectively. The reduction in suspended solids (SS) is 96.8% for the first pilot and 97.8% for the second pilot. The total nitrogen abatement efficiency is between 48 and 50% depending on hydraulic residence time, the phosphorus abatements are on average 65.3 and 72%. The system allows significant reductions in bacteria; maximum removal of total coliforms and faecal coliforms in the effluent is on average 93 to 99 % CFU/100 ml, as well as streptococcal removal in the order of 50 to 99 %.

A significant difference in the reduction of organic and bacteriological pollution was observed between the control and the macrophyte filters, as well as a correlation between purification efficiency and the presence of the plant, its biomass and residence time.

Keywords: Naâma, macrophytes, planted filters, aridity, purifying power

REMERCIEMENTS

ملخص

RESUME

ABSTRACT

SIGLES ET ABBREVIATIONS

LISTE FIGURES ET TABLEAUX

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE I ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES DOMESTIQUES.....	7
1 définition des eaux résiduaires	8
2 différents types d'eaux usées.....	8
2.1 EAUX USEES DOMESTIQUES.....	8
2.1.1 origine et composition des eaux usées domestiques.....	9
2.2 EAUX USEES INDUSTRIELLES.....	11
2.3 EAUX DE PLUIE.....	12
2.4 EAUX USEES AGRICOLES	13
3 caractéristiques des eaux usées.....	13
3.1 PARAMETRES PHYSIQUES	14
3.1.1 la couleur	14
3.1.2 l'odeur.....	14
3.1.3 la saveur.....	14
3.1.4 le débit.....	14
3.1.5 oxygène dissous.....	15
3.1.6 la turbidité.....	15
3.1.7 les matières en suspension (m.e.s.).....	15
3.1.8 la conductivité	16
3.1.9 température et ph	16
3.2 PARAMETRES CHIMIQUES ORGANIQUES	16
3.2.1 demande chimique en oxygène.....	17
3.2.2 demande biochimique en oxygène.....	17
3.2.3 notion de biodégradabilité	17
3.3 PARAMETRES CHIMIQUES MINERAUX.....	18
3.3.1 les micropolluants organiques et non organiques.....	18
3.3.2 éléments traces.....	19
3.3.3 les substances nutritives	19
3.4 PARAMETRES BIOLOGIQUES	22
3.4.1 les bactéries.....	22
3.4.2 les virus	23
3.4.3 les protozoaires	23
3.4.4 les helminthes.....	24
3.4.5 les champignons.....	24
3.5 UNITES DE REJETS	25
point clé : équivalent-habitant (eh).....	25
4 assainissement des eaux résiduaires.....	26
4.1 LE ROLE DE L'ASSAINISSEMENT	26
4.2 FONCTIONNEMENT DE L'ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES.....	26
4.3 OBJECTIF DU TRAITEMENT DES EAUX RESIDUAIRES	27
4.3.1 notion d'épuration	27
4.3.2 rôle des stations d'épuration.....	28
4.3.3 paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des eur.....	28
5 différents procédés d'épuration.....	29
5.1 TRAITEMENTS CONVENTIONNELS OU INTENSIFS	29
5.1.1 procédés d'épuration physiques.....	29

5.1.2	<i>procédés d'épuration biologiques</i>	32
5.2	TRAITEMENTS NON CONVENTIONNELS OU EXTENSIVES.....	35
	<i>point clé : qualité microbiologique système intensifs vs système extensifs</i>	35
5.2.1	<i>infiltration-percolation</i>	36
5.2.2	<i>lagunage naturel</i>	37
5.2.3	<i>épuration par filtres plantés</i>	38
CHAPITRE II NOTIONS ET TECHNIQUES DE PHYTOREMÉDIATION & PHYTOÉPURATION		
1	tout commence au 16ème siècle	41
2	fonctions et services écosystémiques des plantes	42
3	notion de phytoremédiation	43
3.1	DE LA PHYTOREMEDIATION A LA PHYTOEPURATION	43
3.2	NAISSANCE ET EVOLUTION DE LA TECHNOLOGIE	43
4	description de la technologie	45
4.1	DIVERSES TECHNIQUES DE LA PHYTOREMEDIATION	46
4.1.1	<i>phytoextraction</i>	48
4.1.2	<i>phytostabilisation</i>	49
4.1.3	<i>phytodégradation et rhizodégradation</i>	50
4.1.4	<i>phytovolatilisation</i>	52
4.1.5	<i>rhizofiltration</i>	53
4.2	LE ROLE DES PLANTES.....	55
	POINT CLE : BIOREMEDIATION	56
4.3	VEGETAUX UTILISES	57
4.3.1	<i>sélection des espèces</i>	57
4.3.2	<i>la sélection naturelle ou artificielle des agents de phytoremédiation</i>	57
4.3.3	<i>les plantes hyperaccumulatrices</i>	59
5	questions techniques et écologiques	62
6	avantages et limites de la phytoremédiation	65
6.1	AVANTAGES DE LA PHYTOREMEDIATION	66
6.2	LIMITES DE LA PHYTOREMEDIATION	66
7	synthèse	67
CHAPITRE III <i>LITS FILTRANTS PLANTES DE MACROPHYTES OU ECOFILTRÉS : ÉTAT DE L'ART</i>		
1	généralités sur lits filtrants plantés de macrophytes	70
1.1	<i>LES MARAIS NATUREL</i>	71
1.2	<i>LES MARAIS ARTIFICIELS</i>	71
1.2.1	<i>terminologie et perception dans la littérature scientifique</i>	72
1.2.2	<i>les composantes d'un marais artificiel</i>	72
1.3	<i>LES TYPES DE MARAIS CONSTRUITS (CONSTRUCTED WETLANDS)</i>	74
1.3.1	<i>bassin à écoulement en surface</i>	74
1.3.2	<i>bassin à écoulement sous-surface</i>	75
1.3.3	<i>les systèmes hybrides</i>	80
1.3.4	<i>la filière française des filtres plantés de roseaux</i>	80
2	principaux mécanismes d'épuration dans les filtres plantés de roseaux (fpr)	81
2.1	<i>ROLE DES MACROPHYTES</i>	83
2.2	<i>ROLE DES MICRO-ORGANISMES</i>	86
2.3	<i>PROCESSUS MIS EN ŒUVRE DANS LE COMPARTIMENT SOL</i>	87
3	état des connaissances et pratiques sur la sélection et l'agencement des espèces phytoépurations	88
4	configuration des lits du filtre	89
4.1	<i>STRUCTURE DES MARAIS ARTIFICIELS</i>	90
4.2	<i>TYPE DE MEDIA</i>	91

4.3	INFLUENCE DE LA PROFONDEUR.....	92
4.4	TEMPS DE SEJOUR	93
5	intensification dans les FPR	94
5.1	INTENSIFICATION BIOLOGIQUE: UTILISATION DE MATERIAUX POREUX	94
5.2	COMBINAISON DE PROCEDES: SUPERPOSITION DE FILTRES.....	95
6	l'exemple de phytorestore dans la dépollution proprement dite	96
7	phytoépuration en Algérie	97
8	synthèse	99
CHAPITRE IV DEMARCHE EXPERIMENTALE, MATERIELS & METHODES		
1	PRESENTATION GLOBALE DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	101
1.1	LA STEPPE DE NAAMA	101
1.2	PRESENTATION GENERALE DE LA REGION DE NAAMA	102
1.3	ASPECTS MORPHOLOGIQUE ET LITHOLOGIQUE	103
1.4	ASPECT CLIMATIQUE	105
1.4.1	Régimes de pluie dans la steppe sud-ouest Oranaise.....	105
1.4.2	Températures.....	107
1.4.3	Évapotranspiration (ETP).....	108
1.4.4	Type de climat	109
1.5	VEGETATIONS STEPPIQUES	110
1.5.1	Aspects floristiques.....	111
1.5.2	Potentialités végétales.....	111
1.6	LES RESSOURCES EN EAU	112
1.6.1	Hydrogéologie, Hydrographie, Hydrologie	113
1.7	POPULATION	115
1.7.1	Évolution de la population	115
1.7.2	Besoins en eaux potables.....	116
1.7.3	Évaluation des débit des eaux usées.....	116
1.8	CONSTAT SUR LE COMPOSANT TRAITEMENT DES EAUX USEES DANS LA WILAYA.....	117
2	DEMARCHE EXPERIMENTALE ETUDE A L'ECHELLE DU TERRAIN	118
2.1	CHARGE A TRAITER	118
2.2	PLATEFORME EXPERIMENTALE	119
2.3	CONCEPTION DU DISPOSITIF DE FILTRES EXPERIMENTAUX.....	119
2.3.1	Le matériau de garnissage	123
2.3.2	Dimensionnement.....	124
2.3.3	Alimentation	125
2.3.4	Le compartiment macrophytes	126
3	MATERIELS & METHODES	132
3.1	SUIVI DES PILOTES.....	132
3.2	ANALYSE DES ECHANTILLONS.....	132
3.2.1	Le sable	132
3.3	ANALYSE DES SOLUTIONS	133
3.3.1	Mode d'échantillonnage.....	134
3.3.2	Choix des points d'échantillonnage.....	134
3.3.3	Première campagne de prélèvement.....	135
3.3.4	Deuxième campagne de prélèvement.....	135
3.4	METHODES D'ANALYSES	136
3.5	ANALYSE STATISTIQUE	137
CHAPITRE V. RÉSULTATS & DISCUSSIONS		
1	Les paramètres rechercher.....	139
2	Les normes algérienne de rejet des eaux usées	139
3	Résultats et discussion des analyses physico-chimiques pilote NAAMA	140
3.1	TYPLOGIE DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES(ERU) ADMISES A LA STATION DE TRAITEMENT.....	140

3.2	RENDEMENTS EPURATOIRES.....	141
3.3	ÉVOLUTION DE LA BIOMASSE POUR LES DEUX ETAGES DE FPR	142
3.4	ÉVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES POUR LES DEUX ETAGES DE FPR	142
3.4.1	Évolution de pH sur l'ensemble de pilote.....	142
3.4.2	Évolution de la température sur l'ensemble de pilote.....	145
3.4.3	Évolution des MES.....	146
3.4.4	Conductivité	149
3.4.5	Évolution de la demande chimique en oxygène (DCO).....	151
3.4.6	Évolution de la demande biochimique en oxygène (DBO5).....	154
3.4.7	Évolution de l'oxygène dissous	156
3.5	RENDEMENT EPURATOIRE ET EFFICACITE D'ELIMINATION DES NUTRIMENTS	158
3.5.1	Évolution de l'azote total	158
3.5.2	Évolution des nitrates (NO ₃ -N)	159
3.5.3	Évolution des nitrites (NO ₂ -N)	160
3.5.4	Évolution de l'azote ammoniacal (NH ₄ -N).....	161
3.5.5	Évolution des orthophosphates (PO ₄ -P)	164
3.6	L'ANALYSE DE CORRELATION	166
3.6.1	Carte de corrélation	167
3.7	ÉTUDE BACTERIOLOGIQUE	167
4	RESULTATS ET DISCUSSION DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES PILOTE MECHERIA	174
4.1	LES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES	174
4.1.1	Rendements épuratoires	176
4.1.2	Évolution de pH.....	178
4.1.3	Évolution de la température	179
4.1.4	Évolution de la conductivité.....	180
4.1.5	Évolution de MES.....	181
4.1.6	Les paramètres de pollution organique DBO5 et DCO	182
4.1.7	Évolution des composés azotés.....	183
4.1.8	Évolution des composés phosphatés.....	185
4.2	LES PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES.....	186
5	DISCUSSION ET CONSTAT SUR LES DEUX UNITES PILOTES	189
	CONCLUSION GENERALE	191
	BIBLIOGRAPHIE	
	LEXIQUE	
	ANNEXE	

ACP : Analyse en Composantes Principales
ADP : Adénosine diphosphate
AFC : Analyse factorielle des correspondances
ANCOVA : Analyse de covariance
ATP : Adénosine triphosphate
Ca²⁺ : Calcium ion
CE : Conductivité Électrique
Cemagref : Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts
CH : Charge Hydraulique
Cl⁻ : Ion chlorure
COV : Composants organiques volatiles
d10 : Le tamis correspondant à 10% du passant cumulé sur la courbe granulométrique
DA : Dinard Algérien
DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DHW : Direction de l'Hydraulique de la Wilaya
E. Coli : Escherichia coli
EB : Eaux Brutes
EC : Écart Type
EH : Équivalent habitant
EP : Eaux Pluvial
ERU : Eaux Résiduaires Urbaine
ETP : L'évapotranspiration potentielle
EU : Eaux Usées
FAO : L'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FPM : Filtre planté massette
FPR : Filtre Planté de Roseau
GESTIMAL : Société de gestion industrielle d'Alger
Hab. : Habitant.e
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCDS : Haute Commissariat D'aménagement Steppique
INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques

K⁺ : Potassium ion

l/j/h : Litre/jour/habitant
IWA : International Water Association
M.E.S : Les matières en suspension
m³ : Mètre cube
MES : Matière En Suspension
Mg²⁺ : Magnésium ion
Min : Minimum
mm : Millimètre
Moy : Moyenne
N : Azote
Na⁺ : Sodium ion
NF T : Norme Française industrie chimique
NH₃ : Ammoniaque gazeuse dissous
NH₄⁺ : Ion ammoniac
NH₄-N : Azotes ammoniacal
NK : Azotes Kjeldahl

NO₂-N: Nitrites

NO₃-N: Nitrates

O₂: Oxygène

OMS: Organisation Mondiale de la Santé

ONA: Office National de l'Assainissement

P: Phosphore

P₂O₅: Pentoxyde de phosphore

PCB: Polychlorobiphényles

Pers.: Personne

pH: Le potentiel hydrogène

pK: Constante caractérisant le potentiel de dissociation ionique d'un électrolyte à une température donnée

PO₄²⁻: Phosphate

PO₄-P: Orthophosphates

ppb: Parts per billion

Pt: Phosphore total

P_{TOT}: Phosphore total

SEAAL: Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger

SO₄²⁻: Sulfate ion

STEP: Station de Traitement des Eaux polluée

STEU: Station de Traitement des Eaux Usées

UCF: Unité Formatrice de Colonies

ZHA: Zones humides artificielles

°C: Le degré Celsius

µg/l: Microgramme/litre

Figure 1. Schéma de la composition des eaux de vanne (Eme ; Catherine, 2015)	p10
Figure 2. Différentes sources d'émission des eaux ménagères (Eme ; Catherine, 2015)	p10
Figure 3. Quelques illustrations sur le rejet d'eaux usées industrielles en Algérie dans le réseau domestique	p12
Figure 4. Voies de transformation de la pollution azotée dans une station d'épuration. (Joseph, 2019)	p20
Figure 5. Fraction molaire des formes d'orthophosphates en fonction du pH	p22
Figure 6. Les filières de traitement des eaux usées (Boeglin, 1998)	p30
Figure 7. Schéma de station d'épuration à boues activées (in Joseph, 2019)	p34
Figure 8. Système drainé sur sol en place imperméable	p36
Figure 9. Épuration par lagunage naturel	P38
Figure 10. Schéma d'un filtre planté de macrophytes	p39
Figure 11. Les phytotechnologies (INERIS, 2002)	p 46
Figure 12. Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol. (Hénault-Ethier, 2016)	p48
Figure 13. Processus de phytostabilisation (Morel, 2015)	p49
Figure 14. Phytodégradation des contaminants organiques (ITRC, 2001)	p50
Figure 15. Mécanisme de rhizodégradation (Vila, 2006)	p52
Figure 16. Processus de Phytovolatilisation des contaminants présents dans le sol et l'eau. (Hénault-Ethier, 2016)	p55
Figure 17. Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée (Larousse, 2013)	p56
Figure 18. Principaux critères à considérer dans la sélection d'espèces végétales à des fins de phytoremédiation (Hénault-Ethier, 2016)	p58
Figure 19. Quelques plantes utilisées dans la dépollution des métaux lourds	p64
Figure 20. Filtre à flux horizontal surfacique (Hernan, 2017)	p75
Figure 21. Filtre horizontal sous-surfacique : (a) vertical subsurface flow (VSSF). (b) horizontal subsurface flow (HSSF) (Vymazal, 2006)	p76
Figure 22. Filtre à flux vertical (Benyagoub, 2013)	p77
Figure 23. Coupe transversale schématisée d'un filtre à écoulement horizontal (Benyagoub, 2013)	p78
Figure 24 : Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais SSFV suivi d'un marais SSFH (Gagnon, 2012)	p80
Figure 25. Filière française par Filtres Plantés de Roseaux (in Hernan, 2017)	p81
Figure 26. Influence de l'activité des racines sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques de la rhizosphère et sur les processus biogéochimiques (d'après Bétencourt, 2012 in Manon, 2018)	p84
Figure 27. Procès dans le FPR : (Chazarenc, 2013)	p85
Figure 28. A. Filtre compact drainé aérobie ; B. Filtre compact hybride non saturé/saturé	p96
Figure 29. Principe de traitement (Lamy, 2005)	p97
Figure 30. Typologies des stations de traitement extensive en Algérie (Ghrib, 2017)	p98
Figure 31. Station d'Épuration des Eaux Usées Wastewater Gardens, Vieux Ksar de Témacine. Schéma de la disposition des Plantes et Vue Globale de la Station WWG (ONA, 2014b)	p98
Figure 32. Situation géographique de la wilaya de Naâma (DPAT, 2017)	p102
Figure 33 : Carte d'occupation des sols de la wilaya (CTS, 2009)	p104
Figure 34. Pluviométrie moyenne annuelle dans les hautes plaines sud Oranaises (Couderc, 1975) in (Bensaïd, 2006)	p106
Figure 35. Variations des précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude (Zair, 2011)	p107
Figure 36. Climagramme pluviothermique d'EMBERGER (Bensaïd, 2006)	p109
Figure 37. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussens (Station de Naâma à droite et Station de Mécheria à gauche)	p110

Figure 38. Situation de sebkha lieu de rejet des eaux usées (image satellitaire)	p119
Figure 39. Schéma récapitulatif de l'ensemble du pilote de Naâma. Mise en œuvre le 28/03/2017	p121
Figure 40. Schéma de Principe de fonctionnement de pilote expérimental (Figure.ZHC ² avec macrophytes librement flottant. Sur la base de VYMAZAL [2001])	p122
Figure 41. Profil de garnissage de matériaux	p124
Figure 42. La pouzzolane	p124
Figure 43. Schéma de la première unité filtre planté à deux étages pilote Naâma	p128
Figure 44. Profil de croissance de <i>P. maximum</i> durant trois mois de vie sur les lits plantés	p142 p144
Figure 45. Évolution temporelle des valeurs de pH au sein pilote Naâma	p144
Figure 46. Évolution temporelle des valeurs de la température	p145
Figure 47. Évolution temporelle de MES au sein de pilote	p148
Figure 48. Évolution temporelle de la conductivité	p149
Figure 49. Évolution de la conductivité en fonction de la température au sein de pilote Naâma	p151
Figure 50. Évolution temporelle de la concentration en DCO de l'ERU d'alimentation et des filtrats de FPR, FPM et du témoin	p153
Figure 51. Évolution temporelle de la demande biochimique en oxygène (DBO5)	p155
Figure 52. Variation temporelle de la DCO, DBO5 et O ₂ dissous au sein de pilote	p157
Figure 53. Variation temporelle de l'azote total au sein de pilote	p158
Figure 54. Coefficient normalisés et QQ plot de l'azote total au sein de pilote	p159
Figure 55. Évolution temporelle des nitrates (NO ₃ -N) et à droite Vue 3D du tableau de contingence	p160
Figure 56. Variation temporelle de nitrites (NO ₂ -N) au sein de pilote à droite Vue 3D du tableau de contingence	p161
Figure 57. Évolution temporelle de l'azote ammoniacal et à droite Vue Graphiques univariés	p162
Figure 58. Coefficient normalisés et vue 3 D de contingence de l'azote ammoniacal	p163
Figure 59. Évolution temporelle de différentes formes de l'azote à droite Biplot ACP (axes F1 et F2 : 97,78 %)	p163
Figure 60. Évolution temporelle des composés phosphatés de l'ERU d'alimentation et des filtrats du lit planté	p165
Figure 61. La carte de corrélation de l'ensemble des variables physico-chimiques	p167
Figure 62. Évolution de nombre de colonies de différents germes au sein de l'ensemble de pilote	p169
Figure 63. Évolution temporelle des rendements d'élimination de la pollution microbiologique	p171
Figure 64. ACP des rendements éliminatoires des paramètres microbiologiques Biplot (axes F1 et F2 : 99,97 % XLSTAT, 2016)	p172
Figure 65. Les rendements épuratoires du pilote expérimentale (Baquet 1, Baquet 2, Témoin) Type d'ACP : Pearson (n) Biplot de distance (axes F1 et F2 : 100,00 %)	p176
Figure 66. ACP de rendement des paramètres physico-chimiques de l'ensemble du pilote expérimental. Type d'ACP : Pearson (n) Biplot de distance	p177
Figure 67. Analyse en Composantes Principales de l'ensemble des variables physico-chimique et microbiologiques et le temps de séjours (Baquet 1, Baquet 2, Témoin) R ² =1,000) XLSTAT 2016 - ANCOVA ¹ -Intervalle de confiance 95%	p177
Figure 68. Régression de pH par le temps de séjours (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin) (R ² =1,000) XLSTAT 2016 - ANCOVA -Intervalle de confiance 95%	p179
Figure 69. Régression de la température par le temps de séjour (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin)	p180

Figure 70. Variation de la MES et la conductivité (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin)	p181
Figure 71. Variation de la DBO5et de la DCO au cours de traitement (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)	p183
Figure 72. Variation des composées azotées et le phosphate (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)	p185
Figure 73. Régression de phosphate PO4 par le temps (Baquet 1, Baquet 2, Témoin) (R ² =1,000)	p186
Figure 74. ACP de rendement des paramètres microbiologiques de l'ensemble du pilote expérimental	p188
Figure 75. L'efficacité d'élimination des charges fécales au niveau du pilote expérimental	p188

2 *Liste des Photo*

Photo 1. Filtration des eaux usées épurées par des saules avant leur rejet dans une rivière (Ahmed Jerbi ,2016)	p 54
Photo 2. Photographie des filtres du site de Naâma (Chadli, 2017)	p120
Photo 3. Site aménagé pour la phytoépuration, ONA/Mécheria (Chadli, 2017)	p122
Photo 4. Effluents bruts de la station de relevage de lagune de Naâma (Chadli, 2017)	p126
Photo 5. Lentille d'eau (Lemna minor) dans un cour d'eau (Photo Chadli, 2017)	p129
Photo 6. Typha latifolia zone humide Asla wilaya de Naâma (photo Chadli, 2017)	p130
Photo 7. Nerium oleander, Laurier rose placé en pilote Naâma (Chadli, 2017)	p130
Photo 8. Pieds de massette placé en 2eme étage avant alimentation, pilote Naâma (Chadli, 2017)	p131
Photo 9. Roseaux placé en 1er étage, pilote Naâma après six mois de la mise en marche (Chadli, 2017)	p131
Photo 10. Aspect des racines après six mois de mise en marche de pilote	p136
Photo 11. Abattement de MES pour FPR (P2) et le FPM (P4) (Chadli, 2017)	p147
Photo 12. Abattement de la MES pour les deux étages de pilote prouver par le taux de la turbidité faible (Chadli, 2017)	p148
Photo 13. Aspect des racines après six mois de mise en marche de pilote	p180

3 Liste des tableaux

Tableau 1. Les valeurs types concernant les solides et la DBO ₅ pour les eaux usées domestique (Jules et Andoyer, 2000)	p11
Tableau 2. Les bactéries pathogènes dans les eaux usées (Asano, 1998)	p23
Tableau 3. Vue d'ensemble des différentes technologies de phytoremédiation (tiré de : EPA, 2000, p.15) in (Émilie C., 2013)	p47
Tableau 4. Les familles et les variétés concernées par L'hyperaccumulation (Baker, 2000)	p61
Tableau 5. Comparaison des paramètres de fonctionnement des filtres horizontaux et verticaux FPR et avec traitements additionnels) (adapté de Boutin et al. 2007 ; Kim, 2014 in Manon, 2018)	p79
Tableau 6. Principaux processus susceptibles de s'opérer dans les filtres plantés à écoulement vertical (Kim, 2014 ; Reddy & D'Angelo, 1997 in Manon, 2018)	p82
Tableau 7. Importance relative du rôle des macrophytes dans différents systèmes de phytoépuration (Brix, 1994)	p86
Tableau 8. Limites hydrauliques proposées par Molle (2003)	p90
Tableau 9. La porosité et la conductivité hydraulique du substrat (APAT, 2005)	p92
Tableau 10. Situation des stations métrologiques de la wilaya de Naâma (Zair, 2011)	p106
Tableau 11. Les valeurs d'ETP de la région d'étude	p108
Tableau 12. Les ressources d'approvisionnement en eau de la wilaya de Naâma (DSA, 2015)	p113
Tableau 13 : Situation des ressources hydriques mobilisées (DPAT, 2015)	p114
Tableau 14. Recensement de la population de la wilaya de Naâma depuis 1977(DPAT, 2015)	p115
Tableau 15. Évolution de la population (CTH, 2007)	p115
Tableau 16. Évaluation des besoins en eaux (CTH, 2007)	p116
Tableau 17. Débit des eaux usées (CTH, 2007)	p116
Tableau 18. Les charges hydrauliques et polluantes à traiter (HPO,2005)	p118
Tableau 19. Les deux macrophytes de la première unité pilote Naâma	p127
Tableau 20. Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent d'alimentation	p140
Tableau 21. Taux de performance du pilote Naâma dans l'abattement des paramètres de pollution	p141
Tableau 22. Matrice de corrélation (Pearson)	p166
Tableau 23. Caractéristiques bactériologiques des eaux usées avant et après le traitement	p168
Tableau 24. Synthèse sur tests de normalité niveau de signification 5% (XLSTAT, 2016)	p175
Tableau 25. Rendement épuratoire de l'ensemble des paramètres analysés	p176

Introduction **G**énérale

L'Algérie ; un pays semi-aride, voire même Aride (200 à 400 mm) se situe parmi les pays les plus pauvres en matière de potentialités hydriques, soit en dessous du seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1000 m³ par habitant et par an (*Bedouh, 2014*).

La consommation en eau potable et industrielle est de l'ordre de 5 milliards de m³/an. Les rejets des eaux usées en milieu urbain seront de l'ordre de 75% des débits consommés. Les volumes des eaux usées à travers les réseaux d'assainissement ont été évalués à 350 millions de m³ en 1979, à 660 millions m³ en 1985, et la prévision des rejets d'eaux usées des agglomérations urbaines sont évaluées à près de 1300 millions de m³ en 2020 (*RADP, 2001*).

Depuis 2001 beaucoup d'intérêt a été attribué à la dépollution des eaux usées en Algérie. Avec la création de l'office national de l'assainissement (ONA), il y a une volonté de remédier à cette situation. La nouvelle politique de l'eau appliquée depuis quelques années pour faire face au risque de pénurie de cette ressource accorde une place importante aux ressources non conventionnelles dont font partie les eaux usées épurées avec l'objectif de porter la capacité d'épuration des eaux usées de 200 millions de mètres cubes par an à 600 millions de mètres cubes par an (*Kettab, 2017*).

Le développement de l'assainissement dans les zones urbaines a été principalement mis en œuvre par l'utilisation de traitements conventionnels tels que les procédés intensifs par boues activées. Dans les communautés rurales et dans les centres périurbains ces mêmes technologies intensives sont parfois difficiles à mettre en œuvre. Il est également parfois difficile de mettre en œuvre un réseau de collecte efficace capable d'acheminer les effluents vers des systèmes de traitement collectifs. Certes, il existe de nombreuses méthodes physico-chimiques et biologiques spécifiques de traitement, elles sont non seulement coûteuses et lourdes à mettre en œuvre (*Singh et al., 2011*). En revanche, le besoin de nouvelles techniques, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes s'est fait sentir.

Ces techniques regroupées sous le terme générique de phytoremédiation font appel aux végétaux supérieurs et aux bactéries de leur rhizosphère, pour aboutir à la restauration des milieux pollués (*Cunningham et al., 1995 ; Pilon-Smits, 2005*). Elles exploitent les capacités d'adaptation des systèmes racinaires aux fortes charges polluantes et aux conditions d'anoxie ou d'hypoxie du substrat, entraînant des relations symbiotiques entre les microorganismes et les racines qui favorisent l'élimination des polluants (*Kern & Idler, 1999*).

Depuis quelques années, ces techniques utilisant les végétaux supérieurs se développent. Les travaux sont très récents et il est rare d'avoir des retours d'expérience de

plus de 15 ans. Pourtant depuis les années 80 des congrès internationaux sont organisés par l'IWA (International Water Association) sur les écotechniques utilisant des végétaux. En 2004, le congrès d'Avignon a regroupé ce thème avec celui du lagunage, les organisateurs étant conscients du lien étroit qu'il existe entre ces filières (**Brouillet, 2008**).

Les résultats de recherches présentés et les premiers retours d'expériences sont encourageants. Différents procédés sont développés, mais ils s'appuient tous sur un principe commun : l'association entre les végétaux et un support, le tout reconstituant un écosystème qui permet l'épuration de l'eau. Les végétaux utilisés sont des arbres, des macrophytes, des haies, des herbes ou bien des associations. Le support peut être constitué d'un filtre à sable et galets de granulométrie variable (support minéral), d'un sol naturel ou d'une masse d'eau (étanchéisée ou non) (**Boutin et Dutartre, 2014**).

Actuellement, il est appliqué dans une cinquantaine de pays, sous tous les climats (Australie, Nouvelle Zélande, Thaïlande, Inde, Afrique et même Alaska). En Afrique (Kenya, Maroc, Ouganda et Tanzanie), les marais artificiels ont été utilisés pour le traitement des eaux usées municipales et des effluents industriels (**Pétémanagnan et al., 2008, Fonkou et al., 2011**). En Algérie, peu de travaux utilisant ce procédé sont signalés.

Ces techniques de phytoépuration peuvent être utilisées en complément des procédés physico-chimiques et biologiques, elles présentent plusieurs avantages : fiabilités, faible coût et respect de l'environnement. Elles permettent ainsi de revégétaliser les sites pollués en améliorant en plus la qualité visuelle de l'espace aménagé (**Cunningham et al., 1995 ; Pilon-Smits, 2005**).

Les FPR représentent une façon écologique de traiter les eaux usées, ils sont considérés comme des bioréacteurs issus de l'ingénierie écologique (**Kadlec & Knight, 1996**). Ce concept "ecological engineering" en anglais repose sur la mise en œuvre de processus naturels complexes (que l'on retrouve dans les écosystèmes) dans des procédés industriels (**Chazarenc, 2013**).

Notre terrain d'étude, la wilaya de Naâma s'étend sur une superficie de 29 825 Km² (3 fois la superficie du Liban). Il fait partie des hautes plaines sud Oranaises, La situation actuelle de l'écosystème steppique de la wilaya de Naâma est alarmante, cet état de dégradation reste à démontrer pour faire diagnostiquer et mettre en évidence les caractéristiques de fragilité de l'écosystème steppique accentuée par les contraintes naturelles (aridité climatique, l'ensablement ...) combinées aux actions anthropiques (surpâturage, défrichement, pollution hydrique) exercent une forte pression sur les ressources naturelles (**Benaradj & Boucherit, 2014**).

Naâma connaît, comme bien des régions de territoires, des difficultés quant au traitement de ses eaux usées domestiques. En effet, Naâma doit faire face à de nombreux problèmes économiques, techniques et environnementaux : disponibilité de sites pour les constructions, contraintes des milieux naturels, la sécheresse, le pacage excessif et les activités des riverains dont le braconnage menacent sérieusement l'écosystème dans cet espace naturel devant promouvoir le tourisme écologique et attirer les chercheurs en environnement, a-t-on déploré.

L'aménagement des eaux usées, dans la wilaya de Naâma autrement dit leur traitement et leur utilisation, constitue un segment important de la gestion globale des ressources en eaux.

Trois raisons principales nous ont conduits à sélectionner la région de Naâma. C'est d'une part une région mal répertoriée en terme de recherche, peu ou pas de travaux utilisant ce procédé n'est signalée et c'est dans cette perspective que s'inscrit l'objectif du présent travail qui constitue une contribution originale pour cette région., deuxièmes mot la wilaya de Naâma possède 23 zones humides inscrites, parmi lesquelles figurent 4 ayant une importance internationale, classées Ramsar (le lac de Aïn ben khelil, la crique de Aïn Ouarka, la palmeraie de Moghrar et celle de Tiout). Dispersées sur l'ensemble de la wilaya, certaines zones humides sont artificielles et de création récente par le HCDS. Ces sites ont été réalisés en vue d'un aménagement des régions steppiques favorables au pastoralisme et aux transhumances. A l'exemple de Oulekak Ouzert (C. de Sfissifa) et M'sekhskha (C. de Kasdir).

D'autre part Sebkha² de Naâma (zone de rejet des eaux usées) c'est un site parmi ces zones accueillent périodiquement des oiseaux d'eau migrateurs pour y passer l'hiver. Depuis quelques années le nombre d'oiseaux d'eau migrateurs a baissé dans les zones humide de la région de Naâma tel que la zone humide "Agla Daira" dans la commune d'Ain Benkhelil (ouest de Naâma) classée en 2004 au titre de la convention internationale "Ramsar", occupe une superficie globale de 23.430 hectares dont 240 ha, à 475 oiseaux cette année contre 3.900 en 2018, (*la conservation des forêts de la wilaya,2019*). La baisse du nombre d'oiseaux migrateurs, inventoriés dans cette zone du 13 au 31 janvier dernier au titre du recensement hivernal de l'année 2019, est due à la sécheresse et à la faible pluviométrie engendrant une réduction du bassin d'eau. Mais encore ce qui est ésotérique c'est le déversement des eaux usées de qualité non conforme aux normes de rejets fixé par la réglementation en vigueur (excès de nitrate et nitrite), par la station de lagunage naturel de d'Ain Benkhelil.

² Résidus des grandes nappes lacustres qui constitue la zone humide en aval de notre pilote expérimentale

D'après nos enquêtes le même problème été apercevoir par la station de lagunage de Naâma, dont les eaux usées sont déverser dans sebkha. Cette zone constitue pour les oiseaux migrateurs une zone de vie et de reproduction au niveau de l'axe migratoire entre l'Europe et l'Afrique (selon le responsable de la conservation de forêt), Les oiseaux d'eau migrateurs, restés cet hiver dans cette zone humide, représentent huit espèces (dont le canard à tête blanche, une espèce rare).

Ces milieux sont un patrimoine qui nécessite une sauvegarde accrue et une gestion rationnelle qui devra s'inscrire dans le cadre d'un développement respectueux de l'environnement ainsi n'oublie pas sa richesse floristique. Sur 250 Km de frontière, la wilaya de Naâma renferme une bande frontalière (mise en défens par l'ANP) caractérisée par une flore et une faune remarquable s'étalant sur quatre commune Kasdir, Ain-Ben-Khelil, Sfissifa et Djenien-Bourezg. Dans ce contexte, la réalisation d'un schéma directeur d'assainissement sur la zone est difficile. Face à ces contraintes, nous avons étudié la mise en place de techniques alternatives de traitements des eaux usées domestiques dites «extensives», considérées comme potentiellement plus adaptées au contexte steppique : filtre planté, c'est dans ce cadre qu'en s'inscrit notre travail de thèse, un projet pilote d'assainissement basé sur les capacités épuratrices potentielles des zones humides.

Objectifs généraux de ce travail consistent à tester les capacités épuratrices des macrophytes vis-à-vis des eaux usées domestiques .Cet écosystème est-il capable d'absorber et d'épurer des eaux usées domestiques provenant de la ville, après un traitement via un décanteur primaire, avant qu'elles n'arrivent aux oiseaux migrateurs ? Plusieurs interrogations reste à répondre .Est-ce que le faite de rejeter des eaux usées domestiques même prétraitées peut entraîner des dysfonctionnements et des ruptures dans l'équilibre des processus.

L'étude des potentialités des macrophytes vis-à-vis de la pollution organique (DCO et DBO₅), de l'abattement des nutriments N et P. L'évolution des paramètres physico-chimiques que sont le pH, la température et la conductivité électrique seront étudiés étant donné que les performances épuratoires de bassins d'épuration peuvent être différentes, même s'ils fonctionnent dans des conditions climatiques et des charges similaires comme il a été référé *Finney et Middlebrooks (1980)*.

On espère qu'il contribuera résolument à la résolution efficace et sûre de cette problématique et qu'il garantira la durabilité en combinant la protection publique et environnementale avec les avantages économiques. Nous souhaitons que ce travail soit une incitation à de nouvelles recherches à travers le vaste territoire arides et semi-arides, pour les

jeunes chercheurs afin de prolonger leurs travaux sur des thèmes aussi porteurs et utiles pour notre pays.

Pour atteindre ces objectifs, des travaux expérimentaux ont été réalisés à trois échelles : terrain, pilotes et laboratoire.

La présente thèse s'articule autour de six chapitres :

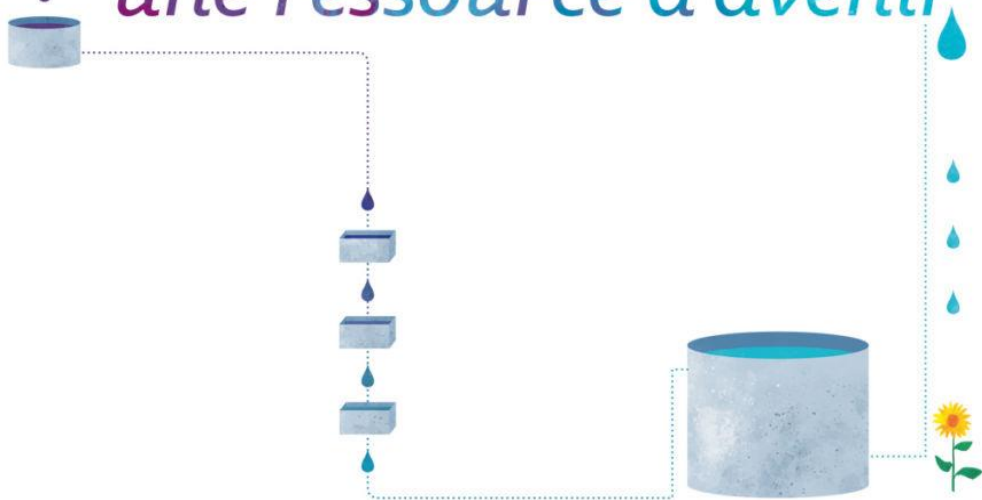
- ✿ Le premier chapitre est une synthèse bibliographique concernant tous les aspects de la problématique générale de traitement des eaux usées, ainsi que les différentes méthodes utilisées pour leur épuration.
- ✿ Le second chapitre fait ressortir toutes les dimensions du concept phytoremédiation en se référant aux données tirées de la littérature scientifique ; présenter les espèces végétales susceptibles d'avoir un effet phytoépuration à fin de valoriser les ressources biologiques nationales.
- ✿ Chapitre 3, dans cette partie nous allons passer en détaille la revue de la littérature sur le rôle des marais artificiel dans le processus de traitement des eaux usées, ainsi qu'une synthèse des travaux précédents inhérents à la phytoépuration filtres à macrophytes et les éléments qui les constituent, en mettant l'accent sur les différentes techniques utilisant les plantes dans le monde. Une étude des caractéristiques des différents modèles disponibles dans la littérature permet de définir le contexte de la recherche actuelle.
- ✿ Le quatrième chapitre permet de détailler les principales phases de conception de pilote expérimentale.
- ✿ Ce manuscrit se termine par une discussion générale qui fait la synthèse des contributions scientifiques de la thèse, et propose une réflexion sur leurs incidences opérationnelles au sein des FPRs.

Compte tenu de la nature technique et biologique des recherches effectuées et afin d'aider le lecteur dans la compréhension générale du document, un glossaire des principaux termes liés au domaine de la biologie et du traitement des eaux usées est joint à l'annexe.

[Chapitre I]

Assainissement des eaux usées domestiques

Les eaux usées,
une ressource d'avenir



1 Définition des eaux résiduaires

Sous la terminologie d'eaux résiduaires, on regroupe habituellement des eaux d'origines très diverses. On trouvera ainsi dans cette classification les eaux d'origine urbaines constituées par les eaux ménagères et les eaux plus ou moins diluées par les eaux de lavage de la voirie puis les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole (*Dugniolle, 1980*).

La *FAO* définit une eau usée comme une eau qui n'a pas de valeur immédiate pour le but pour lequel elle a été utilisée ou pour laquelle elle a été produite en raison de sa qualité, de sa quantité ou du moment où elle est disponible. Cependant, les eaux usées d'un utilisateur peuvent être utilisées pour fournir un autre utilisateur dans un autre lieu³.

2 Différent types d'eaux usées

D'après *Rodier et al., (2005)*, les Eaux Résiduaires Urbaines (ERU) brutes ont des provenances variées, que sont l'activité domestique (eaux vannes issues des toilettes et eaux usées ménagères issues des autres activités domestiques), les précipitations dans le cas des réseaux unitaires, l'activité industrielle, et la maintenance du réseau de collecte (boues de curage et vidange des fosses toutes eaux). Lorsqu'il est question d'assainissement des eaux, il est indispensable de connaître la provenance des eaux usées pour identifier les contaminants à éliminer afin d'adapter au mieux le traitement.

2.1 Eaux usées domestiques

Les eaux usées domestique sont essentiellement porteuses de pollution organique et se répartissant en eaux ménagères ou grises généralement chargées en détergents, en graisses, en solvant et en débris organiques ; et en eaux de vannes caractérisées par une importante charge en diverses matières organiques azotées et en germes fécaux et pathogènes (*Martin, 2004*).

La caractérisation des eaux usées domestiques est une étape cruciale pour l'évaluation de l'impact environnemental de ces effluents, le dimensionnement ou l'amélioration d'ouvrages d'évacuation et/ou de traitement des eaux usées mais aussi pour initier le développement de nouvelles alternatives de gestion de ces effluents (*Eme; Boutin, 2015*).

C'est la raison pour laquelle ce travail bibliographique a été conduit : l'enjeu est de décrire des gammes de variation de qualité et quantité ; ces éléments constituent des bases

³ <https://www.aquaportail.com/definition-4161-eaux-usees.html>

essentielles d'un dimensionnement approprié des ouvrages de traitement aptes à accepter des variations de charges polluantes, telles qu'ils existent en conditions réelles comme il a indiqué par *Eme; Boutin (2015)*.

2.1.1 Origine et composition des eaux usées domestiques

Les eaux usées urbaines contiennent des matières solides, des substances dissoutes et des microorganismes. Selon *Radoux (1995)* la composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend essentiellement de :

- ✍ l'activité humaine ;
- ✍ la composition des eaux d'alimentation en eau potable et, accessoirement ;
- ✍ la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau, pour les composés chimiques ;
- ✍ la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain.

Le volume de ces eaux usées représente environ 80% de la consommation journalière de chaque habitant. Dans les pays développés, cette consommation tourne autour de 250 l/j/h contre 50 l/j/h en périphérie des grandes métropoles dans les pays en développement et la consommation moyenne d'eau potable par individu atteindra au niveau national 185 litres/jour à l'horizon 2025 contre 170 litres actuellement et 90 litres dans les années 1990⁴.

Les eaux vannes représentent environ le tiers des eaux usées domestiques. Issues des toilettes, elles sont constituées par les matières fécales et les urines et contiennent notamment des matières minérales, de la cellulose, des glucides...etc. Elles sont riches en germes microbiens (*Eme ; Catherine, 2015*).

⁴ <https://www.algerie-focus.com/2011/07/algerie-170-litres-deau-consommées-par-habitant-en-moyenne/?cn-reloaded=106/08/2019>



Figure 1. Schéma de la composition des eaux de vannes (Eme ; Catherine, 2015)

Les **eaux ménagères** quant à elles, regroupent l'ensemble des autres rejets : eaux de cuisine, de bain, eaux de lessive. Elles contiennent des matières en suspension, des matières dissoutes organiques ou minérales, des graisses et des savons et divers détergents (Eme ; Catherine, 2015).

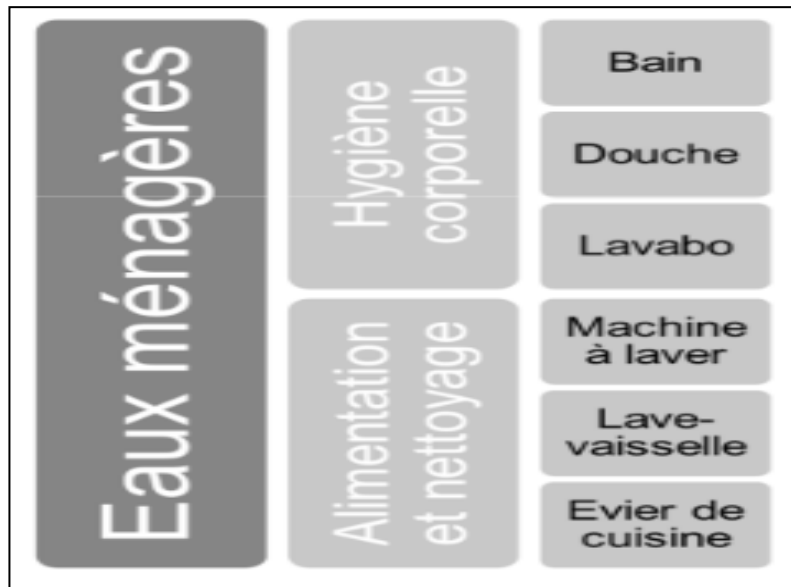


Figure 2. Différentes sources d'émission des eaux ménagères (Eme ; Catherine, 2015)

Les eaux usées domestiques gardent une composition relativement stable et prévisible, il n'en est pas de même pour les eaux usées industrielles (Radoux, 1995).

Les valeurs types concernant les solides et la DBO₅ pour les eaux usées domestique sont fournies dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1. Les valeurs types concernant les solides et la DBO5 pour les eaux usées domestique (Jules & Andoyer, 2000).

Types de solides	Solides mg/L			DBO ₅	DCO
	Fixés	Volatiles	total	mg/L	mg/L
En suspension	70	175	245	110	108
Pouvant former de précipité	45	100	145	50	42
Ne formant pas de précipité	25	75	100	60	66
Dissous	210	210	420	30	42
Total	280	385	665	140	150

2.2 Eaux usées industrielles

Leur composition est liée au type d'industrie implantée ; la quantité de pollution est parfois très importante. Elle peut être organique, minérale, ou toxique selon l'activité de l'industrie (*Rodier et al., 2009*).

Le branchement des industries n'est pas obligatoire mais doit faire l'objet d'une convention entre la commune et l'industriel, et respecter le fonctionnement de la station d'épuration pour éviter de surcharger le traitement des eaux usées (*Rejsek, 2002*).

En Algérie, selon les directions chargées de l'environnement, seulement 2% des eaux usées industrielles sont épurées. Par conséquent, cela génère des problèmes soit sur le volet de l'eau potable (recours au traitement spécifiques et par conséquence surcoût de la production de l'eau potable) soit sur le volet de l'assainissement (agressivité, obstruction, explosion, dégradation du béton, atteinte à l'épuration biologique...etc.).

- ✍ En Algérie, les réseaux des zones industrielles sont gérés par GESTIMAL et ne sont pas intégrés au patrimoine SEAAL,
- ✍ Les réseaux déversent les effluents industriels dans les oueds sans traitement et ne sont pas encore tous raccordés à une STEP publique,



Figure 3. Quelques illustrations sur le rejet d'eaux usées industrielles en Algérie dans le réseau domestique⁵

2.3 Eaux de pluie

Les eaux pluviales sont issues du ruissellement des toitures et terrasses, des parkings et des voies de circulation et ont pour destination le milieu naturel. Longtemps considérées comme 'propres', il est aujourd'hui reconnu que ces eaux se chargent de nombreux résidus additionné à la pollution issue de rejets automobiles, des déchets jetés sur la chaussée, de l'eau de lavage des véhicules et des décharges sauvages (*Delattre et Bertrand, 1997*). Elles peuvent également constituer une cause de pollution importante, pouvant se charger d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elles se chargent des résidus déposés sur les toits, les chaussées et les sols (poussières, huiles de vidange, carburant, résidus de pneus, métaux lourds, pesticides...) (*Martin, 2004*).

⁵ <http://era.dz/era/wp-content/uploads/2017/10/Seaal-Gestion-des-rejets-Industriels.pdf23/08/2019> à 22:21:31

2.4 Eaux usées agricoles

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux (*Grosclaude, 1999*). Il s'agit principalement de :

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

Elles renferment d'une part les effluents zootechniques (purin, lisier) et d'autre part, les eaux de ruissellement qui peuvent véhiculer des résidus de pesticides et de fertilisants.

L'élevage prend une part importante dans cette pollution (*Radoux, 1995*).

3 Caractéristiques des eaux usées

La connaissance des caractéristiques et des quantités des ERU est déterminante pour le choix d'une filière de traitement appropriée et son dimensionnement.

Les diverses origines des eaux usées leur confèrent des caractéristiques variées. Des paramètres physiques, chimiques, et biologiques permettent de mesurer la pollution de ces eaux. Selon leurs origines, les eaux usées se caractérisent par une grande variabilité de débits, mais aussi de composition. Elles peuvent contenir en concentrations variables :

- ✍ des matières colloïdales ou émulsionnées : argiles, microorganismes, macromolécules, hydrophobe (organiques huiles, graisses, hydrocarbures),
- ✍ des matières en solution de nature organique ou minérale, ou sous forme de gaz dissous,
- ✍ des microorganismes végétaux (algues, plancton, ...) ou animaux (protozoaires, bactéries...).

Ces différents constituants des eaux usées présenteront des comportements spécifiques vis-à-vis des modes de traitement auxquels ils seront soumis avant leur rejet dans le milieu naturel. Ces comportements sont liés d'une part à la taille des particules présentes et à leur état physique (soluble, coagulable ou décantable) mais ils dépendent également pour une large part de leur aptitude à la biodégradation, à l'oxydation ou encore à l'adsorption. Mais la concentration des divers éléments dans les eaux brutes, de même que leur éventuelle toxicité doivent compléter les informations de bases (*Jean et al., 2009*).

3.1 Paramètres physiques

Les paramètres physiques sont responsables de la pollution primaire des eaux et regroupent essentiellement les matières en suspension, la conductivité, le pH et la température (*Radoux, 1995*).

3.1.1 La couleur

La coloration d'une eau peut être soit d'origine naturelle, soit associée à sa pollution (composés organiques colorés). La coloration d'une eau est donc très souvent synonyme de la présence de composés dissous et corrélativement la présence de solutés induit une coloration qui ne se limite pas au seul du domaine du visible (*Thomas, 1995*).

3.1.2 L'odeur

L'eau d'égout fraîche à une odeur fade qui n'est pas désagréable, par contre en état de fermentation, elle dégage une odeur nauséabonde (*Ladjel, 2006*).

3.1.3 La saveur

Elle peut être définie comme l'ensemble des sensations perçues à la suite de la stimulation, par certaines substances solubles des bourgeons gustatifs (*Rodier, 1978*)

3.1.4 Le débit

L'estimation du débit journalier d'eau résiduaire urbaine qui arrive à la station d'épuration repose sur :

- ✓ l'enregistrement du temps de fonctionnement des pompes de relèvement qui alimentent la station ;
- ✓ la mesure du débit dans un canal de comptage situé à l'entrée ou à la sortie de la station (*Rejsek, 2002*).

3.1.5 Oxygène dissous

Selon *Meseck (2002)*, l'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau, car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation de matière organique dans l'eau dépend de différents facteurs dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La solubilité relativement faible de l'oxygène dans l'eau dépend de la température (5mg/L à 0°C et 7mg/L à 35°C).

3.1.6 La turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale (*Rejsek, 2002*).

3.1.7 Les matières en suspension (M.E.S.)

Les matières en suspension (MES) sont exprimées en mg/L. Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques, sont en majeure partie de nature biodégradable (*Faby, 1997*).

La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées, sont associée aux MES (*F.A.O, 2003*). Elles donnent également à l'eau une apparence trouble et, souvent, un mauvais goût et une mauvaise odeur (*Baumont & al, 2002*). La MES d'une eau usée urbaine ne dépasse guère 200-300 mg/L (*Pelmont, 2005*). Les particules en suspension, plus lourdes que l'eau, sont éliminées par décantation. C'est une étape simple dans la réduction de la charge organique des eaux usées et de la teneur en germes pathogènes. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires.

3.1.8 La conductivité

Elle permet de connaître la quantité globale de sels dissous (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{2-}) et traduit la facilité avec laquelle l'eau conduit un courant électrique. La conductivité augmente avec la quantité de sels dissous et est fonction de la température. Elle est exprimée en Siemens / cm (*Gomella & Guerree, 1983*).

3.1.9 Température et pH

La température est un facteur écologique important du milieu. Elle permet de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment) (*Rodier, 1996*).

La température des eaux usées varie généralement entre 10 et 25 °C. Les processus épuratoires se réalisant en anaérobie sont plus fortement influencés par les variations de température que les processus se réalisant en aérobie.

Quant au pH des eaux usées domestiques, il est compris entre 6,5 et 8,0. Il joue un rôle capital dans la croissance des micro-organismes qui ont un pH optimum variant entre 6,5 et 7,5. Les valeurs inférieures à 5 ou supérieures à 9 affectent la viabilité et la croissance des micro-organismes. Les substances qui modifient le pH peuvent rendre inefficace le traitement des eaux usées (*Radoux, 1995*).

3.2 Paramètres chimiques organiques

Dans les eaux usées, des matières organiques comme les protéines, les lipides et les glucides sont susceptibles d'être mises en évidence (*Gomella & Guerree, 1983*). Ces substances en grande partie biodégradables sont témoins de la pollution secondaire des eaux usées. L'évaluation de la charge organique repose sur la détermination de la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique. Cette quantification se fait de deux manières par la détermination de :

- ✍ la demande chimique en oxygène (DCO) ;
- ✍ la demande biochimique en oxygène (DBO).

3.2.1 Demande Chimique en Oxygène

La demande chimique en oxygène traduit la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les matières organiques contenues dans l'effluent. La mesure de la DCO se fait à l'aide d'un oxydant énergétique comme le bichromate de potassium, en milieu acide, et à chaud pendant deux heures. On estime que cette oxydation détruit à 90-95% des composés. Cependant, elle s'applique à des composés qui ne jouent aucun rôle dans le déficit en oxygène d'un cours d'eau (*Gaid, 1984*).

3.2.2 Demande Biochimique en Oxygène

Elle exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie biologique (par les bactéries normalement présentes dans les eaux) les matières organiques de l'eau. L'oxydation complète des matières organiques nécessite de 21 à 28 jours, mais la mesure de la DBO est limitée à 5 jours (DBO_5), car au-delà, débute le processus aérobie de nitrification (oxydation des matières azotées). La DBO_5 est également exprimée en mg / l d'oxygène (*Ouali, 2001*).

3.2.3 Notion de biodégradabilité

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

Il est à remarquer que le rapport **DCO/DBO₅** renseigne sur la biodégradabilité de la matière organique. Il est très variable mais permet d'adapter le traitement de l'eau par voie biologique (lagunage, boue activée, lit bactérien...). Ainsi, les eaux résiduaires ayant un rapport **DCO/DBO₅** égal à :

- ✍ 1,66 sont facilement traitables biologiquement ;
- ✍ 2,5 sont traitables biologiquement ;
- ✍ 5 sont susceptibles de subir un traitement biologique après adaptation.

Un rapport **DCO/DBO₅** supérieur à 5 indique des eaux toxiques et non traitables biologiquement (*Radoux, 1995*).

3.3 Paramètres chimiques minéraux

Les métaux et les éléments trace inorganiques présents dans les eaux ménagères peuvent trouver leur origine dans les eaux de distribution par l'apport du fond géochimique des eaux, par les canalisations de distribution puis par les usages quotidiens. *Eriksson et al (2010)* ainsi que *Palmquist (2004)* proposent de différencier les eaux de distribution, des eaux ménagères les éléments manganèse, plomb et zinc sont attribués aux eaux de distribution tandis que le nickel semble l'élément le plus mis en jeu par les usages domestiques suivis du cadmium, chrome, fer, mercure et sélénium.

3.3.1 Les micropolluants organiques et non organiques

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, notamment dans les plantes cultivées.

Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes (*Baumont et al, 2004*).

Les micropolluants organiques




Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc. Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore (haloformes) (*Xanthoulis, 1993*).

Les principales familles de la chimie organique de synthèse sont représentées : Hydrocarbures, polycycliques, aromatiques, chlorophénols, avec une concentration de l'ordre de 1 à 10 µg/l dans les effluents. Il semble que les plantes soient susceptibles d'absorber certains composés organiques, mais il existe peu de données disponibles à ce sujet. Les PCB, quant à eux, restent fixés à 97% dans les racines. En raison de la faible solubilité de ces

éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues et c'est surtout lors de l'épandage de ces dernières que leurs teneurs devront être contrôlées (*Faby, 1997*).

Les détergents

C'est des composés tensioactifs de synthèse dont la présence dans les eaux est due aux rejets d'effluent urbains et industriels. Les nuisances engendrées par l'utilisation des détergents sont :

-  L'apparition de goût de savon.
-  La formation de mousse qui freine le processus d'épuration naturelle ou artificielle.
-  Le ralentissement du transfert et de la dissolution de l'oxygène dans l'eau.⁶

3.3.2 Éléments traces

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$) sont le fer, le zinc, le cuivre. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces (*Cauchi et al., 1996*).

3.3.3 Les substances nutritives

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments, le zinc, le bore et le soufre, indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non (*Faby, 1997*).

⁶ [https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/detergent.php4\(16/11/2018\)](https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/detergent.php4(16/11/2018))

🌿 **L'azote**

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4^+) (*Martin, 1979*).

Elles proviennent essentiellement des eaux de vannes, sous forme organique, dans la proportion de 85% pour l'urine (urée, acide urique) et de 15% pour les matières fécales. L'azote est un constituant essentiel des protéines consommées par l'homme ; son métabolisme produit les déchets rejetés dans l'urine et les matières fécales.

L'azote organique ne peut être déterminé de manière isolée mais le sera avec l'azote ammoniacal sous la forme de l'azote Kjeldahl (NK) (*Rejesk, 2002*).

La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire des bactéries et passe par les étapes (*Fig. 4*) :

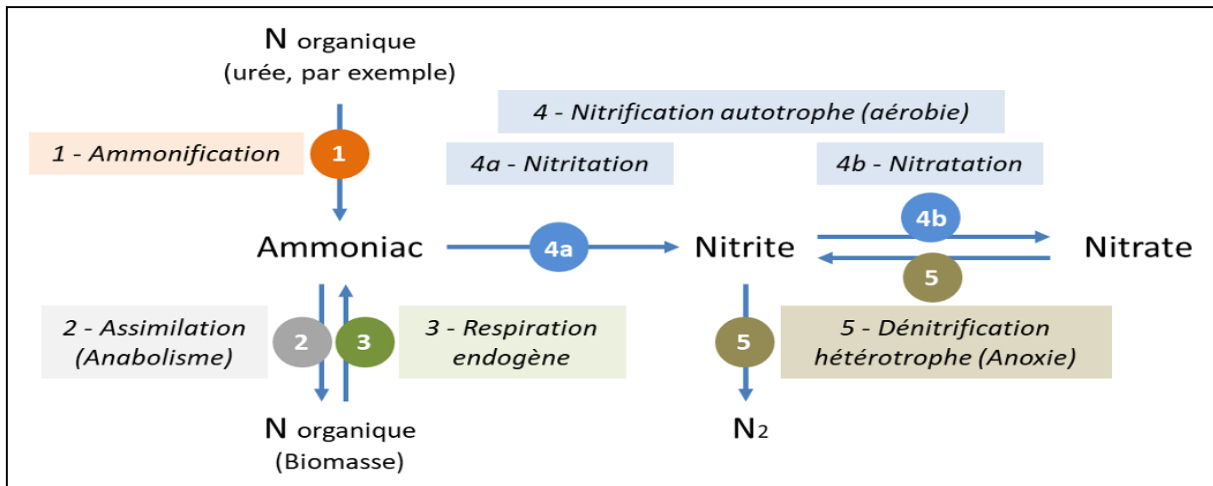


Figure 4. Voies de transformation de la pollution azotée dans une station d'épuration. (Joseph, 2019)

- ✍ N organique à NH_4^+ : ammonification
- ✍ NH_4^+ à NO_2^- : nitratation par Nitrosomonas
- ✍ NO_2^- à NO_3^- : nitratation par Nitrobacter (*Chellé et al, 2005*).

Le phosphore

Le phosphore présent dans les effluents domestiques, issue du métabolisme humain, des lessives, des rejets industriels et agricoles (*Deronzier et Choubert, 2002*) est présent sous différentes formes :

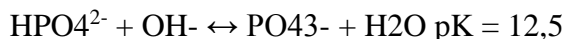
- ✍ Inorganique : polyphosphates et orthophosphates
- ✍ Organique : phospholipides, esters, polynucléotides, ATP, ADP
- ✍ Le phosphore total (P_{TOT}) inclut le phosphore organique et inorganique.

La quantité de phosphore rejetée par EH est de l'ordre 2,5 g P_{TOT}.EH-1.j-1 (*Sniter, 2009*). Ces différents composés sont soit solubilisés, soit fixés sur les matières en suspension (*Rodier, 1978*).

Cependant, les entreprises de fabrication des produits ménagers tendent à diminuer l'utilisation de phosphore dans leur formulation, ce qui a pour conséquence de réduire la quantité de phosphore rejetée par EH.

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/L (soit 15 à 35 mg/L en P₂O₅). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement (*FAO, 2003*). Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation ; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes (*Asano, 1998*). Et d'après *Mayet, 1994*, le phosphore et l'azote sont à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques.

Les orthophosphates (P-PO⁴⁻) représentent entre 60 et 85 % du P_{TOT} présent dans les eaux usées domestiques brutes. Les ions phosphates se présentent sous 3 espèces en fonction du pH (*Syers, 1981*) :



Le pH des eaux usées étant relativement neutre, les formes principales sont H₂PO⁴⁻ et HPO^{4²⁻} (*Kadlec et Wallace, 2008*) (Fig.5).

⁷ Pk : Constante caractérisant le potentiel de dissociation ionique d'un électrolyte à une température donnée

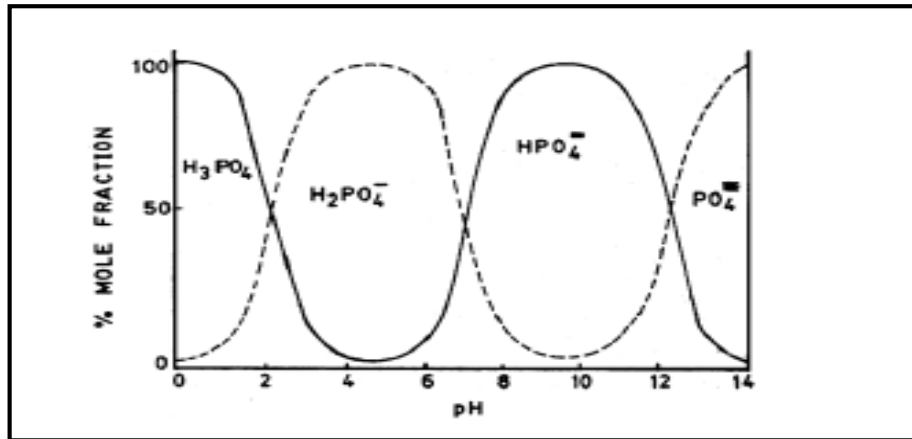


Figure 5. Fraction molaire des formes d'orthophosphates en fonction du pH (Boyd, 1982)

3.4 Paramètres biologiques

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

3.4.1 Les bactéries

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100 ml dont 10^5 protus et entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridiiums. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 /l. Parmi les plus communément rencontrées, on trouve les salmonella dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents, dont ceux responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau se sont les coliformes thermo tolérants.

Les principales espèces bactériennes pathogènes fréquemment rencontrées sont : *Salmonella Typhi*, *Salmonella Parathyphi*, *Vibrio cholera*, *Shigella* sp, *Escherichia coli*, *Campylobacter* sp, *Yersinia enterocolitica*, *Leptospira* sp (*Asmama, 1996*).

Tableau 2. Les bactéries pathogènes dans les eaux usées (Asano, 1998)

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

3.4.2 Les virus

La concentration des virus dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur dénombrement dans les eaux usées est difficile, ce qui conduit à une sous-estimation de leur nombre réel. Parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : Polio), les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A (Asano, 1998). Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries (Amahmid, 1997).

3.4.3 Les protozoaires

Les espèces de protozoaires intestinaux humains qui sont considérés comme pathogènes et fréquemment rencontrés dans les eaux usées sont : *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne *Balantidium coli*, *Giardia intestinalis*, *Cryptosporidium parvum* (Amahmid, 1997).

3.4.4 Les helminthes

Les helminthes sont fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires. Dans les eaux usées urbaines, le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10³/l (CSHPF, 1995). Il faut citer, notamment ; *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata*. Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires (Faby, 1997).

L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées fonde les recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989 (OMS, 1989)

3.4.5 Les champignons

Généralement, les espèces isolées à partir des eaux usées sont très variables et certaines seulement sont pathogènes telles que : *Candida albicans*, *Aspergillus fumigatus*, *Cryptococcus neoformans*, *Epidermophyton sp*, *Trychophyton sp* etc (Bouhoum, 1996)

3.5 Unités de rejets

L'unité à laquelle sont rapportés les rejets doit être clairement définie. En effet, les valeurs peuvent être exprimées par rapport à l'individu (pers.), à l'habitant raccordé (hab.), ou à l'équivalent-habitant (EH). On relève une fréquente confusion entre ces termes dans la bibliographie. Pourtant, ils ne sont pas équivalents. L'individu génère des rejets liés à sa vie quotidienne sur ses lieux de vie habituels (habitation, travail, institution, etc.) en tant que personne (*Eme ; Boutin, 2015*). On ne peut donc pas lui attribuer de rejets d'activités économiques. Le terme personne (pers.) indique dans ce travail, l'émission d'effluents ou charges polluantes d'un habitant pendant 24 heures dans son habitation. L'habitant raccordé correspond, en principe, à la population desservie par le ou les réseaux de collecte arrivant à la station d'épuration. Dans la réalité, cette population est souvent mal connue. Elle est estimée selon des critères variables (recensement, abonnés, logements, ...). De plus, si les eaux usées arrivant à la station comportent des rejets du secteur économique, le rapport entre la charge reçue et la population raccordée revient à attribuer une fraction du rejet du secteur économique à chaque habitant *Ibid.*

Point clé : Équivalent-Habitant (EH)

Unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. 1 EH = 60 g de DBO5/jour en entrée station soit 21,6 kg de DBO5/an. La directive européenne du 21 mai 1991 définit l'équivalent-habitant comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour. (actu-environnement)

Pour mieux prendre en compte la contribution des effluents autres que domestiques, le concept d'équivalent-habitant est utilisé. En référence à la directive n°91/271/CEE sur les eaux résiduaires urbaines du 21 mai 1991, l'équivalent-habitant est défini uniquement sur un critère de charge organique, fixé à 60 g DBO₅/ (j.EH). Il sert à harmoniser la définition de la capacité des installations d'assainissement. L'objet de cette bibliographie porte sur la pollution émise par un individu et la plupart de données chiffrées analysées sont rapportées à une personne *Ibid.*

4 Assainissement des eaux résiduaires

Le choix des méthodes d'assainissement dépend de plusieurs facteurs dont les plus importants sont la composition de l'effluent, la nature du milieu de rejet, les exigences de qualité et de taille des installations de traitement. En fonction des conditions locales et des critères technico-économiques, différentes technologies extensives ou intensives peuvent être envisagées (*Herteman, 2010*).

En effet, en général, le traitement des eaux usées a pour fonction de les transformer en eau potable. Alors que l'assainissement des eaux usées a pour objectif de collecter puis d'épurer les eaux polluées avant leur rejet. Toutefois, le terme « traitement » est généralement employé pour désigner l'opération d'assainissement (*Hadj-Sadok, 1999*). Ainsi, bien que le terme « traitement » sera largement utilisé dans ce manuscrit, il concernera seulement la seconde définition. Par ailleurs, épurer signifie « rendre pur » tandis que la définition de purifier est « débarrasser des impuretés ». Quand on parle d'épuration des eaux résiduaires, il n'est pourtant pas question de les rendre pures, mais plutôt d'en retirer le plus de déchets possible avant de les évacuer *Ibid.*

4.1 *Le rôle de l'assainissement*

L'assainissement des eaux usées est devenu un impératif. En effet, le développement des activités humaines s'accompagne inévitablement d'une production croissante de rejets polluants. Les ressources en eau ne sont pas inépuisables. Leur dégradation, sous l'effet des rejets d'eaux polluées, peut non seulement détériorer gravement l'environnement, mais aussi entraîner des risques de pénurie. L'assainissement sert donc à préserver la ressource et le patrimoine naturel (*ONA, 2017*).

4.2 *Fonctionnement de l'assainissement des eaux usées*

La collecte s'effectue par l'évacuation des eaux usées domestiques, (et éventuellement industrielles ou pluviales) dans les canalisations d'un réseau d'assainissement appelés aussi collecteurs. Le transport des eaux usées dans les collecteurs se fait en général par gravité, c'est-à-dire sous l'effet de leur poids. Il peut parfois s'effectuer par refoulement, sous pression ou sous dépression (*Libes, 2010*).

Les canalisations sont en ciment, parfois en fonte ou en PVC, plus rarement en grès ou en acier. Lorsque la configuration du terrain ne permet pas un écoulement satisfaisant des

eaux collectées, on a recours à différents procédés (pompage et stations de relèvement) pour faciliter leur acheminement vers la station d'épuration où elles subissent différents traitements (ONA, 2017).

4.3 Objectif du traitement des eaux résiduaires

Le but de ces traitements est de diminuer suffisamment la quantité de substances polluantes contenues dans les eaux usées pour que l'eau finalement rejetée dans le milieu naturel ne dégrade pas ce dernier. Le "nettoyage" des eaux usées obéit donc à une logique de préservation des ressources en eau et de protection de l'environnement (ONA, 2017).

L'objectif principal du traitement est de produire des effluents traités à un niveau approprié et acceptable du point de vue du risque pour la santé humaine et l'environnement. À cet égard, le traitement des eaux résiduaires le plus approprié est celui qui fournit, avec certitude, des effluents de qualité chimique et microbiologique exigée pour un certain usage spécifique, à bas prix et des besoins d'opération et d'entretien minimaux. Les stations d'épuration des eaux résiduaires, indépendamment du type de traitement, réduisent la charge organique et les solides en suspension et enlèvent les constituants chimiques des eaux usées qui peuvent être toxiques au milieu récepteur ainsi que les constituants biologiques (microbes pathogènes) qui concernent la santé publique en général (Melani, 2010).

4.3.1 Notion d'épuration

En assainissement, l'épuration constitue le processus visant à rendre aux eaux résiduaires rejetées la qualité répondant aux exigences du milieu récepteur il s'agit donc d'éviter une pollution de l'environnement et non de produire de l'eau potable (Saggai, 2004)

Les stations d'épuration ont pour rôle d'éliminer la plus grande parties des substances contenues dans les eaux issues des industries et des collectivités. Les procédés utilisés sont biologiques ou physicochimique et traitent les rejets biodégradables (Faurie et al., 2003).

Point clé : Parc national de STEP

A fin Janvier 2019, l'ONA assure la gestion et l'exploitation de 153 stations d'épuration, dont : 75 stations à boues activées ; 75 stations de lagunage ; 03filtres plantés.

La capacité globale installée de ces 153 stations est de 10 359 462 Équivalent – habitants , soit un débit nominal de 1 572 167m³/j .

Le volume des eaux usées traitées dépasse 21millions de mètres-cubes, soit un débit moyen journalier de 681 232 m³/j (ONA, 2019).

4.3.2 Rôle des stations d'épuration

Ce rôle peut être résumé dans les points suivants :

- ✍ Traiter les eaux.
- ✍ Protéger l'environnement.
- ✍ Protéger la santé publique.
- ✍ Valoriser éventuellement les eaux épurées et les boues issues du traitement (**Benzaoui & Elbous, 2009**).

4.3.3 Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des EUR⁸

Les paramètres essentiels qui doivent être pris en compte pour le choix d'une technologie de traitement doivent tenir compte :

- ✍ Des exigences du milieu récepteur.
- ✍ Des caractéristiques des eaux usées, (demande biochimique en oxygène, demande chimique en oxygène, matières en suspension...etc.).
- ✍ Des conditions climatiques (température, évaporation, vent, etc.).
- ✍ De la disponibilité du site.
- ✍ Des conditions économiques (coût de réalisation et d'exploitation).
- ✍ Des facilités d'exploitations, de gestion et d'entretien (**Bekkouche & Zidane ,2004**).

⁸ EUR : Eau usées résiduaires

5 Différents procédés d'épuration

Le traitement des eaux usées peut être effectué par divers procédés. Tous ces procédés reposent sur des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Les mécanismes d'épurations peuvent être modulés de telle façon qu'on obtient inévitablement diverses puissances d'épuration (*Laabassi, 2016*).

En générale, l'épuration des eaux usées comprend trois procédés selon le principal mode d'action : procédé mécaniques, chimiques et biologiques ; on les désigne également sous le nom de traitement conventionnel (*Berland et al., 2001*).

5.1 Traitements conventionnels ou intensifs

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs (*Fig.6*). Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (*Berland et al., 2001*).

5.1.1 Procédés d'épuration physiques

Les composants du traitement préliminaire sont : Dégrillage, dessablage, dégraissage déshuilage (*Hadj-Sadok, 1999*), ils ont une triple fonction :

- ✍ Protéger les équipements avals contre le colmatage, le blocage de certaines pompes ou encore éviter des conditions médiocres d'aération.
- ✍ Protéger le milieu récepteur contre des risques esthétiques ou des dépôts intempestifs, ou la formation de filtre d'huile gênant le réaération naturelle.

Le relevage

Le transport des eaux usées dans les collecteurs se fait généralement par gravité, sous l'effet de leur poids. Seulement cela n'est plus possible une fois que les eaux usées atteignent la station d'épuration et que celle-ci se trouve à un niveau plus élevé. Le relevage consiste alors à faire monter l'eau dans les canalisations soit par un système de pompes soit grâce à des vis d'Archimède (*Degremont, 1978*).

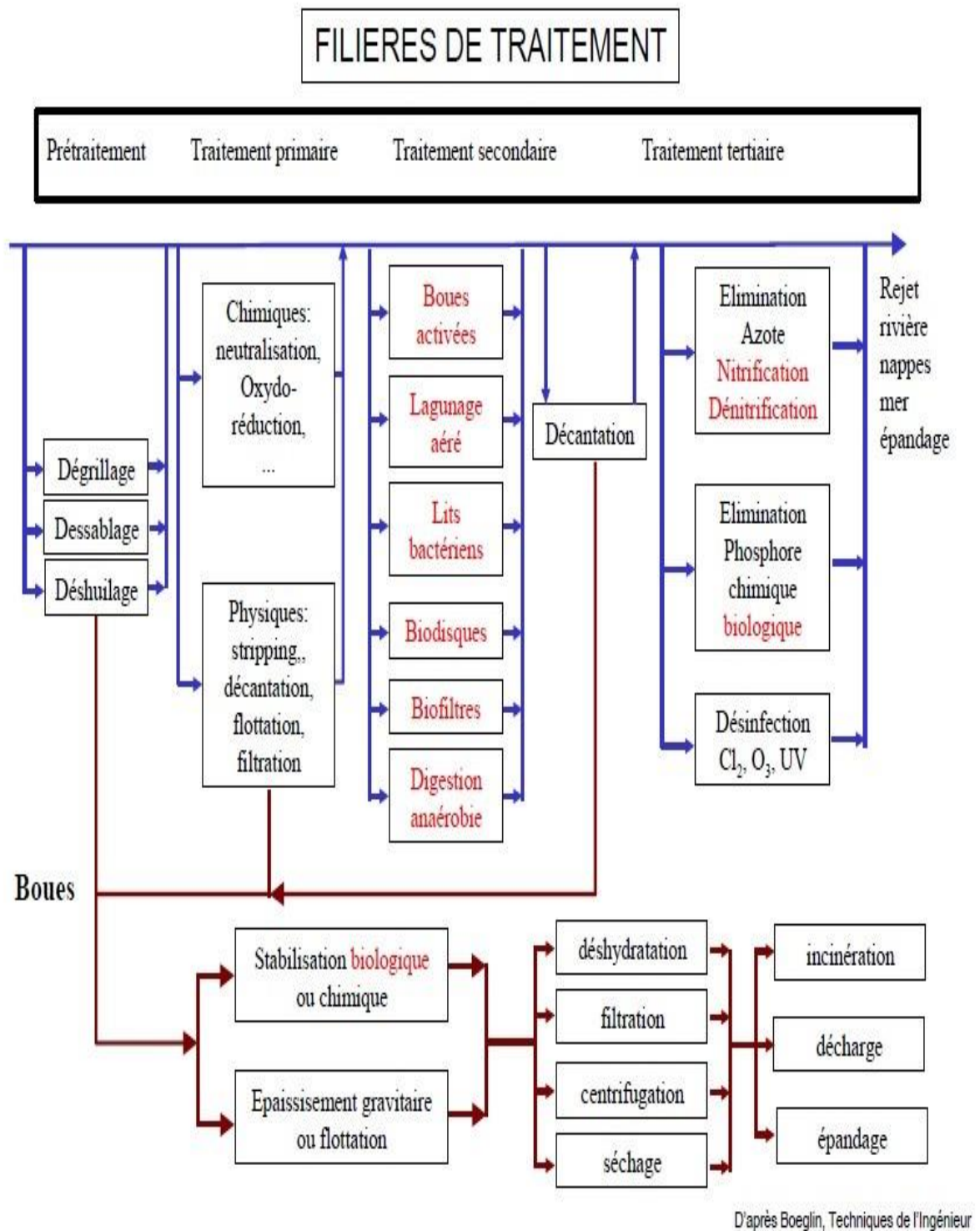


Figure 6. Les filières de traitement des eaux usées (Boeglin, 1998)

Le dégrillage

Le dégrillage permet de protéger les ouvrages en aval de la station contre les dommages qui peuvent être causés par les objets de grande taille contenus dans le flux des eaux usées (protection des équipements électromécaniques, réduction des risques de colmatage des conduites). De plus, il garantit l'absence de matière flottante visible à l'œil nu dans les eaux épurées au niveau des exutoires.⁹

Le dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter le dépôt dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et à éviter de surcharger les stades de traitement suivants (*Degremont, 1978*).

Le domaine usuel du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200 microns ; une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation (*Laabassi, 2016*).

Déshuilage – Dégraissage

C'est une opération destinée à réduire les graisses et huiles non-émulsionnées par simple sédimentation physique en surface. Il est évident que les huiles et les graisses présentent de multiples inconvénients dans le traitement biologique ultérieur, tels qu'une mauvaise diffusion de l'oxygène dans le floc bactérien (*Degremont, 1978*).

La décantation

Elle est chargée d'éliminer la fraction la plus grossière des matières décantable des eaux usées. 40 à 60 % des matières en suspension sont ainsi éliminées et, avec elles, de 25 à 40 % des matières organiques. La décantation primaire a peu ou pas d'effets sur l'élimination des virus et des bactéries ; les abattements cités sont de l'ordre de 10 à 30 %. Dans un bassin de décantation classique, ayant un temps de séjour de 2 à 3 heures, et une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, le rendement d'élimination global des œufs d'helminthes est de 50 à 90 % (plus important pour les schistosomes et les trichures que pour les ténias et les

⁹ <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2370>

ascaris). Les kystes de protozoaires, plus petits, ont une vitesse de sédimentation trop faible et sont mal éliminés (moins de 50 %) (*Faby, 1997*).

Traitements physico-chimiques

Utilisés en général comme moyens de traitement complémentaires, ces procédés combinent les principes de la chimie et de la physique (*Hadj-Sadok, 1999*). Certaines substances comme les colloïdes sont particulièrement stables en suspension et leur durée de décantation peut être trop longue. Afin de favoriser leur décantation, le décanteur est probablement conditionné avec les réactifs chimiques qui facilitent l'agglomération des particules (*Berland et al., 2001*). Deux techniques sont utilisées (*Hadj-Sadok, 1999*) :

- ✍ La coagulation annule les charges électriques des particules en suspension par l'ajout de réactifs minéraux.
- ✍ La floculation provoque l'agglomération des particules déchargées par les coagulants. La fraction des floccs peut être améliorée par addition de flocculant.

Ces procédés permettent d'obtenir des abattements de 50 à plus de 90 % des matières en suspension. La charge polluante organique est réduite dans des proportions bien supérieures à ce que procure une simple décantation primaire. L'élimination des coliformes fécaux et des virus est fonction de la valeur du pH qui résulte de l'ajout de flocculant (*Faby, 1997*).

5.1.2 Procédés d'épuration biologiques

Généralement, le taux d'épuration exigé pour le rejet des effluents dans le milieu naturel n'est pas atteint après une simple épuration préliminaire. Les traitements secondaires ont pour objet de poursuivre l'épuration de l'effluent provenant du décanteur primaire, par voie biologique. Les procédés les plus couramment utilisés mettent en œuvre des installations biologiques ; quand classe généralement en (*Deshayes, 2008*) :

- ✍ Procédés biologiques naturels.
- ✍ Procédés biologiques artificiels.

✻ **Lits bactériens**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux (*Berland et al., 2001*).

✻ **Disques biologiques**

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants. Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi-immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée (*Berland et al., 2001*).

✻ **Boues activées**

Le procédé boues activées consiste à mélanger et à agiter des eaux usées brutes avec des boues activées liquides, bactériologiquement très actives. La dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter. Ensuite, les phases eaux épurées et boues épuratrices sont séparées (*Agences de l'Eau - 1999*). La *figure 7* montre le principe de traitement par boues activées.

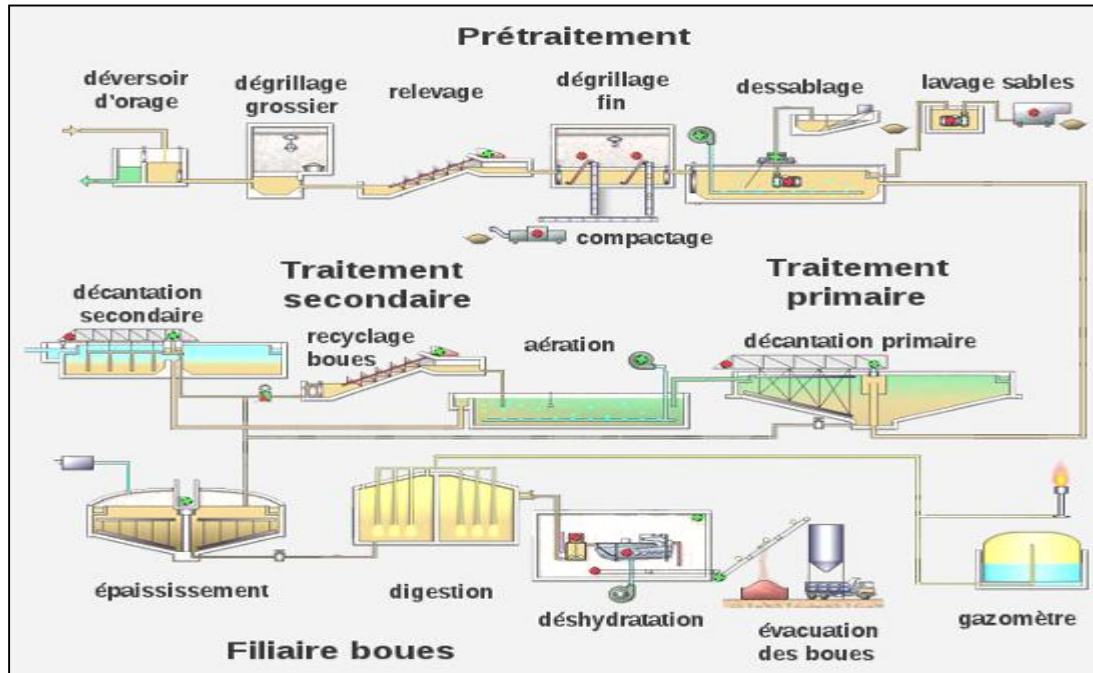


Figure 7. Schéma de station d'épuration à boues activées (in Joseph, 2019)

❖ Désinfection

Les techniques conventionnelles sont capables d'éliminer, dans des proportions variables, les matières en suspension et les matières organiques. Mais aucune d'entre elles n'offre une véritable protection vis à vis des risques sanitaires. Les rejets d'eaux usées domestiques peuvent causer une contamination microbienne susceptible d'affecter une prise d'eau en aval ou de compromettre la pratique sécuritaire de nombreux usages de l'eau, comme la consommation de mollusques et les activités récréatives de contact direct avec l'eau (dont la baignade, le ski nautique et la planche à voile) ainsi que le contact indirect avec l'eau (dont la pêche sportive, le canotage et la voile). La désinfection des eaux usées s'avère donc nécessaire (Faby, 1997).

La désinfection des eaux usées est exigée lorsque la protection des usagers du milieu récepteur le requiert et seulement durant les périodes de l'année où cette protection est nécessaire. Le désinfectant choisi doit renfermer les caractéristiques suivantes :

- ❖ Efficace pour la plupart des micro-organismes pathogènes.
- ❖ N'engendre pas la formation de sous produits indésirables.
- ❖ Non dangereux pour les humains et pour la vie aquatique.

- ✍ Les moyens de désinfection des eaux usées les plus couramment utilisés, pour les eaux à utilisation spécifique, dans le monde sont la chloration, l'ozonation, les rayons ultraviolets ...etc.

5.2 Traitements non conventionnels ou extensives

Les techniques dites extensives sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse. Le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire pour alimenter les aérateurs (*Berland et al. ,2001*).

Nous présenterons ici de façon générale le système de lagunage naturel et les filtres plantés de roseaux.

Les traitements extensifs sont souvent préférés aux traitements conventionnels pour assurer l'épuration des eaux usées des collectivités petites et moyennes. La raison de cette préférence est leur fiabilité, la simplicité de leur gestion et la modestie des coûts de fonctionnement. Associés aux systèmes conventionnels de traitement secondaire, ils constituent aussi d'excellents dispositifs tertiaires aptes à réduire les risques liés aux microorganismes pathogènes (*Perera et Baudot, 1991*).

Point clé : qualité microbiologique système intensifs VS système extensifs

*Nota Bene : Le faible rendement microbiologique des systèmes intensifs (abattement d'un coefficient compris entre 10 et 100, contre 1000 à 10 000 pour certains filtres à sable et lagunes extensifs), peut être problématique en cas d'usage sanitaire des eaux à l'aval proche (boisson, irrigation, baignade, conchyliculture...). Il est dans ces cas là parfois nécessaire de s'orienter vers une filière extensive ou d'utiliser une telle technique en traitement de finition y compris pour les grandes capacités de plusieurs milliers d'EH (*Berland et al. ,2001*).*

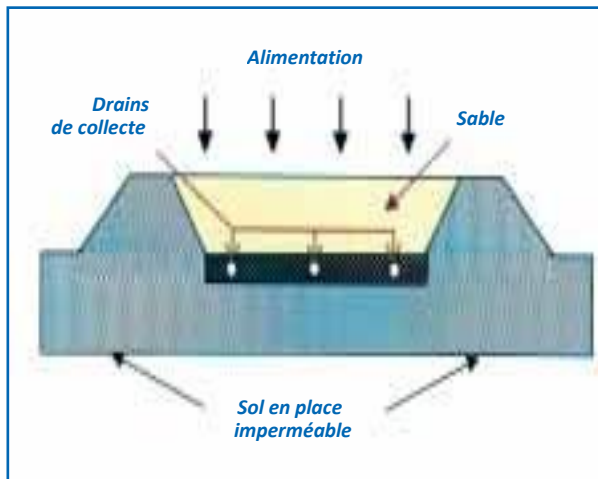
5.2.1 infiltration-percolation

L'infiltration-percolation d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin (*Fig.8*). L'eau est successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration. Les charges hydrauliques sont de plusieurs centaines de litres par mètre carré de massif filtrant et par jour. L'eau à traiter est uniformément répartie à la surface du filtre qui n'est pas recouvert. La plage de distribution des eaux est maintenue à l'air libre et visible (*Berland et al. ,2001*).

C'est une technique simple, particulièrement bien adaptée au traitement des effluents des petites collectivités et qui permet d'apporter une réponse à certaines contraintes spécifiques tels que l'absence d'exutoire de surface, objectif affiché sur la population microbiologique...

L'étude inter-Agences n°9 intitulée « Épuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation : état de l'art et étude de cas » fait le point sur cette technique qui tend à se développer. On trouvera dans ce document quelques points clés de cette synthèse qui s'appuie sur la collection d'éléments bibliographiques, les travaux de recherches universitaires ainsi que sur les évaluations de performances effectuées sur des sites représentatifs¹⁰.

Figure 8. Système drainé sur sol en place imperméable (Source : Agences de l'Eau, 1993)



¹⁰ <http://www.waternunc.com/fr/assain1.htm#epur>

5.2.2 Lagunage naturel

Le lagunage naturel est un procédé d'épuration naturelle, utilisé depuis le début du 20^{ème} siècle (*Boutin et al., 2000*) qui prend en compte les capacités de filtration et d'autoépuration des microorganismes, des algues et des végétaux aquatiques. Près de 20% du parc des stations d'épuration en France sont constitués de systèmes de lagunage naturel (*Racault & Boutin, 2004*). Le lagunage consiste en une succession de bassins (minimum 2 mais 3 bassins en séries semblent nécessaires selon *Racault et al., (2004)* peu profonds et généralement rectangulaires. L'eau usée est d'abord prétraitée (dégrillage) puis s'écoule gravitairement de lagune en lagune (*Fig.9*). Dans un système de lagunage, la surface et la profondeur des bassins influencent le type de traitement (aérobie ou anaérobie) et confèrent un rôle particulier à chaque bassin. Le soleil fournit naturellement la chaleur et la lumière et favorise ainsi la croissance rapide des microorganismes aérobies et anaérobies nécessaires à la dégradation de la MO (*Herteman, 2010*).

Cette technique nécessite une surface importante (entre 15 et 20 m² pour un volume de 50 m³ d'eau). Le temps de séjour doit être élevé (60 jours) et les boues se concentrant sur le fond, interviennent dans la biologie du système et ne doivent être évacuées qu'après quelques 5 à 10 années. Le procédé permet d'éliminer les polluants organiques, mais avec un rendement plus faible que les filtres plantés (70 à 80 % au lieu de 90 %). La plupart du temps, l'effluent rejeté est conforme voire de meilleure qualité que les niveaux minimums requis par la réglementation même si la qualité de rejet d'un lagunage peut être affectée par des variations saisonnières (*OIE, 2001*).

Cette technique a fait l'objet de plusieurs études sous différents climats (*Marais et Shaw, 1961 ; Gloyna, 1972 ; Ringuélet, 1973 ; Sauze, 1973 ; Walker et Leclerc, 1973 ; Mara, 1975 ; Berhet, 1979 ; Fritz et al., 1980 ; Bucksteeg, 1983 ; Schleypen, 1983 ; Soumiya et Fujii, 1984 ; Aizaki et al., 1986 ; Mara et Pearson, 1986 ; Santos et Oliviera, 1987 ; El Hachemi, 2012*).



Figure 9. Épuration par lagunage naturel¹¹

5.2.3 Épuration par filtres plantés

Les filtres plantés de roseaux se sont développés dans les années 1990. Les filtres sont des excavations étanchées du sol (*Fig.10*), remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter. Contrairement à l'infiltration-percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique (adsorption, complexation...) et biologique (biomasse fixée sur support fin) (*Armstrong, 1979. Déronzier et al, 2001*).

¹¹ <http://www.eaudumaroc.com/2018/09/lagunage-eaux-usees.html>

Le principe de fonctionnement est basé sur les capacités filtrantes mécaniques d'un sol et la dégradation aérobie biologique assurée par les microorganismes (*Boutin et al., 2007*). L'originalité de ces filtres réside dans la présence de roseaux qui, grâce à leurs rhizomes, aèrent le massif filtrant et évitent aussi le colmatage. Les types de filtres et ses caractéristiques sont développés en chapitre III (Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art).

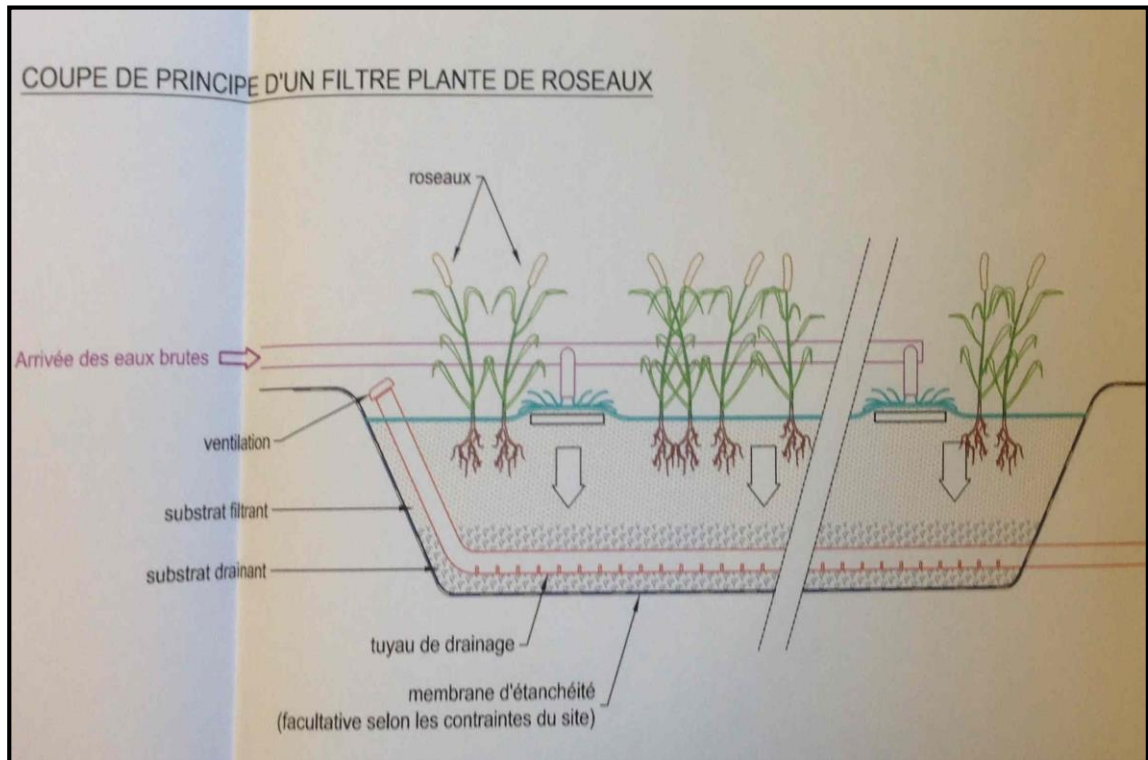


Figure 10. Schéma d'un filtre planté de macrophytes¹².

¹² <https://ensembleautignac.files.wordpress.com/2016/10/step1-roseaux.jpg>

Chapitre II

Notions et Techniques de

Phytoremédiation & Phytoépuration

1 Tout commence au 16ème siècle

Au 16ème siècle, un botaniste de Florence, *Andréa Cesalpino*, découvre une plante poussant sur des roches naturellement riches en métaux (du nickel notamment) (*Dabouineau ; Lamy, 2005*). De 1814 à 1948, de nombreuses études sont faites par des scientifiques sur cette plante nommée *Alyssum bertolonii*, et on découvre alors qu'elle accumule dans son organisme une forte teneur en métaux du sol où elle vit, une teneur plus importante que celle dans le sol. Par la suite, d'autres plantes ayant les mêmes propriétés sont découvertes. Et c'est en 1970 qu'apparaît l'idée d'utiliser ces plantes aux propriétés particulières¹³.

Dans ce volet, nous passerons en revue principalement la phytoextraction sur milieu liquide et on parle alors de rhizofiltration dans le cas des stations d'épurations où l'on utilise la phytoremédiation, et ainsi présenter cette capacité naturelle qu'on les plantes de prélever et d'accumuler dans leurs parties aériennes des polluants très toxiques. Ces plantes peuvent ensuite être récoltées et incinérées, et les cendres peuvent être recyclées en métallurgie ou stockées. Cette méthode de recyclage est appelé « phytominage » (*Gorzowski, 2018*).

L'objectif général du présent chapitre est de faire découvrir la phytoremédiation comme une technique de remédiation à la contamination environnementale. Nous insisterons surtout sur les fonctions des plantes dans les écosystèmes, ainsi que les divers mécanismes d'action de la phytoremédiation

Aujourd'hui, Il existe différentes formes de phytoremédiation qui utilisent toutes l'implantation d'un couvert végétal pour exporter (phytoextraction), stabiliser (phytostabilisation) ou encore volatiliser (phytovolatilisation) les polluants (*Morel, 2015*) voir *Fig.11*.

¹³ <https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds> 31/08/2019 à 12 :36

2 Fonctions et services écosystémiques des plantes

La nature fournit plusieurs services essentiels que on appelle les services écosystémiques (*Daily et al., 1997*). Les activités humaines peuvent mettre en péril certains de ces services. Les plantes fournissent plusieurs de ces services, et nous pouvons optimiser la délivrance de certains d'entre eux en cultivant les plantes appropriées dans les milieux appropriés. D'après *la Société québécoise de phytotechnologie*, la phytoremédiation est un moyen de préserver ou de rétablir certains de ces services :

- ✍ Photosynthèse
- ✍ Séquestration de carbone
- ✍ Production de biomasse
- ✍ Production de matières organiques
- ✍ Régulation du cycle de l'eau
- ✍ Amélioration de la qualité de l'eau
- ✍ Réduction de la pollution aérienne et sonore
- ✍ Mitigation des îlots de chaleur urbains
- ✍ Fourniture de nourriture et d'habitats pour la biodiversité
- ✍ Rôle dans la production, la stabilisation et l'extraction des nutriments
- ✍ Protection des sols
- ✍ Valeur esthétique

3 Notion de phytoremédiation

Étymologiquement, le nom de phytoremédiation signifie ; « phyto » = plante et « remedium » = rétablissement de l'équilibre, remédiation. La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour extraire ou transformer les polluants organiques et aussi inorganiques plus particulièrement les métaux lourds (*Cunningham et al., 1995*).

D'après *Vishnoi et Srivastava (2008)*, la phytoremédiation est définie comme étant un groupe de technologies qui utilise les plantes pour réduire, enlever, dégrader, ou immobiliser les contaminants présents dans les sols, les boues, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines ainsi que les eaux usées (objectif de notre recherche). Ces techniques sont applicables à une variété de contaminants, incluant les hydrocarbures pétroliers, les solvants chlorés, les métaux, les radionucléides, les nutriments, le pentachlorophénol et les HAP.

3.1 De la phytoremédiation à la phytoépuration

La phytoépuration est l'application de la phytoremédiation en milieux aquatiques, ayant pour but de recréer les processus épuratoires advenant en milieux humides naturels. Sa mise en œuvre passe donc par la mise en place de zones humides artificielles (ZHA) via l'utilisation de substrat organique ou inorganique, des plantes et de leurs microorganismes associés afin de contenir ou dégrader les polluants véhiculés par l'eau¹⁴.

3.2 Naissance et évolution de la technologie

Durant les deux dernières décennies les multiples fonctions et valeurs des marais ont été reconnus, non seulement par les scientifiques et les sociétés exploitantes, mais aussi par le large public. La capacité des marais de transformation et de stockage des matières organiques et des nutriments polluants a prouvé que leur utilisation améliore la qualité des eaux usées, ce qui n'est pas une invention nouvelle (*Abibsi, 2011*).

L'usage des marais pour recevoir les eaux usées remonte au début du siècle. Les marais, les marécages et les tourbières étaient perçus comme des milieux récepteurs d'eaux usées, mais

¹⁴ <https://www.blue-set.com/phytoremediation-definition-concept-general/> 31/08/2019 à 14 :18

jouaient tout de même un rôle épuratoire non négligeable. Les premières notions scientifiques relatives à l'usage des marais pour le traitement des eaux usées remontent aux environs de 1946 avec Seidel (*Vymazal, 2005*). Le procédé développé par Seidel, aussi appelé "Max Planck Institute System (MPIS)" ou "Krefeld Process (KP)", comporte plusieurs étages successifs. Les plantes généralement utilisées sont le phragmite (*Phragmites australis*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris (*Iris sp.*) et la quenouille (*Typha. sp.*). Ce type de procédé fut introduit en 1964 par **Kickuth** en Allemagne (*Vymazal, 2010*).

Des travaux avancés ont commencé aux États Unies au début des années quatre-vingt (1980's) avec la recherche de **Wolverton et Gerberget et al.**, des observations de la capacité assimilative des terres émergées naturellement mène à l'expérimentation avec différents modèles de marécages construits (constructed wetlands) (*Sherwood, 1993*).

Kickuth a développé en Allemagne, depuis 1964, un procédé de traitement à écoulement horizontal sous la surface. Ce procédé utilise surtout le Roseau commun (*Phragmites australis*) mais peut aussi comprendre, pour certaines applications particulières, le jonc (*Juncus sp.*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris des marais (*Iris pseudacorus*) ou la menthe d'eau (*Mentha aquatica*).

Un premier système fut mis en exploitation à Othfresen en 1974 (*Vymazal, 2002*). Commencant en 1985, un nombre de systèmes de « lits de phragmite » a été construit en Angleterre basés sur les concepts de **Kickuth**, mais plusieurs cas utilisaient le gravier au lieu des sols cohésifs dus à la conductivité hydraulique élevée. (*Sherwood, 1993*).

Un prélèvement effectif de la DBO₅, d'azote, du phosphore et des complexes organiques a été déclaré dans les recherches de **Kickuth**. Comme résultat, en 1990 ; près de 500 systèmes de lits de phragmite ou de « zone de racine » ont été construits en Allemagne, Danemark, Australie et en Suisse. Les systèmes en fonction comprennent des unités pour famille individuelle sur site et des systèmes plus larges traitant des eaux usées ménagères et industrielles (*Sherwood, 1993*).

Commencant au milieu des années quatre-vingts, l'autorité du Vallet de Tennessee (The Tennessee Valley Authority TVA) a commencé un programme de recherche et d'assistance technique sur les marais construits pour le traitement d'une variété des eaux usées (municipales, de drainage acide des mines, de ruissellement agricole, etc.) se basant sur les travaux de **Kickuth**.

L'usage des marais pour le traitement des eaux usées aux États-Unis a surtout débuté en aménageant des marais déjà existants. Par la suite, certaines applications furent réalisées à partir

de marais artificiels, dans la majorité des cas avec écoulement en surface, et les plantes utilisées le plus fréquemment sont les *jacinthes* d'eau (*Eichornia crassipes*) et les lenticules (*Lemna sp.*).

L'intérêt pour ce type de traitement s'est intensifié durant la période de 1980 à 1990 et plusieurs installations ont vu le jour un peu partout en Europe et en Amérique du Nord (**Brix et Arias, 2005**). Plus de cent trente installations furent mises en exploitation entre 1984 et 1990 au Danemark pour le traitement secondaire de petites collectivités (**Keith et al., 2003**).

Les installations anglaises sont en général du même type et, dans l'ensemble, utilisées pour le traitement secondaire des eaux usées. En France, quelques installations expérimentales sont suivies de près depuis 6 à 7 ans. Elles sont conçues sur plusieurs étages avec des éléments à écoulement vertical dans le sol, d'autres à écoulement horizontal sous la surface et, dans certains cas, un dernier étage en écoulement en surface. Il s'agit d'une version modifiée du procédé développé par Seidel (**Vymazal, 2010**).

Actuellement, il est appliqué dans une cinquantaine de pays, sous tous les climats (**Pétémanagnan et al., 2008, Fonkou et al., 2011**).

4 Description de la technologie

Simplement dit, la phytoremédiation c'est l'utilisation des plantes et des microorganismes qui leurs sont associés pour nettoyer l'environnement (**Pilon ; Smits, 2005**). C'est donc un ensemble de techniques *in situ* (pouvant être implantées directement sur le site contaminé) misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air (**Pilon ; Smits, 2005**). La phytoremédiation est aussi décrite comme une stratégie économique et efficace d'éco-remédiation fonctionnant à l'énergie solaire (**Watharkar ; Jadhav, 2014**).

Cette technique concerne d'abord l'épuration des eaux et la dépollution des sols. Son efficacité sur l'épuration de l'air reste à valider (**futura-sciences ; 2019**).

4.1 Diverses techniques de la phytoremédiation

Dans la section qui suit, nous décrirons les diverses techniques de phytoremédiation, qui sont basées sur différents principes d'action (extraction, stabilisation, dégradation, volatilisation ou filtration) (Conesa, 2012). Même si ces processus ne sont pas mutuellement exclusifs et peuvent opérer simultanément (Pilon-Smits, 2005), il convient de bien distinguer leur fonctionnement propre. Par exemple, la phytoremédiation est souvent confondue avec la phytoextraction, mais ces deux termes ne sont pas équivalents comme vous le verrez ci-dessous.

Les types de stratégies de phytoremédiation, particulièrement utilisés dans la dépollution des métaux lourds sont décrits et illustrés dans la Fig.11.

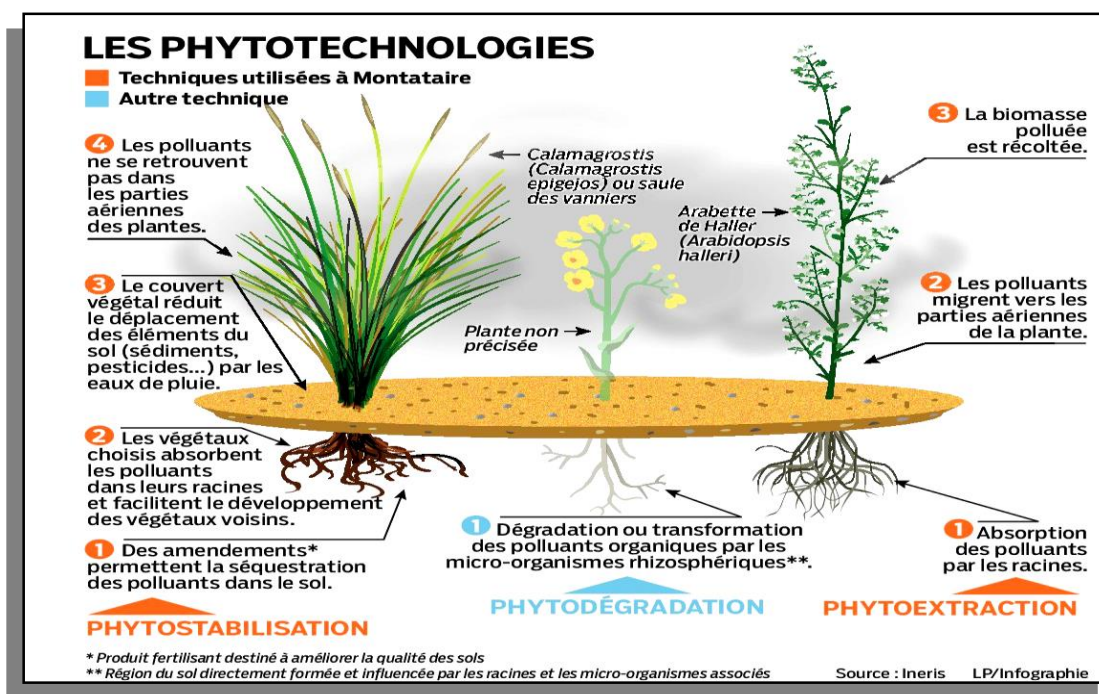


Figure 11. Les phytotechnologie (INERIS, 2002).

Les différents types de phytoremédiation ne sont pas exclusifs, c'est à dire qu'ils peuvent s'opérer simultanément. Le Tab.3 fait état des différents mécanismes qui peuvent s'opérer lors de la décontamination par phytoremédiation. Dans les prochaines sections, les différentes technologies seront décrites plus en détail afin de faire ressortir certains éléments comme leur efficacité, les avantages et inconvénients, les limites et les coûts que le choix de cette phytotechnologie en question engendre.

Tableau 3. Vue d'ensemble des différentes technologies de phytoremédiation (EPA, 2000 in Émilie, 2013).

	But du processus	Milieu	Contaminants	Plantes
Rhizofiltration	Extraction et capture du contaminant	Eau souterraine et de surface	Métaux et radionucléides	Tournesol, moutarde indienne, jacinthe d'eau
Phytostabilisation	Contenir le contaminant	Sol, sédiments et boues	Arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc	Moutarde indienne, peupliers hybrides, graminées
Phytoextraction	Extraction et capture du contaminant	Sol, sédiments et boues	Métaux : argent, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, manganèse, mercure, molybdène, nickel, plomb et zinc Radionucléides : Strontium 90, Césium 137, Plutonium 129, Uranium 234 et 238	Moutarde indienne, Thlaspi, Alyssum, tournesol, peupliers hybrides
Phytodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues, eau souterraine et de surface	Composés organiques, solvants chlorés, phénols, herbicides et munitions	Peupliers et herbes
Rhizodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues et eau souterraine	Composés organiques (HAP, pesticides, solvants chlorés et BPC)	Peupliers hybrides, peuplier deltoïde, saules
Phytovolatilisation	Extraction du contaminant et relâchement dans l'atmosphère	Eau de surface, sol, sédiments et boues	Solvants chlorés et quelques composés inorganiques (arsenic, mercure et sélénium)	Peupliers

4.1.1 Phytoextraction

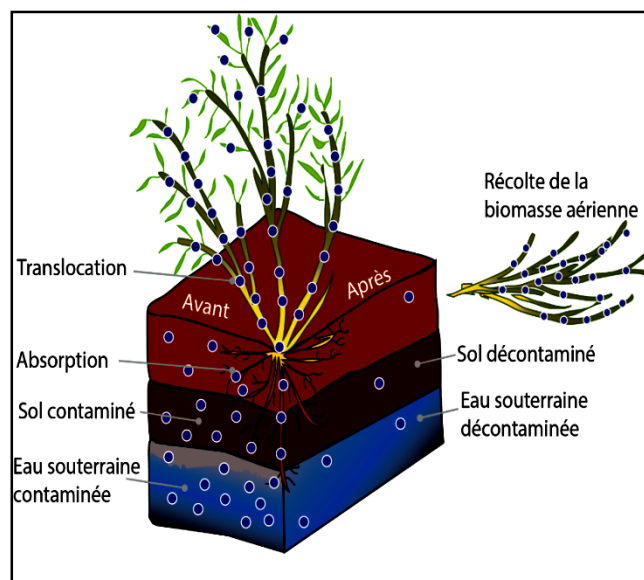
Dans la phytoextraction, aussi appelée phytoaccumulation, les plantes retirent du milieu les contaminants, comme les éléments traces métalliques et métalloïdes biodisponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter. C'est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée compte tenu du fait qu'il y a isolation des polluants, sans altérer la structure et l'activité biologique de l'écosystème (Ghosh et Singh, 2005).

La Fig.12 illustre le principe de phytoextraction au niveau d'un sol contaminé. On distingue deux types de phytoextraction (Salt et al., 1998) :

La **phytoextraction induite** nécessite l'ajout de chélateurs dans le sol afin d'augmenter la mobilité et l'absorption des contaminants dans la plante (Ghosh et Singh, 2005). Par exemple, l'ajout d'acide éthylène diamine tétraacétique EDTA¹⁵ dans les sols, peut rendre le plomb biodisponible afin que celui-ci puisse être absorbé par la plante (Prasad, 2011). Des complexes chélateurs/ions métalliques seront ainsi formés afin d'être absorbés par les racines (Dabouineau et al, 2005).

La **phytoextraction continue** dépend plutôt des capacités génétiques et physiologiques des plantes. Pour solubiliser les éléments-traces métalliques, les plantes peuvent acidifier la rhizosphère ou encore sécréter des ligands capables de chélater les ions métalliques (Peer et al., 2005).

Figure 12. Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol. (Hénault-Ethier, 2016)



¹⁵ L'EDTA (acide éthylène-diamine-tétra acétique) de formule chimique C₁₀H₁₆N₂O₈

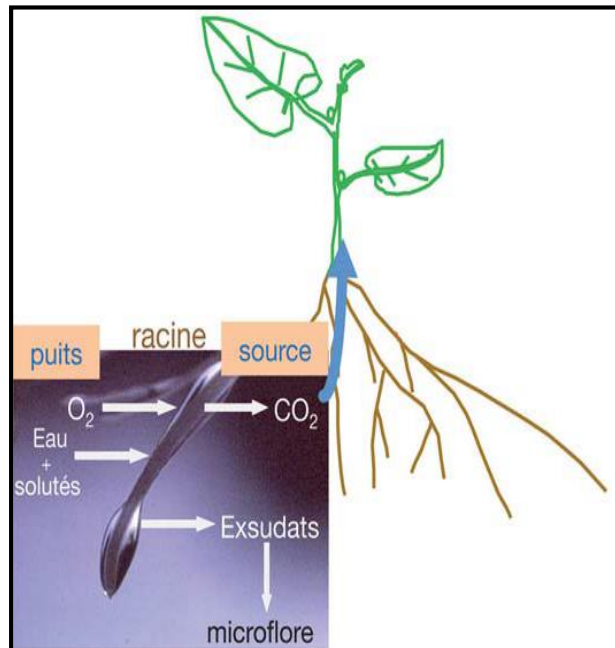
4.1.2 Phytostabilisation

Dans la phytostabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La phytostabilisation (Fig.13) empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines (McGrath, 1998). Ainsi que le contact direct entre les animaux et les polluants (Peer, W et al. 2005). Les plantes peuvent minimiser la formation de lixiviat contaminé et limiter la migration d'un panache (ou masse) de contaminants dissous dans l'eau souterraine (Pilon-Smit, 2005).

Ainsi, les plantes les mieux adaptées à la phytostabilisation sont des plantes qui doivent présenter de faibles niveaux d'accumulation des métaux dans leurs parties aériennes (Evans, 1997). La phytostabilisation peut nécessiter l'utilisation d'amendements fertilisants ou de stabilisants. C'est à dire qu'avant d'introduire les plantes sélectionnées pour la phytostabilisation, des agents alcalins, des phosphates, de la matière organique, des biosolides et des oxydes minéraux sont ajoutés au sol. Cela a pour effet d'inactiver les contaminants, de prévenir le lessivage ainsi que de minimiser l'accumulation des contaminants dans les plantes (Huang & Chen, 2003).

Figure 13. Processus de phytostabilisation (Morel, 2015).

Au niveau de la plante, se produit la transpiration ; au niveau des racines : absorption/adsorption ; au niveau de la rhizosphère : précipitation, réduction de la biodisponibilité. On assiste à une réduction des transferts dans la chaîne alimentaire (transferts par érosion éolienne ou hydrique, par lixiviation...).



4.1.3 Phytodégradation et rhizodégradation

Dans la phytodégradation (Fig.14, Fig.15), aussi appelée phytotransformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère (Pilon-Smits, 2005). On la distingue de la rhizodégradation, aussi appelée phytostimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizodégradation (Fig.15), la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes.

🌱 Phytodégradation

La phytodégradation est couramment utilisée afin de dégrader les polluants organiques, comme les solvants chlorés, les herbicides, les insecticides et les hydrocarbures (Vishnoi et Srivastava, 2008).

D'ailleurs, la Fig.14 illustre le mécanisme qu'est la phytodégradation des contaminants organiques :

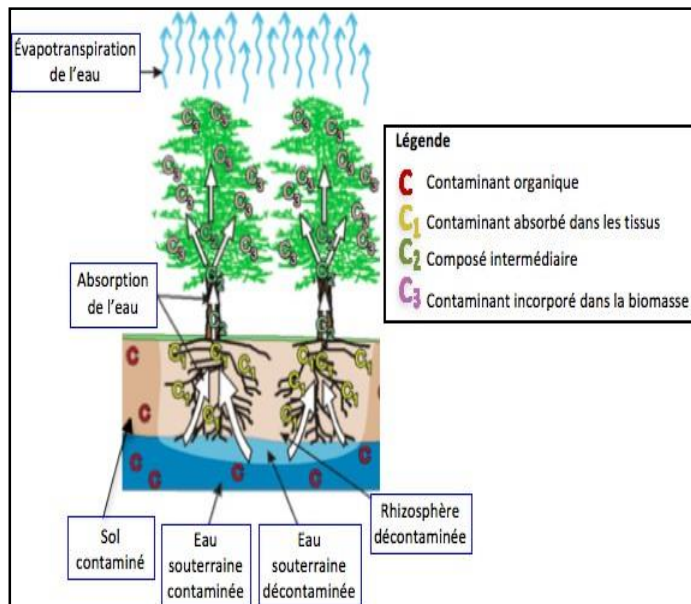


Figure 14. Phytodégradation des contaminants organiques (ITRC, 2001)

Cette technique consiste à la dégradation des polluants organiques en des molécules moins toxiques et plus simples (ADIT, 2006). Ces mécanismes de dégradation qui opèrent se font

soit directement par le relâchement d'enzymes produites par la plante dans la rhizosphère ou sont le résultat de l'activité métabolique dans les tissus de la plante (*Greipsson, 2011*).

Les peupliers (*Populus* spp.) sont les végétaux les plus communément utilisés en phytoremédiation et plus particulièrement pour la phytodégradation. Ces arbres sont efficaces dans la décontamination puisqu'ils possèdent entre autres un haut taux de transpiration, ils tolèrent des concentrations élevées de contaminants organiques et s'établissent rapidement sur un site (*Chang et autres, 2005*).

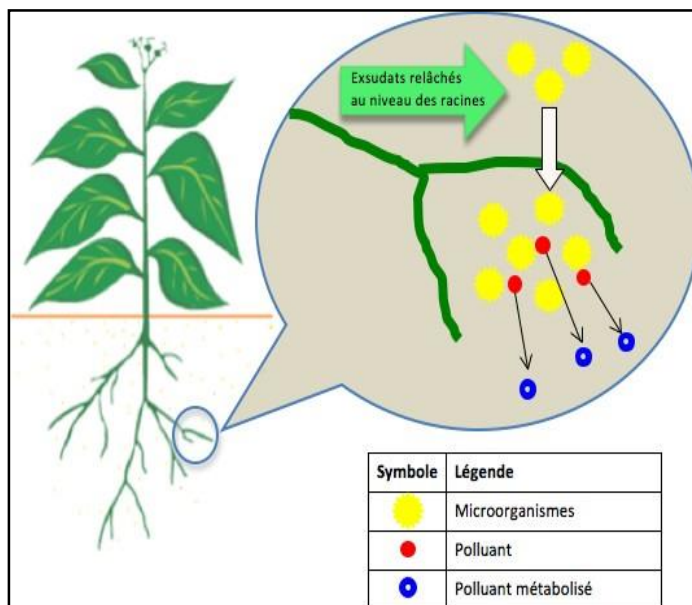
Rhizodégradation

La rhizodégradation, aussi nommée phytostimulation, consiste en la dégradation des contaminants présents dans la rhizosphère par l'activité microbienne qui est favorisée par la présence des plantes (*UNEP, 2002*). La Fig.15 illustre le mécanisme qu'est la rhizodégradation. Les plantes peuvent modifier les propriétés physico chimiques et biologiques de la rhizosphère par la sécrétion d'exsudats par les racines et à la pénétration des racines dans le sol. Ces composés (sucres, acides aminés, acides gras, nucléotides, enzymes, etc.) qui varient selon les espèces vont avoir une influence positive sur les populations de microorganismes (*Shimp et al., 1993*). Ainsi, lorsqu'un site est végétalisé, on pourrait retrouver une plus grande variété, une quantité plus élevée et une activité plus importante des microorganismes, ce qui entraîne une augmentation de la biodégradation des contaminants dans le sol (*EPA, 2000*).

Une symbiose entre le peuplier et une bactérie (*Méthylbacterium populum*) permet de minéraliser des explosifs (1,2,3-trinitroperhydro-1,3,5-triazine) (*Chatterjee et al.2013*).

Le mûrier (*Morus rubra*) qui sécrète des composés phénoliques dans le sol favorise la dégradation des BPC et HAP par les bactéries (*Olson et al.; 2004*). La rhizodégradation peut être utilisée entre autres pour remédier à des problèmes de contamination avec des hydrocarbures pétroliers (*Massicotte et al. ; 2002*)

Figure 15. Mécanisme de rhizodégradation (Vila, 2006)



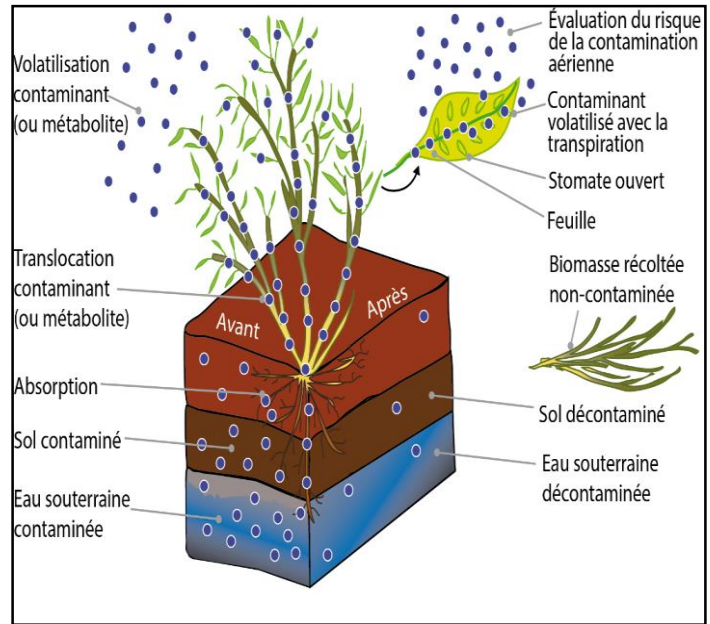
4.1.4 Phytovolatilisation

La phytovolatilisation (*Fig.16*) est définie comme suit : la plante va absorber les contaminants solubles par ces racines et les relâcher sous forme modifiée ou non par transpiration dans l'atmosphère au niveau de ces stomates (*UNEP, 2002*). C'est une technologie attrayante parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz), et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées. Par contre, le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère doit être bien caractérisé avant d'entreprendre de la phytovolatilisation (*Glass, 1999*).

On utilise la phytovolatilisation pour les solvants chlorés (comme le trichloroéthylène, TCE), les herbicides, les insecticides, les hydrocarbures et certains métalloïdes comme le mercure, l'arsenic et le sélénium. Des composants organiques volatiles (COV) peuvent être simplement diffusés dans l'atmosphère par les plantes. Le peuplier hybride peut par exemple volatiliser et dégrader rapidement du TCE présent dans une eau polluée (*Newman et al., 1997*).

De plus, certaines plantes peuvent être modifiées génétiquement afin d'être en mesure d'absorber une grande quantité d'un contaminant spécifique. C'est le cas des plantes de tabac (*Nicotiana tabacum*) qui ont été modifiées et qui suite à ces modifications peuvent absorber une grande quantité de méthylmercure, modifier chimiquement le polluant et volatiliser le substitut dans l'atmosphère à des concentrations relativement moins toxiques (*ITRC, 2009*).

Figure 16. Processus de Phytovolatilisation des contaminants présents dans le sol et l'eau. (Hénault-Ethier, 2016)



4.1.5 Rhizofiltration

Avec la rhizofiltration, on peut traiter des eaux usées municipales ou industrielles, le ruissellement de surface ou l'eau qui s'infiltré dans le sol en zone agricole, le lixiviat des mines et des sites d'enfouissement, ou encore la contamination de l'eau souterraine (*Pilon-Smits., 2005*). Les contaminants visés incluent les éléments-traces métalliques, les radionucléides, le sélénium, les nutriments, certains composés organiques comme les pesticides, ou encore le drainage minier acide (*Pilon-Smits., 2005*).

La rhizofiltration peut utiliser des plantes aquatiques ou des plantes terrestres, et parfois une combinaison d'espèces ayant des propriétés complémentaires (*Peer et al., 2005*). Afin que les plantes sélectionnées pour ce type de technique puissent effectuer une décontamination efficace du milieu, elles doivent préférentiellement posséder une grande surface de contact au niveau de leurs racines. Ces plantes, que l'on utilise pour effectuer la rhizofiltration, sont d'abord cultivées dans des serres et leurs racines sont dans l'eau avant d'être transplantées dans le milieu contaminé (*EPA, 1999*). Or, lorsque les racines des plantes sont saturées en contaminant, les plantes sont récoltées et de nouvelles plantes vont être plantées afin de continuer le travail de décontamination (*Gouvernement du Canada, 2008*). Afin de recycler les contaminants qui se sont accumulés dans les racines des plantes, les plantes sont incinérées ou compostées (*EPA, 1999*). Plusieurs types de plantes autant aquatiques que terrestres peuvent être utilisés afin de procéder à la décontamination des milieux humides. Leur utilisation se justifie par leur grande

efficacité à filtrer les contaminants par leurs racines. De façon générale, les plantes aquatiques sont plus petites et possèdent un système racinaire à croissance lente comparativement aux plantes terrestres qui ont une plus grande biomasse et dont la croissance du système racinaire est plus rapide (EPA, 1999).

Les plantes terrestres sont alors favorisées pour ce type de phytoremédiation puisqu'elles sont capables d'absorber une grande quantité de contaminants dans leurs racines (Eapen et al, 2007). D'ailleurs, des études ont démontré que le tournesol (*Helianthus annuus L.*), en raison de ses racines, pouvait réduire la concentration de plusieurs contaminants. En effet, un étang près du désastre nucléaire survenu le 26 avril 1986 à Tchernobyl en Ukraine a été le lieu d'une décontamination par rhizofiltration. En deux semaines, une réduction de 90 % du Strontium 90 fut observée, et le mérite est octroyé à *Helianthus anal* (University of Hawaii, 2001).

Exemple de Rhizofiltration

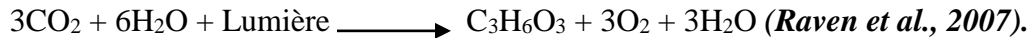
Rhizofiltration: Réduction de la charge nutritive d'une eau usée prétraité à l'aide de saules à croissance rapide (*Salix miyabeana* ; photo 1).

Photo 1. Filtration des eaux usées épurées par des saules avant leur rejet dans une rivière (Ahmed Jerbi ,2016).



4.2 Le rôle des plantes

Les plantes sont des organismes dits autotrophes puisqu'ils fabriquent de la matière organique à partir de matière inorganique. Ce processus de conversion, appelé photosynthèse, consiste en la transformation de l'énergie solaire en énergie chimique afin de fixer le carbone sous forme de composés organiques. Voici une représentation abrégée de la photosynthèse :



Le dioxyde de carbone que les plantes prélèvent par les stomates provient de l'atmosphère tandis que l'eau et les minéraux nécessaires à leur développement sont captés au niveau des racines dans le sol.

Dans les sols contaminés, on retrouve une multitude de contaminants pouvant être absorbés par les plantes sous différentes formes. Ainsi, les polluants présents en excès dans les sols peuvent être dégradés par plusieurs mécanismes biologiques, soit par la plante elle-même ou dans la rhizosphère par les microorganismes *Ibid.*

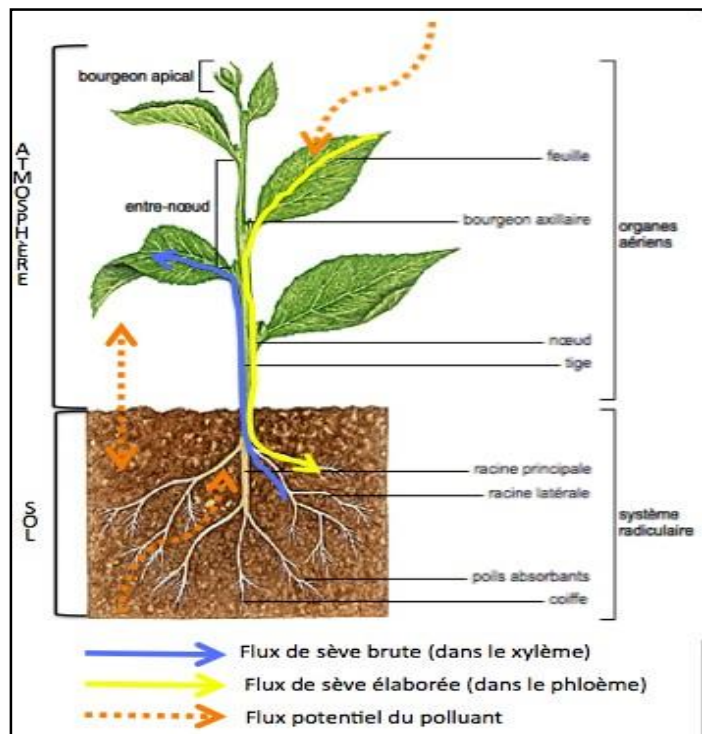
Il existe des interactions spécifiques et non spécifiques entre les plantes et les microorganismes présents dans le sol (*Sicillano & Germida, 1998*). Ces associations permettent entre autres aux bactéries et champignons d'avoir accès à une source importante de carbone.

Cette grande disponibilité d'énergie fait en sorte que d'importantes populations de microorganismes dans la rhizosphère se développent à proximité des racines. Or, plusieurs avantages sont observés grâce à ces associations. Notamment, elles procurent une forme de protection au niveau des racines face aux agents pathogènes présents dans le sol, cette barrière a pour fonction de les détruire (*ITRC, 2009*). De plus, les microorganismes peuvent rendre disponibles certains nutriments nécessaires à la croissance des plantes et du même coup faciliter leur absorption par les racines. Sans oublier que certaines bactéries ont la capacité de réduire la toxicité des contaminants afin que les plantes puissent croître sans effet négatif (*Sicillano et Germida, 1998*). La Fig.17 schématise l'entrée des polluants dans les plantes, elle peut se faire par les racines qui sont en contact avec la solution du sol ou simultanément par les feuilles qui sont en contact avec l'atmosphère (*INERIS, 2002*). Leur absorption s'effectue entre autres en fonction de la biodisponibilité des contaminants et des mécanismes qui opèrent l'entrée vers la plante.

Point clé : Bioremédiation

La présence des bactéries peut aussi influencer la phytoremédiation puisque ces microorganismes peuvent avoir un impact positif sur le développement et la croissance des plantes en place sur un site contaminé (*Glick, 2003*). Les bactéries vont entre autres améliorer la capacité des plantes à absorber les métaux présents dans les sols par trois mécanismes distincts : (1) augmenter la surface racinaire et la production de racines, (2) augmenter la biodisponibilité des polluants, ou (3) faciliter le transfert des éléments solubles de la rhizosphère vers la plante (*Weyens et autres, 2009*). Certaines associations plantes/bactéries vont procurer un avantage aux plantes en y affectant l'expression des gènes dans celles-ci. Lors d'une étude réalisée par *Kuffner et autres (2008)*, il a été observé que l'absorption du zinc et du cadmium est augmentée lorsque l'espèce de saule (*Salix caprea L.*) est inoculée avec la bactérie *Streptomyces*.

Figure 17. Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée (Larousse, 2013)



4.3 Végétaux utilisés

4.3.1 Sélection des espèces

Si la phytoremédiation est la solution choisie, il faudra sélectionner des plantes qui ont des qualités exceptionnelles pour tolérer ou concentrer des polluants qui pourraient normalement être toxiques pour d'autres types de plantes (*Labrecque & Pitre, 2014*). Le choix des plantes dictera ensuite certains aspects liés à la préparation et à l'entretien du site durant la phytoremédiation. Plus de 800 espèces végétales se prêtent à la phytoremédiation (*ADIT, 2006*) et une bonne revue des plantes et de leurs qualités a été réalisée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (*EPA, 2000*). Ici, nous aborderons le processus de sélection naturelle ou artificielle ayant fait de certaines plantes de bons agents de phytoremédiation, et passerons en revue certains critères généraux importants à considérer dans le choix des plantes.

4.3.2 La sélection naturelle ou artificielle des agents de phytoremédiation

Dans les milieux contaminés, les plantes pouvant tolérer un certain seuil de pollution ont été favorisées dans le processus de sélection naturelle (*Desjardins et al., 2014*). Ces plantes ont développé divers mécanismes de tolérance les protégeant des herbivores ou des insectes phytophages, ou leur permettant de coloniser des milieux ouverts, leur conférant ainsi un avantage évolutif (*Treshow, 1980*). Ces mécanismes de tolérance sont variés et incluent des interactions plantes/microbes, des processus rhizosphériques, l'absorption par la plante, la translocation, la compartementalisation, la dégradation, et la complexation (ou chélation) durant le transport et l'entreposage pour minimiser la toxicité.

En étudiant davantage les mécanismes physiologiques et les traits génétiques permettant à certaines plantes d'être performantes, il est aujourd'hui possible d'accélérer le processus de sélection naturelle grâce à la sélection de cultivars tolérants, ou encore par des méthodes de recombinaisons de l'ADN (*Glass, 1999*). Plusieurs espèces sont connues depuis longtemps, mais de nouvelles plantes adaptées spécifiquement à certains sites peuvent être trouvées en inventoriant les terrains contaminés (*Desjardins et al., 2014*).

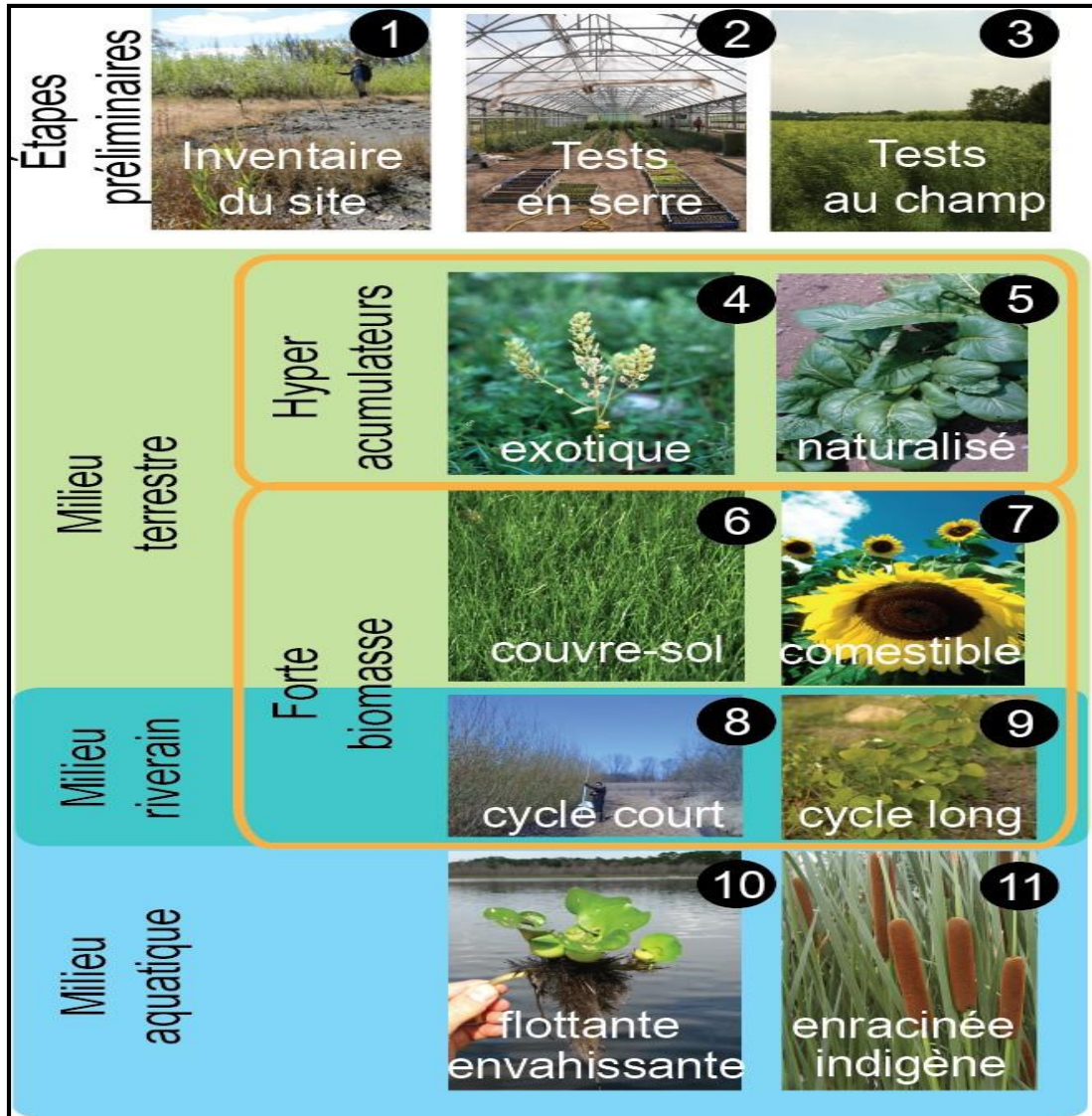


Figure 18. Principaux critères à considérer dans la sélection d'espèces végétales à des fins de phytoremédiation (Hénault-Ethier, 2016)

Parmi les plantes qui s'implantent spontanément sur le site (sélection naturelle), on peut identifier des candidats intéressants à (2) testé en laboratoire et (3) testé au champ avant l'implantation. Si l'on sélectionne d'autres espèces, il faut le faire en fonction des conditions locales (par exemple, terrestres ou aquatiques). Parmi les hyperaccumulatrices, il y a des espèces exotiques (4, *Brassica juncea*) et d'autres déjà naturalisées (5, *Thlaspi arvense*). Des espèces plus productives peuvent être choisies, comme des herbes qui couvrent bien le sol (6, *Festuca arundinacea*) ou des plantes issues de l'agriculture (7, *Helianthus annuus*) dans quel cas on doit prendre garde à la contamination de la chaîne alimentaire. Parmi les espèces à plus fort potentiel de production de biomasse et d'évapotranspiration, il y a des espèces récoltées aux 2-3 ans (8, *Salix miyabeana* SX64) et d'autres récoltées au 10-15 ans (*Populus* sp.). Enfin, en milieu aquatique, certaines espèces flottantes sont utiles parce qu'elles se propagent et se récoltent facilement (même si certaines peuvent devenir envahissantes (10, *Eichornia crassipes*), et il peut être préférable de sélectionner des espèces indigènes (11, *Typha* sp.).

Promouvoir les communautés végétales déjà implantées sur les sites contaminés peut avoir plusieurs bénéfices, comme l'identification de nouveaux candidats pour la phytoremédiation (*Desjardins et al., 2014*), la promotion de la biodiversité locale des microorganismes associés aux plantes aussi impliqués dans la phytoremédiation (*Eisenhauer et al., 2010*), la réduction des coûts d'implantation et l'amointrissement des impacts par rapport à d'autres techniques de phytoremédiation plus intensives (*Desjardins et al., 2014*).

Deux approches de phytoremédiation existent. La façon traditionnelle est d'imposer un assemblage conventionnel de plantes avec des qualités de phytoremédiation reconnues, mais souvent avec un faible potentiel d'adaptation local. La seconde façon, l'atténuation naturelle, a un meilleur potentiel d'adaptation et de résilience face aux perturbations. Elle constitue une forme d'organisation spontanée, qui survient lorsque des plantes locales colonisent naturellement un site ouvert (*Mitsch & Jørgensen, 2003*).

4.3.3 Les plantes hyperaccumulatrices

Environ 400 espèces de plantes sont reconnues comme étant hyperaccumulatrices de métaux lourds, la majeure partie d'entre elles (300 espèces) accumulant le Nickel. Ces végétaux présentent la particularité d'accumuler une très grande quantité de métaux lourds toxiques, à des concentrations cent fois plus élevées que chez les autres. On peut citer par exemple la moutarde brune (*Alysum bertolonii*), la pensée calaminaire (*Viola calaminaria*), le tabouret bleuâtre (*Thlaspi caerulescens*), le colza, le tournesol. D'ailleurs plusieurs chercheurs américains travaillent aussi beaucoup sur des arbres comme le peuplier, capable d'extraire le métal du sol et des eaux (*UNEP, 2002*).

Les plantes vont donc être choisies en fonction de la nature du polluant contaminant le milieu (type de métal), car il faut que la plante utilisée soit capable d'extraire le métal, en fonction du climat, et également en fonction de sa biomasse, de façon à ce qu'elle puisse accumuler une quantité importante de polluants. De plus, le sol est souvent contaminé par de nombreux métaux, ce qui nécessite une culture de différentes espèces de plantes (*Dabouineau, 2005*).

Les familles les plus rencontrées (*Tab.4*) dans l'accumulation du Zinc sont les Brassicacées, les Caryophyllacées, les Lamiacées et les Violacées. En ce qui concerne le Plomb

et le Cadmium il s'agit surtout des Brassicacées (ex : moutarde brune). Les espèces hyperaccumulant le Cuivre et le Cobalt sont peu nombreuses (24). Elles sont originaires du Zaïre. Les familles concernées sont les Lamiacées, les Astéracées, les Cypéracées, les Scrofulariacées et les Amarantacées. Le Nickel est quant à lui hyperaccumulé par les trois quarts des espèces connues. Elles appartiennent à des familles telles que les Brassicacées, les Scrophulariacées, les Euphorbiacées, les Saxifragacées et les Sapotacées ¹⁶.

Comme nous l'avons cité précédemment, les plantes hyperaccumulatrices peuvent prélever de manière active les métaux, même lorsqu'ils sont en faible proportion dans le sol. Ceci laisse donc supposer que l'hyperaccumulation a un rôle dans la physiologie de la plante (*Padmavathiamma & Li, 2007*).

Différentes hypothèses ont été émises par plusieurs chercheurs sur les raisons de cette accumulation (ITRC, 2009):

- ✍ Le prélèvement passif dû à la non-spécificité des systèmes d'absorption. Ce phénomène a été observé chez *Holcus lanatus* (hulque laineuse). Cette plante est tolérante à l'arsenic et elle le prélève selon le même procédé que le phosphore ;
- ✍ Une stratégie de résistance à la sécheresse qui consiste en la rétention d'ions pour conserver l'eau ;
- ✍ Une défense contre les herbivores et les pathogènes ;
- ✍ Une adaptation aux sols contaminés permettant à la plante de dominer les plantes moins tolérantes (compétition) ;
- ✍ Un moyen de tolérance (phytotolérance ou hypertolérance) d'un élément donné, résultat de l'évolution adaptative des plantes à des environnements hostiles au cours de multiples générations. Le polluant est stocké afin d'éviter toute interférence avec le métabolisme. Ces plantes sont des écotypes.

Ces hypothèses méritent d'être confirmées, mais de nombreux scientifiques proposent la stratégie de défense comme étant la plus probable *Ibid.*

¹⁶ <https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds?tmpl=%2Fsystem%2Fapp%2Ftemplates%2Fprint%2F&showPrintDialog=1>

Point clé : plantes hyperaccumulatrices

Certaines plantes sont appelées « hyperaccumulatrices », puisqu'elles possèdent la capacité d'absorber une grande quantité de métaux comparativement aux autres plantes (UNEP, 2002). Ces plantes hyperaccumulatrices doivent être capables d'accumuler au moins 1 000 mg d'un métal spécifique par kilogramme (kg) de matière sèche, sans qu'il y ait de dommage apparent sur leur physiologie (ITRC, 2009). Selon une étude menée par Barbaroux et al., (2011), on apprend que les plantes du genre Alyssum peuvent concentrer dans leurs tissus jusqu'à 16,9 grammes (g) de nickel par kilogramme de matière sèche. Cette phytotechnologie est applicable autant au niveau des sols que des eaux polluées, il suffit de faire appel à des plantes aquatiques ayant la capacité d'accumuler de grandes quantités de polluants (Dabouineau et al., 2005). Cependant, elle n'est efficace que sur les terrains possédant un niveau de contamination variant de faible à modéré afin que les plantes soient en mesure de croître convenablement (Padmavathiamma et Li, 2007).

Tableau 4. Les variétés concernées par L'hyperaccumulation (Baker, 2000)

Métal	Limite inférieure (% en matière sèche de feuilles)	Nombre d'espèces
Cadmium	> 0,01	1
Cobalt	> 0,1	28
Cuivre	> 0,1	37
Plomb	> 0,1	14
Manganèse	> 1,0	9
Nickel	> 0,1	317
Zinc	> 1,0	11
Thallium	> 0,1	2

5 Questions techniques et écologiques

D'après la société québécoise de phytotechnologie pour décontaminer un site, on peut opter pour une plante qui concentre fortement les polluants dans ses tissus ou encore pour une plante moins performante, mais qui produit plus de biomasse. Les plantes dites hyperaccumulatrices peuvent accumuler de grandes concentrations d'éléments-traces métalliques dans leurs tissus : typiquement 0,1-1 % de leur masse sèche, (*Pilon-Smits, 2005*) voire même jusqu'à 5 % (*Labrecque & Pitre, 2014*). Mais ces plantes ont souvent une petite taille et une croissance lente. La famille des Brassicacées est reconnue pour ses capacités d'hyperaccumulation, mais des hyperaccumulateurs ont aussi été identifiés dans 45 autres familles de plantes comme les Euphorbiacées, Astéracées, Lamiacées, Scrophulariacées, etc (*EPA, 2000*).

Par opposition, certaines plantes à croissance rapide concentrent peu les métaux dans leurs tissus, mais leur forte production de biomasse racinaire ou aérienne leur donne un potentiel de phytoextraction intéressant (*Labrecque & Pitre, 2014*). Par ailleurs, certains arbustes ou arbres à fort potentiel de production de biomasse, comme les saules et les peupliers appartenant à la famille des Salicacées, peuvent rester plus longtemps en place. Malgré les récoltes aux 2-3 ans, les pieds de saules peuvent demeurer productifs jusqu'à 25 ans. Ceci peut représenter une opportunité d'économie par rapport aux plantes ayant un cycle de vie plus court (*Conesa et al., 2012*). Chez les Salicacées, la plantation de boutures (segments de tiges) en dormance facilite grandement les travaux d'implantation. Pour les saules, un segment de 20-30 cm sans racines et en dormance peut simplement être inséré dans le sol. Après une saison de croissance, un recepage permettra de favoriser la multiplication des tiges pour la saison suivante (*Labrecque & Pitre, 2014*).

Si certaines plantes agricoles (comme le maïs, le canola ou le tournesol) ont un bon potentiel de phytoremédiation, il peut être risqué de les utiliser si les contaminants qu'elles contiennent aboutissent par inadvertance dans la chaîne alimentaire (*Conesa et al., 2012*).

Pour remédier à une contamination organique, il faut privilégier les plantes ayant une forte biomasse racinaire qui favorise l'activité microbienne dans le sol et conséquemment une meilleure dégradation des polluants (*Pilon-Smits, 2005*). En plus d'une forte densité de racines fibreuses, on attribue aux herbacées de grandes qualités dans la prévention de l'érosion éolienne


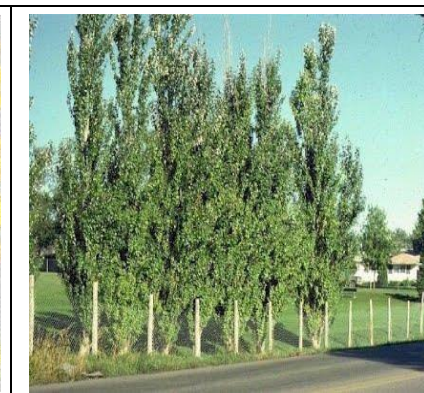
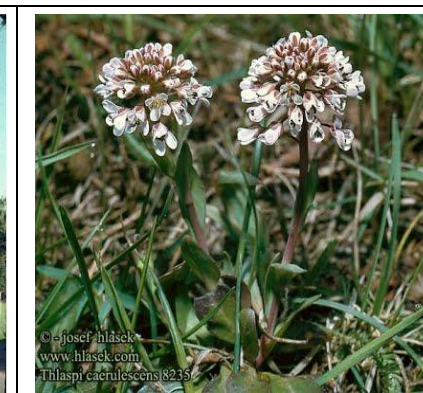



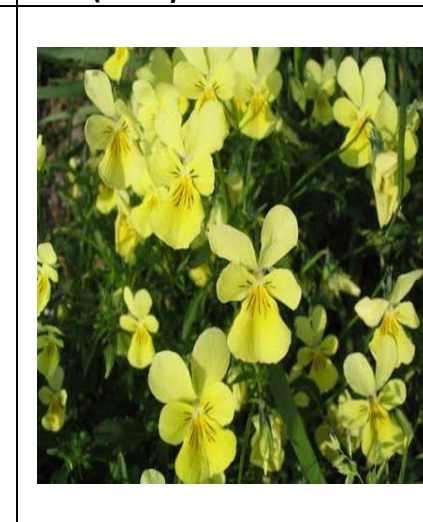

et du ruissellement de surface. Aussi, elles accumuleraient moins les polluants inorganiques que d'autres Dicotylédones dans leurs parties aériennes, ce qui pourrait représenter un avantage là où la faune sauvage risquerait de se nourrir sur des parties végétales contaminées. Finalement, parce que les herbacées sont faciles à semer, et que des mélanges de graines comprenant diverses espèces résistantes et complémentaires pour restaurer des sites dégradés sont parfois disponibles sur le marché, leur implantation peut être économique et facile (*Giasson & Jaouich, 1998*).

Enfin, on peut aussi s'intéresser à la valeur esthétique ou commerciale de certaines plantes à fleurs ayant un potentiel de phytoremédiation. Par exemple, le pétunia (*Petunia grandiflora*) seul ou en combinaison avec une autre plante à fleurs (*Gaillardia grandiflora*) (*Watharkar & Jadhav, 2014*), peut décoloriser et détoxifier des effluents contaminés avec des teintures pour les textiles. L'usage des combinaisons (aussi appelés consortiums) synergise les réactions enzymatiques entre les plantes et les bactéries au sein des bioréacteurs, mais permet aussi de diversifier l'activité commerciale associée à la vente des fleurs coupées par des fleuristes (*Ibid.*).

Phytoremédiation des contaminants en profondeur


La profondeur typique des racines des plantes herbacées est d'au plus 50 cm et celles des arbres d'environ 3 m, même si les racines de certaines plantes phréatophytes (allant puiser de l'eau dans la nappe phréatique) peuvent atteindre 15 m ou plus (*Pilon-Smits, 2005*). Ainsi donc, les contaminants en profondeur peuvent être hors de portée des racines. On peut alors intervenir lors de la plantation pour favoriser l'élongation des racines vers les zones contaminées. Ceci peut prendre la forme de tubes de plantation forçant l'élongation des racines vers la nappe phréatique contaminée (*Guidi et al., 2012*) et réduisant la tendance des plantes à développer des racines en surface pour y intercepter l'eau de pluie (*Pilon-Smits, 2005*).

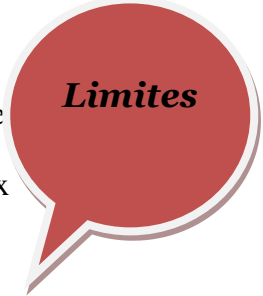
Figure 19. Quelques plantes utilisées dans la dépollution des métaux lourds.

			
<p><i>Alyssum bertolonii</i></p>	<p>Peupliers</p>	<p>le tabouret bleuâtre (<i>Thlaspi caerulescens</i>)</p>	<p>Colza (<i>Brassica napus var. napus</i>)</p>
			
<p><i>Astragalus bisulcatus</i></p>	<p>La moutarde brune (<i>Brassica juncea</i>)</p>	<p>la pensée calaminaire (<i>Viola calaminaria</i>)</p>	<p>tournesol (<i>Helianthus annuus</i>)</p>

6 Avantages et limites de la phytoremédiation

Plusieurs avantages et inconvénients attribuables à la phytoremédiation sont détaillés dans la section suivante :

- 
- ✍ Économique
 - ✍ In situ
 - ✍ Versatile
 - ✍ Socialement acceptable
 - ✍ Durable
 - ✍ Services écosystémiques
 - ✍ Enrichissement de la biodiversité
 - ✍ Conservation de la structure et des propriétés des sols
 - ✍ Meilleure esthétique visuelle des sites

- 
- ✍ Travaux à long terme
 - ✍ Inapproprié aux contaminations
 - ✍ Contact nécessaire avec les racines
 - ✍ Nécessité de biodisponibilité des contaminants
 - ✍ Besoin d'espace
 - ✍ Risque de contamination de la chaîne alimentaire
 - ✍ Efficacité variable
 - ✍ Défis réglementaires

6.1 Avantages de la phytoremédiation

La phytoremédiation bénéficie de sa générale innocuité, de son faible coût estimé à 10 à 100 fois moindres que celui d'un traitement physico-chimique et de la possibilité de valoriser la matière végétale ou les éléments fixés ou du moins, de leur réserver un traitement spécifique. La phytoremédiation est également adaptée à des traitements de grandes surfaces, allant jusqu'à des dizaines d'hectares (*Hénault-Ethier, 2016*)

La phytoremédiation est de plus en plus utilisée de nos jours puisqu'elle contribue au maintien de la structure de l'écosystème (*EPA, 2012*). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux techniques de décontamination conventionnelles, la phytoremédiation est largement acceptée par le grand public puisque peu d'impacts y sont associés. Plusieurs autres avantages sont attribués à cette technique de décontamination, dont la quantité de résidus générés par la phytoremédiation. Cela dit, lorsque l'on a recours à des technologies classiques, le volume de matière à enfouir ou à incinérer est plus élevé que si l'on utilise la phytoremédiation (réduction de plus de 95 %) (*Forget, 2004 ; Ghosh & Singh, 2005*). De plus, l'utilisation de ces phytotechnologies est applicable à une grande variété de sites contaminés. Que ce soit pour une contamination organique ou inorganique, une contamination au niveau des sols ou encore dans les eaux souterraines, la phytoremédiation est maintenant une option à considérer. Sans oublier que la présence de végétation sur un site contribue à réduire ou prévenir l'érosion et procure un avantage visuel au paysage (*Vishnoi & Srivastava, 2008*). L'énergie utilisée pour décontaminer les sites où des techniques de phytoremédiation ont lieu est le soleil, ce qui est avantageux pour l'environnement puisque les techniques traditionnelles vont plutôt opter pour une énergie sale (*Hénault-Ethier, 2016*).

6.2 Limites de la phytoremédiation

En revanche, le processus est lent. Le temps de traitement oscille autour des 3 ans, en fonction des temps de croissance des plantes. Il ne convient pas à un traitement trop en profondeur, la limite étant liée à la taille des racines (de 50 centimètres à 3 mètres tout de même). La technique laisse aussi s'échapper une part des polluants. Elle est en outre inadaptée à certaines pollutions et impossible en cas de toxicité trop élevée pour les plantes.

La phytoremédiation reste une solution à long terme, limitée par la croissance ou l'efficacité des végétaux utilisés, comparativement aux techniques de décontamination traditionnelles (*Labrecque & Pitre, 2014*). Pour des projets de phytoextraction de métaux, un horizon de 18 à 60 mois est à prévoir, comparativement à seulement 6 à 9 mois pour l'excavation et l'enfouissement (*Schnoor, 1997*).

La survie et la croissance des plantes sont difficiles dans les sols très contaminés (même si les amendements peuvent aider) alors il existe une certaine limite à la concentration des polluants pouvant être traités par phytoremédiation (*Pilon-Smits, 2005*). Le climat peut donc être un défi pour la phytoremédiation, mais pas nécessairement un obstacle insurmontable : même lorsque les hivers sont froids, l'activité des végétaux est ralentie, mais dans le sol, à l'abri des plantes, un certain niveau de décontamination microbienne peut persister.

7 Synthèse

Les plantes ont grandement été étudiées, et ce, dans le but de comprendre les mécanismes qui régissent leur capacité à décontaminer les milieux pollués et le rôle qu'elles y jouent (*Émilie, 2013*). Pour conclure on constate que les plantes hyperaccumulatrices sont celles que l'on privilégie lorsqu'il est question de décontaminer un milieu selon les techniques de phytoextraction. Ces plantes sont préférées aux autres puisqu'elles ont la capacité d'accumuler de grandes quantités de contaminants sans effet notable sur leur morphologie. La moutarde indienne (*Brassica juncea*) en est un exemple puisqu'elle est souvent utilisée pour la phytoextraction du plomb et du cuivre (*Labrecque & Lefebvre, 2006*). On s'intéresse aussi de plus en plus aux plantes à croissance rapide comme le saule et le peuplier de par leur grande capacité de croissance aérienne et racinaire, ce qui leur permet d'accumuler de grandes quantités de contaminants dans leur biomasse

Pour que les végétaux puissent croître convenablement et décontaminer efficacement un terrain, ils doivent avoir un espace suffisant. Cependant, même sur des superficies restreintes, il peut être possible de recourir à la phytoremédiation, en employant par exemple de plus petits végétaux. Si l'efficacité de la phytoremédiation pour certains sites particuliers doit être démontrée dans les conditions spécifiques à chaque projet (études en serre ou projets pilotes), afin de choisir l'assemblage végétal et la méthode de traitement la plus appropriée pour un site, il

existe quand même une abondance d'études techniques et scientifiques appuyant les méthodes les plus communes et généralisables (*Glass, 1999*). Plusieurs exemples témoignent d'un grand succès de la phytoremédiation : en rhizofiltration, *Helianthus annuus* peut réduire les concentrations de ¹³⁷CS et ⁹⁰Sr de 90 % en 2 semaines, ou les concentrations en Uranium de 95 % en 24 h (de 350 ppb à <5 ppb) (*Schnoor, 1997*). . En phytotransformation, des taux d'enlèvement de plus de 90 % ont été atteints pour des explosifs (TNT et RDX) avec des élodées (*Elodea* sp.), des joncs (*Scirpus* sp.), et de l'alpiste (*Phalaris* sp.) ou pour des produits agrochimiques (atrazine, nitrates) avec du peuplier hybride (*Ibid.*).

Comme *Forget (2004)* l'a si bien dit dans un de ses articles : « Comme toute technique de décontamination des sols, la phytoremédiation comporte certaines limites avec lesquelles il faut composer ». Une des premières limitations est le contact entre la rhizosphère et les contaminants présents dans le milieu à décontaminer (*EPA, 2000*). La capacité des plantes à atteindre une certaine profondeur de par leurs racines dépend de l'espèce végétale et des conditions géomorphologiques et climatiques (*Ibid.*). Par exemple, certaines espèces d'arbres comme le peuplier ont des racines qui potentiellement peuvent atteindre une profondeur de 15 pieds (pi) dans les sols tandis que celles des arbustes vont être plus superficielles (*Ibid.*). Enfin, la phytoremédiation doit se restreindre aux sites présentant une contamination peu profonde et dont les concentrations sont relativement faibles pour que les plantes soient en mesure de croître de façon convenable afin de capter tous les contaminants (*Ghosh & Singh, 2005*). Le taux de croissance des végétaux va aussi influencer la phytoremédiation puisque plusieurs années peuvent être nécessaires afin d'atteindre un niveau de décontamination acceptable.

Finalement, bien que certaines plantes soient reconnues pour accumuler des quantités élevées de contaminants, le choix des plantes en phytoremédiation doit être réfléchi. Cela dit, il est préférable de ne pas opter pour des plantes qui ne sont pas natives au site où la décontamination *in situ* a lieu et d'éviter celles qui sont envahissantes. Ces précautions vont contribuer au maintien de la biodiversité déjà en place (*Ibid.*).

[Chapitre III]

***Lits filtrants plantés de macrophytes ou
écofiltres : État de l'Art***

1 Généralités sur Lits filtrants plantés de macrophytes

Les systèmes de phytoépuration, rassemblés dans ce travail sous le thème générique de « marais artificiels ou bien filtres plantés ou lits filtrants de macrophytes », sont conçus dans une approche de bio-mimétisme, de façon à reproduire et optimiser les processus auto-épuration naturels, dans un environnement majoritairement contrôlé (*Brix, 1993*).

Notre étude a nécessité un travail à l'interface entre plusieurs disciplines, notamment la botanique, la physiologie, la microbiologie, la pédologie, l'hydrologie, l'hydraulique, la chimie, l'écotoxicologie, et l'écologie. Il est donc nécessaire de créer des ponts entre la recherche et l'ingénierie afin de concevoir des systèmes qui puissent tirer profit de l'ensemble de ces connaissances ; d'une part, en ce qui concerne la sélection des espèces épuratrices et d'autre part dans le domaine de la phytoépuration de multi-pollutions organiques et métalliques, qui demeure peu étudié (*Lin et al., 2008 ; Zhang et al., 2011*). Enfin, il est plus que jamais nécessaire d'ouvrir davantage le champ de la recherche en phytoépuration afin d'inscrire les systèmes dans une approche véritablement durable, ce qui nécessite d'interfacer avec des disciplines encore plus larges comme l'écologie globale, la sociologie, ou encore l'économie.

Les systèmes de phytoépuration peuvent être classés en fonction de leurs affluents : EU, EP, effluent unitaire, plus ou moins prétraités. Ces systèmes peuvent être artificiels ou naturels, voire naturels modifiés par l'homme. Ils sont aussi souvent classés en fonction de leur forme (*Salto, 2014*).

Point clé : les macrophytes

Les macrophytes sont représentées par des végétaux amphibies appartenant à diverses familles situées en bordure du biotope aquatique. Près de la rive existe une ceinture de végétation constituée par des joncs, des roseaux et autres plantes amphibies dénommées hélophytes. Quand on s'éloigne un peu plus des rives croissent aussi des hydrophytes, plantes entièrement aquatiques constituant la végétation flottante et (ou) fixée. La plupart sont des rhizophytes, enracinés dans les vases benthiques (Potamogéton, Myriophyllum, renoncules aquatiques, nénuphars, etc.). Certaines d'entre elles, que l'on dénomme pleustophytes, flottent librement à la surface de l'eau cas des Lemnacées (lentilles d'eau). Beaucoup de ces dernières correspondent à des espèces tropicales telles les jacinthes d'eau par exemple (*Ramade, 2003*).

1.1 Les marais naturel

En géographie, un marais est un type de formation paysagère, au relief peu accidenté, où le sol est recouvert, en permanence ou par intermittence, d'une couche d'eau stagnante, en général peu profonde, et couvert de végétations. On parle de zone humide. La végétation des marais est constituée d'espèces adaptées au milieu humide. Sa composition varie selon la hauteur de l'eau, l'importance des périodes d'assèchement, et selon le taux de salinité. Les espèces dominantes sont les poacées (roseaux), typhacées (massettes), les joncacées (joncs), cypéracées (carex), et autres plantes herbacées et aquatiques, et des plantes ligneuses basses. Dans les marais d'eau saumâtre, on rencontre des espèces halophiles (*Abibsi, 2011*).

1.2 Les marais artificiels

Les marais artificiels sont généralement appelés « constructed wetland » car ils sont conçus comme des écosystèmes artificiels qui reproduisent de manière optimisée les processus d'autoépuration des milieux humides naturels (*Knight et al., 2001 ; Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001 ; Vymazal, 2010 ; Seidel, 1976 ; Kadlec & Wallace, 2008*). Ces systèmes sont également appelés le phytofiltre, la technique des zones humides, les lits filtrants, lits à macrophytes, filtres plantés de macrophytes ou encore filtres plantés de roseaux. Le procédé d'épuration des eaux usées par marais artificiel est basé sur les connaissances scientifiques et techniques des marais naturels.

En 1971, lors de la convention internationale sur les milieux humides tenue à Ramsar en Iran par l'Union Internationale de Conservation de la Nature et des Ressources naturelles (IUCN), une définition internationale sur ces milieux a été élaborée: « ... areas of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish or salt, including areas of marine water the depth of which at low tide does not exceed six meters » (*Gagnon, 2012*). Ces milieux sont retrouvés dans une variété de climats allant des tropiques, avec les mangroves, aux tourbières des régions polaires.

1.2.1 Terminologie et perception dans la littérature scientifique

La technologie et les méthodes de conception ont connu un essor important durant les dernières années et les travaux en cours, un peu partout dans le monde, devraient permettre d'établir des principes de conception et des bases théoriques fondamentales reconnues durant les prochaines années.

Un état des connaissances récent de *Carvalho et al., (2017)* a recensé sur le « Web of science » plus de 8000 articles parus entre 1900 et 2016, ayant comme mots clés les termes les plus communément utilisés pour désigner les filtres plantés de roseaux, c'est-à-dire « constructed wetland », « treatment wetland », « artificial wetland », « Reed bed » ou « macrophyte bed ». Une autre étude de *Masi et al., (2017)* a recensé sur aussi le « Web of science » plus de 6000 articles parus entre 1985 et 2016 avec les termes « constructed wetland ou « treatment wetland » dans leur titre. L'intérêt pour les FPR a pris de l'ampleur au début des années 1980, avec une croissance exponentielle vers le début des années 2000, et actuellement, l'intérêt pour les CW est assez stable. De plus, ces deux études ont mis en avant que le terme « constructed wetland » est le plus communément utilisé (*Manon, 2018*).

1.2.2 Les composantes d'un marais artificiel

Un marais construit est constitué par un bassin désigné proprement pour contenir de l'eau, un substrat, et souvent, des plantes vasculaires. Ces constituants peuvent être manipulés dans la construction d'un marais. D'autres composantes importantes des marais, tels que les communautés microbiennes et les invertébrés se développeront naturellement (*Ramade, 2003*) :

L'eau

Les marais se forment quand l'eau est dirigée vers une dépression profonde et où une couche superficielle imperméable empêchant l'eau de s'infiltrer dans le sol. Ces conditions peuvent être créées pour construire un marais. Un marais peut être construit presque n'importe où dans le paysage en formant la surface du sol afin de collecter l'eau en scellant le bassin pour retenir l'eau. L'hydrologie est le facteur le plus important dans la conception d'un marais

construit car il lie tous les fonctions dans le marais et il est souvent le facteur primaire du succès ou l'échec d'un marais construit (*Dupoldt et al., 1995*).

Le substrat, sédiment et détrit

Les substrats utilisés pour construire un marais comprennent le sol, le sable, le gravier, les roches et des matériaux organiques comme le composte. Les sédiments, et les détrit s'accumulent dans le filtre à cause des vitesses basses d'eau et la haute productivité typique des marais (*Dupoldt et al., 1995*).

La végétation

Tous deux, les plantes vasculaires (les hautes plantes) et les plantes non vasculaires (algues) sont importants dans les marais construits. La photosynthèse par les algues augmente le contenu d'oxygène dissous dans l'eau qui à son tour affecte les réactions des nutriments et des métaux. Les plantes vasculaires contribuent au traitement des eaux résiduaires et des eaux de ruissellement en différentes manières (*voir sect. 2.1*)

Les marais construits sont souvent plantés par une végétation immergée, qui se développent avec leurs racines dans le substrat et leurs tiges et feuilles apparaissent sur la surface d'eau. Les plantes émergentes communes utilisées dans les lits filtrants comprennent : les joncs, les massettes, les roseaux et un nombre d'espèces de feuilles larges (*Dupoldt et al., 1995*).

Les micro-organismes

Les micro-organismes comprennent les bactéries, les levures, les champignons, les protozoaires, les algues. La biomasse microbienne est un évier majeur du carbone organique et plusieurs nutriments.

La communauté microbienne d'un marais construit peut être influencée par les substances toxiques, tels que les pesticides et les métaux lourds, et des soins doivent être prises pour éviter de telles substances chimiques d'être introduites à des concentrations préjudiciables (*Dupoldt et al., 1995*).

✻ **Les animaux**

Les marais construits offrent un habitat pour une diversité riche d'invertébrés et de vertébrés. Les animaux invertébrés, tel que les insectes, et les vers ; contribuent au processus de traitement en fragmentant le détritus et consommant la matière organique ; les larves de plusieurs insectes sont aquatiques et consomment des quantités significatives des matériaux durant leurs stades larvaires, qui peut durer pour plusieurs années. Les invertébrés accomplissent aussi un nombre de rôles écologiques ; par exemple, les nymphes des libellules sont des prédateurs importants des larves des moustiques (*Ramade, 2003*).

Bien que les invertébrés soient les animaux les plus importants en matière de l'amélioration de la qualité d'eau, les marais construits attirent aussi une variété d'amphibiens, tortues, oiseaux et mammifères (*Dupoldt et al., 1995*).

1.3 Les types de marais construits (Constructed Wetlands)

Il y a différents types de marais construits : bassin à écoulement en surface, bassin à écoulement sous surface et des systèmes hybrides ; qui incorporent les deux systèmes précédents.
Ibid.

1.3.1 Bassin à écoulement en surface

Dans le marais à écoulement en surface, les couches superficielles sont souvent anaérobiques (conditions de saturation en permanence et un flux en direction horizontale) et sont quelque fois appelés des marais à surface d'eau libre (SF surface flow), avec un type de végétation prédominante de macrophytes flottantes qui peuvent être enracinées au fond du bassin (*Fonder & Headley, 2013*). Des marais à écoulement en surface (*Fig.20*) ressemblent aux marais naturels et peuvent offrir un habitat naturel et des bénéfices esthétiques en plus du traitement d'eau. Les avantages des marais à écoulement en surface sont que leur coût capital et de fonctionnement sont bas, et que leur construction, fonctionnement et maintenance sont simples. L'inconvénient principal des systèmes à écoulement en surface est qu'ils nécessitent une plus grande surface que les autres systèmes (*Dupoldt et al., 1995*).

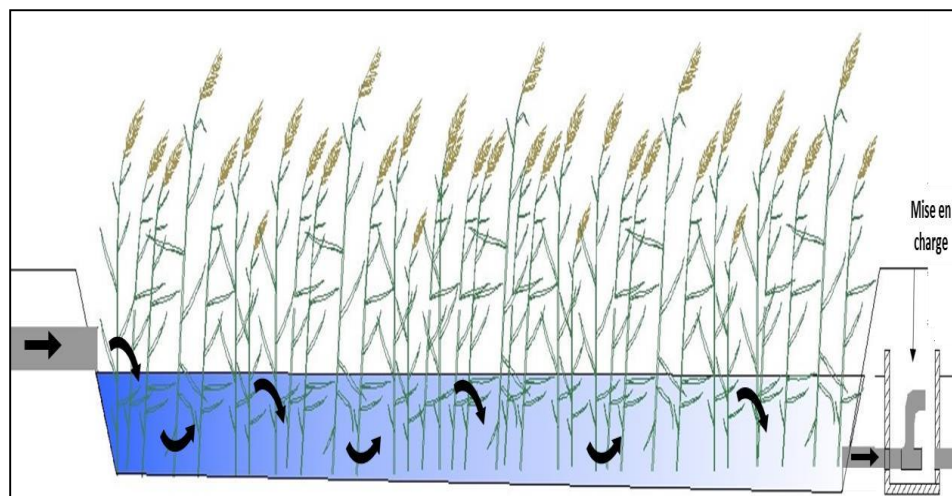


Figure 20. Filtre à flux horizontal surfacique (Hernan, 2017)

1.3.2 Bassin à écoulement sous-surface

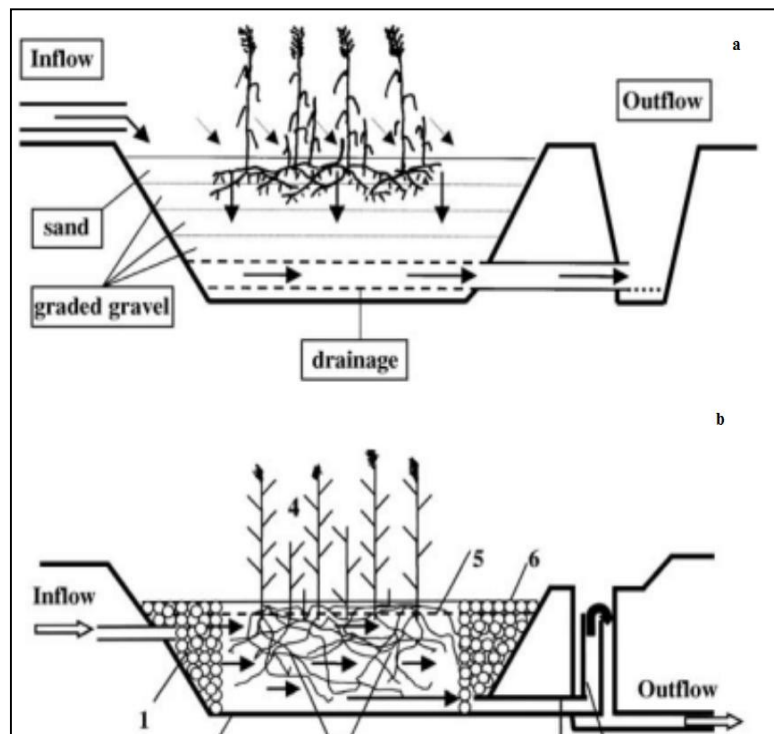
Dans les filtres à flux horizontal sous-surfacique (SSF Sub-Surface Flow), l'eau arrive dans la matrice filtrante par un écoulement horizontal dans la longueur du filtre jusqu'à la sortie. Ces systèmes ont historiquement été utilisés pour le traitement des eaux usées des petites communes, cependant ils sont de plus en plus appliqués à une grande variété de traitements comme les eaux usées agricoles et industrielles (Vymazal, 2009).

Les systèmes à écoulement sous surface sont appelés par plusieurs noms : les lits immergés végétés (vegetated submerged bed), la méthode de zone de racine (root-zone method), le filtre microbien de roche – phragmite (microbial rock reed filter), et les systèmes filtrants plante – roche (plant – rock filter systems).

Les filtres à écoulement sous surface (Fig.21) ont été souvent utilisés pour réduire la demande biochimique en oxygène (DBO₅) des eaux usées domestiques (Dupoldt et al., 1995). On distingue deux types de filtres plantés suivant le sens d'écoulement, ces deux systèmes reposent sur des principes similaires mais fonctionnent dans des conditions très différentes (Tab.5).

Figure 21. Filtre horizontal sous-surfacique : (a) vertical subsurface flow (VSSF)

(b) Horizontal subsurface flow (HSSF) (Vymazal, 2006)

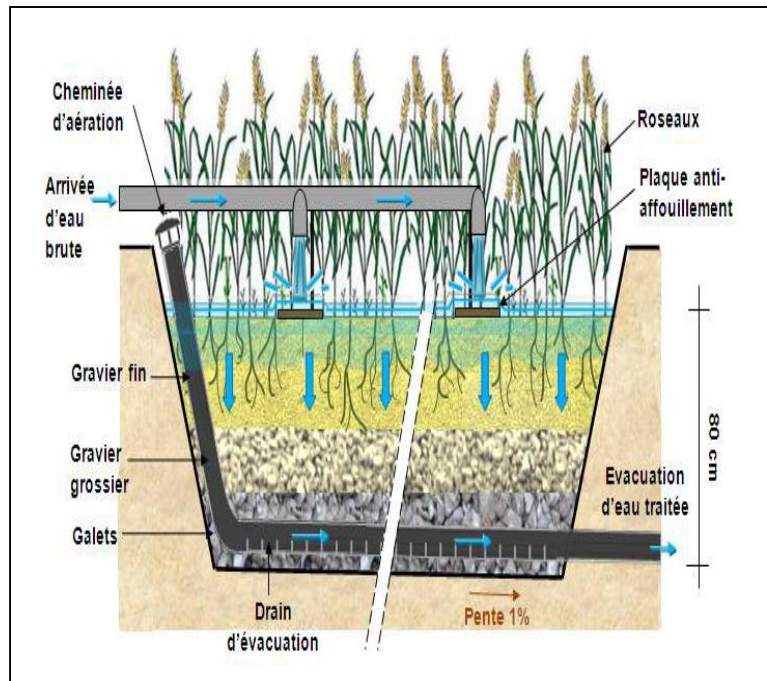


Les filtres plantés à écoulement vertical

Dans les filtres à écoulement vertical, ou « filtres verticaux », les eaux usées percolent gravitairement dans le milieu poreux composé de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter. Ces systèmes sont souvent constitués au minimum de deux étages en série, constitués eux-mêmes de deux ou trois cellules en parallèle fonctionnant en alternance (Fig.22). Au contraire des filtres horizontaux, les filtres verticaux peuvent traiter des eaux brutes non décantées (Manon, 2018) car les matières en suspension des eaux usées sont retenues à la surface du filtre et ainsi ne colmatent pas l'intérieur du milieu filtrant. Ce type de filtres est le plus utilisé en France (Molle et al., 2005).

Cette technologie a été employée car les performances épuratoires sur la nitrification dans les filtres à flux horizontal sont faibles, généralement comprises entre 30 et 50 % (Kadlec & Wallace, 2008). Pour remédier à cette limite de traitement, les premiers FFV non saturés ont été mis en œuvre en Europe, tout d'abord par des systèmes hybrides (Seidel, 1976), puis de façon singulière (Liénard et al., 1987).

Figure 22. Filtre à flux vertical
(Benyagoub, 2013)



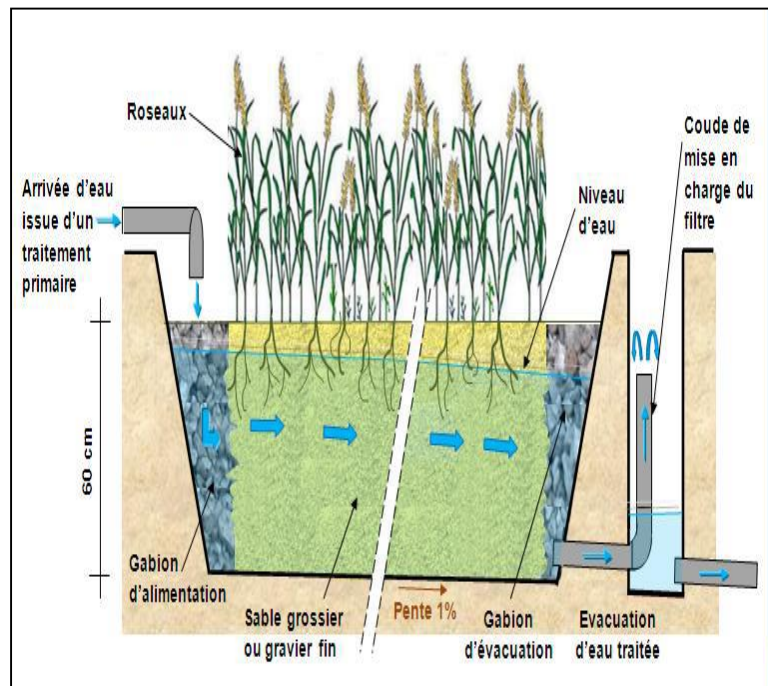
Les filtres plantés à écoulement horizontal

Le filtre à flux horizontal est le plus étudié et employé dans le monde. Ce type de traitement permet de répondre à de nombreuses problématiques : le traitement des eaux usées domestiques, le traitement des eaux industrielles dont la rétention des métaux lourds (*Kadlec & Wallace, 2008*), la dégradation des produits xénobiotiques (*Song et al., 2009*), le traitement des eaux usées issues de l'agriculture et de l'industrie agroalimentaire ou encore le traitement des sources non ponctuelles de pollution tels que les bassins d'orage (*Bavor et al., 2001*) ou le traitement du ruissellement des eaux de routes (*Shutes et al., 2001 ; Ladislav et al., 2010*).

Les filtres à écoulement horizontal, sont constitués d'un ou plusieurs lits en série, dont le massif filtrant est quasiment saturé en eau par un système de siphon en sortie (*Fig.23*). Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface du milieu filtrant pour permettre un transfert d'oxygène avec l'air (*Manon, 2018*).

Ces filtres sont rarement utilisés directement pour le traitement des eaux usées brutes, sauf dans le cas des eaux pluviales. Ils sont plutôt employés en traitement secondaire pour des eaux usées peu concentrées et ayant obligatoirement subi au préalable une décantation, ou encore en traitement tertiaire après un traitement biologique classique ou après des filtres plantés à écoulement vertical (Vymazal, 2005).

Figure 23. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal (Benyagoub, 2013)



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 voie de conséquence limite la croissance bactérienne hétérotrophe et autotrophe (Poulet et al., 2004).

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

Tableau 5. Comparaison des paramètres de fonctionnement des filtres horizontaux et verticaux FPR et avec traitements additionnels) (adapté de Boutin et al. 2007 ; Kim, 2014 in Manon, 2018)

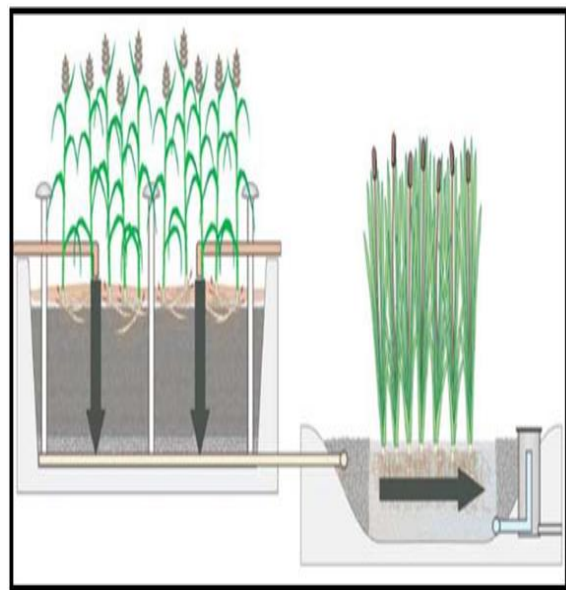
	Filtres horizontaux	Filtres verticaux	
		classique	Avec traitements additionnels
Nature des eaux usées alimentant les filtres	Prétraitées (ex : FPR vertical/décanteur-digesteur/fosse septique)	Brutes (seulement dégrillage et/ou dessablage)	Prétraitées (exemple : par lit bactérien)
Mode d'alimentation	En continu, sans alternance alimentation/repos indispensable	Par bâchée avec alternance alimentation / repos impérative sur 2 à 3 cellules par étage	
Sensibilité au Colmatage	Faible si prétraitements	Faible si bon dimensionnement et alternance d'alimentation	
Aération	Faible car milieu noyé. Aération en surface par transfert d'oxygène facilité par racines des plantes	Bonne grâce à la percolation des eaux et les cheminées d'aération favorisant la pénétration de l'oxygène	
Conditions de redox dans les filtres	Anoxie à anaérobiose	Aérobiose si filtre non saturé	Aérobiose à anoxique si immersion partielle du filtre)
Surface des filtres	1 ^{er} étage FPR vertical 2 ^{Eme} étage horizontal → 2,0 m ² .EH ⁻¹	1 ^{er} étage → 1,2 à 1,5 m ² .EH ⁻¹ 2 ^{Eme} étage → 0,8 à 1,0 m ² .EH ⁻¹	
Profondeur	0,6 m	0,6 à 1 m	

1.3.3 Les systèmes hybrides

Les systèmes hybrides nécessitent que tous les processus de prélèvement aient lieu dans le même espace. Dans les systèmes hybrides il y a plusieurs cellules désignées pour différents types de réactions.

Un traitement effectif des drainages de mines peut nécessiter une séquence de différentes cellules de marais pour promouvoir les réactions aérobiques – anaérobiques. Comme pour le prélèvement de l'ammoniac des eaux usées d'agriculture.

Figure 24. Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais SSFV suivi d'un marais SSFH (Gagnon, 2012).



1.3.4 La filière française des filtres plantés de roseaux

En France, l'utilisation de filtres plantés de roseaux a suivi une augmentation exponentielle au cours des dernières années pour traiter les effluents domestiques issus de petites communautés de moins de 2 000 EH. En 2015 plus de 3500 STEP par FPR ont été construites sur le territoire français (Morvannou et al., 2015).

Selon Hernan (2017) la singularité des FPR français réside dans l'alimentation avec des eaux brutes qui permet la gestion de boues par accumulation en surface en conditions favorables (10-15 ans) et une rotation de bassins pour favoriser les conditions aérobies. Ainsi, la filière est constituée de 2 étages en série de filtres verticaux plantés de roseaux (FV) dont le premier étage est généralement constitué de 3 bassins en parallèle pour une surface totale de 1,2 m²/EH et le deuxième étage planté ou non planté de 2 bassins en parallèle avec une surface total de 0,8 m²/EH (Fig.25).

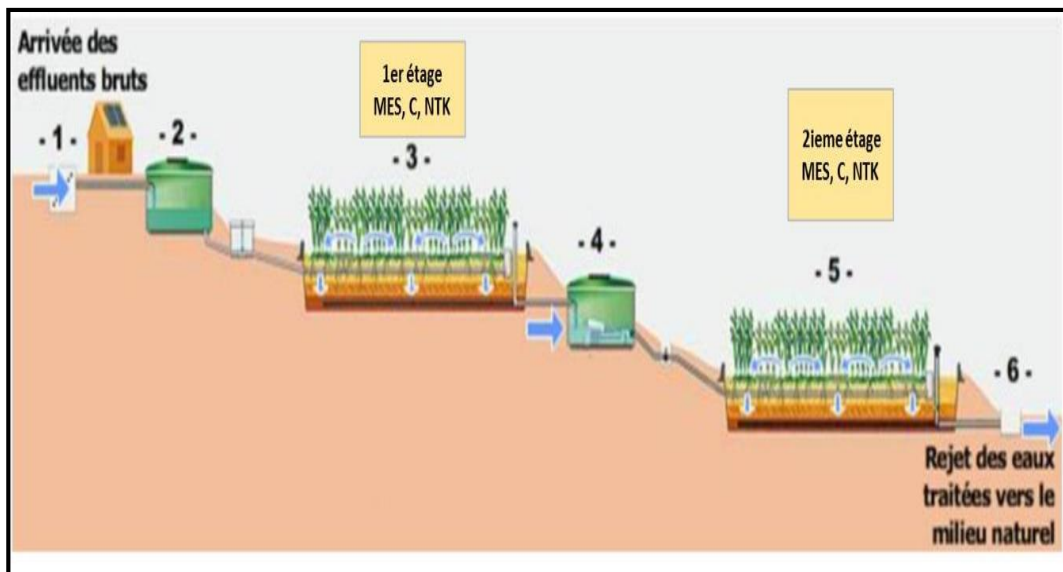


Figure 25. Filière française par Filtres Plantés de Roseaux (Hernan, 2017)

L'utilisation d'eau brute favorise la formation d'une couche de dépôt qui s'accumule sur toute la surface du 1er étage. L'espèce de macrophyte utilisée dans cette filière est le *Phragmites australis*. Lors de leur croissance, les tiges du *Phragmites* percent la couche de dépôt qui s'accumule à la surface des filtres, ce qui permet d'améliorer l'écoulement et le transfert d'oxygène vers le média de filtration par convection et diffusion moléculaire.

Les phases d'alimentation et de repos permettent de contrôler la croissance de la biomasse sur le média, de maintenir la teneur en oxygène et les conditions aérobies dans le massif filtrant favorables à la nitrification et à la minéralisation de la matière organique déposée en surface de chaque bassin du 1er étage (Liénard *et al.*, 1990).

2 Principaux mécanismes d'épuration dans les filtres plantés de roseaux (FPR)

D'apparence simple, le fonctionnement des lits filtrants plantés de macrophytes fait intervenir des réactions épuratoires pouvant être complexes. Mais le principe de base reste l'épuration biologique majoritairement aérobie dans les milieux granulaires fins à grossier (Poulet *et al.*, 2004).

Lorsqu'il s'agit d'eaux usées, l'action des microorganismes et de la végétation provoquent la dégradation des matières organiques et la dénitrification des eaux. En aval, on obtient ainsi une eau de qualité acceptable qui peut être envoyée telle qu'elle dans le réseau hydrologique, sans risquer d'empoisonner le milieu naturel (Lecomte, 1998).

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

La section suivante évoque les détails sur le rôle de chaque composante de FPR dans l'épuration.

L'étude des mécanismes d'épuration du carbone, azote et phosphore dans les eaux usées ont fait l'objet de plusieurs études (Kim et al., 2014 ; Meyer et al., 2015 ; Morvannou et al., 2014 ; Morvannou et al., 2011) dont les résultats sont résumés dans le Tab.6.

Tableau 6. Principaux processus susceptibles de s'opérer dans les filtres plantés à écoulement vertical (Kim, 2014 in Manon, 2018).

Nutriments	Formes principales entrantes		PROCESSUS BIOTIQUES		PROCESSUS ABIOTIQUES
			MICROBIENS	VEGETAUX	
Carbone	Particulaire		Hydrolyses		Rétention physique
	Dissous		Minéralisation	<i>Absorption</i>	
Azote	Particulaire				Rétention physique
	Dissous	Organique	Ammonification ⁽¹⁷⁾		Adsorption
		Inorganique (ammonium, nitrite, nitrate)	Nitrification ⁽²⁾ Dénitrification ⁽³⁾ Nitrate-ammonification ⁽⁴⁾ ANAMMOX ⁽⁵⁾	<i>Absorption</i>	Adsorption ⁽⁶⁾
Phosphore	Particulaire				Rétention physique ⁽⁷⁾
	Dissous			<i>Absorption</i>	Précipitation ⁽⁸⁾

¹⁷ (ou minéralisation) $\text{Norge} \rightarrow \text{NH}_4^+ \text{ (2) } \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^- \text{ (3) } \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2(\text{g}) \text{ (4) } \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+ \text{ (5) } \text{NH}_4^+, \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2(\text{g})$

⁽⁶⁾ NH_4^+ est généralement adsorbé en tant que ion échangeable sur la matière organique ou les argiles, etc. ⁽⁷⁾ Adsorption sur matériaux filtrants (par exemple l'apatite qui présente la plus grande capacité de rétention) (Molle et al., 2011) ou ⁽⁸⁾ précipitation (par exemple le chlorure ferrique) (Kim et al., 2014).

2.1 Rôle des macrophytes

Au delà de l'aspect esthétique, les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières en suspension (MES) de l'effluent brut ;

Ces processus s'opèrent sur les composés organiques dont la structure biochimique est constituée d'agencements organiques facilement dégradables sous l'action des organismes décomposeurs. Les espèces produites peuvent être assimilées par les plantes, adsorbées, notamment sur les complexes argilo-humiques, ou entraînées en solution par l'eau mobile (lixiviation) (*Albrecht, 2007*).

La couverture foliaire est un régulateur thermique ayant un impact sur les rendements épuratoires sous des climats froids.

De petites quantités d'oxygène provenant des parties aériennes sont rejetées à l'apex des racines des plantes, mais elles sont insuffisantes pour contribuer seules à la satisfaction des besoins d'oxygène de la biomasse bactérienne, responsable de la dégradation (*Poulet et al., 2004*).

La croissance des racines et des rhizomes : permet une régulation de la conductivité hydraulique initiale. La faible granulométrie du substrat ainsi que l'apport important de matière organique sont propices au colmatage du filtre. La croissance des parties racinaires limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines qui se développent *Ibid.*

Accroît la surface de fixation pour le développement des microorganismes et pour des réactions de précipitation. A cet accroissement de surface active, s'ajoute très certainement aussi un facteur encore très mal documenté de stimulation de l'activité, voire de la diversité et de la densité des microorganismes, impliqués à divers titres dans les processus épuratoires. Il s'agit d'un concept bien connu en agronomie et qui peut se résumer sous la forme triviale suivante « un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu ». Les tissus racinaires et leurs exsudats constituent vraisemblablement des niches plus accueillantes pour les microorganismes que des substrats minéraux inertes (*Bétencourt, 2012*).

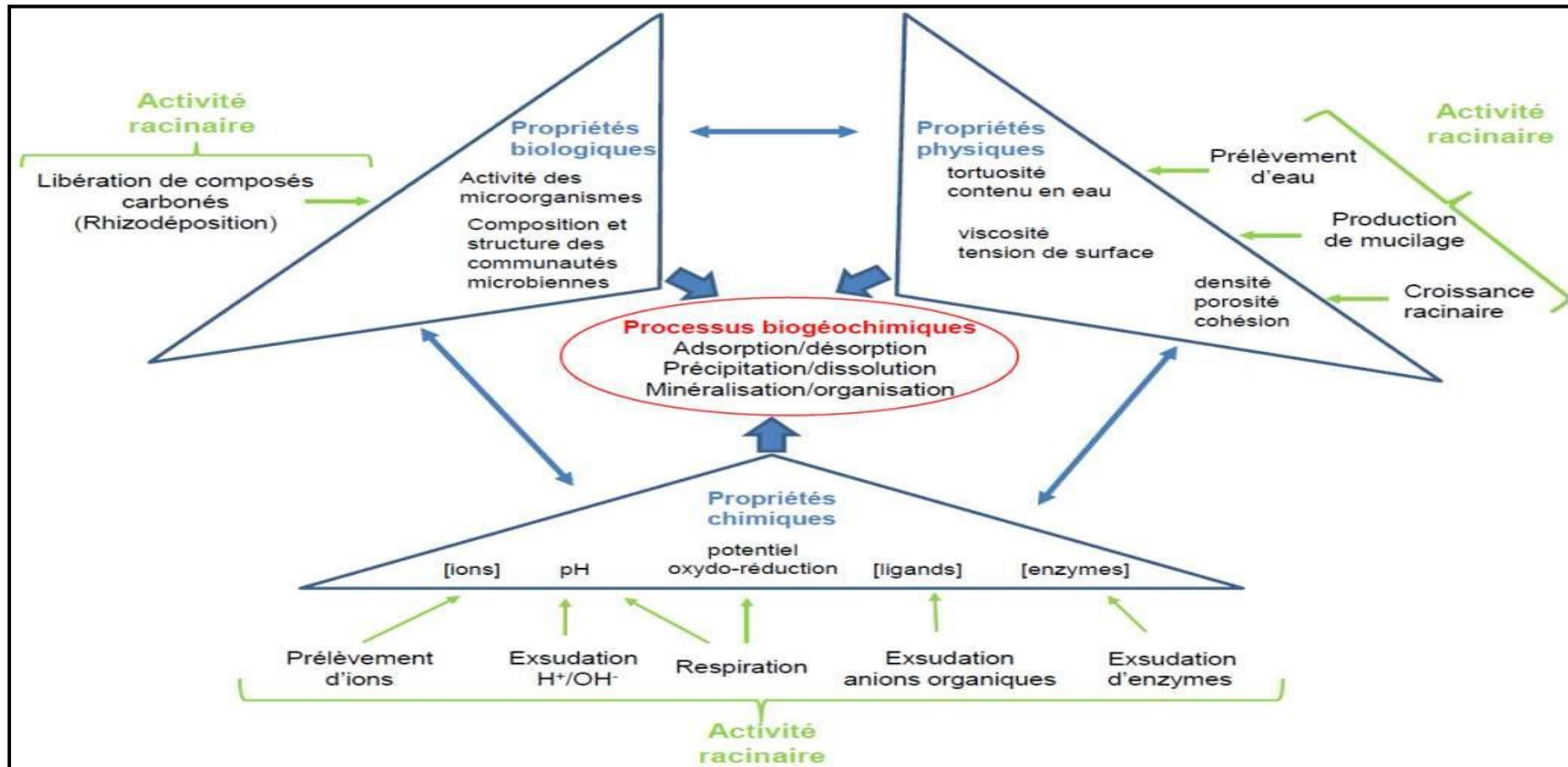


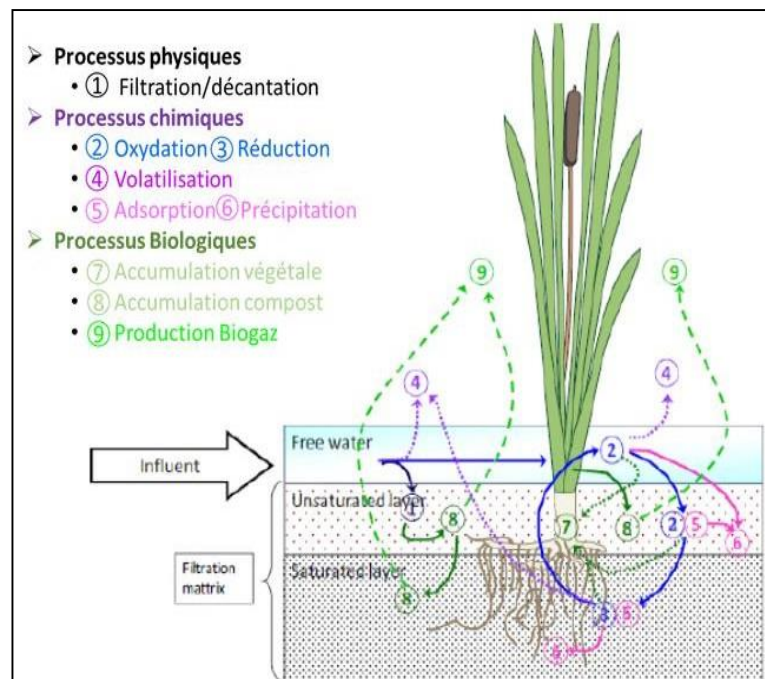
Figure 26. Influence de l'activité des racines sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques de la rhizosphère et sur les processus biogéochimiques (d'après Bétencourt, 2012 in Manon, 2018).

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

Le rôle du métabolisme des plantes (assimilation des nutriments) affecte plus ou moins le traitement en fonction des surfaces mise en jeu. Si pour les filtres plantés verticaux l'assimilation est négligeable, les surfaces plus importantes mises en jeu dans les filtres horizontaux peuvent conduire à de prélèvement pouvant être raisonnablement prises en compte dans les bilans (Poulet *et al*, 2004).

En plus de leur intervention directe dans la rétention des contaminants, les plantes ont d'autres fonctions qui contribuent aux processus de phytoépuration. A travers la constitution d'une litière, les plantes permettent un enrichissement du substrat en matière organique. Les plantes permettent aussi l'isolation thermique du sol, la protection contre l'érosion éolienne du substrat et la dispersion des particules par le vent. Enfin, elles améliorent les caractéristiques paysagères de ces systèmes et leur permettent de jouer le rôle d'habitat pour d'autres compartiments de la biodiversité, notamment les insectes et les oiseaux (Vymazal, 2013c)

Figure 27. Procès dans le FPR :
(Chazarenc, 2013)



Le tableau suivant, extrait des études de *Hans Brix (1994)*, confirme que l'intérêt principal des plantes en matière d'épuration des eaux n'est pas, hors systèmes très extensifs, leurs performances directes (*Tab.7*), mais plutôt l'ensemble des effets liés à leur présence.

Tableau 7. Importance relative du rôle des macrophytes dans différents systèmes de phytoépuration (Brix, 1994)

	Systèmes à flux surfacique	Systèmes à flux sous surfaciques (types filtres plantés)		Systèmes combinés
		Horizontaux	Verticaux	
Surface de filtres	> à 20m ² /EH	~10 m ² /EH	~5 m ² /EH	2-5 m ² /EH
Limite l'érosion de la surface du substrat	+++++	+++++	+++	+++
Évite le colmatage	-	-	+++++	+++++
Réduit la vitesse de l'eau	+++	-	-	-
Atténue la luminosité	+++++	++	+	+++
Isole thermiquement	+++	+++	+++	+++
Sert de support aux microbes	+++++	+++	+	+
Absorbe des nutriments	+++++	+	-	+
Transfère de l'oxygène	+	++	+	+
Crée un habitat pour la faune sauvage	+++++	+++	+	+
Améliore l'esthétique	+++++	+++++	+++	+++++

2.2 Rôle des micro-organismes

Les microorganismes intervenant dans l'épuration des contaminants incluent principalement les bactéries et les champignons. Les bactéries peuvent être fixées sur les racines et tiges des végétaux, libres dans la tranche d'eau ou fixées sur le substrat, selon sa nature et en fonction du type de filtre. En général, la composition spécifique des communautés bactériennes dans les marais artificiels est dominée par les *Proteobacteria*, *Cytophaga-Flavobacterium*, *Actinobacteria* et *Firmicutes* (Truu et al., 2009).

Les microorganismes interviennent directement dans l'épuration des contaminants par différents processus :

Biodégradation / rhizodégradation / minéralisation : la biodégradation correspond à la décomposition d'une molécule organique en composés plus simples. Lorsque cette biodégradation s'effectue par les microorganismes sous l'influence des racines de plantes, on parle de rhizodégradation. La minéralisation correspond à la conversion d'une molécule

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

organique en ses constituants inorganiques (CO_2 , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}). C'est donc le processus le plus intéressant car il conduit à une épuration totale. Les xénobiotiques sont utilisés comme source de carbone et d'énergie par les microorganismes (*Record, 2007*).

Cométabolisme : le cométabolisme est la modification fortuite d'une molécule par une enzyme qui agit normalement sur une autre molécule (substrat primaire). Par conséquent, l'organisme responsable ne profite pas des réactions de cométabolisme. Toutefois, d'autres organismes peuvent être capables de minéraliser les produits du cométabolisme (*Denys, 2004*).

Volatilisation : certains microorganismes peuvent changer le degré d'oxydation ou ajouter un groupement méthyle à certaines espèces métalliques ou métalloïdes, les rendant volatiles (*Remon, 2006*).

Solubilisation / dissolution : les microorganismes peuvent remettre en solution des molécules xénobiotiques ou inversement, par l'action de leurs sécrétions, par les réactions d'oxydo-réduction qu'ils catalysent, par les processus de méthylation, de déméthylation ou par la biodégradation de complexes organo-métalliques (*Gadd, 2010*).

Ab/adsorption : les molécules xénobiotiques peuvent s'adsorber sur les parois des cellules (mortes ou vivantes) ou sur les biofilms bactériens ou fongiques, être absorbés et séquestrés ou minéralisés dans les microorganismes (*Ibid.*).

2.3 Processus mis en œuvre dans le compartiment sol

Le terme « sol » employé dans la thèse correspond à un compartiment hétérogène et complexe, composé d'une phase solide représentée par les particules de substrat minéral et de matière organique, une phase liquide représentée par l'eau interstitielle et une phase gazeuse constituée par l'air emprisonné dans le substrat. Il s'agit en fait de « technosol », au sens de la classification internationale (*IUSS Working Group WRB, 2006*), c'est-à-dire de sol constitués principalement de matériaux manufacturés ou de matériaux naturels excavés puis transportés hors de leur contexte de formation ou d'évolution (*Lehmann, 2006 ; Rossiter, 2007*).

Ce compartiment se répartit en « sol rhizosphérique » qui est sous l'influence des racines des plantes et particulièrement riche en microorganismes, et « sol non-rhizosphérique » (*Hrynkiewicz & Baum, 2011*).

Une grande variété de substrats tels que le sable, les graviers, les galets, ou la pouzzolane (le cas de notre pilote), peuvent constituer la matière minérale du sol dans les filtres plantés (*Dutheil, 2003*). La matière organique et la matière minérale du sol dans les

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

filtres plantés peuvent toutes les deux interagir avec les contaminants et contribuer aux processus épuratoires.

Différents processus géochimiques interviennent au niveau du sol et contribuent à l'épuration des contaminants, tels que :

Adsorption / désorption : l'adsorption rassemble les processus de fixation de matière sur des surfaces minérales ou organiques (**Rollin & Quiot, 2006**). L'adsorption peut conduire à une rétention irréversible (*ex.* en l'absence de destruction de la matière organique), on parle alors de stabilisation (**Calvet, 2003**).

Précipitation / dissolution : la précipitation correspond au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide (inverse de la dissolution) (**Blanchard, 2000**).

Dans les marais artificiels, le « sol » joue également un rôle essentiel de support des biomasses microbienne et végétale.

3 État des connaissances et pratiques sur la sélection et l'agencement des espèces phytoépuratrices

Plusieurs plantes ont été utilisées dans le processus de la phytoépuration, mais les espèces les plus utilisées sont celles supportant des conditions hydriques en excès ou se développant en bordures des cours d'eau ; souvent des : phragmites (roseaux), typha, jonc, massette, bambousetc.

Le choix des végétaux à implanter comporte cinq critères importants : adaptation aux conditions climatiques locales, durée du cycle de végétation, vitesse de croissance, facilité d'exportation de la biomasse produite et efficacité d'épuration. Une grande variété de plantes aquatiques de type flottantes, émergentes ou submergées, rassemblées ici sous le terme générique de « macrophytes », peut être utilisée pour la phytoépuration, à la fois pour leurs rôles directs et indirects. La thèse se focalise cependant sur les plantes émergentes enracinées dans le substrat, i.e. les héliophytes et les plantes flottantes.

Notre travail été basé essentiellement au début sur six plantes : les roseaux (*Phragmites* spp.) et les massettes (*Typha* spp.) *Tamarix africain*, *Nerium oleander* (*Laurier rose*), *Juncus*, les lentilles d'eau (*Lemna minor*)

Un grand nombre d'espèces de macrophytes peut être utilisé dans les marais artificiels, notamment en fonction du type de filtre (FSL ou FSS), du mode d'opération (continu ou par bâchée), du débit de l'effluent et ses caractéristiques et des conditions environnementales (**Dordio & Carvalho, 2013**). Pourtant, ce large panel de plantes disponible

Chapitre III. Lits filtrants plantés de macrophytes ou écofiltres : État de l'Art

pour le traitement du très grand nombre de molécules chimiques issus de l'anthropisation (*i.e.* 100 000 molécules, (Mitsch & Jørgensen, 2004), dans un grand nombre de conditions climatiques et environnementales différentes, n'est actuellement pas exploité (Vymazal, 2013a).

La plupart des marais artificiels, en plus d'avoir une faible diversité floristique, ont une flore relativement homogène, quelle que soit la localisation géographique. Une étude des plantes utilisées au sein de 643 marais artificiels dans 43 pays a dénombré seulement 150 espèces végétales, et les genres les plus utilisés sont *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Juncus* et *Eleocharis* (Vymazal, 2013d).

En termes d'espèces, les plus répandues sont *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Juncus effusus*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus californicus* et *Phalaris arundinaceae*. Au niveau des continents, *P. australis* est l'espèce la plus fréquente en Europe et en Asie, *T. latifolia* en Amérique du Nord, *Cyperus papyrus* en Afrique, *P. australis* et *Typha domingensis* en Amérique centrale et Amérique du sud et *Scirpus validus* en Océanie (Vymazal, 2013d).

Malgré le fait que les espèces dominantes de macrophytes varient localement, les espèces les plus fréquemment utilisées dans les marais artificiels dans les zones tempérées sont donc les roseaux (*Phragmites* spp.) et les massettes (*Typha* spp.) (Kadlec & Wallace, 2009 ; Vymazal, 2013a). Ces espèces ont l'avantage d'avoir une croissance et une colonisation du filtre par propagation clonale rapides, une biomasse importante avec un système racinaire bien développé et une bonne tolérance aux conditions dans les marais artificiels (Brisson & Chazarenc, 2009). Néanmoins, les roseaux et les massettes ont tendance à faire de l'ombre aux autres espèces dans les marais artificiels (EPA, 1994)

4 Configuration des lits du filtre

Selon la littérature, il existe différentes possibilités pour le dimensionnement des stations de phytoépuration. Le dimensionnement est basé essentiellement sur l'élimination d'un maximum de charge polluante, pour obtenir à la fin des effluents de qualité optimale. Des modèles mathématiques ont été établies, basés sur la cinétique d'élimination des principaux polluants, en utilisant des coefficients semi-empirique, on se basant sur un certain nombre données de stations existantes (Mimeche, 2014).

4.1 Structure des marais artificiels

Selon *Cooper (2005)*, les facteurs les plus importants à prendre en compte dans la conception des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical sont :

- ✍ Concevoir un milieu poreux du filtre qui permet le passage des eaux usées à travers le lit avant que la bâchée suivante arrive, et en même temps retenir les effluents assez longtemps pour permettre un temps de contact avec la biomasse qui se développe dans le milieu poreux, pour atteindre le niveau de traitement requis.
- ✍ Fournir une superficie suffisante pour promouvoir les transferts d'oxygène et la croissance de la biomasse.

En raison des différentes conceptions et utilisations des FPR-V, il est complexe de trouver un consensus sur leur limite hydraulique dans la littérature. *Kadlec & Wallace (2009)* indiquent que des CH allant à plus de 1 m.j^{-1} ont été employées dans des FPR-V montrant de bonnes performances pour DBO/DCO et NH_4 . *Molle et al. (2006)* ont démontré que la version française des FPR-V peut accepter une CH allant jusqu'à 4 m.j^{-1} (>10 fois la CH nominale).

Des premières limites pour la filière française (*Tab.8*) ont été établies par *Molle (2003)* selon la profondeur du dépôt organique, la récurrence et la dynamique des surcharges hydrauliques

Tableau 8. Limites hydrauliques proposées par Molle (2003)

Dépôt organique (cm)	0-10		10-25	
	Hebdomadaire	Mensuelle	Hebdomadaire	Mensuelle
m.j-1	1.80	3.50	0.90	1.80
m.h-1	0.25	0.25	0.11	0.11

4.2 Type de media

La perméabilité est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines.

La couche active est du gravier de 8 à 16 mm sur 60 cm de profondeur, avec une perméabilité $K_s = 500$ m/j et une porosité $n = (35-38)$ %.

Les medias naturels les plus utilisés dans le FPR sont le gravier, le sable ou un mélange des deux, parce qu'ils ont l'avantage d'avoir une conductivité hydraulique élevée (10^{-2} à 10^{-4} m.s⁻¹) à un prix relativement réduit (20-40€/tonne). Le sable et le gravier extraits dans le monde représentent les plus grands volumes de matériaux naturels prélevés destinés à la construction et les sources surtout d'origine alluvionnaires vont devenir plus restreintes à cause des impacts sur l'environnement.

De la même façon, l'utilisation du gravier roulé avec des caractéristiques particulières telles que la granulométrie (2-6 mm) provenant de sources alluvionnaires devient plus coûteuse en raison du transport, de leur indisponibilité. En conséquence, l'utilisation d'un matériau local (souvent concassé) provenant d'une carrière plus près du lieu de construction pourrait être envisageable pour optimiser les coûts. Dans la littérature, l'impact de l'utilisation de différents types de média naturels tel que le gravier ou le sable et de différentes origines (roulés ou concassés) dans un FPR n'a pas été beaucoup étudié (*Hernan, 2017*).

Dans l'étude réalisée par *Torrens et al., (2009)*, l'utilisation de sable concassé ($d_{10}=0.19$ mm) a montré une capacité d'élimination plus faible par rapport au sable roulé ($d_{10}=0.25$ mm) dont la forme angulaire pourrait avoir un impact sur l'attachement du biofilm et influencer l'action biologique des microorganismes mais également affecter le comportement hydraulique à cause d'un compactage naturel irrégulier et la formation de chemins préférentiels dans le filtre (*Hernan, 2017*).

De plus l'utilisation de matériaux plus fins dans la couche de filtration a permis de réduire le temps de percolation et de favoriser les performances d'enlèvement. *Le Tab.9* montre une amélioration avec utilisation de sable ($d_{50}=0.5$ mm) par rapport à l'utilisation de gravier ($d_{50}=6$ mm) (*Stefanakis & Tsihrintzis, 2012*).

Ainsi, l'utilisation du sable sur le 1er étage dans le système français ne serait pas possible car il est alimenté avec des eaux usées brutes donc le risque de colmatage serait trop élevé. De cette façon, il serait intéressant d'étudier la différence et l'impact entre l'utilisation d'un gravier roulé ou concassé dans un 1er étage afin de réduire la surconsommation de

matériaux roulé ainsi que les coûts de construction sans affecter les rendements de purification (*Hernan ,2017*).

Tableau 9. La porosité et la conductivité hydraulique du substrat (APAT, 2005).

Type	Dimension des grains (mm)	Porosité (%)	Conductivité hydraulique (KS) m/j
Sable	1-2	30-32	420-480
Gravier	8-16	35-38	500-800
Pierre	32-128	40-45	1200-1500

4.3 Influence de la profondeur

La plupart des travaux de recherche ont montré que l'élimination de la matière organique se produit principalement dans la partie supérieure des filtres à flux verticaux ; (*Langergraber et al., 2009*). Ceci est lié à la présence d'une communauté bactérienne plus développée grâce aux bonnes conditions qui règnent à cet endroit avec plus de nutriments, de meilleures conditions aérobies et d'échanges d'oxygène plus favorables (*Tietz et al., 2008*) stimulant le processus de minéralisation microbienne (*Uggetti et al., 2010*).

Dans l'étude de *Molle et al., (2008)* il a été observé qu'il n'y avait pas de différence de nitrification entre deux filtres ayant des profondeurs de 60 et 80 cm respectivement tandis que dans un filtre ayant une profondeur de 50 cm la nitrification était plus réduite et très fluctuante (*Hernan ,2017*).

Par ailleurs, l'augmentation de la profondeur de la couche de filtration de 25 à 65 cm de sable dans un deuxième étage d'un FPR français a permis une augmentation d'enlèvement d'ammonium de 82 à 92% grâce à un temps de contact plus élevé dans le filtre plus profond (*Torrens et al., 2009*).

Dans les filtres de grande profondeur (plus de 70 cm) l'utilisation de drains d'aération passifs au niveau intermédiaire, en plus des drains de fond de filtre, permet de promouvoir l'activité microbienne (*Prigent et al., 2013a*) et améliore les performances épuratoires.

L'étude de (*Millot et al., 2016*) avec un filtre de 1 m de profondeur et muni d'un double réseau de drains d'aération passifs a permis d'augmenter le rendement de 10.1 à 13.2 g NH₄-N.m⁻².j⁻¹ sur le filtre en fonctionnement. On peut donc émettre selon l'hypothèse de *Hernan (2017)* que dans les filtres peu profonds la nitrification est limitée par une vitesse de

filtration rapide limitant le temps de contact entre le $\text{NH}_4\text{-N}$ et le substrat alors que des filtres plus profonds pourraient engendrer des temps de contact plus longs et donc une meilleure adsorption en phase d'alimentation et une meilleure nitrification en phase de repos (*Prigent et al., 2013*).

En conclusion, maintenir de bonnes conditions aérobies en augmentant la profondeur des filtres ou en améliorant le système de drains passifs (ex double drain dans système compact) permet de maximiser les performances de nitrification. Néanmoins il faut trouver le meilleur compromis entre la profondeur de filtre et l'efficacité de nitrification pour éviter de mettre en œuvre des couches de matériau inutiles et onéreuses. La mise en place d'un dispositif favorisant uniquement la nitrification peut toutefois générer des conditions peu propices à la dénitrification. En effet si des conditions très aérobies sont maximisées, généralement cela se traduit par une dégradation poussée de la matière carbonée indispensable à la dénitrification (*Henze et al., 1995*).

4.4 Temps de séjour

Le temps de séjour des effluents dans les systèmes de phytoépuration conditionne de façon importante l'efficacité de leur dépollution vis à vis des paramètres dissous. Ce critère est lié au dimensionnement des ouvrages et au type d'affluent admis. Les temps de séjour varient globalement de quelques heures à une semaine environ en fonction des systèmes (*Salto, 2014*).

5 Intensification dans les FPR

La filière française est beaucoup moins efficace pour éliminer les nitrates avec des rejets souvent supérieurs à 70 mg NO₃-N.L⁻¹ et elle ne permet pas de traiter le phosphore. En outre, l'emprise au sol représente 2 m² de filtre par EH ce qui peut parfois être restrictif lorsque le foncier n'est pas disponible (*Hernan, 2017*).

Pour répondre à ces limites, différentes approches innovantes ont été proposées pour améliorer les performances épuratoires (nutriments) et réduire l'emprise au sol des filtres. Certains types d'améliorations consistent à intensifier le procédé, et on peut les classer en intensifications de type biologiques, chimiques et physiques *Ibid.*

On retrouvera dans les intensifications biologiques l'utilisation de matériaux poreux qui visent à améliorer la croissance de biomasse dans les filtres mais également l'utilisation d'extrait d'enzymes, de mycorhizes, de bactéries pour faire de la bio augmentation. Les intensifications chimiques consistent à utiliser des matériaux et/ou des produits chimiques ayant des affinités avec les polluants de type adsorption, précipitation tels que l'utilisation d'apatites ou d'unités de coagulation pour l'enlèvement du phosphore. Enfin les intensifications physiques regroupent toutes les actions qui consistent à recirculer les effluents, aérer les massifs de filtration, ou encore à mettre en œuvre des dispositifs compacts pour réduire l'emprise au sol. Dans les sections suivantes l'accent sera mis sur l'utilisation de matériaux poreux pour les intensifications biologiques, l'utilisation de zéolite pour les intensifications chimiques et l'utilisation de systèmes compacts. Ces choix ont été orientés pour répondre au besoin de traitement des niveaux 1 à 3, à savoir l'amélioration du traitement de l'azote et la compacité de la filière *Ibid.*

5.1 Intensification biologique : Utilisation de matériaux poreux

On retrouve différents types de matériaux poreux ayant des formes et des textures conditionnées par leur mode de production. Les formes peuvent être arrondies comme celles du Leca® (light expanded clay) produit à partir d'argile expansée à hautes températures en four tournants, angulaires ou irrégulière comme dans le cas de la Mayennite®, granulat ardoisier expansée à températures de 1130 ° C. Les textures peuvent varier de surfaces relativement lisses à des surfaces irrégulières comme dans le cas de certains laitiers sidérurgiques et zéolites. La microporosité est liée au mode de production, la surface des

pores sera très grands pour un matériau organique de type charbon, et très faible pour des graviers ou des matériaux de type coproduits industriels (*Hernan, 2017*).

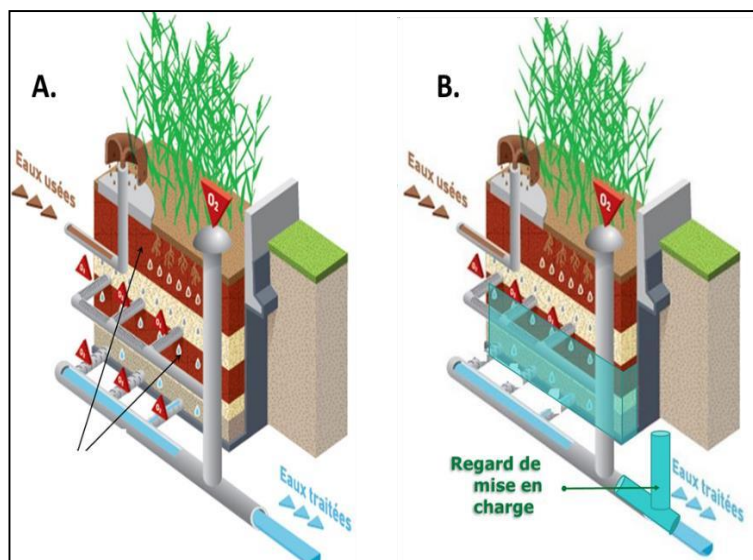
L'utilisation de matériaux poreux permet d'améliorer les performances épuratoires d'un filtre planté (*Dordio & Carvalho, 2013*) et l'utilisation d'une nouvelle gamme de matériaux caractérisées par une porosité élevée et/ou ayant des propriétés chimiques pour l'intensification devient une solution très intéressante pour atteindre des objectifs imposés pour la réglementation (*Saeed et Sun, 2012*).

L'utilisation de matériaux poreux semble donc augmenter le développement de tous les microorganismes et améliorer la rétention d'eau sous une charge hydraulique variable (*Hernan, 2017*). Dans l'étude réalisée par (*Prigent et al., 2013*) des activités et des densités biologiques plus développées ont été observées dans les couches de matériaux poreux (4 fois plus élevée que dans les couches de gravier). La rétention d'eau par capillarité associée à la plus grande biomasse se développant autour des matériaux poreux a pour conséquence une meilleure rétention d'eau, ce qui permet une meilleure performance du système. Ainsi, dans l'étude de (*Dordio & Carvalho, 2013*) l'utilisation du Light expanded clay aggregates (Leca®) dans un FV saturé a permis une amélioration du traitement de l'azote associée à une augmentation du temps de séjour de 3 à 9 jours. Des résultats similaires ont été observés dans des filtres garnis de Leca® (*Albuquerque et al., 2009*).

5.2 Combinaison de procédés : Superposition de filtres

Selon L'alternance de conditions aérobies et anoxies/anaérobies permet de maximiser l'enlèvement de l'azote. C'est la première approche qui a été testée en combinant les filières verticales et horizontales (FHSS et lagunes). Finalement, compte tenu de l'emprise au sol, la superposition de filtres, (combinaison de procédés) peut réduire la surface de traitement tout en maintenant les performances épuratoires (*Prigent et al., 2013*). Ces combinaisons sont appelées filtres compacts. On distingue la filière de filtres compacts complètement drainés qui sont complètement aérobie et les filtres compacts contenant une partie mise en charge ce qui permet de combiner une partie aérobie à une partie anaérobie, on parle de filtre hybride compact (*Fig.28*).

Figure 28.A. Filtre compact drainés aérobie ; B. Filtre compact hybride non saturé/saturé (Prigent et al., 2013)

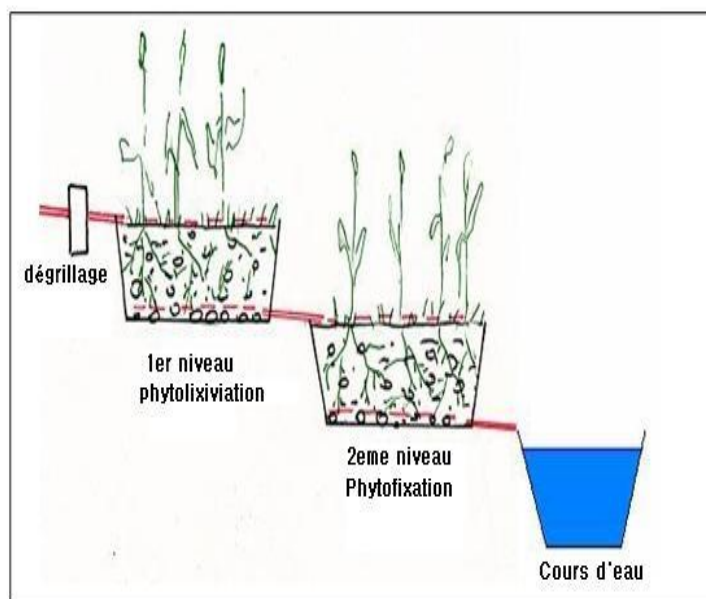


6 L'exemple de Phytorestore dans la dépollution proprement dite

Au cours de nos recherches nous avons découvert une entreprise française nommée Phytorestore installée à Paris dont nous voulions présenter une technique de dépollution de nombreux polluants et notamment des métaux lourds. En effet, celle-ci a innové le domaine des jardins filtrants. Elle propose le protocole suivant illustré par le schéma simplifié ci-dessous (Fig.29).

La dépollution se fait en deux temps, dans des casiers filtrants successifs sur deux niveaux. Dans le premier niveau, les métaux lourds, fortement retenus par les matières solides, sont libérés par l'action des plantes et l'ajout de substances chimiques inoffensives pour l'environnement. Celles-ci les « arrachent » puis les transportent sous forme dissoute : c'est la phytolixiviation. Au second niveau, les métaux dissous dans l'eau sont immobilisés et accumulés dans la rhizosphère, c'est ce qu'on appelle la phytofixation. À la sortie, l'eau est de qualité piscicole, type « eau de baignade » que l'on peut déverser dans la nature sans risques (Dabouineau, 2005).

Figure 29. Principe de traitement (Lamy, 2005)

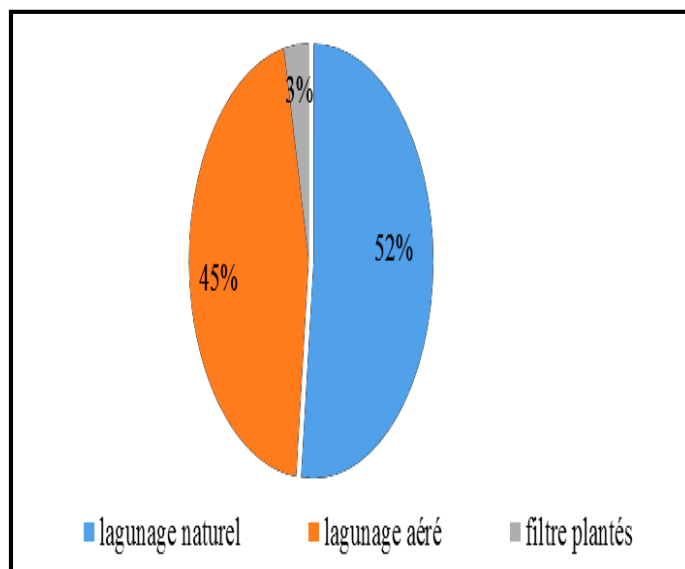


7 Phytoépuration en Algérie

Selon notre enquête, l'application des stratégies de phytoremédiation dans le domaine de traitement des eaux usées domestiques réside dans l'exploitation des stations de lagunage naturel, stations de lagunage aéré et stations à filtres plantés. Jusqu'à maintenant, ce système a montré des performances épuratoires globalement satisfaisantes (*ONA, 2014a*). Des multiples facteurs peuvent jouer un rôle important dans le choix de cette technologie comme meilleure solution pour le traitement décentralisé des effluents domestique surtout des petites agglomérations.

La phytoépuration utilisant les filtres plantés est une méthode expérimentée pour la première fois en Algérie dans les deux localités de N'goussa et Timacine dans la région d'OUARGLA (dites stations pilotes) sous la vocation de Wastewater Garden (WWG) avec une capacité d'épuration de 10914 Eq/hab. et 100 Eq/hab. et un débit journalier de 1515 m³/j et 15 m³/j respectivement, dont le procédé d'épuration est basé essentiellement sur les filtres plantés à base des Roseaux (*ONA, 2014b*).

Figure 30. Typologies des stations de traitement extensive en Algérie (Gherib, 2017).



En ce qui concerne la biodiversité des espèces à caractère phytoremédiateur, le bassin WWG de Timacine comporte environ 941 espèces reconnues pour leurs capacités à vivre dans un milieu saturé d'eau, en l'occurrence : Laurier rose, Hibiscus, Canna, Papyrus, Grenadier, Jonc, etc. Les performances épuratoires du système depuis sa mise en service (juin 2008) à ce jour sont globalement efficaces et se situent au-delà de 80% pour la plupart des paramètres considérés (ONA, 2014b).

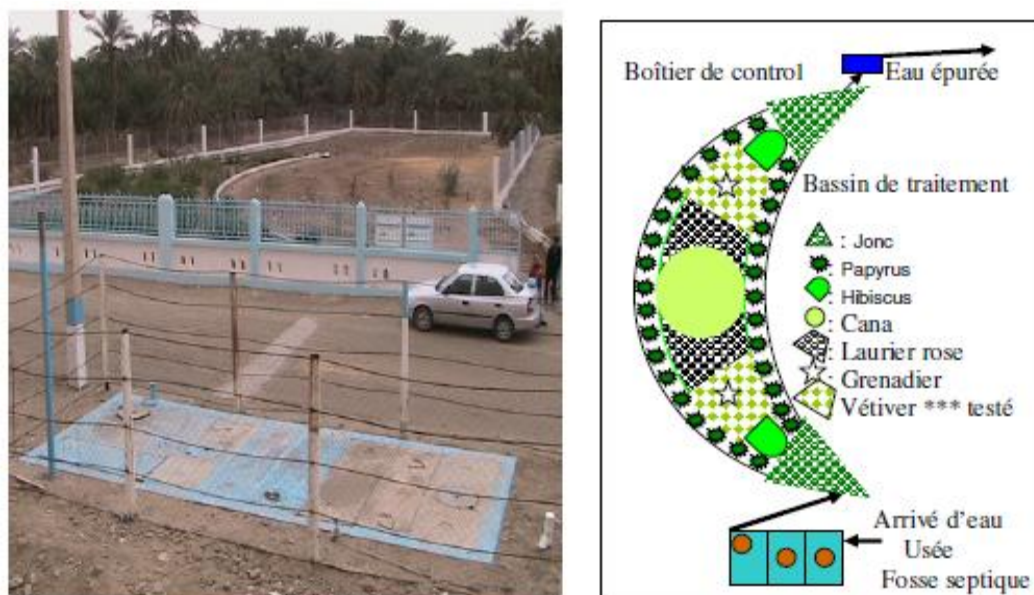


Figure 31. Station d'Épuration des Eaux Usées Wastewater Gardens, Vieux Ksar de Témacine, à droite Schéma de la disposition des Plantes et Vue Globale de la Station WWG (ONA, 2014b)

8 Synthèse

En épilogue, on pourrait dire que les marais artificiels représentent l'écosystème le plus important sur terre pour ses conditions hydrologiques et son rôle comme étant un écotone entre les deux systèmes terrestre et aquatique (*Vymazal, 2010*).

La phytoépuration semble offrir beaucoup de possibilités d'utilisation pour le traitement des rejets d'eaux usées. Il est nécessaire toutefois de maîtriser les paramètres de calcul pour le dimensionnement afin d'obtenir une bonne conception. L'entretien de ce type d'installations demeure aisé dans le sens où il ne nécessite pas de personnel qualifié qui peut même être réduit à une seule personne. En outre, la technique consomme très peu ou pas d'énergie ce qui réduit considérablement les coûts d'exploitation. La technique présente aussi d'autres avantages dont le moins négligeable reste l'aspect esthétique et sanitaire car, la technique ne génère ni odeurs ni présence de moustiques, ce qui permet son installation à proximité immédiate des habitations tout en offrant des paysages agréables et variés par l'utilisation de plantes macrophytes florales. Les plantes ont grandement été étudiées, et ce, dans le but de comprendre les mécanismes qui régissent leur capacité à décontaminer les milieux pollués et le rôle qu'elles y jouent (*Émilie, 2013*).

[Chapitre IV]

***D*émarche *E*xpérimentale, *M*atériels
& *M*éthodes**

1 Présentation globale de la zone d'Étude

La steppe sud-oranaise de Naâma (Algérie), par sa position au cœur d'un écosystème fragile, se caractérise par un milieu steppique fortement soumis à plusieurs fléaux : dégradation et régression du couvert végétal, risques d'ensablement et des crues et d'érosion hydrique (*El Zerey et al., 2009*). Les rivières lors des crues, coulent vers l'intérieur des terres, entraînant avec elles les eaux usées, contaminant les sebkhas et les nappes (*Chabaca, 2016*). C'est le cas de la sebkha de Naâma, milieux enclavés où les rejets polluent directement la nappe phréatique alors que les ressources en eau actuellement exploitées dans les steppes Naâma, sont en majorité souterraines.

Nous aborderons dans cette partie les aspects morphologiques, climatiques et floristiques qui caractérisent cette région steppique.

1.1 La steppe de Naâma

S'étalant sur un vaste territoire d'une superficie de près de 3 millions d'hectares (une superficie qui avoisine celle d'un pays comme la Belgique), avec une couverture forestière de 137.600 ha dont 08 % de peuplements artificiels (*CFN, 2008*), la wilaya de Naâma à l'instar des wilayas de la steppe se trouve exposée au phénomène de dégradation des milieux récepteurs qui s'accroît de plus en plus (*Zair, 2011*). Face à ce redoutable fléau, et dans cet espace où tout le monde tire profit et personne n'assume la responsabilité de cette dégradation, le chercheur scientifique par son savoir faire s'est forcé à rechercher les solutions les plus adéquates.

La fragilité de l'écosystème steppique est due à l'impact de la sécheresse sur le milieu naturel ainsi que sur la végétation steppique induit des conséquences plus ou moins catastrophiques. Ceci se manifeste par (*Bensaïd, 2006*) :

- ✍ la salinisation de la couche arable par effet de remontée capillaire et destruction des agrégats constituant le sol ;
- ✍ la régression du tapis végétal suite à la diminution et au dessèchement des réserves hydriques du sol ;
- ✍ la diminution de la perméabilité du sol suite à la formation au niveau du sol de la pellicule de glaçage ;

- ✍ le processus d'érosion éolienne favorisé par la régression de la végétation steppique et les pressions exercées par l'homme sur les ressources pastorales ;
- ✍ l'augmentation de l'albédo de surface qui engendre la formation des mouvements de subsidences qui empêchent la formation des nuages.

1.2 Présentation générale de la région de Naâma

La région de Naâma, wilaya frontalière avec le royaume du Maroc sur 250 km s'inscrit dans le domaine des Hautes plaines oranaises et donc fait partie de la région des hauts plateaux Ouest entre l'Atlas tellien et l'Atlas saharien, telle que définie par le Schéma National d'Aménagement du Territoire (*SNAT*). Elle a pour coordonnées géographiques : X1 : 000°11'28'' W, X2 : 0001°45'40'' W, Y1 : 34°18'21'' N, Y2 : 32°8'54'' N. La wilaya s'étend sur une superficie de 29.514,14 Km².

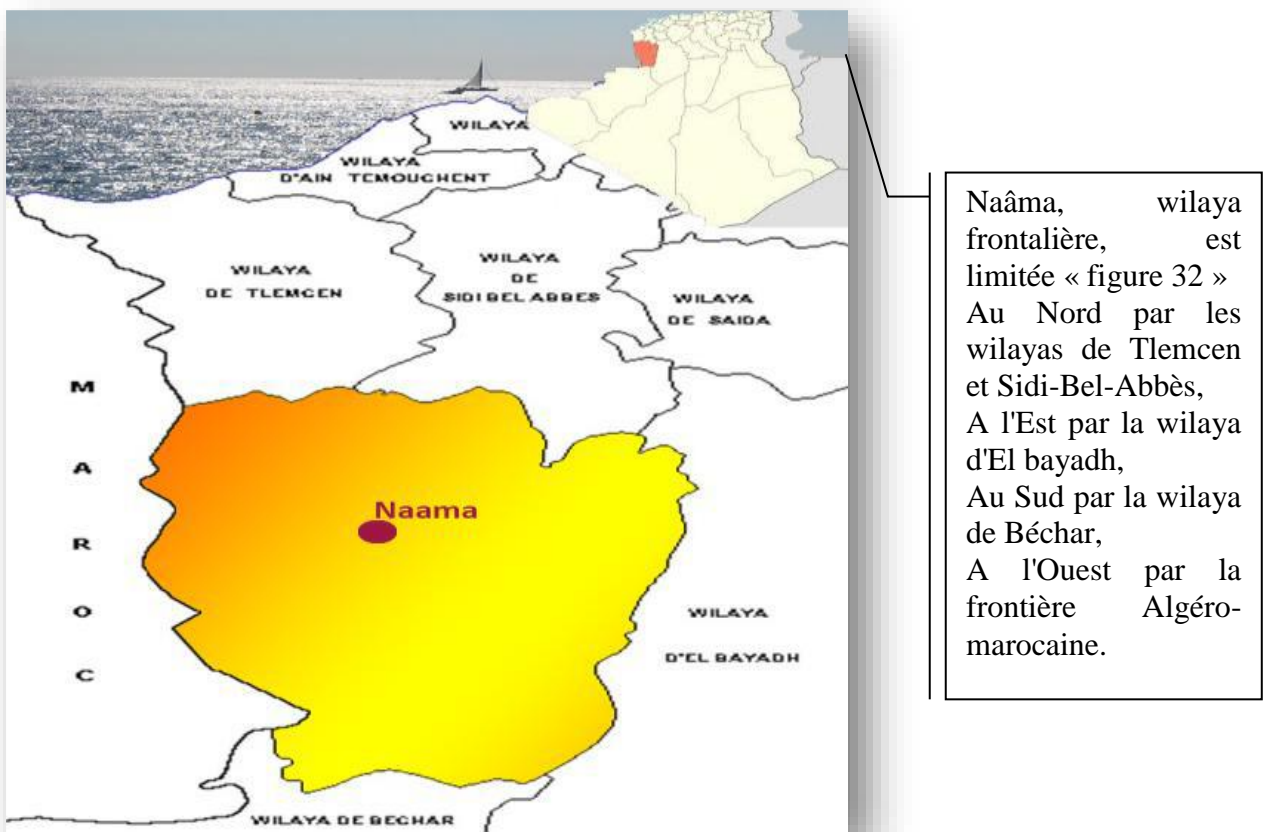


Figure 32. Situation géographique de la wilaya de Naâma (DPAT, 2017)

La wilaya de Naâma se compose de sept (07) daïras regroupant douze (12) communes, avec une population estimée au 31/12/2017 à 202 254 habitants, soit une densité de 6,85 hab/Km².

1.3 Aspects morphologique et lithologique

Du point de vue morphologique le territoire de la wilaya est constitué d'une immense plaine déprimée coincée entre les deux Atlas. Toutefois, cette monotonie paysagère est rompue par quelques chaînons de montagnes orientés Sud-Ouest Nord-Est. Nous citons l'exemple que constitue l'alignement du djebel Gaaloul (1613 m) qui se prolonge au nord par les djebels El Arar (1801m) et Kerrouch dont la continuité au Nord-Est s'effectue avec le djebel Bou Rhenisa (1594 m) pour se terminer plus au nord par djebel Antar qui culmine à 1721 mètres d'altitude. On distingue trois zones géographiques homogènes (*Bensaïd, 2006*) :

- ✍ une zone steppique constituée par une vaste plaine (74% du territoire de la wilaya) dont l'altitude augmente sensiblement vers le sud (1000 à 1300 m). D'ouest en Est-elle couvre l'espace compris entre les reliefs proches de la frontière Algéro-Marocaine et la limite occidentale de la wilaya d'EL Bayadh. Dans cet espace la majeure partie des eaux de ruissellement sont drainées vers les deux endoréismes que constitue la zone, il s'agit du Chott Rharbi (1317 km²) à l'ouest et du Chott Chergui à l'est (12216 km²). Cependant, d'après *Choisel et al (1974) in (Hadei, 1996)* l'écoulement est endoréique et en pente extrêmement faible, les oueds ne coulent que pendant les très courtes périodes qui suivent les pluies. De cet écoulement endoréique et sans réseau, sur un sol à végétation espacée, où l'eau se perd d'avantage par évaporation que par infiltration, résulte une salinité des sols, localement dans les dépressions fermées, comme les sebkhas (résidus des grandes nappes lacustres qui constitue la zone humide en aval de notre pilote expérimentale), gueltas et daïas (petites cuvettes de dissolution).
- ✍ une zone montagneuse localisée dans la région sud-ouest atteignant les 2000 mètres d'altitude et occupant 12 % du territoire de la wilaya. Il s'agit d'une partie des monts

des Ksour¹⁸ et des piémonts de l'Atlas Saharien. Elle est caractérisée par une agriculture de type oasisien.

☞ une zone présaharienne qui s'étend sur une superficie de l'ordre de 14% de la superficie totale de la wilaya.

En matière de lithologie et selon le Plan d'Aménagement de la Wilaya, la carte lithologique (*Fig.33*) montre que la répartition spatiale des différentes formations rencontrées est en rapport avec les caractéristiques morphologiques du territoire de la wilaya

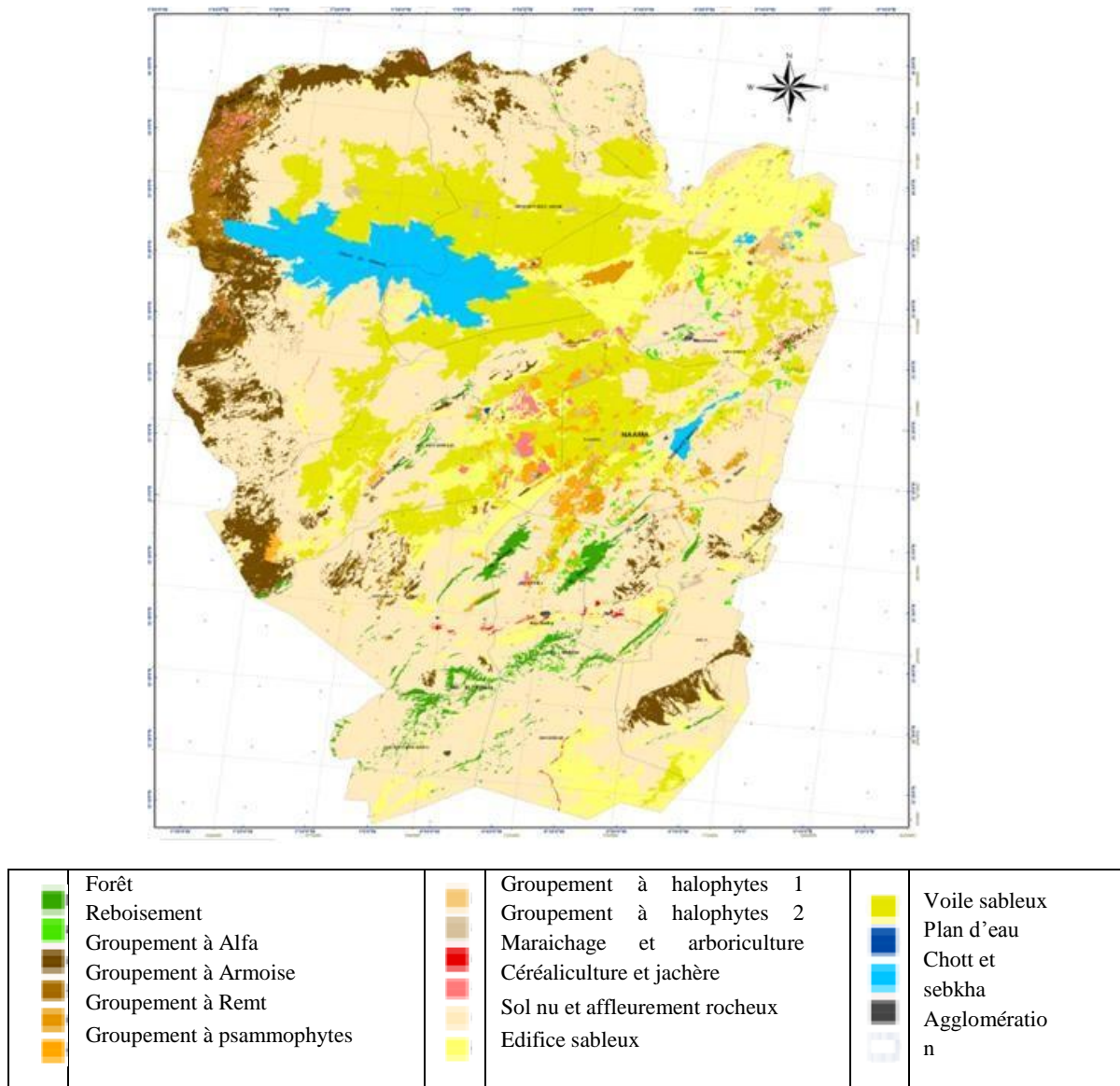


Figure 33 : Carte d'occupation des sols de la wilaya (CTS, 2009)

¹⁸ Ce sont des massifs montagneux faisant partie intégrante de la chaîne Atlasique saharienne que l'on dénomme les monts des ksour.

1.4 Aspect climatique

La connaissance du climat d'une région nécessite en général la mesure avec une précision tolérable de plusieurs paramètres climatiques (pluviométrie, température, ETP, humidité, vent, etc.). Toutefois, dans la région steppique, nous avons remarqué que les données sont soit manquantes soit présentent des lacunes. A cela s'ajoute le problème du nombre restreint des stations météorologiques totales. Sur toute la wilaya de Naâma on compte seulement trois stations (Ain-sefra, Naâma et Mécheria). La station de Naâma est fonctionnelle depuis seulement les années de 1980.

1.4.1 Régimes de pluie dans la steppe sud-ouest Oranaise

La carte dressée par **Couderc (1975)** (*Fig.34*) illustre que notre zone est bien encadrée entre l'isohyète 200 et 400 mm. Les deux isohyètes suivent les directions des montagnes. L'isohyète 400 se trouve au nord de la région, son tracé suit bien les lignes des monts de Tlemcen, des monts de Daya et les monts de Saïda. Quant à l'isohyète 200, elle se trouve au sud et sud-ouest en suivant les monts de Ksour ainsi que les monts (Djebel hafid, Djebel Guetoub El Hamara, Djebel Bou Amoud, Djebel Bet Aroug et Djebel Kerrouch) du sud-ouest.

Précipitations

Les précipitations moyennes annuelles fluctuent selon une fourchette de 150 à 300 mm par an. Le nord des hautes plaines sud Oranaises est plus arrosé par rapport au sud. De même la pluviosité augmente d'Ouest en Est (gradient longitudinal : 214 mm par an à Naâma et plus de 300 mm par an à El bayadh).

On utilise généralement la pluviosité moyenne annuelle pour caractériser la quantité de pluie en un lieu donné. La moyenne annuelle de la pluviométrie pour la période de 1970 à 2001 est de 180.7 mm à Mécheria avec 57 jours de pluie. Elle est de 214 mm avec 58 jours de pluie, et 155.5 mm avec 38 jours de pluie respectivement à Naâma (1990 à 2001) et à Ain-Sefra (1978 à 2001). Les mois de juillet sont les plus secs (4 mm pour Mécheria et 3 mm pour Naâma) ; mars est le mois le plus arrosé (27.7 mm pour Mécheria et 24,6 mm pour Naâma) (**Bensaïd, 2006**).

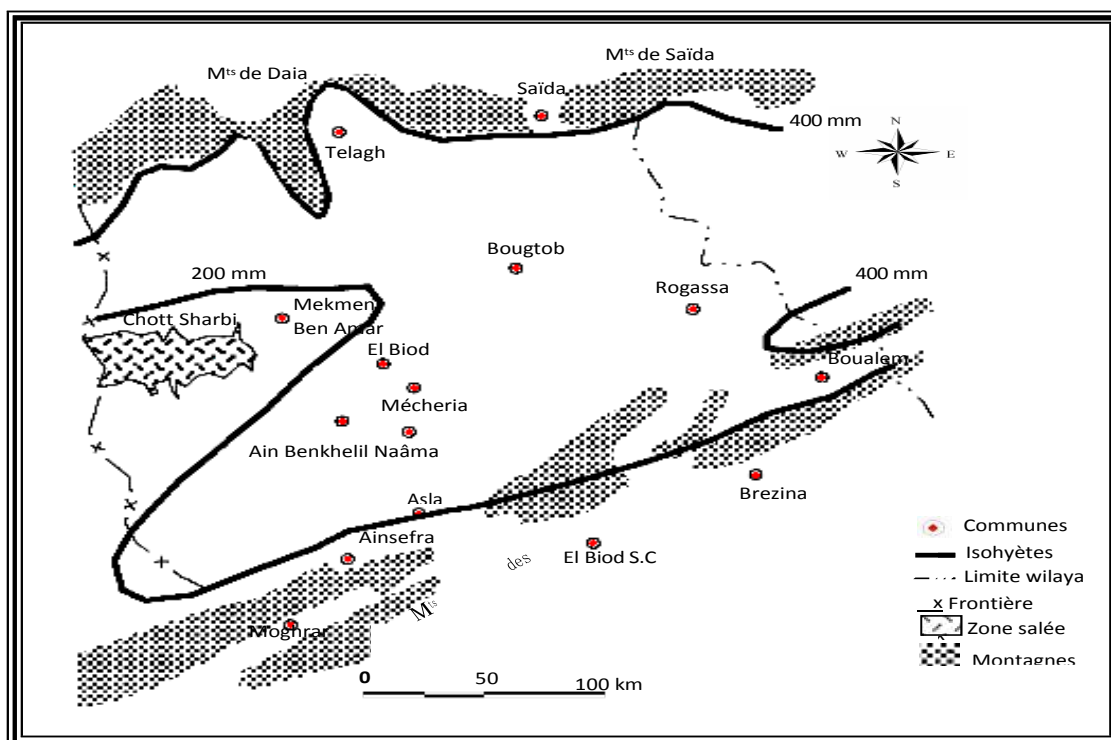


Figure 34. Pluviométrie moyenne annuelle dans les hautes plaines sud Oraïses (Couderc, 1975) in (Bensaïd, 2006)

Dans cette zone les pluies sont caractérisées par leurs irrégularités spatio-temporelles. Celles-ci sont marquées par l'influence présaharienne et les pluies dépassent rarement les 300 mm par an.

Pour les données climatiques, nous nous sommes référés aux trois (03) stations météorologiques de la wilaya : Mécheria, Aïn Sefra et Naâma (Tab.10) selon différentes périodes dont les caractéristiques sont comme suit.

Tableau 10. Situation des stations météorologiques de la wilaya de Naâma (Zair, 2011)

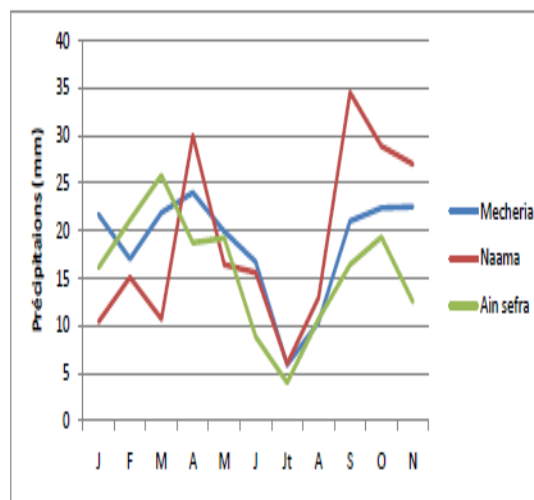
Station	Localisation	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Mecheria	A 30 km Nord du chef lieu de wilaya	33°31' N	00°17' W	1149
Aïn Sefra	A 70 km Sud du chef lieu de wilaya	32°45' N	00°36' W	1058
Naama	Chef lieu de wilaya	33° 16' N	00° 18' W	1166

❧ Précipitations annuelles

D'après la Fig.35, on remarque que les précipitations annuelles sont comme suit :

- ❧ La plus faible valeur (119.1mm) est enregistrée en 2000/2001.
- ❧ La plus grande valeur (350 mm) est enregistrée en 2005/2006.
- ❧ La valeur moyenne est de 221.2 mm.

Figure 35. Variations des précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude (Zair, 2011).



1.4.2 Températures

Les températures moyennes annuelles ont une influence considérable sur l'aridité du climat. Dans les hautes plaines sud oranaises, les températures varient normalement dans l'année, élevées en saison estivale et basses en saison hivernale. Le mois de janvier reste le mois le plus froid de l'année et le mois de juillet est le mois le plus chaud pour les stations de la région. La température moyenne maximale est de 35.1 °C et de 36.6 °C à Mécheria et à Naâma respectivement (*Taïbi, 1997*).

La gelée intervient dans les mois de l'hiver. L'amplitude thermique annuelle (M- m) est 33.6°C à Mécheria et de 35.5°C pour Naâma.

Enneigement : La wilaya de Naâma est très froide en hiver, au point d'enregistrer des chutes de neige. Leur fréquence annuelle, est en moyenne de 3,8 jours (station de Mécheria), mais la période d'enneigement est beaucoup plus longue (*Bendahou & Bentomi, 2008*).

Les vents : La fréquence des vents est importante sur l'année avec une moyenne de 18 jours par mois. Les vents dominants sont de direction Nord (nord, nord-ouest, nord-est). Ils représentent 48% de la fréquence totale (*Ibid.*).

1.4.3 Évapotranspiration (ETP)

Les données mensuelles de l'évapotranspiration potentielle (ETP) de la station de Naâma sont fournies par la FAO. Les ETP de la station sont estimées à l'aide de la méthode de Penman-Monteith. Cependant, les données de l'ETP pour Mécheria sont estimées à partir de la méthode de Thornthwaite. La valeur moyenne annuelle est de l'ordre de 1301 mm à Naâma, et de 909 mm à Mécheria. Nous avons constaté que l'ETP est nettement supérieure à la pluviométrie ; elle est 14 fois et 7 fois supérieure à la valeur de la pluviométrie à Naâma et à Mécheria respectivement (**Bensaïd, 2006**). A cet effet, la dominance de l'ETP favorise le processus de la phytoextraction et phytovolatilisation des polluants.

Le processus d'évaporation est fondamental. Il est à la source de la création des masses nuageuses et constitue de ce fait, une phase essentielle du cycle de l'eau la vapeur de l'eau contenue dans l'atmosphère qui provient de l'évaporation des masses liquides (océans, mers, eau continentales) et aussi dans une moindre mesure de l'évapotranspiration des végétaux est un régulation essentiel du climat.

L'évapotranspiration Potentielle ETP

C'est la quantité d'eau nécessaire à la transpiration non ralentie d'un tapis végétal couvrant entièrement le sol est alimenté régulièrement en eau. Elle commande les excès et les déficits des régions humides et arides. Les valeurs d'ETP sont reportées comme suit.

Tableau 11. Les valeurs d'ETP de la région d'étude

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	At	Moy
T°C	22.75	17.58	11.41	7.79	7	8.66	11.8	14.4	19.47	24.66	28.71	27.47	15.3
I	10,32	6,94	3,58	1,98	1,6	2,33	3,76	5,08	8,12	11,69	14,78	13,8	84,05
ETP (mm)	11,9	7,4	3,38	1,59	1,8	1,64	2,63	3,69	6,00	9,97	25,09	15,2	89,76

1.4.4 Type de climat

Pour la détermination du type de climat qui règne ces dernières années nous avons eu recours à l'utilisation du quotient pluviothermique *d'EMBERGER*, (1955). Ce quotient est généralement le plus utilisé dans les régions de l'Afrique du Nord (*Benabadji & Bouazza, 2000*). Il est défini comme suit :

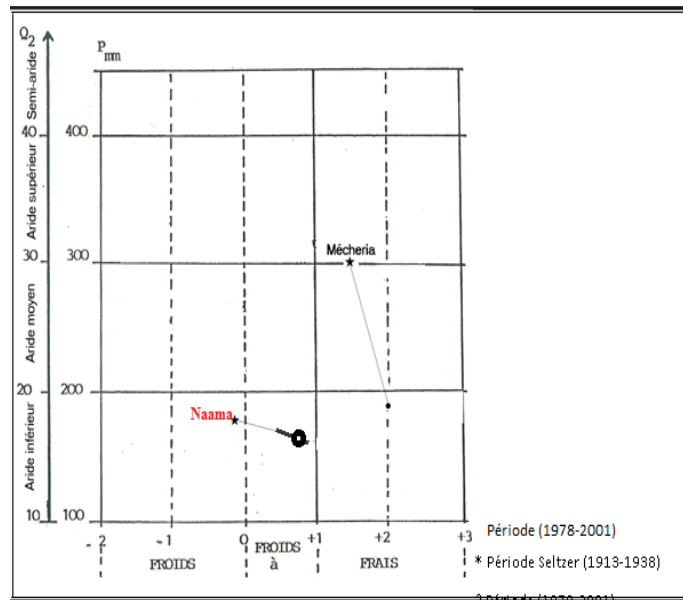
$$Q_2 = \frac{2000 P}{M^2 - m^2} \quad (1)$$

Avec : P : pluviosité moyenne annuelle en mm

M : moyenne des températures maximales quotidiennes du mois le plus chaud en degré absolu
 m : moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid en degré absolu

L'application du quotient pluviothermique sur les données climatiques récentes a révélé que la station de Mécheria est classée dans l'étage aride inférieur à hiver frais et la station de Naâma dans l'étage aride inférieur à hiver froid (*Fig.36*).

Figure 36. Climagramme pluviothermique d'EMBERGER (Bensaïd, 2006)



Selon *Bensaïd, 2006* il y a une accentuation du climat et un déplacement du sud vers le nord des limites d'aridité. Cette accentuation du climat est due à la régression du tapis végétal suite à une longue sécheresse qui a frappé la région et au phénomène anthropique (défrichement, surpâturage, arrachage des espèces ligneuses, etc.).

✦ *Diagramme ombrothermique de BANGNOULS et GAUSSEN*

Le diagramme ombrothermique de **Bagnouls et Gausсен** permet de calculer la durée de la saison sèche. L'échelle de pluviométrie est double de la température : l'une humide et l'autre sèche. L'examen des diagrammes ombrothermiques (Fig.37) montre que les deux stations (Mécheria et Naâma) présentent 8 mois de sécheresse ; généralement de Mars à Novembre. Ce qui confirme l'intensité de sécheresse dans la région.

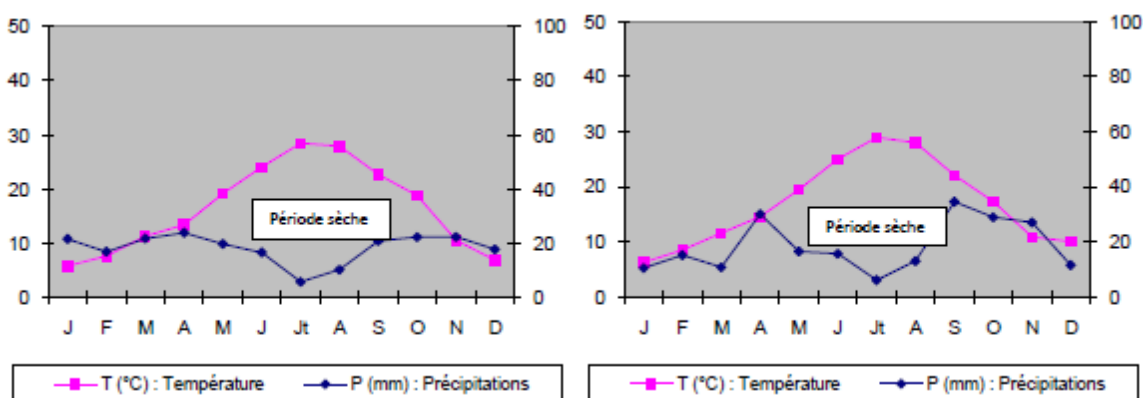


Figure 37. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен (Station de Naâma à droite et Station de Mécheria à gauche)

1.5 Végétations steppiques

Dans les hautes plaines sud oranaises l'aridité du climat ne permet pas le développement d'un couvert végétal capable de protéger la surface du sol. La plus part des espèces, en ce milieu aride, ont acquis des caractéristiques biologiques et morphologiques particulières leurs permettant de surmonter toutes les conditions défavorables du milieu. Malgré le faible taux de recouvrement la végétation steppique constitue une ressource naturelle de grande importance. Selon **FAO, (1960)** toutes éliminations ou dégradation du tapis végétal ou des résidus végétaux qui protègent le sol sont la cause principale de l'érosion éolienne (**Bensaïd, 2006**).

La végétation naturelle de la zone d'étude est caractérisée par une physionomie de steppe sauf dans les montagnes où subsistent les restes de forêts primitives abattues par l'homme à base de *Pinus Halepensis* et *juniperus phoenicea*. En dehors de ces espèces forestières, l'aspect de la

steppe change avec le gradient pluviométrique et la nature du sol. La steppe sud oranaise est dominée par les formations végétales suivantes :

- ✍ Steppe à alfa (*Stipa tenacissima*) ;
- ✍ Steppe à armoise blanche (*Artemisia herba Alba*) ;
- ✍ Steppe à sparte (*Lygeum spartum*) ;
- ✍ Steppe à halophytes ;
- ✍ Steppe à psamophyte.

1.5.1 Aspects floristiques

Selon les différentes études, nous pouvons distinguer les principaux groupements végétaux suivants : - Végétation arborée : occupant les monts des Ksours et certains reliefs isolés et constituée essentiellement de Genévrier de phoenicie (*Juniperus phoenicea*) et oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), le chêne vert (*Quercus ilex*). Le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) occupe une partie de Djebel Aissa sous forme de reliques. Sur les plaines, le pistachier d'Atlas (*Pistacia atlantica*) et le jujubier (*Ziziphus lotus*) souvent en association occupent les dépressions. Sur les terrains à texture sablonneuse on retrouve le retam (*Retama retam*) et tamarix (*T. gallica* et *T. africana*). Le peuplement artificiel est constitué de l'essence principale *Pinus halepensis* associée à d'autres essences telles que : *Cupressus sempervirens*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Tamarix articulata*, *Tamarix gallica* (CFN, 2009).

1.5.2 Potentialités végétales

Selon les études menées par plusieurs auteurs, la wilaya de Naâma renferme une importante richesse floristique susceptible d'être valorisée. En effet, **Quezel et Santa (1962)**, **Djebaili et al. (1976)**, **Ozenda (1977)**, **Aidoud, Nedjraoui et Touffet (1982)**, **Bouzenoune (1999)**, **Bouazza et Benabadi (2002)** ont mis en évidence cette richesse. A travers les relevés floristiques réalisés en 2003 dans le cadre de l'étude menée par la direction de l'environnement sur les espèces en voie de disparition, le potentiel végétal de la wilaya de Naâma renferme 163 espèces végétales réparties sur 54 familles botaniques.

1.6 Les ressources en eau

La wilaya de Naâma renferme de grandes potentialités hydriques. Toutefois, ces potentialités sont très peu exploitées et leur volume de stockage demeure inconnu. Jusqu'à présent il n'y a aucune étude hydrogéologique pour dresser un bilan exact, afin de savoir les limites de réserve d'eau souterraine pour tirer un réel profit et dégager une stratégie appropriée pour sa protection. La totalité de la zone est alimentée par les ressources souterraines. Selon le rapport établi par l'Agence Nationale de l'Aménagement du Territoire *ANAT*, (1998) le volume mobilisé est évalué à 366 l/s. Les potentialités en eaux souterraines sont mal connues, mais elles peuvent être considérées appréciables au vu du nombre d'ouvrages hydrauliques en exploitation et des débits obtenus (*DHW*, 2015).

La mobilisation rationnelle de cette ressource requiert une importance capitale dans le développement de cette région dans le domaine agro-sylvo-pastoral.

Jusqu'à présent les pouvoirs locaux pompent l'eau de la réserve des nappes phréatiques pour alimenter les grandes agglomérations, l'irrigation des parcelles agricoles et l'abreuvement des cheptels. Il est important de savoir qu'en Algérie 75% des ressources renouvelables sont concentrées sur seulement 6% du territoire littoral. Cet état de fait, en absence d'un contrôle bien prudent, peut engendrer à terme un déséquilibre et un déficit hydrique à l'échelle de la région. De dresser un bilan détaillé à long terme pour ne pas déstabiliser toute une population en cas de disette ? La moindre rupture hydrogéologique peut conduire à :

- ✍ un rabattement du niveau piézométrique de la nappe ;
- ✍ un risque de salinisation des eaux de cette nappe par les eaux salées de la sebkha ;
- ✍ un bouleversement auprès de la population à la recherche de l'eau dans d'autres régions voisines.

Les eaux de surface sont collectées dans les bas-fonds (Daya, Oglat, Mekmene). Mais ces eaux ne durent pas longtemps à cause de la forte évaporation. Les oueds sont caractérisés par un écoulement temporaire et endoréique. Ils sont secs une grande partie de l'année (6 à 10 mois) et soumis en hiver et parfois en été à des crues irrégulières survenant après une averse brutale.

D'ailleurs à Ain Benkhelil il existe un lac (Oglat ed Deïra) qui dure 3 mois dans l'année. Ce lac est classé comme réserve naturelle (*HCDS ; 2015*).

Tableau 12. Les ressources d'approvisionnement en eau de la wilaya de Naâma (DSA, 2015).

Ressources	Captage	Effectif en (%)
Eau potable (AEP)	Nappes phréatiques	32.3
Eau d'irrigation	Nappes phréatiques	24.4
Eau d'abreuvement	Nappes phréatiques	9.8
Abandonné	Nappes phréatiques	33.5

1.6.1 Hydrogéologie, Hydrographie, Hydrologie

Selon la DHW, les ressources en eau souterraine de la wilaya de Naâma proviennent de plusieurs systèmes aquifères dont la formation est favorisée par le contexte géologique. Cependant, en absence d'études hydrogéologiques sur la wilaya, on considère que le potentiel en eaux souterraines relève de deux domaines :

- ✍ Les nappes profondes, exploitées principalement par les forages,
- ✍ Les nappes phréatiques, exploitées principalement par les sources.

D'une manière générale, les travaux de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (*A.N.R.H*) font état de quatre aquifères principales, la nappe de Chott Chergui, exploitée au profit de quatre wilayas : Naâma, El Bayadh, Saïda et Tiaret ; la nappe de Chott Gharbi ; la nappe du synclinal de Naâma et la nappe du synclinal de Ain Sefra. Par ailleurs, la profondeur excessive des forages réalisés dans la wilaya, témoigne de la présence de nappes profondes relevant des formations du crétacé (albien). Le réseau hydrographique et les écoulements de la wilaya sont conditionnés par la structure du relief de cette dernière.

Le *Tab.13* ci après présente les ressources mobilisées par le secteur de l'hydraulique. Néanmoins, il ne tient pas compte de certaines infrastructures réalisées par le HCDS notamment en matière de sources, Djoubs et retenues collinaires.

Tableau 13 : Situation des ressources hydriques mobilisées (DPAT, 2015)

Ouvrage	Nombre	Débit (L/S)	Destination (L/S)		
			AEP	Irrigation	Autres
Forages en exploitation	219	2.824,5	1.179,5	1272	373
Puits	216	319,5	26	274,5	19
Sources	2	4	4	0	0
Retenues collinaires	2	0,0029	0	0,0029	0
TOTAL	439	3.148,0029	1.209,5	1.546,5029	392

En effet, les 219 forages avec un débit global de 2.824,5 l/s en plus des 216 puits d'un débit de 319,5 l/s nécessitent une exploitation rationnelle compte tenu du nomadisme qui caractérise une tranche de la population de cette wilaya et du degré d'utilisation de cette ressource. Nous constatons que les nappes exploitées sont relativement profondes. Selon la localisation, leur profondeur varie entre 132 mètres (commune de Sfissifa) et 254 mètres (commune de Kasdir). Le débit moyen des forages est appréciable, le plus haut est de 20,70 l/s dans la commune d'Ain Ben Khellil, le plus bas étant de 5,5 l/s dans la commune d'El Biodh.

Selon la DHW, le tarissement de la nappe phréatique constaté par la baisse de niveau d'eau allant parfois jusqu'à 10 m notamment à Naâma et Ain Ben Khelil appelle à une gestion rationnelle des eaux.

1.7 Population

La wilaya de Naâma avec une superficie de 29.819.30.km² pour une population estimée au 31/12/2018 à 281 168 habitants, soit une densité de 9,43 hab/Km² (DPAT, 2018).

Tableau 14. Recensement de la population de la wilaya de Naâma depuis 1977 (DPAT, 2015)

RGPH 77 (Mars)	RGPH 87 (Mars)	RGPH 98 (Juin)	31/12/ 2007	TAG (%) entre RGPH 77 - 87	TAG (%) entre RGPH 77 - 98	TAG (%) entre RGPH 87 - 98	TAG (%) entre RGPH 98 et 2007
82.555	113.700	165.578	202.254	3.25	3.37	3.4	2.64

1.7.1 Évolution de la population

Pour un projet de conception d'une station à filtre planté le premier critère est d'évaluer le débit des eaux usées rejeté par la population a partir des volumes consommées.

Pour une estimation de l'évolution à différent horizons d'étude qui est l'an 2030. Le taux d'accroissement est de 4,4%.

Le calcule se fait par la formule de l'évolution de la population (formule de TABASSARAN). $P=P_o (1+T)^n$ avec

P : nombre de population à l'horizon d'étude

P₀ : nombre de la population à l'année de référence

T : taux d'accroissement T=4,4%

n : nombre d'année entre l'année de référence et l'horizon de l'étude.

Tableau 15. Évolution de la population (CTH, 2007)

horizon	1998	2005	2010	2015	2020	2025	2030
Nombre d'habitant	8466	9633	11948	14818	18378	22792	28268

1.7.2 Besoins en eaux potables

L'évaluation des besoins en eau potable se fera sur la base d'une dotation journalière de 150l/j/hab (moyenne retenue au niveau national). Les résultats sont représentés dans le tableau suivant.

Tableau 16. Évaluation des besoins en eaux (CTH, 2007)

Horizon	2005	2010	2015	2020	2025	2030
Population (hab)	9633	11948	14818	18378	22792	28268
Dotation (l/j/hab)	150	150	150	150	150	150
Besoins (m3/j)	1445	1792	2223	2757	3419	4240
Consommation totale (dômes+equip ¹⁹) m3/j	1734	2150	2668	3308	4103	5088

1.7.3 Évaluation du débit des eaux usées

Le débit des eaux usées rejeté par les consommateurs de Naâma ainsi que le débit des eaux brutes des équipements sont évalués à partir d'un taux de rejet de 80% des eaux de consommation.

Tableau 17. Débit des eaux usées (CTH, 2007)

Horizon	2005	2010	2015	2020	2025	2030
Population (hab)	9633	11948	14818	18378	22792	28268
Débit des eaux usées moyen (m3/j)	1387	1720	2134	2646	3282	4070
Débit des eaux usées de pointe (m3/j)	2178	2683	3308	4101	5054	6268

¹⁹ Débit d'équipement équivalent à 20% du débit total

1.8 Constat sur le composant traitement des eaux usées dans la wilaya

Les populations de la wilaya de Naâma ne subissent plus la pénurie d'eau mais font, cependant, face à un épineux problème, celui du traitement des eaux usées qui polluent la région et constitue un réel danger pour la santé. Fort heureusement ce dossier est pris en charge par les autorités locales. Des efforts sont, en effet consentis à travers le lancement de nombreux projets dans ce sens.

Il s'agit des stations d'épuration implantées au niveau des communes de la wilaya, à savoir Naâma, Aïn Sefra et Mécheria. Ces ouvrages sont conçus pour protéger les oueds et la nappe phréatique contre la pollution générée par les effluents urbains rejetés sans traitement dans les milieux récepteurs, engendrant ainsi une pollution bactériologique et physicochimique très importante.

L'office national de l'assainissement (ONA) est chargé de la mise en œuvre de ces projets . Dans la commune de Naâma, la station d'assainissement des eaux usées réalisée a été mise en service. Pour un coût global de 280 millions DA (*Amarni, 2010*), cet ouvrage est doté d'un système de lagunage qui se trouve actuellement confronté à plusieurs problèmes d'ordre technique et financier. Le projet de cette station qui desservira, à l'horizon 2030, une population de 30 000 habitants peuvent être facilement remplacée par des écofiltres.

Le coup d'envoi d'un autre projet de réalisation d'une station de traitement des eaux usées a été donné au niveau de la commune de Mécheria. Les travaux ont été confiés à des entreprises étrangères à savoir espagnole et libanaise. Cette station, qui mobilise une enveloppe financière de 1,9 milliard de dinars permettra le traitement, à l'horizon 2025, d'une moyenne de 12 880 m³ par jour des eaux usées (*Ibid.*).

Le lancement du projet de réalisation d'une autre station d'assainissement des eaux usées pour un coût de 2,8 milliards DA à Aïn Sefra, située à 4 km au sud du chef-lieu de la commune d'Aïn Sefra, cette station, fonctionnant à base d'énergie solaire et éolienne dispose d'un débit moyen de rejet des eaux usées de 11 780 m³ par jour pour une population de 98 000 habitants (*Ibid.*).

2 Démarche expérimentale étude à l'échelle du terrain

La réalisation d'expériences en conditions réelles peut être effectuée en démonstrateurs à pleine échelle ainsi que dans des pilotes qui représentent le fonctionnement du filtre mais à petite échelle.

Le dispositif expérimental, installé in situ, fonctionne dans des conditions naturelles, qui sont favorables au fonctionnement du protocole où les conditions climatiques se rapprochent des besoins écologiques des écosystèmes utilisés (les filtres plantés de macrophytes) de point de vue ensoleillement, température, évaporation etc., sachant que les eaux usées de la ville de Naâma utilisées dans cette étude sont riches en matières organiques et en nutriments.

2.1 Charge à traiter

La ville de Naâma est assainie par un réseau unitaire se compose de deux collecteurs principaux qui se joignent à proximité de station d'épuration, avec un seul rejet qui déverse dans la Sabkha. Toutes les eaux usées de la ville de Naâma estimées pour l'horizon 2030 seront dirigées vers la nouvelle station (prévisions) qui aura pour capacité une valeur de 33616 Eq/hab ; correspondant au débit moyen de 4070 m³/j. Le tableau suivant rappelle les charges hydrauliques et polluantes à traiter

Tableau 18. Les charges hydrauliques et polluantes à traiter (HPO,2005)

Débit total à traiter		
Débit d'eau à traiter Moy	m ³ /j	4070
Débit d'eaux usées de pointe QP	m ³ /j	6268
Débit d'eau pluvial	l/s	12005
Définition des flux de pollution		
Population	Hab	28268 (2030)
Concentration DBO5	mg/L	216
Flux DBO5	Kg/j	879
Concentration DCO	mg/L	449
Flux DCO	Kg/j	1829
Concentration MES	mg/L	518
Flux MES	Kg/j	2108

2.2 Plateforme expérimentale

Notre site expérimental est renflouer d'effluents de qualité réelle (fournis par la STEU), Ceci donne l'avantage de se placer dans les conditions expérimentales les plus proches possibles de la réalité afin de tester le comportement de notre pilote. Les essais expérimentaux ont été effectués dans deux stations :

- ✍ **La station de lagunage de Naâma** : l'étude est réalisée sur un dispositif expérimental de type Filtre planté installés dans l'enceinte de la station d'épuration de lagunage de Naâma caractérisée par un climat aride avec une température moyenne variant entre 25 et 33°C.
- ✍ **La station d'épuration à boue activée de Mécheria** : la deuxième partie de l'étude a été menée à la station d'épuration à boue activée de Mécheria (Wilaya de Naâma) au sud-ouest des hautes plaines oranaises (X1 : 000°11'28'' W, X2 : 0001°45'40'' W, Y1 : 34°18'21'' N, Y2 : 32°8'54'' N).

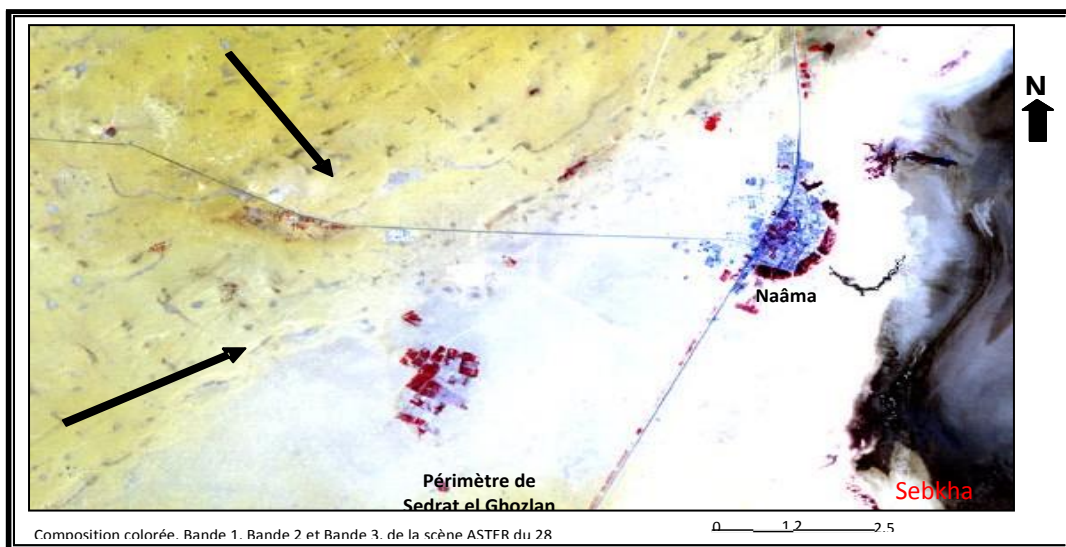


Figure 38. Situation de sebkha lieu de rejet des eaux usées (image satellitaire)

2.3 Conception du dispositif de filtres expérimentaux

Le dispositif préparé est constitué d'un ensemble de bacs qui vont être utilisés pour plusieurs objectifs. Le premier, avant tout c'est de mettre en marche le pilote qui nécessite des notions d'hydraulique ensuite tester le pouvoir épurateur de plantes choisies, Le troisième objectif est de tester le pouvoir de bioaccumulation des métaux lourds par les différents

organes de plantes utilisé dans la phytoépuration des eaux usées domestique et enfin c'est de généraliser le modèle de traitement inventorié pour d'autres communes de la région.

Le pilote Naâma : Sept bacs remplis d'un substrat sont installés, six sont plantés de macrophytes et le septième nu utilisé comme témoin, le dispositif expérimental est constitué de deux unités pilotes à savoir (*Photo 2*),

- ✎ La première unité renferme deux bacs rectangulaires (1000 litres) en polyester remplis d'un substrat alluvionnaire d'une granulométrie décroissante (*Fig.39*) plantés l'un par de jeunes tiges de roseau (*Phragmites australis*) avec 5 tiges/m² (bac1 étage1 FPR) et l'autre par des massettes (*Typha latifolia*) avec le même nombre de pied (bac 2 étage 2 FPM). le bac 2 est constitué d'un filtre à sable précédé d'un filtre vertical à gravier et pouzzolane. sont en fait l'association en série de filtres verticaux et de filtres horizontaux. Il s'agit d'un système, à fonctionnement hydrique, à dominante oblique. Ce choix d'écoulement a été fait car il correspond à un système où qui peut être laissé sans contrôle permanent. De plus, la situation du pilote et nos moyens ne permettaient pas l'utilisation de pompes en permanence.
- ✎ La deuxième unité se compose de quatre futs en métal inoxydable remplis d'un substrat alluvionnaire, le premier planté de *Tamarix africana*, le deuxième planté de *Nerium oleander* (**Laurier rose**), le troisième par *Juncus* sp. et le dernier non végétalisé est utilisé comme témoin (voir *Photo 2*).

Photo 2. Photographie des filtres du site de Naâma (Chadli, 2017).



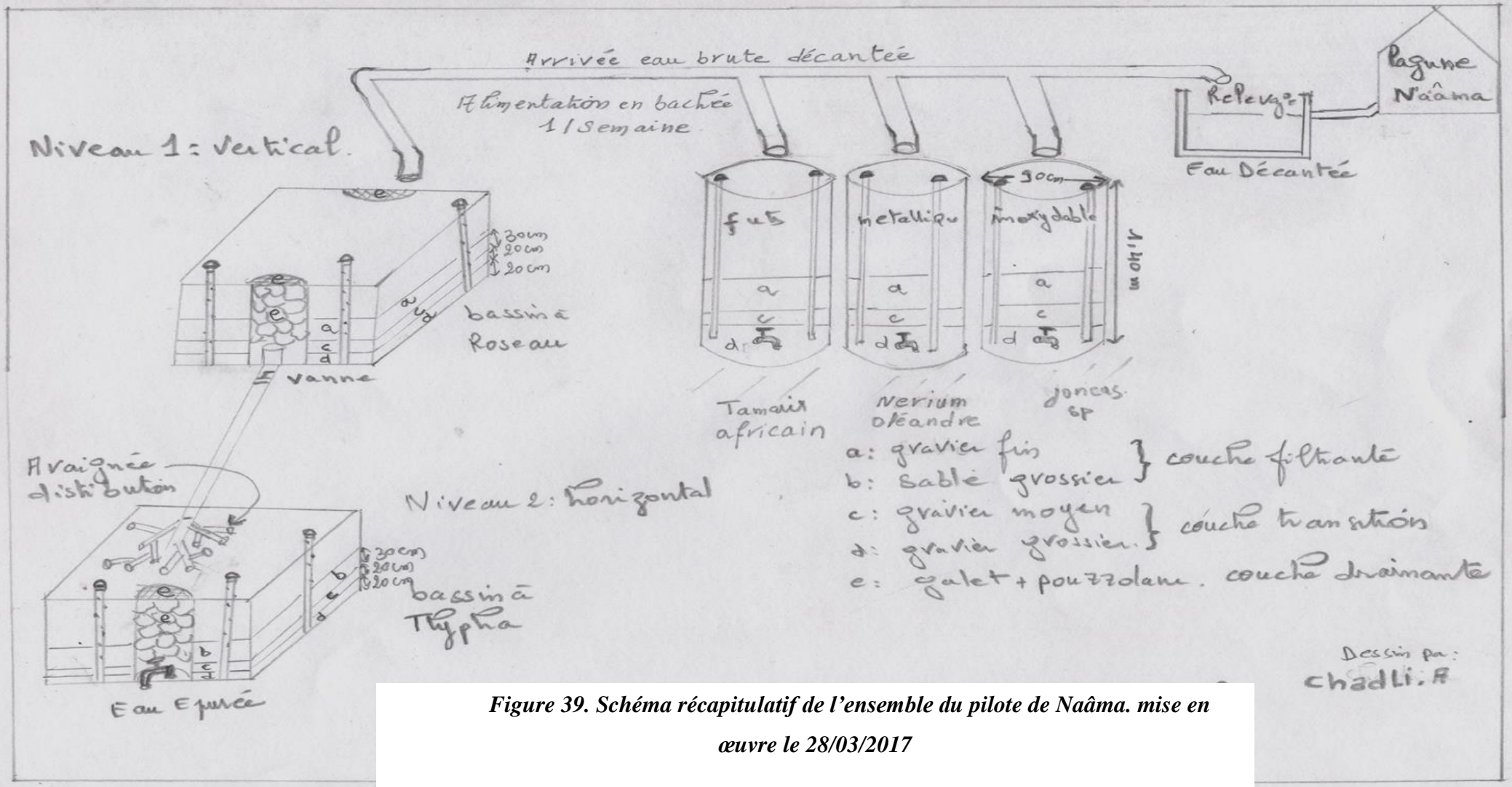


Figure 39. Schéma récapitulatif de l'ensemble du pilote de Naâma. mise en œuvre le 28/03/2017

Le pilote Mécheria : Le dispositif préparé est constitué de trois baquets, la figure 40 explique le principe de fonctionnement. L'efficacité de *Lemna minor* pour traiter les eaux usées domestiques a été évaluée dans le cadre d'une expérience en pleine nature « in situ ».

Photo 3. Site aménagé pour la phytoépuration, ONA/Mécheria (Chadli, 2017).

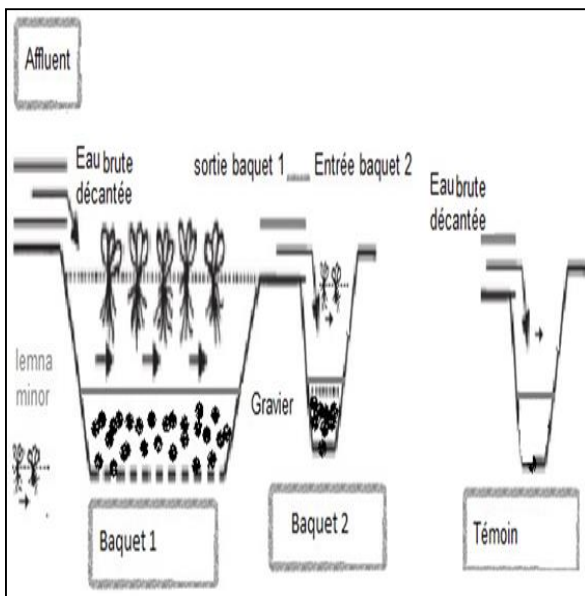


Figure 40. Schéma de Principe de fonctionnement de pilote expérimental (Figure.ZHC²⁰ avec macrophytes librement flottant. Sur la base de Vymazal, (2001) modifier par A. CHADLI)

²⁰ ZHC : zone humide construite

2.3.1 Le matériau de garnissage

La qualité des matériaux filtrants est une condition primordiale pour le bon fonctionnement du filtre (durée de vie, fonctionnement épuratoire).

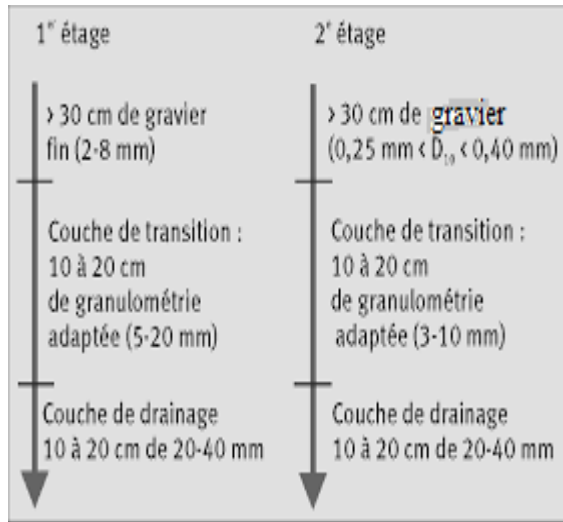
Les graviers et sables utilisés doivent être roulés, lavés (absence de fines) et siliceux. Le garnissage des deux unités pilotes est identique sauf pour la première couche filtrante (étage 2, lit avec massettes) nous avons remplacé le gravier fin avec du sable siliceux d'origine alluvionnaires avec un coefficient d'uniformité inférieur ou égale cinq (voire planche analyse granulométrique en annexe). Les deux unités sont équipés d'un embout de sortie pour évacuer les eaux de percolation (eau traitée) et sont remplis du bas vers le haut par un matériau alluvionnaire d'origine sablière oued Asla le profil granulométrique est représenté par *la Fig.41*. Le massif filtrant constitué d'un substrat minéral d'une granulométrie soigneusement choisie, nous avons basé sur les critères de Cemagref dans la conception de notre pilote.

L'intérieur des cinq cuves se compose d'une couche de gravier (inerte) fin 2 - 8 mm en surface sur 30 cm pour la rétention des matières particulaires. Les couches suivantes sont composées de 20 cm de gravier fin 3 - 20 mm puis de gravier grossier 20-40 mm ensuite la couche drainante galets 40 - 60 mm. Et pour éviter le colmatage de conduites perforées on étale, sur une longueur de 1 m, au début et à la fin du bassin des pierres de pouzzolane de 32 à 128 mm de diamètre.

Le deuxième étage se compose d'une couche drainante de 20 cm de gravier grossier (20 à 60 mm) ensuite une couche de transition de 20 cm constituée de gravier fin (3 à 20 mm), et la couche filtrante supérieure de 30 cm de sable grossier (2 à 8 mm) avec une couche de pouzzolane au niveau du gabion d'évacuation.

La pouzzolane a été placée également au niveau de regards a été choisie pour sa macroporosité, trois fois plus élevée qu'un gravier siliceux, qui permet d'augmenter la densité en microorganismes (*Prigent et al., 2012*) proviennent de la carrière SACOA, Benisaf, (Algérie). Ce matériau est utilisé pour tamponner le pH de l'effluent à l'issue de la nitrification des effluents. La pouzzolane (*Fig.42*) c'est une pierre qui ne se dégrade pas dans l'eau et qui n'interagit pas avec elle au niveau du PH (contrairement au calcaire par exemple), de nature minérale : ici ce qui compte c'est de ne pas utiliser des substrats

organiques, poreuse : elle laisse toujours passer l'eau, ne se colmate pas facilement et abrite de très nombreuses bactéries²¹.



**Figure 41. Profil de garnissage de matériaux
(Pilote Mécheria)**

Figure 42. La pouzzolane

2.3.2 Dimensionnement

Les données générales de dimensionnement pour les stations à FPR sont (**RMC et RM, juin 2005**) :

1 ^{er} étage	2 ^{ème} étage
- 1,2 à 1,5m ² /EH 1 point de répartition pour 50m ² Couche filtrante : 30cm – gravier fin 2/8mm Couche de transition : 10-20cm – graviers 5/10mm Couche drainante : 10-20cm- graviers 20/60mm	- 0,8 à 1m ² /EH 1 points de répartition pour 5 m ² Couche filtrante : 30cm minimal de sable alluvionnaire siliceux 0,25mm<d ₁₀ ²² <0,40mm CU ²³ <5 Teneur en fines < 3% en masse Teneur en calcaire CaO < 20% en masse Couche de transition : 10 à 20cm – graviers 3 à 20mm Couche drainante : 10 à 20cm – graviers 20 à 60mm

²¹ <http://www.ciment.wikibis.com/pouzzolane.php>. Consulté le 6-03-2017

²² d₁₀ : diamètre laissant passer 10 % de la masse d'un sable

²³ CU : coefficient d'uniformité

2 à 5 cm de lame d'eau sur toute la surface du massif filtrant alimenté Débit minimum d'alimentation 0,5m ³ /m ² /h 6 à 8 bâchées/j lame d'eau de 30 cm/j (temps sec) ; lame d'eau admissible 4 plants/m ²

Source : Groupe français « macrophytes et traitement des eaux », Agences de l'Eau RMC et RM, juin 2005)

2.3.3 Alimentation

Le pilote Naâma : L'alimentation des lits est faite avec des effluents bruts provenant de la station de relevage de lagune de Naâma (photo 4) trois fois par semaine. La lame d'eau totale des bâchées n'a jamais dépassée 7 cm. L'alimentation du filtre se fait généralement par bâchées : l'effluent s'accumule dans un réservoir en amont, puis un dispositif automatique d'alimentation permet de déverser un important volume d'effluents une fois par semaine sur le filtre. Le deuxième étage (filtre à masette) est alimenté avec des eaux ayant subies une première filtration dans le 1^{er} étage (filtre à roseau).

Un suivi intensif des filtres expérimentales a été conduit après 18 mois de mise en régime en 28 mars 2017 et octobre 2018 en présence de biomasse végétale (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Tamarix africana*, *Nerium oleander*, *Juncus sp.*) a été faucardée en octobre 2018.

La diffusion de l'oxygène atmosphérique dans la partie drainante des filtres est généralement réalisée par un drain d'aération situé dans le fond du bassin. Il permet aussi la récupération de l'effluent traité. L'utilisation de cinq drains d'aération (Ø 10 cm) disposé de 10 perforations (Ø = 5 mm) reliés à l'atmosphère, l'un placé dans la partie drainante et les autres au niveau intermédiaire et les extrémités du filtre, a pour objectif une augmentation de l'activité biologique en périphérie des drains (*Salomo et al., 2009*). A titre comparatif, l'utilisation d'un seul drain d'aération a montré des performances limitées en azote.

Le pilote Mécheria : Le niveau d'eau a été maintenu à 25cm sous la surface du substrat. Le premier Baquet été alimentés par des eaux usées décantées (sortie de décanteur) de la station à boue activée. L'eau de sortie Baquet 1 alimente le Baquet 2 selon *la Fig. 40*, et le Baquet Témoin de contrôle reçoit uniquement de l'eau usée brute. Les pilotes ont été installés à l'extérieur pour se rapprocher des conditions réelles.

Photo 4. Effluents bruts de la station de relevage de lagune de Naâma (Chadli, 2017).



2.3.4 Le compartiment macrophytes

Les macrophytes appartiennent au groupement des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires et rhizomateux très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée. Le développement de nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (Avril à Octobre). Le *Phragmites* peut même supporter des périodes de gel dont l'action est positive sur la déshydratation des boues et donc sur le décolmatage (phénomène gel – dégel – rétraction) (Esser, 1999).



Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'épuration des eaux. Leur développement est fort en zones lenticues des rivières (Dajoz, 1985).

🌿 **Pilote Naâma** : Les plantes utilisées sont des jeunes tiges. Au début elles sont surveillées pour une période d'adaptation d'un mois, après cela, l'échantillonnage a commencé pour une période de 12 mois.

Le 1^{er} étage est planté de roseaux communs : *Phragmites australis*.

Le 2^{ème} étage est planté de *Typha latifolia*.

Tableau 19. Les deux macrophytes de la première unité pilote Naâma

Équipements	Stations équipées	Remarques
<p><i>Phragmites australis</i> Nom commun : Roseaux communs</p> 	1 ^{er} étage	<p>Plante vivace robuste et très rustique peut atteindre 3 m de hauteur, formant un réseau de rhizomes se développant jusqu'à 60 cm de profondeur.</p> <p>Se développe dans les milieux humides riches en éléments nutritifs (eaux usées).</p> <p>Peut supporter une hauteur d'eau variable de 0 à 1 mètre et plus.</p> <p>Empêche le colmatage Assure l'aération</p>
<p><i>Typha latifolia</i> Nom commun : Massette - Quenouille</p> 	2 ^{ème} étage	<p>Plante herbacée atteignant 2 m de haut et de 0 à 40 cm en profondeur.</p> <p>Espèce vivace par son rhizome enfoncé dans la vase.</p> <p>Plante assez fréquente, vivant dans les eaux tranquilles riche en éléments nutritifs.</p> <p>Type de roseaux capable de se développer dans des eaux moins chargées.</p>

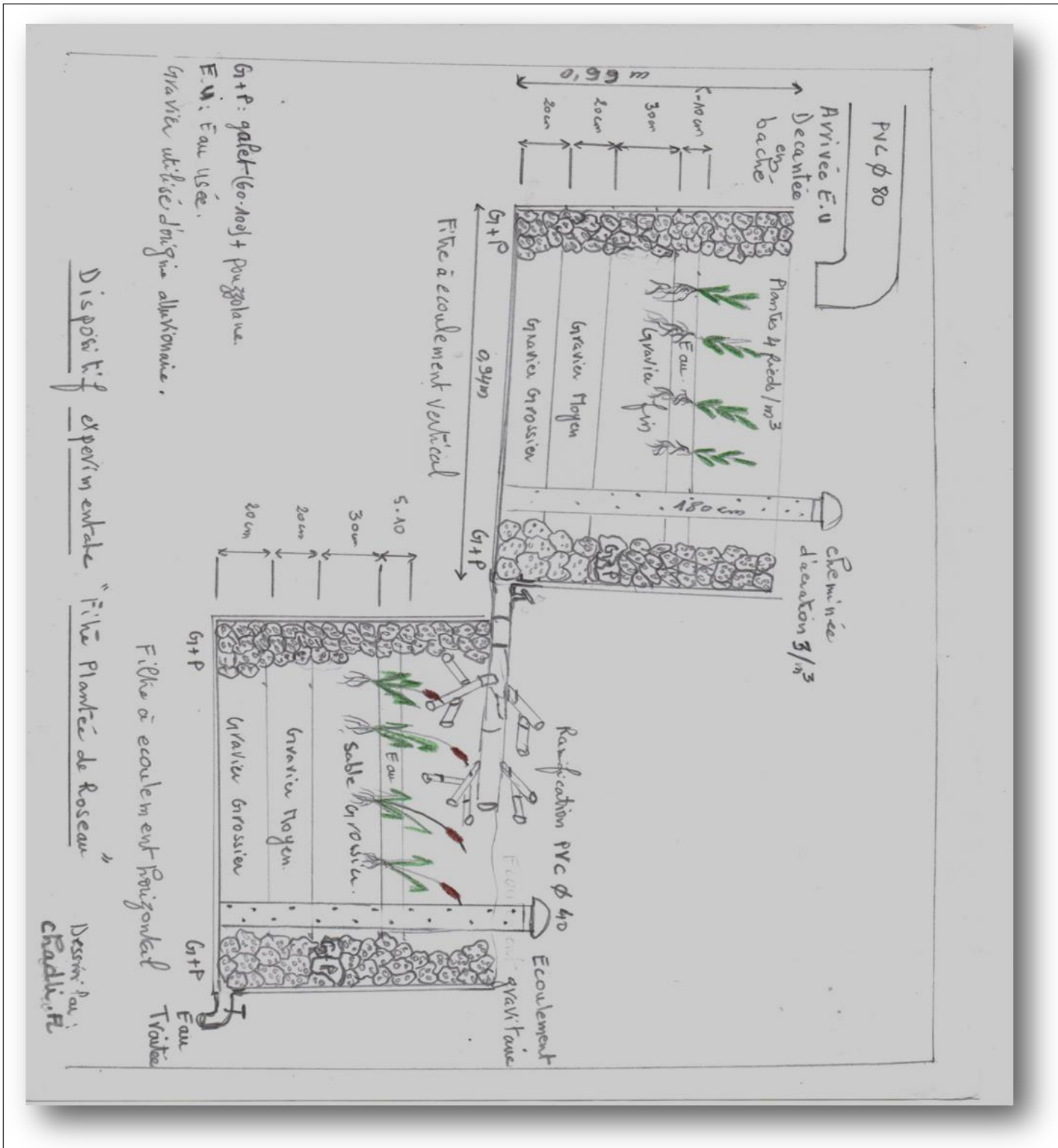


Figure 43. Schéma de la première unité filtre planté à deux étages pilote Naâma.

✿ **Pilote Mécheria :**

Le matériel végétal utilisé dans cette étude a été récolté dans une zone rurale éloignée de toute source de pollution (*Photo 5*). Après l'avoir nettoyer, il a été transféré au laboratoire et placé dans des bacs remplis d'eau de robinet pendant 48h pour adaptation. Après cette phase de latence, nous avons introduit les petites lenticules dans des Baquets en plastique de 80 cm de diamètre et 50 cm de profondeur contenant de l'eau usée brute décantée (*Photo 3*) à raison de 500 gr de lentilles d'eau par Baquet.

Le choix de la lentille d'eau *Lemna minor* s'avère être la meilleure alternative pour notre cas car cette espèce serait plus indiquée dans des applications en phytoremédiation des eaux résiduaires en particulier des métaux lourds (*Zayed et al., 1998 ; Khellaf & Zerdaoui 2009*), vu sa tolérance et sa productivité en biomasse et ces besoins en phosphore et azote considérables.

Lemna minor est une souche de laboratoire qui a été longtemps étudiée pour la décontamination des eaux usées vu sa tolérance et sa productivité en biomasse et ces besoins en phosphore et azote considérables.

Elle se présente sous la forme de colonies (libres ou reliées entre elles par un fin pétiole) composées au minimum, de 2 à 4 feuilles aplaties et lenticulaires de taille réduite (2 à 4 mm). Chacune possède une racine filiforme, transparente et d'un fin diamètre.

Bien qu'une reproduction sexuée soit possible, elle est très rare que ces végétaux se reproduisent la plupart du temps par multiplication végétative sous la forme de bourgeonnements successifs latéraux.

Chaque fronde mère peut donner naissance de 10 à 20 frondes et a une durée de vie limitée de 3 à 7 semaines, d'où le caractère parfois envahissant du développement de ces végétaux (*Cauzzi, 2007*).



Photo 5. Lentille d'eau (*Lemna minor*)
(Photo Chadli, 2017)

Photo 6. *Typha latifolia* zone humide Asla wilaya de Naâma (Chadli, 2017)



Photo 7. *Nerium oleander*, Laurier rose placé en pilote Naâma (Chadli, 2017)

Drain d'aération

***Photo 8. Pieds de massette
placé en 2eme étage avant
alimentation, pilote Naâma
(Chadli, 2017)***



***Photo 9. Roseaux placé en
1er étage, pilote Naâma
après six mois de la mise en
marche (Chadli, 2017)***

3 Matériels & Méthodes

3.1 *Suivi des pilotes*

Un rythme de suivi d'une fois par semaine a été établi (avec les agents de l'ONA Naâma) pour assurer l'alimentation en eau sur la totalité de la durée expérimentale. La continuité du suivi nous a permis d'une part d'établir à partir de quel moment le pilote était stabilisé, et d'autre part de suivre l'évolution de la biomasse végétale. L'étude à l'échelle du pilote permet d'évaluer spécifiquement la performance de chaque étape de traitement ainsi que d'apprécier le comportement du FPR dans des conditions climatiques extrêmes. La période de basses températures, allant de Novembre à Février, sont à l'origine de l'intensité de gelées hivernales qui peuvent se traduire par des dégâts végétatifs tels que les nécroses, la période de hautes températures, s'étalant de Juin à Octobre, peut provoquer l'échaudage par suite de l'augmentation de transpiration.

3.2 *Analyse des échantillons*

3.2.1 *Le sable*

Le sable a été utilisé en 2nd étage au niveau Bac à masette FPM. La couche filtrante de 30 cm est constituée de sable alluvionnaire siliceux 0,25 mm < d < 0,40 mm CU5 Teneur en fines < 3% en masse Teneur en calcaire CaO < 20% en masse.

Le choix du milieu granulaire fin composant les filtres verticaux est déterminant pour leur bon fonctionnement. En effet, il est nécessaire de trouver un compromis entre le risque de colmatage dans le cas où le support granulaire est trop fin, et la conservation d'un temps de séjour suffisant, qui diminue dans le cas où il est trop grossier (*Berland et al., 2001*).

Le sable est le support le plus couramment utilisé. Il est caractérisé par sa granulométrie, qui est la courbe pondérale cumulée qui donne le pourcentage massique des grains le composant en fonction de leur diamètre, par sa porosité, qui est la fraction porale

occupée par l'air, par la forme de ses grains, et par sa minéralogie. La courbe granulométrique permet de définir le d_{10} (mm), le coefficient d'uniformité CU (-), et le pourcentage de fines. Le d_{10} est le diamètre pour lequel la masse des grains d'un diamètre inférieur représente 10 % de la masse totale du sable.

Le CU donne une information sur l'uniformité de la distribution en taille des grains : c'est le rapport entre d_{60} et d_{10} . Un échantillon de sable sera dit homogène pour $CU < 3$. Le pourcentage de fines est le pourcentage massique de particules dont le diamètre est inférieur à 63 μ m. La forme des grains influe sur l'agencement de ceux-ci, sur la propulsion du sable au tassement (ce qui modifie la valeur de porosité), et sur les caractéristiques hydrauliques du sable (**Rolland et al., 2009**).

La porosité est aussi modifiée par la croissance bactérienne et le dépôt de MES dans l'espace poral. La minéralogie du sable influe sur les constantes physico-chimiques de l'effluent.

3.3 Analyse des solutions

Tous les échantillons ont été immédiatement conditionnés pour l'analyse. Ils ont été divisés en trois aliquotes. Les 1^{ères} aliquotes ont été utilisées pour la mesure du taux de MES selon la norme NF T 90-105. Les 2^{èmes} aliquotes ont été filtrées à 0,45 μ m (rampe de filtration inox) afin d'analyser divers paramètres microbiologiques. Les 3^{èmes} aliquotes destinées pour l'analyse des paramètres en solution tels que la DCO et DBO_5 les concentrations en $N-NH^4$, $N-NO^3$ et $P-PO^4$.

La plupart des mesures sur les performances épuratoires des polluants a été réalisée au laboratoire STEP Mécheria à partir de techniques normalisées. La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés in-situ à l'aide d'une sonde numérique multi-paramètres. Les concentrations en DCO, $N-NO^2-$, $N-NO^3-$, $N-NH^4+$, N_{TOT} ont été déterminées par absorbance à l'aide d'un spectrophotomètre Hach UV/VIS, La mesure de l'oxygène dissous a été effectuée à l'aide d'un oxymètre de type « W T W : microprocessor OXY.96 ». . De plus, des analyses complémentaires ont été effectuées au laboratoire agréé ISOLAB (Sidi Bel Abbès).

3.3.1 Mode d'échantillonnage

Selon le guide de prélèvement pour le suivi de la qualité des eaux dans l'environnement (*FD T 90-523-2, 2008*), l'échantillonnage a été effectués au cours d'une bâchée complète en entrée et en sortie du pilote expérimental et ce, à partir du 5ème jour d'alimentation pour le pilote Mécheria et après un mois d'adaptation pour le pilote de Naâma. Lors d'une bâchée, un seau a été placé au niveau de l'arrivée de l'effluent brut pour obtenir un échantillon représentatif de la qualité des ERU. Un volume de 500 ml de l'effluent traité a été récupéré en sortie de chaque Baquet et Témoin selon trois dates :

Pilote Mécheria : la première période après 5 jours de traitement (T1), la deuxième (T2) après 10 jours de traitement et enfin la troisième (T3) après 20 jours de traitement.

Pilote Naâma : après chaque mois depuis sa mise en route jusqu'à la période de faucardage.

3.3.2 Choix des points d'échantillonnage

Afin d'évaluer les performances à chaque étape de traitement, six points d'échantillonnage ont été choisis pour le **pilote Naâma** :

1. [Entrée] eaux usées non traitées entrée EUB,
2. [Sortie B1] effluent du filtre à Roseau FPR,
3. [Sortie B2] effluent du Filtre à massette FPM,
4. [Sortie B3] effluent du filtre à Laurier B3.
5. [Sortie B4] effluent du filtre à jonc B4.
6. [Sortie B5] effluent du filtre à tamarix B5.
7. Sortie bac de contrôle non planté Témoin

Pilote de Mécheria :

1. eaux usées non traitées après décantation
2. sortie Baquet 1
3. sortie Baquet 2
4. Baquet non planté Témoin

3.3.3 Première campagne de prélèvement

La première campagne de prélèvement a été effectuée en 2017. Elle avait notamment pour objectif d'évaluer la qualité d'effluent traités ainsi que le suivie de la morphologie des espèces végétales. La croissance végétale est suivie par la mesure mensuelle de la longueur des tiges à l'aide d'un ruban gradué en millimètre.

3.3.4 Deuxième campagne de prélèvement

La deuxième campagne de prélèvement, effectuée en 2018, s'est concentrée sur le matériel végétal. Elle avait pour premier objectif de réaliser un échantillonnage le plus représentatif possible de la biomasse végétale dans l'ensemble de filtres et ensuite d'étudier le phénomène de bioaccumulation des métaux lourds par ces derniers. Les végétaux sont faucardés tous les six mois environ sur une période de teste globale de dix huit mois.

Échantillonnage des plantes

On a prélevé les échantillons végétaux au sein des différents bassins de façon représentative, le premier échantillonnage. Chaque échantillon a été placé dans le laboratoire sur papier absorbant pendant 15 jours, puis séché (autoclave 180°C pendant 40 min) voir *Photo 10*.

Trois parties ou compartiments au niveau de chaque espèce ont été traitées : Feuilles, Tiges, Racines ou Rhizome.

Les échantillons étaient séparés, nettoyés et préparés avec soin. Nous avons traité ainsi 99 compartiments végétaux. Le dosage d'éléments traces métalliques (Cu, Zn, Fe, Mn) a été effectué à l'Université de Marrakech.

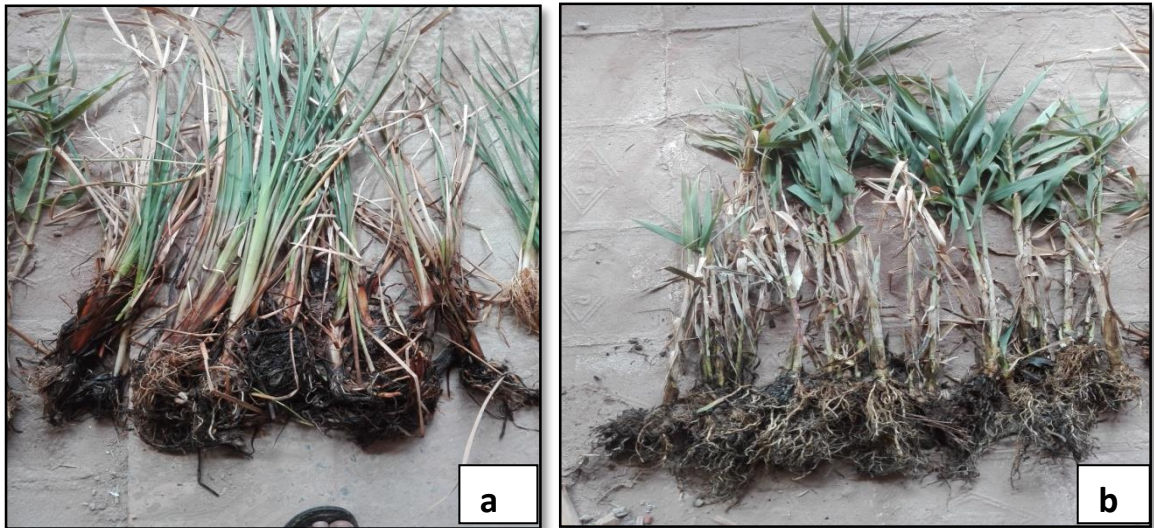


Photo 10. Faucardage après six mois de mise en marche de pilote

a/ *Typha latifolia* BAC 2 ; b/ *Phragmites australis*

3.4 Méthodes d'analyses

Plusieurs méthodes d'analyse physico-chimique ont été utilisées pour caractériser à la fois la qualité physicochimique et microbiologique de l'effluent traité. Les méthodologies expérimentales sont détaillées en Annexe.

Les analyses sont effectuées en trois répétitions (triplicats) par paramètres étudiés au niveau du laboratoire d'analyses de la STEP de Mécheria. Les mesures des paramètres physicochimiques ont été effectuées selon les méthodes standards d'analyse des eaux usées décrites et publiées par HACH (2004). Pour les analyses microbiologiques l'échantillonnage a été procédé selon la norme (NF EN ISO 19458,2006) et le mode opératoire a été basé sur la technique membranaire avec des pores de taille 0,45µm. (NF EN ISO 9308-1, 2000).

3.5 Analyse statistique

Les données obtenues ont été traitées à l'aide de logiciel XLSTAT version 2016. Nous avons utilisé le logiciel XLSTAT pour analyser les résultats physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées traités par les différents filtres plantés des macrophytes. Des statistiques descriptives (moyenne \pm écart-type) entre les éléments physico-chimiques sont tout d'abord présentées, ensuite la corrélation entre les différents paramètres de pollution et l'évaluation des valeurs significatives sont déterminées. Une analyse des données est déterminée par L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) qui permet de vérifier la signification des différences entre les produits physico-chimique et biologique . Ce test permet de déterminer l'efficacité et le rôle des plantes aquatiques dans l'élimination des polluants des eaux usées.

Un tableau de contingence est une manière efficace de résumer la relation entre deux variables qualitative sa distance du khi² a été proposée pour mesurer la distance entre les modalités. La somme de ces distances pour l'ensemble des cases du tableau donne la statistique du khi² qui suit asymptotiquement une loi du khi² à $(m_1-1)(m_2-1)$ degrés de liberté. Cette statistique permet de tester l'hypothèse d'indépendance entre les lignes et les colonnes du tableau de contingence.

Nous avons appliqué les tests de Shapiro-Wilk et celui de Jarque-Bera, Anderson-Darling et Lilli-fors pour tester la normalité de rendement des paramètres mesurés et le temps de séjour hydraulique pour le pilote Mécheria.

La performance comparée du Témoin, du Baquet 1 et du Baquet 2 (pilote Mécheria) est testée par l'utilisation du test de MANOVA²⁴ à un niveau de signification de 5% (Test de Roy, Test de Pillai, Test de Hotelling-Lawley) et le test de ANCOVA²⁵ pour comparer des échantillons appariés. Et les interactions entre différents variables et observation ont été mobilisées à l'aide d'ACP²⁶.

²⁴MANOVA : Analyse de variance multivariée

²⁵ ANCOVA : Analyse de covariance

²⁶ACP : Analyse en Composantes Principales

Chapitre VI

Résultats & Discussions

1 Les paramètres rechercher

L'évaluation des performances épuratoires du dispositif (pilote) expérimental dans l'élimination et/ou l'abattement simultané des paramètres de pollution en particulier la pollution dite organique passe à travers le suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques à savoir : les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), les formes d'azote : azote ammoniacal NH_4^+ , nitrite NO_2^- et nitrate NO_3^- et les formes de phosphore P-PO_4^{3-} , ainsi que les paramètres microbiologiques.

Au contre partie tenter de comprendre l'influence des conditions de fonctionnement sur les performances épuratoires de ces procédés qui pourraient alors, avantageusement remplacer le système de lagunage aérée qui consomme beaucoup d'énergie et demande plus d'entretien et d'effectif ,nécessitent généralement des temps de séjours trop long et des espaces très importants et incommodants.

2 Les normes Algérienne de rejet des eaux usées

Les eaux usées collectées, dans les réseaux urbains ou les eaux usées directement émises par les industries, ne doivent être rejetées dans un milieu récepteur naturel (rivière, lac, littoral marin, ou terrain d'épandage) que lorsqu'elles correspondent à des normes fixées par voie réglementaire (*Metahri, 2012*).

Les eaux usées doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre tout type de pollution. Pour cela, avant d'interpréter nos résultats il faut connaître les concentrations limite de rejet à ne pas dépasser en ce qui concerne les matières carbonées, les matières azotées et les matières phosphorées et les paramètres physico-chimiques de pollution que nous avons consigné en Annexe.

Le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993, du Journal Officiel de la République Algérienne réglementant les rejets d'effluents liquides dans son chapitre I, article 2, fixe, en son annexe 1, les valeurs limites de ce rejet.

Ces mêmes valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire ; le Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section 1, article 3. La réglementation distingue les stations qui rejettent en zone non sensible et celle qui rejettent en zone sensible à l'eutrophisation ; en zone non sensible, seules les

normes concernant les matières carbonées sont à respecter. Dans notre cas, les effluents sont déversés dans une zone sensible la Sebkha c'est pour cela qu'il faut contrôler les flux d'azote, de phosphore, le pH, les MES, la DBO5 et la DCO.

3 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques Pilote Naâma

3.1 Typologie des Eaux Résiduaires Urbaines (ERU) admises à la station de traitement

Les renseignements qui peuvent être tirés de ces analyses (*le Tab.20*) ; montrent une pollution de caractère urbain de ces eaux et permettent de confirmer qu'un procédé biologique d'épuration précédé par une phase de prétraitement peut être adapté à leur traitement.

Le rapport DCO/DBO en moyenne est de l'ordre de $2 < 2,5$ et la valeur de DCO est de $613,317 \pm 116,946$ mg/L, qui sont caractéristique des apports habituellement rencontrés dans les effluents domestiques, montrent la possibilité de la biodégradation de ces eaux.

Les valeurs de DBO5, N, P montre un apport suffisant en azote et en phosphore pour assurer un développement microbien et la dégradation de la pollution organique.

L'azote et le phosphore sont les nutriments nécessaires à tout développement de micro-organismes épurateurs. Leurs valeurs sont rapportées à la DBO5 contenue dans le milieu en terme de rapport DBO5/N et DBO5/P et représentent la fraction minimale nécessaire en ces éléments pour l'élimination de la DBO5 contenue dans l'eau à traiter.

Les éléments inhibant les croissances bactériennes comme les métaux lourds doivent être identifiés et éliminés.

Tableau 20. Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent d'alimentation.

Paramètres	Unité	Observations	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
T°	—	7	23,000	32,000	28,083	3,246
PH		7	6,780	8,470	6,977	0,552
Conductivité	Ms/cm	7	997,000	1759,000	1300,167	291,398
DBO5	mg O ₂ /l	7	153,000	393,000	277,167	77,733
DCO	mgO ₂ /l	7	501,900	819,000	613,317	116,946
NH ₄	mg/L	7	37,400	98,900	76,517	26,667
NO ₃	mg/L	7	15,100	35,000	20,875	6,683
PT	mg/L	7	8,950	71,000	25,125	21,950
NT	mg/L	7	49,000	79,500	58,317	11,020
MES	mg/L	7	372,000	933,000	602,167	218,461
PO ₄	mg/L	7	47,000	64,000	56,833	5,145

3.2 Rendements épuratoires

L'interprétation des résultats a été essentiellement basée sur le rendement épuratoire des paramètres physico-chimiques et microbiologique, calculés par la relation suivante (Petemanagnan et al., 2008).

$$\text{Rendement (\%)} = \frac{(X_{ERU} - X_f) * 100}{X_{ERU}}$$

XERU = Concentration du paramètre considéré dans l'ERU appliquée sur le lit,

Xf = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat.

Tableau 21. Taux de performance du pilote Naâma dans l'abattement des paramètres de pollution.

	Entrée	A la sortie FPR			A la sortie FPM		
			Rendements (%)			Rendements (%)	
MES (mg/L)	602,167	26,33	95		17,20	97	
DCO (mg/L)	613,317	61,07	89		58	90	
DBO5 (mg/L)	237,167	16,5	91		10	93	
pH	6,47	7,61	/		7,67	/	
		Rendement épuratoire globale par paramètre (%)					
		DBO5	DCO	MES	NH4	NT	Pt
Valeurs de notre pilote		92	89,5	96	95	43	88
Valeurs moyennes observées par CEMAGREF ²⁷		90	85	90	85	45	40

²⁷Moyenne des performances observées sur les installations du bassin Rhin Meuse sur les années 2000 à 2005
Source : Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin Meuse (AERM, Juillet 2007).

3.3 Évolution de la biomasse pour les deux étages de FPR

Pendant la durée de l'expérimentation, les plantes grandissent de manière exponentielle pour atteindre les hauteurs maximales de 109 ± 17 et 90 ± 15 cm, respectivement pour le roseau, et les massettes (Fig.44). Les résultats des paramètres biomorphologiques (Hauteur des tiges) de *P. australis* et *typha latifolia* produite au premier, second faucardage a augmenté considérablement.

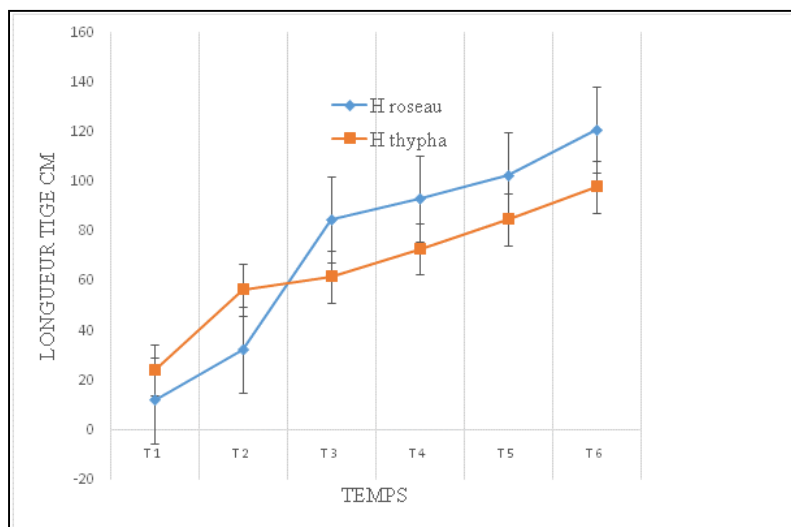


Figure 44. Profil de croissance de *P. maximum* durant trois mois de vie sur les lits plantés.

3.4 Évolution des paramètres physico-chimiques pour les deux étages de FPR

3.4.1 Évolution de pH sur l'ensemble de pilote

Ce facteur est considéré comme indicateur de plusieurs activités biochimiques, dont la photosynthèse et la biodégradation de la matière organique (*Edeline, 1980 ; Bambara, 1985*). La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux.

Il est important pour la croissance des micro-organismes épurateurs qui ont généralement une large plage de pH allant approximativement de 5 à 8. Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5 (*USEPA, 1990*), c'est le cas de nos conditions opératoires dans les deux étages de pilote expérimental. Des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent directement la viabilité et la croissance des micro-organismes (*Mara, 1980 ; WHO, 1987*), c'est pour cette raison qu'il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement, des valeurs hors normes peuvent bloquer toute la chaîne d'épuration (*Rodier, 1996*).

Comme le révèle les résultats reproduite sur *le Tab.21*, la valeur moyenne du pH de l'eau d'entrée utilisée dans cette étude c'est-à-dire les valeurs de pH enregistrées dans l'eau brute en aval de la station de Naâma sont en moyenne de $6,97 \pm 0,55$ durant la période d'expérimentation. ; Les valeurs relevées (*Tabl.20*) sont favorables à une épuration biologique. Cependant, à la sortie de FPR et FPM, les valeurs de pH des filtrats au sein de pilote présente une variation faible et converge vers une basicité légère de 8,49 en moyenne en allant de l'amont en aval du dispositif expérimental. Cette variation de la valeur de pH était statistiquement significative ($P < 0,01$).

Au niveau des deux étages (FPR, FPM) nous avons constaté une augmentation du pH qui cependant est restée dans une certaine fourchette de valeurs proches de 8. En effet, le filtrat issu du pilote planté de roseau FPR a donné des pH compris entre 7,97 et 8,1 tandis que celui du second étage a varié entre 7,2 et 8,5. Le test de Wilcoxon pour échantillons appariés indique une différence significative ($p < 0,05$).

Le pH selon les travaux d'*Abissy & Mandi (1999)* montaient une expérience dans la ville de Marrakech (Maroc) pour le traitement des eaux usées par plantes enraciner (le roseau), le pH à la fin du traitement est de $6,87 \pm 0,27$. Cette valeur est proche de la moyenne calculée durant notre travail qui sont justifié par la propriété de la pouzzolane à neutraliser le milieu.

Comme l'indique *la Fig.45* on note une alcalinisation du milieu qui est légèrement plus importante le premier mois d'alimentation par rapport aux deux mois suivants. Cette alcalinisation du milieu qui pourrait relever de différents facteurs dont le caractère de l'effluent d'alimentation un autre facteur pouvant entraîner une augmentation des pH (par apport le témoin pH=6,9) provient du métabolisme des plantes qui absorbent des nutriments à partir des eaux usées reçues. Globalement un équilibre électrostatique doit demeurer au sein des cellules végétales (*Heller et al., 1998*).

Au niveau du dispositif, malgré le phénomène d'évapotranspiration nous n'avons pas noté une diminution significative du pH (par apport l'eau brute) dans l'effluent, ceci peut être expliqué par le maintien d'un certain équilibre entre les composés chimiques durant le temps de traitement.

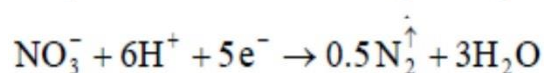
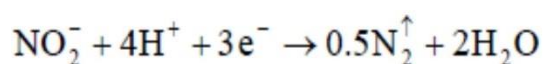
Les plus faibles valeurs ont été observées en Témoin fin d'automne et en hiver, tandis que les valeurs maximales sont attribuées à la période estivale. Lors de son passage dans FPR, l'eau usée a tendance à acquérir un pH plus alcalin. *La Fig.45* montre que lors de la nitrification la valeur du pH diminue de 8,2 à 7,4 et correspond à un domaine de croissance optimale des microorganismes (*Metahri, 2012*).



Figure 45. Évolution temporelle des valeurs de pH au sein pilote Naâma

Dans le lit témoin, le milieu pauvre en oxygène est propice au développement de bactéries hétérotrophes dénitrifiantes, une partie de l'alcalinité est restituée au milieu.

Selon *Metahri (2012)* il y a neutralisation des ions H^+ par l'oxygène de la dénitrification, ce qui réajuste le pH aux valeurs initiales. Contrairement à la nitrification, on



observe une disparition des ions H^+ qui se traduit par une augmentation de la valeur du pH de 8 à 8,4.

Le lit à massette FPM permet de corriger le pH en le rendant légèrement alcalin, ce qui inhibe la mise en solution bio-disponible des métaux en cas d'existence et facilite ainsi leurs précipitation.

Un autre effet des plantes est leur propension à modifier le pH. Ainsi, le pH de l'eau est issu de l'équilibre entre la capacité de tampon du système, la photosynthèse des algues et l'assimilation de l'azote. Une augmentation rapide du nombre de plantes et donc de leur photosynthèse permet d'augmenter le pH et subséquemment le taux de mortalité des bactéries. Certains systèmes montrent de grandes variations diurnes de pH, ce dernier pouvant atteindre 11 pour des hauts taux de photosynthèse. Cependant, ces plantes ont un impact négatif sur l'élimination des micro-organismes en atténuant la transmission de la lumière. Elles décroissent donc l'effet bactéricide de la lumière. Il est donc primordial d'opter pour un

équilibre entre le pH et la pénétration des rayons lumineux afin de maximiser l'effet bactéricide (*Fallowfield et al., 1996*).

3.4.2 Évolution de la température sur l'ensemble de pilote

La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire, étant donné le rôle qu'elle joue dans la solubilité des gaz, dans la dissociation des sels dissous et dans la détermination du pH (*WHO, 1987*). 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 (*El hachemi, 2012*) et est, de ce fait, directement liée à la vitesse de dégradation de la matière organique (*Mara et al., 1979*).

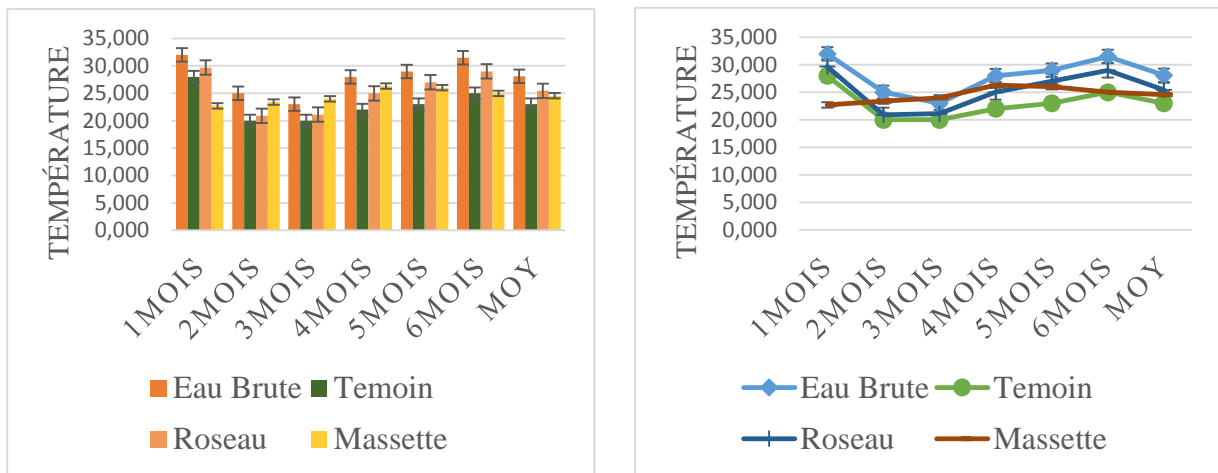


Figure 46. Évolution temporelle des valeurs de la température

Parallèlement, les cinétiques de nitrification sont ralenties pour des températures inférieures à 10 °C. Des études ont mis en évidence une diminution de la nitrification pour des températures inférieures à 5 °C (*Molle et al., 2005 ; Langergraber et al., 2009*).

Les écarts de températures n'ont pas été très étendus. Les valeurs moyennes de la température des eaux usées, qui semblent avoir une forte influence sur la qualité de traitement, ont montré une légère variation spatiales sur l'ensemble de pilote et allant généralement de 20 à 32°C avec une moyenne de $25,275 \pm 3,27$, ces variation sont en fonction de la saison (*Fig.46*).

Il est important de noter que, comme pour l'oxygène dissous, les températures peuvent présenter une variation selon le profil vertical des couches d'eau des bassins. La période de

stratification thermique est généralement attribuée à la période chaude (*Oudra, 1990 ; Cohu et al., 1994*). Cette période correspondrait, dans notre étude, à celle allant du mois d'Avril jusqu'au mois d'Octobre.

Il est également à préciser que, dans un écosystème aquatique, la fluctuation thermique a un impact sur le développement végétal, et ce par sa grande influence sur le taux de photosynthèse, la circulation des masses d'eau, et aussi, le processus d'assimilation et de recyclage des nutriments (*Rhee & Gothman, 1981*). En conséquence, les variations thermiques saisonnières ont toujours une influence significative sur la performance épuratrice des bassins de filtration (*Shelef & Azov, 1987*).

Une température élevée augmente l'élimination des micro-organismes. Cet effet peut s'expliquer de façon indirecte, par l'accroissement des populations de prédateurs (*Karathanasis et al., 2003 ; Decampet al., 1999*). Au contraire, à faible température (inférieures à 3°C), *Karathanasis (2003)* observe une faible réduction des coliformes fécaux. Il attribue cela à la faible activité métabolique des prédateurs microbiens et à la réduction en biomasse des racines qui limite la capacité de filtration. Notons cependant que de faibles températures influencent également directement la population de coliformes fécaux en diminuant leur survie.

3.4.3 Évolution des MES

L'évolution temporelle de la concentration moyenne des MES dans l'ERU et les filtrats des lits planté et témoin est présentée par *la Fig.46*, montre que le passage de l'effluent dans l'unité pilote permet de réduire les MES de l'effluent traité de 933 mg/L à une valeur moyenne de 6 mg/L satisfaisante comparée à la valeur des normes Algériennes de rejet qui est de 35mg/L. le taux d'abattement atteint un rendement de 97% par rapport le témoin 26% (443 mg/L). Les MES sont éliminées efficacement quel que soit les conditions opératoires sur un seul étage de traitement. Dans les conditions de cette étude, des résultats satisfaisants²⁸ sont obtenus, l'abattement supérieur à 90 % (*Photo11*).

²⁸Comparée à la valeur des normes Algériennes de rejet qui est de 35mg/L

Photo 11. Abattement de MES pour FPR (P2) et le FPM (P4) (Chadli, 2017)



La masse de la matière en suspension a nettement diminué. La densité du roseau qui présente un obstacle physique pour les particules surnageant permet de clarifier l'eau qui était au départ trouble, cette constatation est faite pour les deux étages (roseau et massette). La diminution de la MES au niveau du premier étage est de 95% et au niveau du dispositif complet de 96 % en moyenne.

Les concentrations des MES des filtrats oscillent en moyenne autour de 26 ± 11 et 17 ± 10 mg/L et 443 ± 186 , respectivement pour FPR, FPM et le témoin. Par ailleurs, les filtrats sont moins troubles avec un abattement moyen de la turbidité de 90,3 % pour FPR et 98,2 % pour FPM. La diminution de la concentration des MES dans les différents filtrats serait due à la filtration physique qui retient les matières grossières en surface et les plus fines, soit par blocage entre les pores, par interception et fixation sur les grains ou par interactions chimiques de type Van Der Waals (*Chachuat, 1998*). Toutefois, les filtrats FPR étaient plus troubles par rapport à ceux de FPM. Cette observation a été également faite par *Molle (2003)* qui l'a attribuée à la présence des plantes. Le développement du système racinaire et rhizomateux des plantes crée des tunnels dans le massif filtrant par lesquels des matières fines peuvent passer et se retrouver dans les filtrats. L'élimination de 95% des MES dans le lit planté est comparable à celle rapportée par *Molle et al. (2004)* (86 %) qui ont fait la synthèse des performances épuratoires du premier étage de 54 filtres plantés de roseaux en France.

Au niveau du dispositif, les particules organiques restent fixées dans les organes aériens. Les résultats de *Abissy & Mandi (1999)* montrent qu'après le traitement des effluents par le *Phragmites communis*, la MES diminue de 91%. Le traitement des eaux usées par le Vétiver diminue de 90,96 % la MES.

Ces résultats restent inférieur de 5% par rapport à les notre, néanmoins ils confirment que le traitement par macrophytes diminue nettement le taux de la matière en suspension.

L'expérience a déroulé 18 mois (un prélèvement chaque trimestre) ce qui entraîne logiquement une variation de la charge organique à traiter (Tab.20).

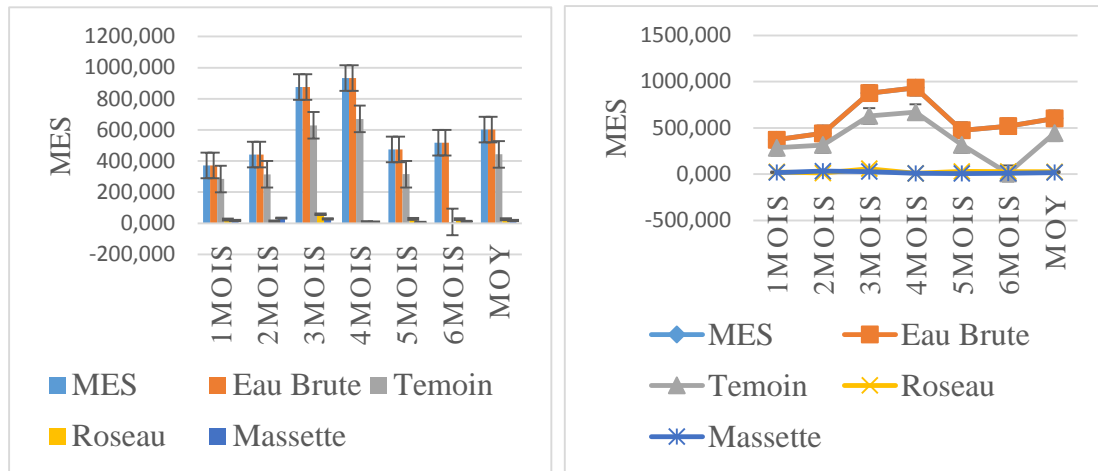


Figure 47. Évolution temporelle de MES au sein de pilote

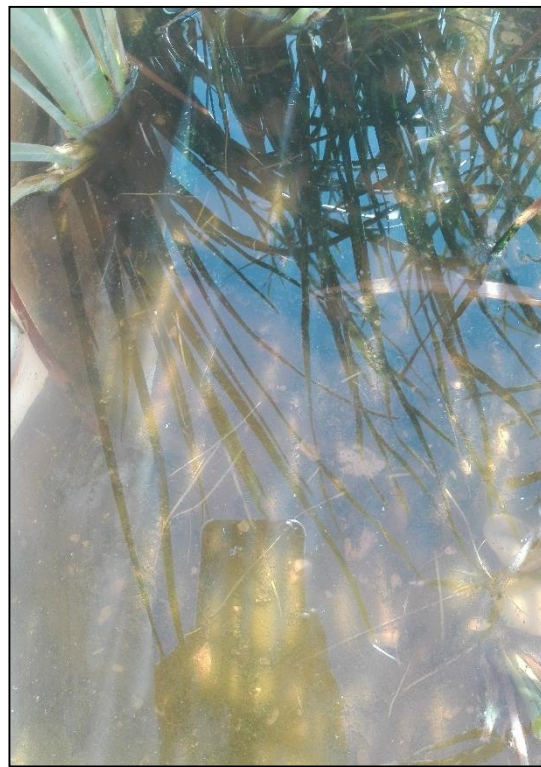


Photo 12. Abattement de la MES pour les deux étages de pilote prouver par le taux de la turbidité faible (Chadli, 2017)

3.4.4 Conductivité

Les résultats obtenus montrent que la conductivité électrique (CE) de l'ERU est supérieure à celle des filtrats finals issus des deuxièmes lits FPM. La diminution de la CE des filtrats du filtre à massette s'expliquerait par une rétention de sels dans les massifs filtrants. Ces sels peuvent être retenus par diverses réactions physico-chimiques et biochimiques (absorption, échanges ioniques, complexations, oxydation, neutralisation). Alors que la conductivité électrique des eaux à traité tend à augmenter lors de son passage dans les bassins à roseau FPR, les valeurs de conductivité sont restées supérieures à celles de l'ERU. L'analyse statistique indique une différence significative avec $p < 0,05$.

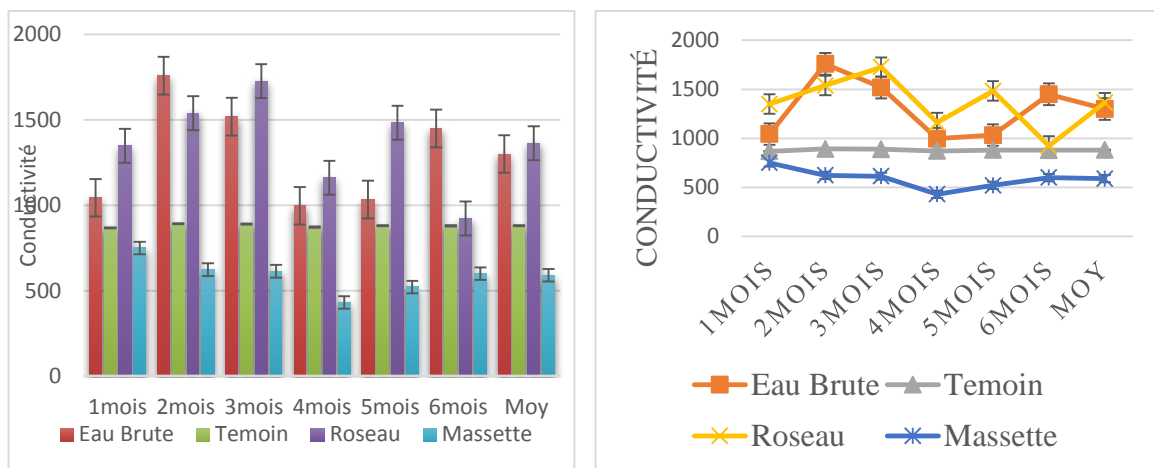


Figure 48. Évolution temporelle de la conductivité

Cette augmentation est plus marquée en période chaude, à partir du mois d'Avril. Le taux de CE du premier étage filtre à roseau est supérieur à celui de EB à l'exception pour le 2^{ème} et le dernier échantillon qui est due à la minéralisation de la matière organique inhérente à l'activité de la flore microbienne au sein du massif et particulièrement dans la zone rhizosphère. Ces résultats s'opposent à ceux obtenus par *Coulibaly et al. (2008)* qui mentionnent une augmentation de la CE dans les filtrats finals par rapport à l'ERU d'alimentation malgré l'utilisation du même type de sable. Cette différence de résultats serait liée au type de plantes utilisé et type de substrat. Les résultats d'épuration dépendent des espèces mais aussi des conditions expérimentales et environnementales voire même des écotypes de plantes, il est donc difficile de se baser uniquement sur les retours d'expériences pour la sélection des espèces épurateurs (*Susarla et al., 2002*).

L'augmentation de la conductivité au niveau du filtre à roseau pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs influence de :

- ✍ la typologie des eaux d'alimentation riches au départ en sels minéraux,
- ✍ la forte évapotranspiration qui est le facteur principal qui gère la fluctuation des concentrations des sels minéraux dans l'effluent.
- ✍ La nature de substrat
- ✍ Le développement racinaire

Cependant, les valeurs de conductivité relevées avec filtre planté de roseau restent largement supérieures à celles de Filtre planté massette tous les trois premiers mois, et sachant que les plantes font la différences entre les deux massifs d'une part et que d'autre part a donné un système racinaire deux fois plus long et trois fois plus volumineux que celui de massette (*Photo 13*), on peut attribuer la plus forte minéralisation du filtrat issu de Filtre planté roseau à un effet rhizosphère plus important lié à une meilleure colonisation du support racinaire par les bactéries. Cela est d'autant plus justifié que les racines et rhizomes offrent une plus grande surface de croissance aux bactéries et une plus grande aération de la zone qui constitue également un passage préférentiel de l'eau chargée de nutriments pour les bactéries, qui par voie de conséquence feront preuve d'une activité enzymatique plus importante (*Liénardet al., 2005*).

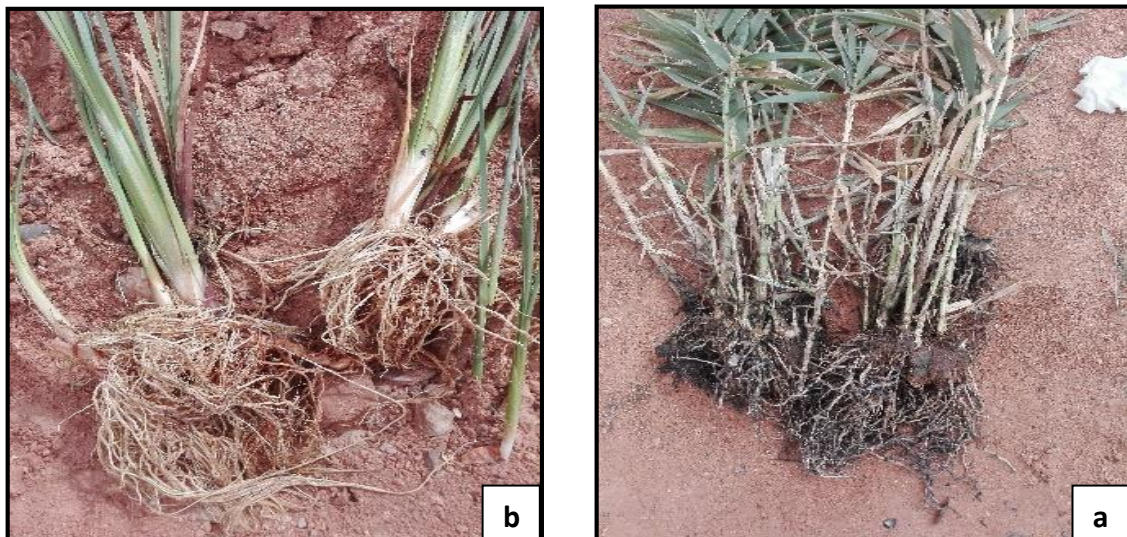


Photo 13. Aspect des racines après six mois de mise en marche de pilote

a/ *Phragmites australis* bac1 ; b/ *Typha latifolia* bac 2

Des travaux antérieurs ont montré que les éléments alcalins et alcalino-terreux que sont Na, Ca et Mg sont très peu utilisés par la plante (*Gu et al., 2006 ; Kohler et al., 2004*), leurs teneurs sont essentiellement affectées par l'adsorption sur le support granulaire qui peut se retrouver saturé avec le temps. *Xu & Jaffè (2006)* ont eux aussi noté un impact très important de l'évapotranspiration sur la concentration de certains éléments par traitement des eaux usées par filtre planté à écoulement vertical. Les travaux de *Morani & Giardini (2009)* faisant état d'une augmentation des concentrations de 89% en Na et 74% en Mg par rapport aux valeurs d'entrées, confirment nos résultats au niveau FPR. Les travaux de *Ouattara et al. (2008)* sur *panicum maximum*, font état d'une baisse de la conductivité par rapport aux valeurs de l'effluent d'entrée, qu'ils attribuent à une rétention des sels par le massif essentiellement c'est le cas de témoin et FPM. La Figure ci-dessous illustre la relation entre l'évolution de la conductivité en fonction de la température.

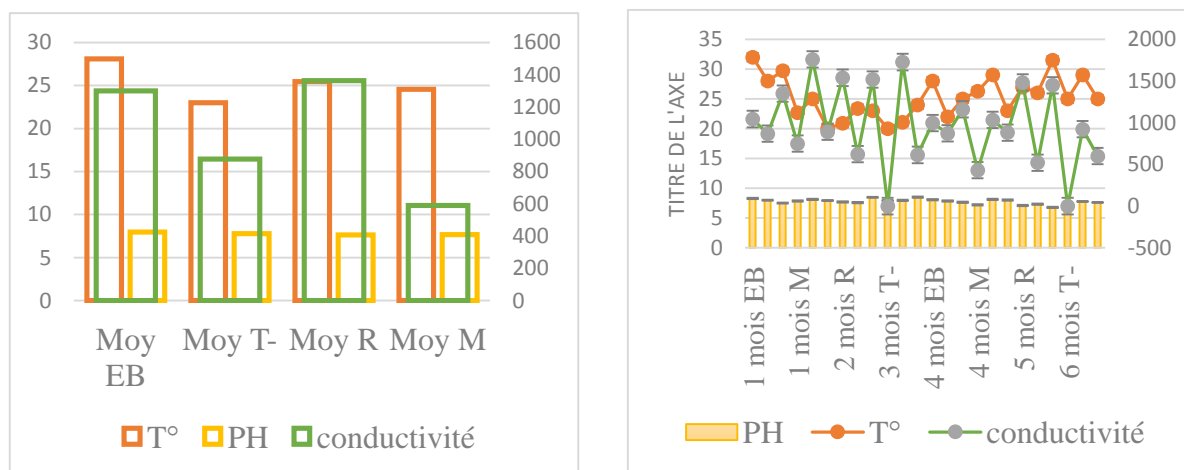


Figure 49. Évolution de la conductivité en fonction de la température au sein de pilote Naâma

3.4.5 Évolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

Sur la Fig.50 est représentée la variation de la DCO en fonction du temps au niveau des deux étages. Les taux d'élimination de la DCO affichent des valeurs plus élevées à la sortie de chaque filtre. La charge de la demande chimique en oxygène des eaux usées (DCO) oscille considérablement entre 52 mg O₂/l et 819 mg O₂/l au sein de pilote.

Les lits plantés FPR, FPM et témoin donnent des filtrats dont la concentration de la DCO est inférieure à celle de l'ERU d'alimentation. Les rendements épuratoires moyens sont respectivement de 89 et 90% pour FPR et FPM et 51% pour le témoin, avec des teneurs en DCO variant entre 52 mg O₂/l et 68 mg O₂/l pour le premier et une DCO variant entre 43 mg O₂/l et 58 mg O₂/l pour le second étage. L'analyse statistique des variables donne une différence significative entre les performances de FPR et FPM avec $p < 0,05$.

L'analyse de variance indique une différence significative ($p < 0,05$) entre l'élimination de la DCO dans le FPR, FPM et celle du témoin (51 %).

Les lits plantés ont donné un meilleur rendement épuratoire par rapport au témoin. Ce résultat est probablement lié à la présence des plantes. En effet la présence du *Phragmites australis* et *typha latifolia* contribuent à la diminution hautement significative des paramètres de pollution carbonée. D'après *Jong et al (1977) in Ramoul (1998)*, les macrophytes participent à la diminution de la DBO₅, DCO, et la MES. Nôrs résultats confirment ceux de *Jong et al (1977)*.

La présence de plantes va renforcer (catalyser, étendre) ce processus d'élimination : Les racines excrètent de nombreux composés dans le sol (sucres, acides aminés, etc.), qui constituent des sources d'énergie et stimulent les communautés microbiennes. Par exemple, les composés organiques exsudés sont une source de carbone pour les bactéries dénitrifiantes. L'importance de ce phénomène difficilement quantifiable, est estimée correspondre à 5 à 25% du carbone (C) fixé par photosynthèse par (*Brix, 1997, Vymazal, 2011*). De leur côté, (*Olson et al., 2003*), cités par (*Abbey et al., 2011*).

L'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) est presque entièrement due à des processus physiques tels que la filtration et l'adsorption plutôt que des processus biologiques associés à la communauté microbienne ou avec les plantes (*Ciria et al., 2005*). Ces résultats sont en accord avec certaines études rapportées dans la littérature, qui ont trouvé une meilleure élimination de la DCO soit en utilisant des macrophytes émergentes ou flottantes (*Kumari & Tripathi, 2014 ; Mishra et al., 2013*).

Les plantes apportent de l'oxygène dans le massif filtrant via les racines et les rhizomes (*Martens, 1982 ; Brix, 1994 ; Kroer et al., 1998*). Par ailleurs, les plantes favorisent le développement de la biomasse microbienne au sein même des dépôts organiques en surface grâce à l'ombrage qu'elles procurent et à l'hygrométrie qu'elles maintiennent. La dégradation des polluants organiques est rendue possible par l'ensemble des micro-organismes du sol.

Morani & Giardini (2009), ont relevé des rendements supérieurs à 86% en DCO et DBO₅ avec des filtres plantés de *Typha latifolia* et *phragmites australis*. *Ouattara et al.*

(2008), ont obtenu des rendements de 91% à partir de travaux similaires sur *Panicum maximum*. Il est important de noter que les valeurs des différents paramètres sont impactées par les débits restitués par les pilotes. **Saggai (2004)** à montrer qu'il y a une chute de 50% en moyenne au niveau du premier bac par rapport au décanteur ; ce paramètre continu de baisser d'un bac à un autre par rapport au décanteur avec un taux de rendement de 96%.

Le rendement d'enlèvement de la DCO obtenu dans ce travail (90%) est supérieur à celui obtenu par **Abissy & Mandi (1999)** (72 %) et **Coulibaly et al. (2008 a,b)** (62 % et 65 %). Cette différence serait éventuellement liée au type de plante utilisée et à la rétention physique de la matière organique de l'effluent dans les filtres. Ceci et est vraisemblablement dû au garnissage des lits surtout la porosité élevée de la pouzzolane, il a été démontré que la macroporosité 3 fois supérieure de la pouzzolane par rapport à celle d'un gravier siliceux permet un meilleur développement de microorganismes. En outre, le premier étage d'une filière classique garni de gravier permet l'élimination de 78-79 % en DCO (**Molle et al., 2005 ; Paing et al., 2006**).

Ainsi, à la sortie des trois filtres FPR, FPM et T-, les valeurs de la demande chimique en oxygène des eaux usées traitées suivent des fluctuations avec des pics importants (*Fig.50*). Dans l'ensemble, la qualité des eaux usées traitées est nettement meilleure par rapport aux eaux usées brutes.

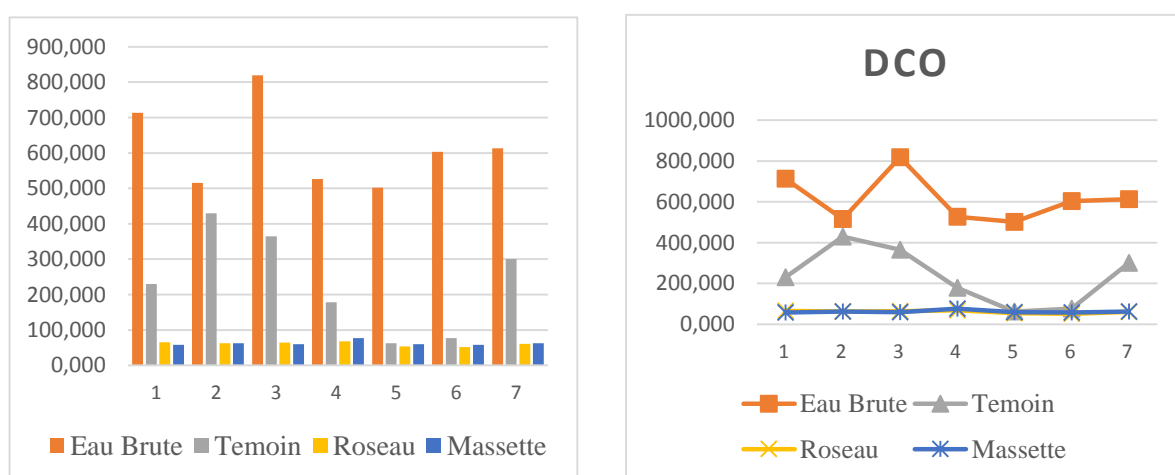


Figure 50. Évolution temporelle de la concentration en DCO de l'ERU d'alimentation et des filtrats de FPR, FPM et du témoin.

3.4.6 Évolution de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les concentrations moyennes et l'efficacité globale d'élimination de la DBO₅ dans les affluents et les effluents pendant toute la période d'étude sont montrées dans la Fig.51. A l'image de la DCO on observe une augmentation des concentrations en DBO₅ éliminé avec le temps. On note une différence significative ($p < 0,05$) entre les comportements des deux filtres avec des rendements épuratoires sur les teneurs en DBO₅, variant entre 91% pour FPR tandis qu'au niveau du FPM ils sont en moyenne de l'ordre de 93% avec des teneurs moyennes en DBO₅ respectives de 19 et 16 mg O₂/l, alors que l'effluent brut d'alimentation présente une concentration moyenne en DBO₅ de 237 mg O₂/l.

Les deux étages présentent de très bonnes performances liées à une bonne colonisation des massifs par les microorganismes épurateurs, notamment autour du système racinaire deux fois plus développé chez les Roseau (40 cm) par rapport à massette (30 cm), mais aussi grâce à une bonne oxygénation du massif avec les phases d'alimentation et de repos (*Liénard et al., 2005*).

Cette performance est due sans doute au développement du système racinaire qui facilite la percolation des eaux c'est la phytostimulation qui correspond à l'ensemble des processus par les quels la plante favorise la biodégradation des polluants par les microorganismes dans la rhizosphère. Les plantes peuvent moduler l'environnement géochimique de la rhizosphère, apportant des conditions idéales pour la croissance des bactéries et des champignons et pour leur activité de dégradation des contaminants organiques (*Faulwetter et al., 2009*). En particulier, les racines des plantes pénètrent dans le sol, fournissant des zones d'aération et stimulant la biodégradation aérobie (*Susarla et al., 2002*). La phytodégradation met en jeu les enzymes (peroxydases, déhalogénases, nitroréductases, phosphatases, etc.) des plantes et peut conduire à la dégradation des polluants dans les tissus de la plante (*Ibid.*).

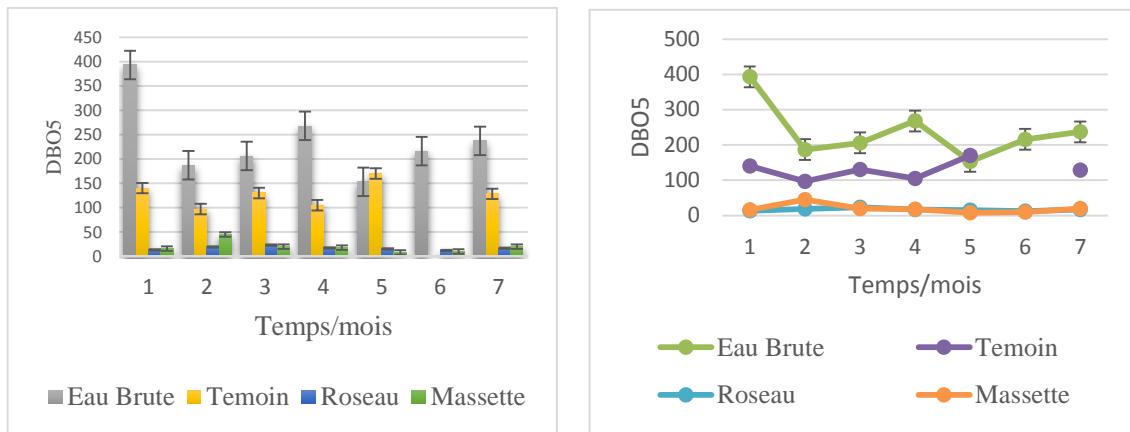


Figure 51. Évolution temporelle de la demande biochimique en oxygène (DBO5)

En effet, le système non saturé favorise selon *Kone et al., (2011)* l'aération, mais les phases de repos permettent une recharge plus importante du massif en oxygène, utile au métabolisme des bactéries lors de la biodégradation de la matière organique. Des travaux similaires font état de rendements épuratoires sur la pollution organique de 90% et plus (*Obarska-Pempkowiak & Gajewska, 2005 ; Ouattara et al., 2008*). En outre, les échanges sol-plante-bactéries sont favorisés par l'effet rhizosphère qui existe autour des racines qui constituent un support préférentiel pour les bactéries, parce que la zone est mieux oxygénée d'une part et d'autre part du fait que les eaux percolent par des chemins créés le long des racines (*Liénard et al., 2005*). La matière minérale rendue disponible par l'action des bactéries est utilisée par les plantes pour leurs besoins nutritionnels (*Kone et al., 2011*).

Selon *Arias Lopez (2013)* en dessous d'une température de 10 °C, l'élimination en DBO5 reste supérieure à 80 %. En hiver, la couche de boue de surface dispose généralement d'une humidité élevée et qui plus est, l'absence de roseaux en conditions hivernales, limitent la diffusion de l'oxygène dans le massif filtrant. Des conditions anaérobies sont alors favorisées avec une moindre minéralisation, ce qui peut provoquer un phénomène de « flaquage » en surface des filtres.

3.4.7 Évolution de l'oxygène dissous

La dégradation aérobie est la plus efficace et celle qui effectue la nitrification. L'oxygène étant un gaz peu soluble dans l'eau, il est nécessaire qu'il soit introduit de façon continue pour que s'effectue une dégradation aérobie. L'aération est le poste clef de la qualité de l'épuration. Non seulement elle assure les besoins en oxygène pour la dégradation bactérienne aérobie, mais dans les procédés à biomasse libre, elle joue aussi un rôle dans l'opération de mélange et permet le maintien en suspension de la biomasse (**Louvet, 2007**).

Parmi l'ensemble des facteurs physicochimiques et biologiques qui interviennent dans la variabilité de l'oxygène aux milieux aquatiques, la température est un des facteurs dominants. La température influence en effet à la fois la solubilité de l'oxygène dans l'eau et l'activité biologique (photosynthèse et respiration), agissant ainsi sur le bilan de la concentration en oxygène à court terme (**Bushong & Bachmann, 1989 ; Butcher & Covington, 1995 ; Livingstone, 1991**).

La concentration en oxygène dissous d'une eau est fonction de plusieurs facteurs, à savoir ; la température, la pression atmosphérique et la salinité (**Rhallabi, 1990**), ou alors de l'intensité de l'activité photosynthétique. En effet, l'oxygène dissous provient soit de l'atmosphère par diffusion, soit de la photosynthèse des organismes autotrophes (**El hachemi, 2011**). Il est consommé lors de la respiration des animaux et végétaux présents dans l'eau, de la décomposition des matières organiques par les micro-organismes aérobies et de l'oxydation de certaines substances chimiques (**WHO, 1987**).

Les eaux usées brutes sont caractérisées par des valeurs très faibles en oxygène dissous, allant de 0,1 à 0,2 mg/L. Lors de son passage dans les filtres plantés, l'eau s'enrichit en oxygène. Les plus fortes valeurs ont été enregistrées au niveau du FPM (**Fig.52**).

Les meilleures oxygénations ont été observées en période estivale, avec un maximum de 32 mg/L mesuré au 6^{ème} mois. À la sortie de pilote, l'eau traitée a des concentrations moyenne en oxygène dissous de l'ordre de 5,99 mg/L.

Les macrophytes relâchent de l'oxygène dans le milieu. Ce phénomène est plus important pour les plantes dotées d'un aérénchyme. Il fait l'objet d'assez nombreuses publications tentant de le quantifier. Les quantités d'oxygène exsudées dépendent des espèces de plantes et des saisons. Les résultats expérimentaux sont soumis à des incertitudes de mesures et à la représentativité des conditions expérimentales (**Brix, 1997 ; Vymazal, 2011**). L'importance de ce phénomène reste toutefois limitée, à la fois de par la quantité

d'oxygène mise en jeu et de par la localisation du phénomène, qui se limite à la périphérie immédiate des racines.

L'élimination des micro-organismes est augmentée en condition aérobie (*Marais, 1974 ; Feachem, 1983*). Différents processus sont la base de cet effet. Tout d'abord, un certain taux d'oxygène est nécessaire afin de développer une communauté de prédateurs ciliés actifs. De plus, il est nécessaire d'avoir un certain niveau d'oxygène pour enclencher le processus photo-oxydation (*Maynard, 1999*). Il semblerait également que l'adsorption des virus sur les solides soit influencée par l'oxygène dissout, une désorption se réalisant en anaérobie (*Ibid.*).

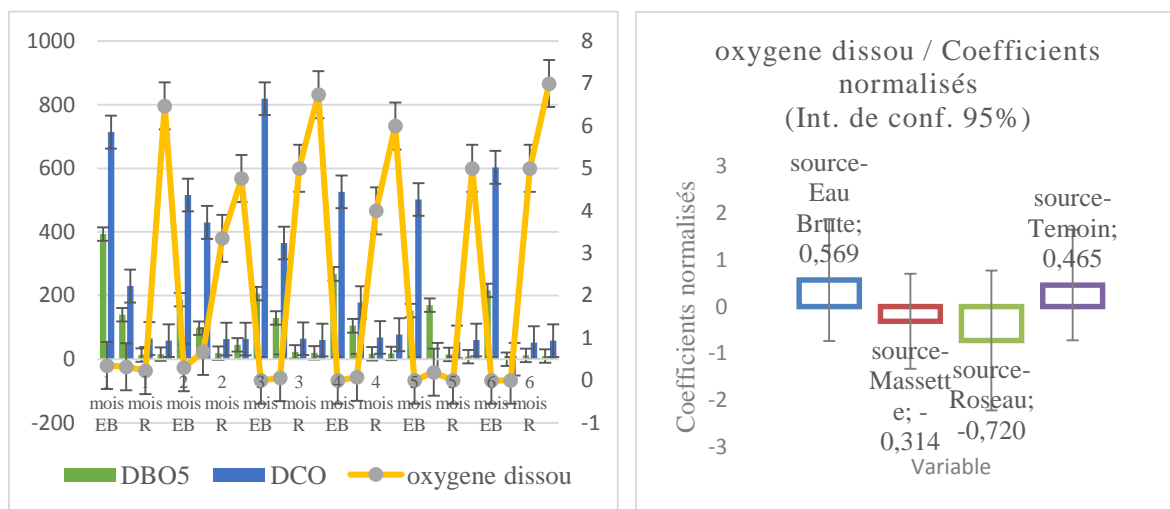


Figure 52. Variation temporelle de la DCO, DBO5 et O₂ dissous au sein de pilote

Les rendements épuratoires élevés de la DBO₅ et la DCO correspond aux pics de l'oxygène dissous (*Fig.52*) cela peut être attribué à plusieurs mécanismes (processus physiques et biologiques), y compris la sédimentation et la filtration associée à des matières décantables et/ou filtrables (*Pride et al., 1990*), mais beaucoup plus de l'oxydation, principalement par des bactéries aérobies (protozoaires, rotifères, etc.) attachés aux racines des plantes (*Reddy et al., 1989*). Les mêmes auteurs ont indiqués également que le transfert de l'oxygène par les plantes aquatiques dans la zone racinaire joue un rôle important dans le soutien de la croissance des bactéries aérobies dans la zone racinaire et la dégradation subséquente du carbone des eaux usées. La demande biochimique en oxygène est également éliminée métaboliquement par les bactéries en suspension dans la colonne d'eau (*Pride et al., 1990*).

3.5 Rendement épuratoire et efficacité d'élimination des nutriments

3.5.1 Évolution de l'azote total

En général, on peut noter que les concentrations des différentes formes de l'azote sont faibles par rapport à ce que l'on peut trouver dans d'autres types d'effluents, avec des pics de concentration pour l'eau d'alimentation avec 79,5 mg/L. Si on s'intéresse à l'azote total, on peut remarquer que les concentrations en sortie du système de traitement sont systématiquement inférieures à celles de l'entrée (*Schmitt, 2014*). La quantité moyenne annuelle d'azote assimilée par le *Phragmites australis* est de $0,44 \pm 0,24 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (*IWA, 2000*).

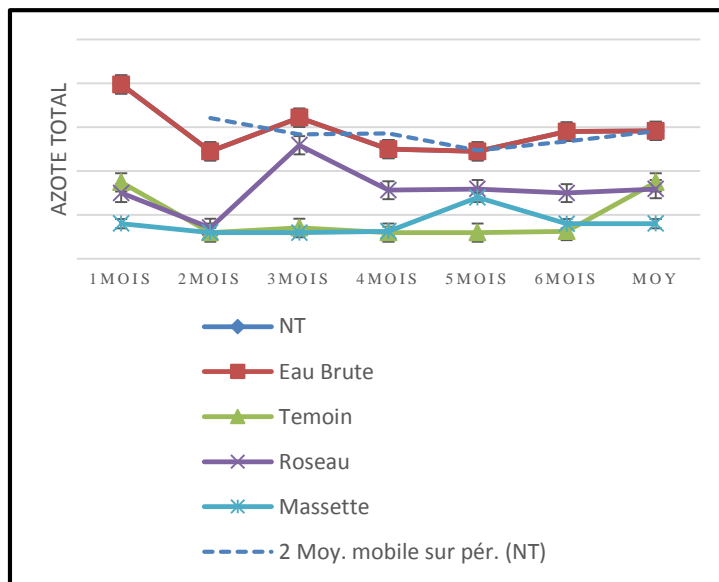


Figure 53. Variation temporelle de l'azote total au sein de pilote

La pollution azotée en sortie de pilotes montrent qu'il y'a une bonne nitrification au sein des deux massifs, ce qui est le signe d'une bonne aération des réacteurs biologiques. Cette performance est dû au développement du système racinaire des plantes mais surtout à l'alternance des phases d'alimentation et de repos qui favorisent la recharge des massifs en oxygène (*Molle et al., 2004 ; Obarska-Pempkowiak et Gajewska, 2005*).

Ce régime permet également une autorégulation de la biomasse épuratrice par l'installation temporaire d'une disette qui augmente la respiration endogène, étant entendu que la présence des racines et de la biomasse aérienne créent les conditions idéales pour l'accroissement de la population bactérienne (*Liénard et al., 2005 ; Agence de l'eau, 2005*).

Kantawanichkul et al. (2009), ont rapporté une élimination plus importante des nitrates et orthophosphates avec des lits plantés comparativement à un témoin non planté.

Kengne et al. (2008) font état d'une élimination différenciée sur l'azote et le phosphore en utilisant *Echinochloa pyramidalis* et *Cyperuspapyrus*.

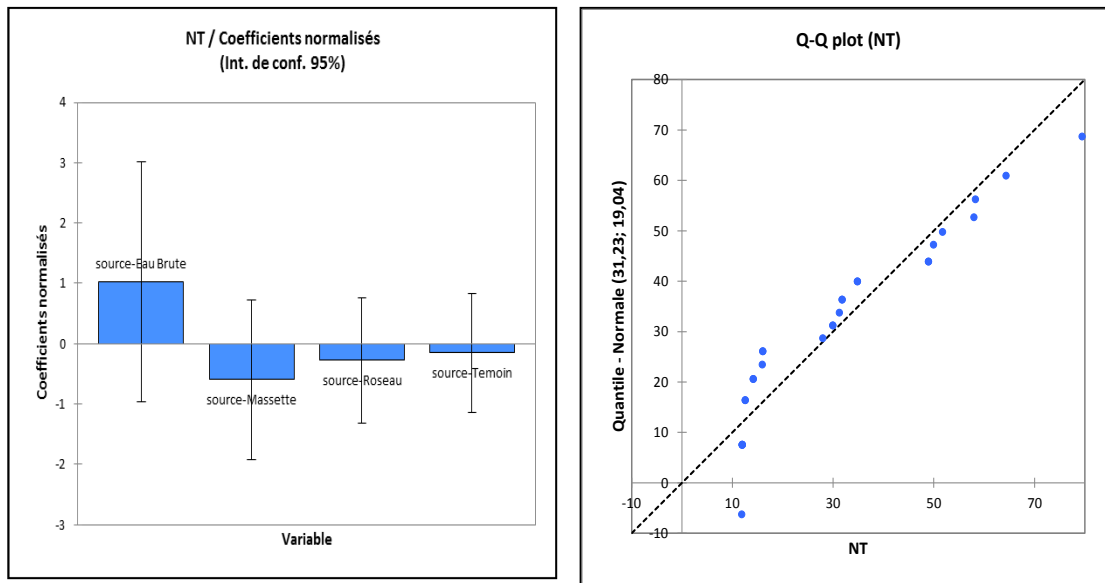


Figure 54. Coefficient normalisés et QQ plot de l'azote total au sein de pilote

3.5.2 Évolution des nitrates (NO₃-N)

Les concentrations des nitrates dans l'eau avant et après le traitement sont représentées graphiquement dans la Fig.55 et les rendements épuratoires sont également représentés dans le Tab.21. En raison que l'absorption du nitrate est différente chez les espèces végétales, nos résultats démontrent que lorsque les eaux polluées sont épurées par *P.australis*, *typha latifolia*, l'efficacité d'élimination des nitrates (NO₃-N) est robuste pour FPR et FPM alors qu'elle est faible dans le témoin, le rendement d'élimination moyen était de 93% et 95%, respectivement. Cette bonne nitrification est l'argument des conditions favorables d'oxygénation, elle est souvent élevée, notamment dans le 2^{ème} étage FPM.

L'alimentation par bâchées d'une part et le temps de repos d'autre part favorisent la recharge en oxygène du massif (*Winter & Goetz, 2003 ; Obarska-Pempkowiak & Gajewska, 2005*), même si par ailleurs il y'a une compétition entre la nitrification et l'élimination de la pollution carbonée dans l'utilisation de l'oxygène par les microorganismes (*Molle et al., 2004*). La présence des plantes a aussi un impact sur le processus de dégradation en ce sens que les racines sont le lieu privilégié de développement des bactéries (*Münch et al., 2004*). Les rejets ont une concentration en nitrates souvent élevée. L'alimentation séquentielle

par bâchée est nécessaire pour maintenir les conditions aérobies au sein du réacteur. Bien que ce mode d'alimentation soit un paramètre influent sur les performances épuratoires.

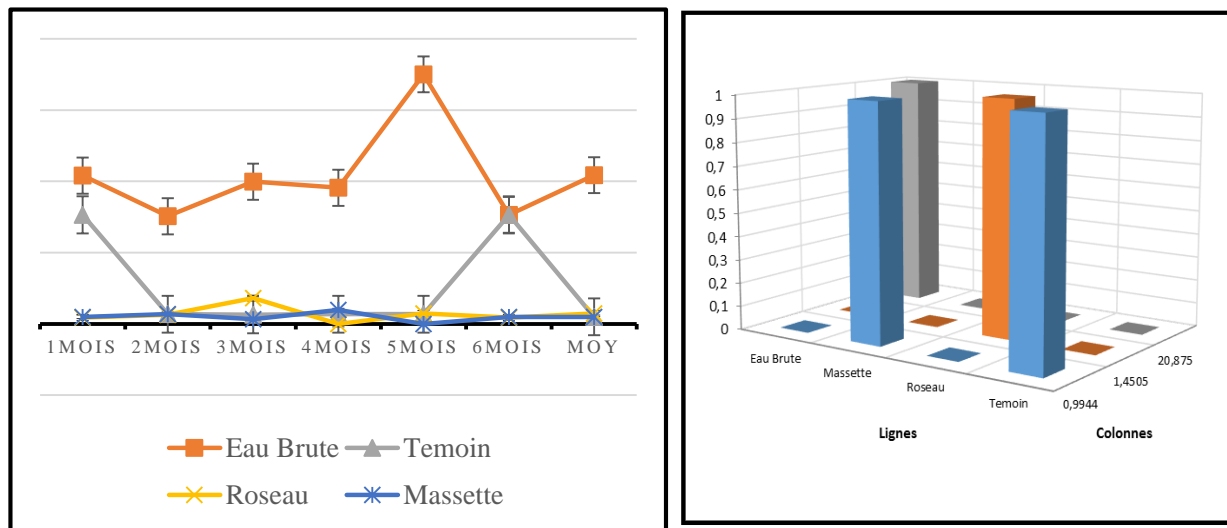


Figure 55. Évolution temporelle des nitrates (NO₃-N) et à droite Vue 3D du tableau de contingence

3.5.3 Évolution des nitrites (NO₂-N)

L'effluent d'alimentation ne montrait pas de nitrites. Cependant, nous avons relevé de faibles teneurs en nitrites en sortie de pilotes avec une valeur moyenne de 0,31 mg /l pour FPR et 0,050 mg /l pour FPM.

Les valeurs moyennes de la concentration des nitrites ont connus une diminution remarquable en fonction du temps, on observe que les concentrations dans les effluents sont légèrement plus élevées que ceux des influents EUB. Les plus faibles et négatifs pourcentages d'élimination des NO₂-N ont été observés dans le témoin.

Par ailleurs, le N-NO₂ est systématiquement retrouvé, mais à des concentrations faibles dans les filtrats du FPR et FPM.

Les concentrations de nitrite à l'entrée et à la sortie sont d'une importance secondaire pour l'évaluation de l'élimination globale annuelle d'azote de la zone humide (*Kuschik et al., 2003*). En général, les faibles concentrations des nitrites à la sortie de chaque système (<1 mg/L) peuvent avoir été provoquées par la nitrification du NH₄-N à NO₃-N et NO₂-N au niveau des racines des plantes, par la dénitrification rapide dans l'atmosphère des parties

anaérobiques de substrat (sol), ou sont immobilisés par assimilation par les plantes, l'adsorption et la précipitation (*Kuschik et al., 2003 ; Jetten et al., 1997*).

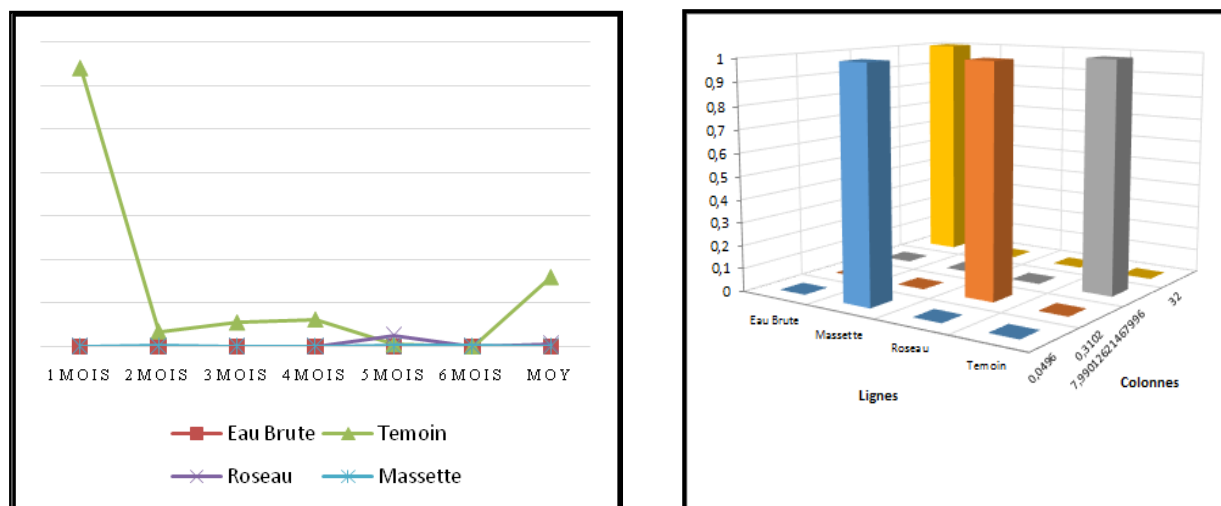


Figure 56. Variation temporelle de nitrites (NO²-N) au sein de pilote à droite Vue 3D du tableau de contingence

3.5.4 Évolution de l'azote ammoniacal (NH₄-N)

Concernant le NH₄⁺, sa concentration dans les filtrats des différents lits est inférieure à celle de l'ERU d'alimentation et le rendement épuratoire du lit planté est significativement plus important que celui du témoin. Les valeurs moyennes de la concentration de NH₄-N de l'effluent sont représentées graphiquement dans la Fig.57.58.59 et affichés dans le Tab.21. Le N-NH₄ est quant à lui également quantifié en entrée et aux filtrats Témoin, FPR et FPM. Les deux espèces Roseau et Massette ont montré une grande variabilité dans l'élimination de l'ammonium. Les concentrations de NH₄-N d'affluent EUB est de 76,51 mg /l, A la sortie de chaque étage et pour le FPR, les rendements d'élimination est 95% et de 96% pour le deuxième étage FPM alors que le Témoin, le rendement épuratoire atteint jusqu'à 51%. Ces résultats montrent effectivement que la présence de macrophytes à donner la plus grande efficacité de l'enlèvement d'ammonium. Dans des conditions de croissance naturelle, NH₄-N est probablement la principale source d'azote préférée pour la plupart des macrophytes comme l'ont révélé par les résultats de nombreuses études sur des espèces submergées, émergentes, et flottantes (*Jampeetong & Brix, 2009b ; Fang et al., 2007*).

Conformément à cela, dans les écosystèmes aquatiques, la diminution de la teneur en $\text{NH}_4\text{-N}$ est généralement expliquée par la transformation de $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ (ce qu'on appelle la nitrification) qui est favorisée par des conditions d'aérobies, ainsi qu'une dénitrification ultérieure (*Kadlec & Knight, 1996*). Une autre voie possible est la volatilisation sous forme de NH_3 , ce qui pourrait être induite par l'augmentation de pH (*Reddy & Sutton, 1984*).

Le bon abattement sur ce paramètre qui se traduit par le niveau élevé de nitrification constaté est due autre part à des capacités de l'ammonium à s'adsorber sur le massif en partie (*Kone et al., 2011*).cette dégradation de l'azote ammoniacal est tributaire des conditions d'aération du massif mais également des charges hydrauliques apportées, de la granulométrie du matériau filtrant et de sa hauteur (*Kantawanichkul et al., 2009*).

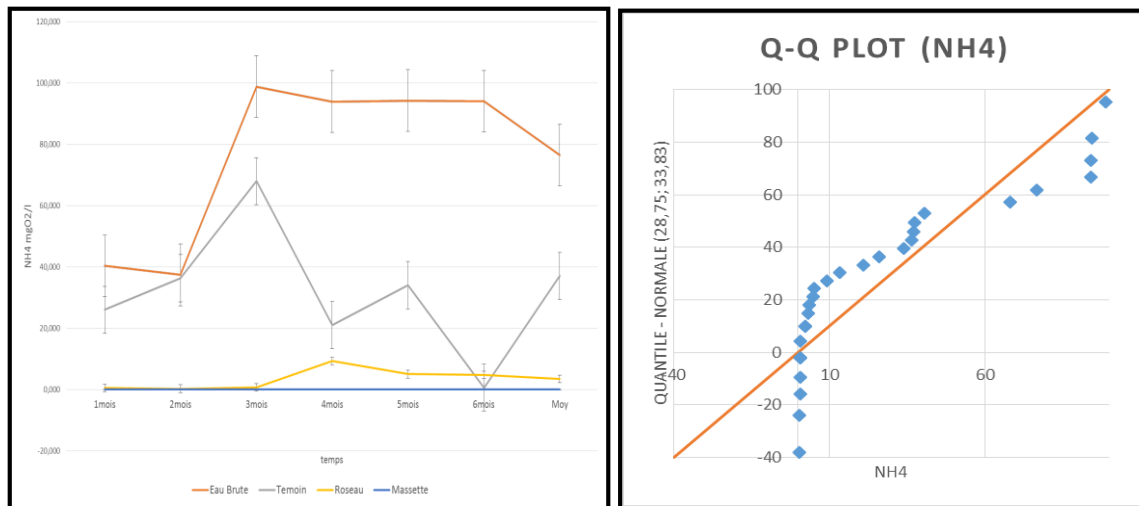


Figure 57. Évolution temporelle de l'azote ammoniacal et à droite Vue Graphiques univariés

La contribution des matériaux conventionnels tels que le gravier pour l'élimination de NGL par l'adsorption de $\text{NH}_4\text{-N}$ a été considéré d'environ 10% (*Paredes et al., 2007*). De la même façon, l'adsorption de $\text{NH}_4\text{-N}$ a été estimée à 33% dans la matière organique accumulée dans le 1er étage d'un FV française classique alimenté en effluent brut (*Morvannou et al., 2014*).

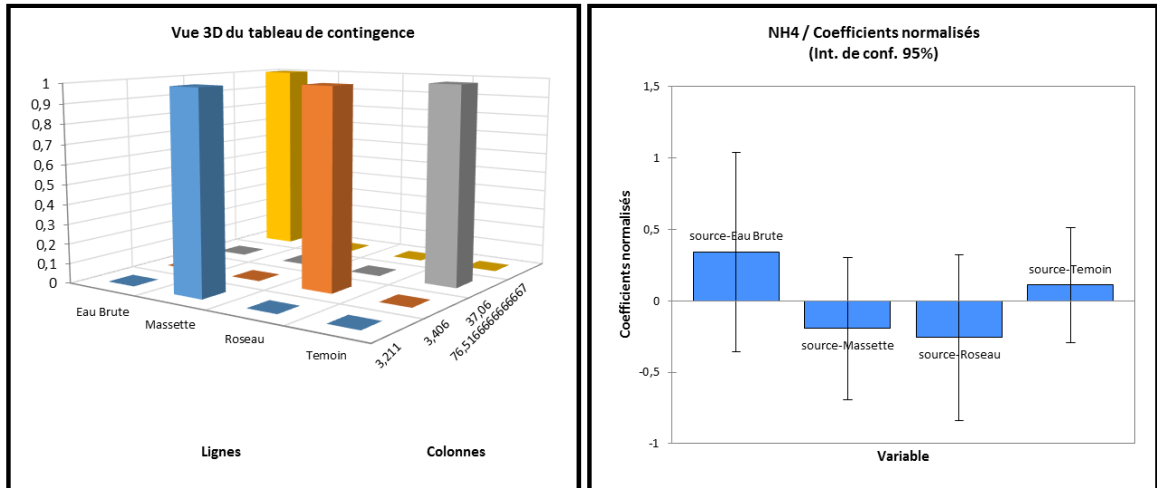


Figure 58. Coefficient normalisés et vue 3 D de contingence de l'azote ammoniacal

Nos résultats corrobore avec *Ouattara & al (2008)* ou ils ont trouvé le rendement épuratoire du lit planté (86,5 %) est significativement plus important que celui du témoin (65,7 %). Ce résultat s'expliquerait par l'oxydation biologique du NH_4^+ par les bactéries nitrifiantes et par le prélèvement des plantes (*Ouattara & al., 2008*).

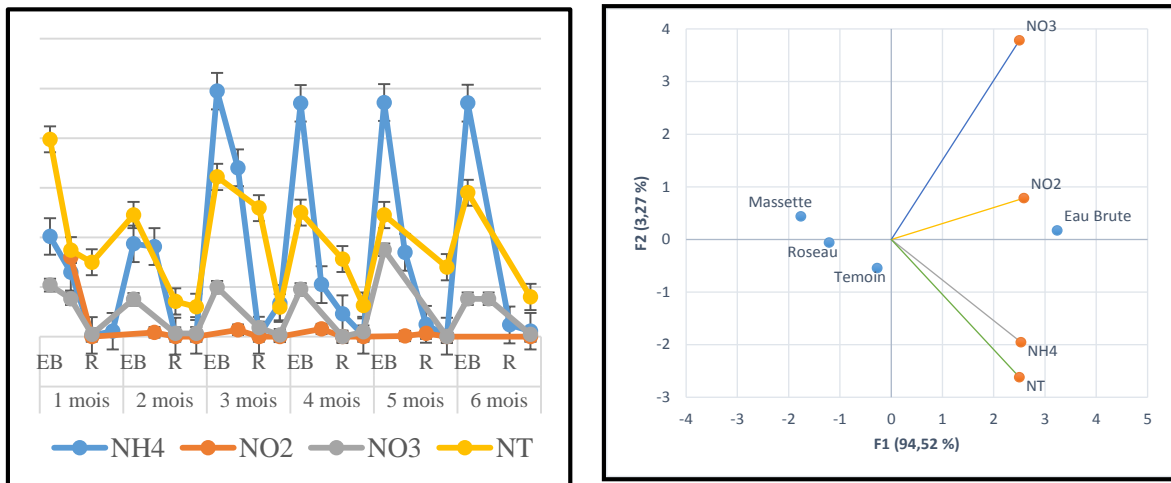


Figure 59. Évolution temporelle de différentes formes de l'azote à droite Biplot ACP (axes F1 et F2 : 97,78 %)

3.5.5 Évolution des orthophosphates (PO₄-P)

La concentration de PO₄³⁻ a diminuée dans les filtrats des différents lits. Cette diminution pourrait résulter d'une assimilation bactérienne et/ou végétale et par l'adsorption de PO₄³⁻ dans le massif filtrant (*Kadlec & Knight, 1996 ; Molle, 2003*). Par ailleurs, le type de substrat utilisé aurait influencé positivement la rétention de PO₄³⁻ (*Brix et al., 2000 ; Comeau et al., 2001 ; Drizo et al., 2002*). Comparativement au témoin (50 %), le lit planté donne le meilleur rendement d'enlèvement de PO₄³⁻ (88% pour FPR et 91% pour FPM). Les rendements épuratoires correspondants sont significativement plus élevés ($p < 0,05$) dans le lit planté FPR et FPM par rapport au témoin.

Cette observation serait due à la prise de PO₄³⁻ par les deux macrophytes pour assurer ses besoins physiologiques ; ce qui augmente l'enlèvement de PO₄³⁻ dans les deux lits plantés. Cependant, le besoin en PO₄³⁻ baisse quand les plantes atteignent leur croissance maximale ; ce qui explique l'augmentation de la concentration de PO₄³⁻ dans les filtrats à la fin des cycles de croissance des plantes (*Kone et al., 2011*).

Le rendement d'enlèvement de PO₄³⁻ obtenu dans cette étude est supérieur à celui de *Coulibaly et al. (2008a, b)*. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait de la qualité de l'influent et de type de matériaux utilisé dans la conception. Néanmoins, on constate en moyenne 30% d'abattement en phosphore en début de fonctionnement du filtre. Cependant, celui-ci devient quasi nul lorsque tous les sites d'adsorption du support minéral sont saturés. Un relargage des phosphates piégés peut se produire lors de surcharges hydrauliques qui lessivent les filtres (*Kone et al., 2011*).

En effet, même si l'abattement est dû en partie à l'adsorption des ions orthophosphates sur le support granulaire, la différence de comportement constatée entre témoin et filtres plantés pourraient être liée au prélèvement effectué par les plantes, puisque PO₄³⁻ sert de nutriment aux végétaux. Ces ions qui sont prélevés au niveau des poils absorbants des racines et acheminés par la sève brute vers les différents organes de la plante.

Cette hypothèse est confortée par la croissance plus rapide de roseau et ses besoins en eau relativement plus importants .

La réserve de nutriments est constituée dans le système racinaire les premières années de son installation, tandis que la plante âgée présente des teneurs plus importantes en nutriments dans la biomasse aérienne. De façon générale, le stock d'azote et de phosphore augmente progressivement jusqu'à la floraison et ce parallèlement à la croissance de la

biomasse. On observe ensuite une baisse progressive des réserves jusqu'à la fin du cycle, puisqu'à partir de la floraison les prélèvements de N et P sont quasi nuls (*Kone et al., 2011*).

Ouattara et al. (2008) ayant travaillé sur *Panicum maximum* sous climat tropical ont relevé également une baisse des besoins de la plante en PO_4^{3-} lorsque celle-ci atteint sa croissance maximale, se traduisant par une diminution du rendement d'élimination au niveau du lit planté. A l'inverse, les travaux menés sur *Phragmites australis*, utilisé couramment dans les filtres plantés en France, montrent des prélèvements très faibles de nutriments tant et si bien que l'intérêt majeur du faucardage revient à réduire l'accumulation de dépôts de MES à la surface des massifs (*Liénard et al., 2005*).

Selon *Urbanc-Bercic & Gaberščik (2004) in Labissi (2016)* les rendements élevés d'élimination de phosphore, surveillés comme orthophosphates, ($PO_4\text{-P}$) obtenus au niveau de filtre planté, pourraient être expliqués par l'utilisation directe de $PO_4\text{-P}$ par les plantes ou attribués à l'adsorption sur les particules de sol et les réactions de précipitation (*Reed et al., 1995*). En même temps, les populations microbiennes qui résident dans les racines submergées peuvent assimiler les orthophosphates présentes dans les eaux usées (*Lantzke et al., 1998*).

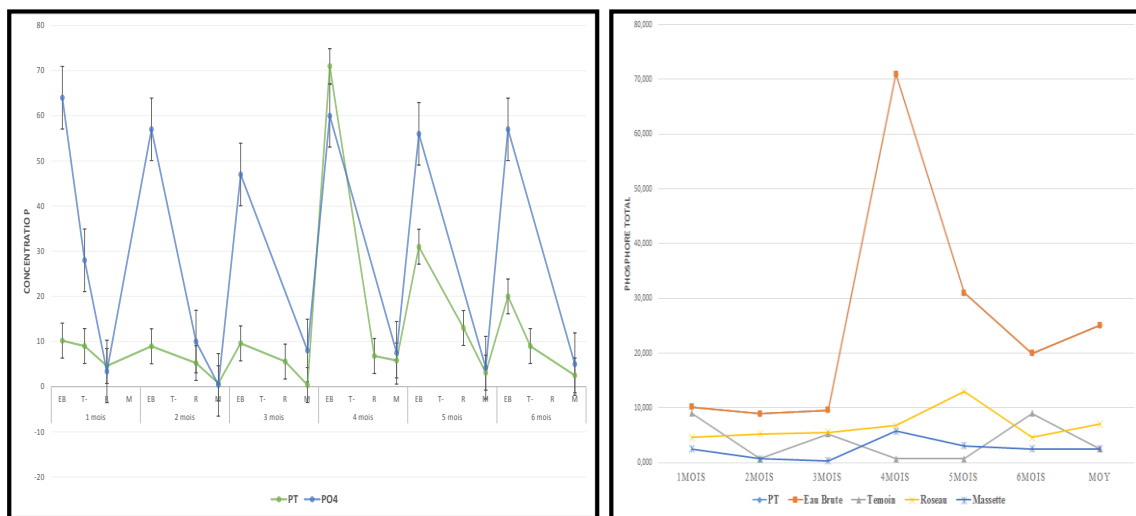


Figure 60. Évolution temporelle des composés phosphatés de l'ERU d'alimentation et des filtrats du lit planté

3.6 L'analyse de corrélation

Analyse de corrélation multiple de nos données a révélé l'existence de plusieurs relations positives entre presque tous les paramètres étudiés (Tab.22) . Le coefficient positif de 0,99 indique un lien direct étroit entre la DCO et la DBO et PO₄ plus la demande en oxygène augmente, plus les valeurs PO₄ sont élevées. Plus MES est éliminer plus le phosphore est supprimé. Nous avons constaté cette même forte corrélation entre DBO, DCO, MES avec le NH₄.

Il est intéressant de noter que les relations fortement négatives ont été trouvées entre NO₂-N et presque toutes les variables étudiées . D'autre part, la DCO à montré une forte corrélation positive avec NH₄ MES et PO₄ eux (r = 1) et presque avec toutes les autres variables. Le coefficient négatif de r montre une forte corrélation inverse entre le NO₂ et les autres paramètres.

$$r = \frac{\sum(x_i - x_{moyenne})(y_i - y_{moyenne})}{\sqrt{\sum(x_i - x_{moyenne})^2 * \sum(y_i - y_{moyenne})^2}}$$

Tableau 22. Matrice de corrélation (Pearson)

Variables	T°	PH	conductivité	DBO5	DCO	xygene disso	NH4	NO2	NO3	NT	MES	PT	PO4
T°	1	0,608	0,631	0,541	0,602	0,806	0,580	-0,722	0,887	0,706	0,357	0,935	0,606
PH	0,608	1	0,263	0,982	0,987	0,956	0,984	0,027	0,905	0,859	0,929	0,830	0,982
conductivité	0,631	0,263	1	0,350	0,383	0,362	0,378	-0,268	0,505	0,710	0,288	0,639	0,409
DBO5	0,541	0,982	0,350	1	0,997	0,905	0,999	0,156	0,863	0,908	0,977	0,800	0,997
DCO	0,602	0,987	0,383	0,997	1	0,932	1,000	0,084	0,898	0,922	0,958	0,841	1,000
oxygene diss	0,806	0,956	0,362	0,905	0,932	1	0,921	-0,266	0,984	0,852	0,794	0,938	0,927
NH4	0,580	0,984	0,378	0,999	1,000	0,921	1	0,113	0,884	0,920	0,966	0,827	0,999
NO2	-0,722	0,027	-0,268	0,156	0,084	-0,266	0,113	1	-0,363	-0,025	0,364	-0,435	0,086
NO3	0,887	0,905	0,505	0,863	0,898	0,984	0,884	-0,363	1	0,885	0,735	0,984	0,897
NT	0,706	0,859	0,710	0,908	0,922	0,852	0,920	-0,025	0,885	1	0,857	0,898	0,933
MES	0,357	0,929	0,288	0,977	0,958	0,794	0,966	0,364	0,735	0,857	1	0,663	0,959
PT	0,935	0,830	0,639	0,800	0,841	0,938	0,827	-0,435	0,984	0,898	0,663	1	0,846
PO4	0,606	0,982	0,409	0,997	1,000	0,927	0,999	0,086	0,897	0,933	0,959	0,846	1

3.6.1 Carte de corrélation

La carte de corrélation au-dessus s'appuie sur une échelle de couleurs allant du bleu au rouge (échelle froid-chaud) pour l'affichage des corrélations. La couleur bleue correspond à une corrélation négative proche de -1 (Fig.61) et la couleur rouge correspond à une corrélation positive proche de 1 (ex : DBO et DCO).

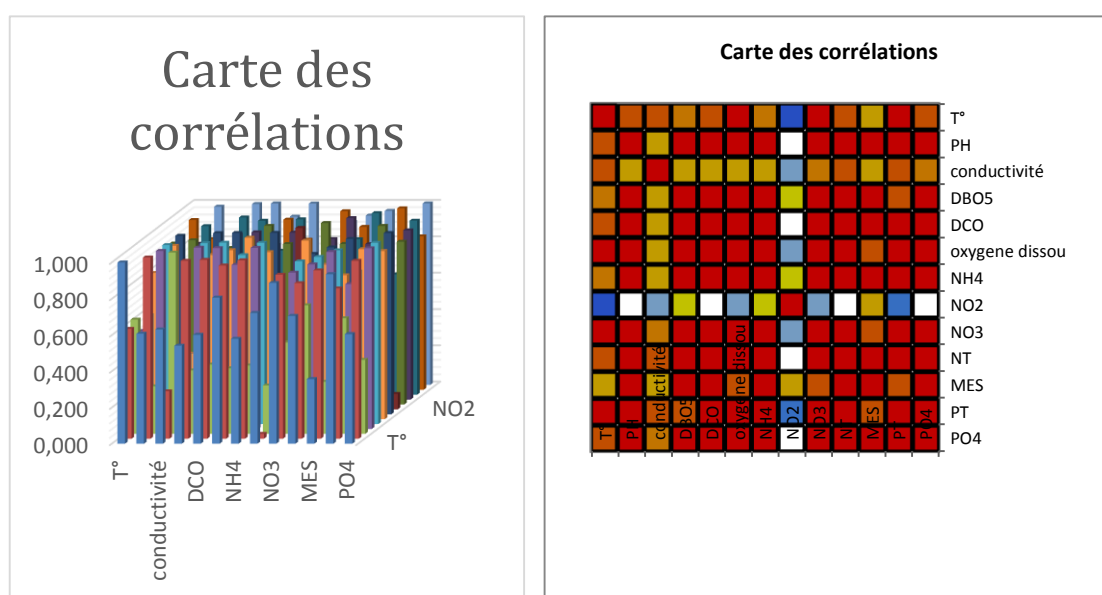


Figure 61. La carte de corrélation de l'ensemble des variables physico-chimiques

3.7 Étude bactériologique

La Fig.62 et le Tab.23 montre la variation du nombre de colonies dans l'ERU d'alimentation et les filtrats des lits planté et non planté. Le nombre de colonies de la flore totale de l'ERU est généralement plus élevé que celui des filtrats des différents lits. Il est en moyenne de 90×10^4 UFC/100 ml dans l'ERU et 40×10^3 et 100 UFC/100 ml, respectivement dans les filtrats des lits planté FPR et FPM et 153×10^3 dans le témoin.

Tableau 23. Caractéristiques bactériologiques des eaux usées avant et après le traitement

	Flore totaux (UCF/100 ml x103)	CT (UCF/100 ml x10 ³)	CF (UCF/100 ml x103)	Clostridium (UCF/100 ml x103)	Clostridium sulfito-réducteurs à 46°C/20ml	SF (UCF/100 ml x103)
FPR	40	4,8	0,36	0,1	0,5	4
FPM	0,1	1,3	0,21	0,5	0,1	2,26
EUB	900	188	46	166	94,034	28
T-	153	31,790	12,1	6,412	4,403	11,1

Les concentrations des coliformes fécaux dans EUB est très variable entre les périodes d'échantillonnage. Elle est en moyenne de 46×10^3 UFC/100 ml. Malgré la variabilité considérable de la concentration des CF dans l'effluent d'alimentation, les taux de réduction bactériennes sont très proche entre les systèmes plantés FPR et le FPM (99%, 99.3% respectivement) et 73% dans le Témoin.

Généralement, les deux étages présentent une meilleure performance durant les mois les plus chauds de l'année (juin, juillet et août) avec un taux de 99% enregistré dans le FPM pour les clostridium sulfito-réducteurs, le nombre de colonies de l'ERU d'alimentation est très variable (166×10^3 à 94×10^3 UFC/20 ml) mais reste supérieur à celui des différents filtrats. Le rendement d'élimination est en moyenne de 99% pour FPR et FPM dans les filtrats du témoin le rendement est de 86%.

Pour les streptocoques fécaux le traitement par filtre planté est très efficace avec des valeurs les plus faibles des streptocoques fécaux ont été observés dans les filtres plantés essentiellement FPM avec 2.26×10^3 UCF/100 ml et 4×10^3 UCF/100 ml dans FPR. Le taux d'abattement est de l'ordre 85% le premier étage, et 91% pour FPM, avec un taux de suppression de 60% dans le témoin. Cependant, notre effluent d'alimentation est dépourvu de salmonella et de vibrio cholérique

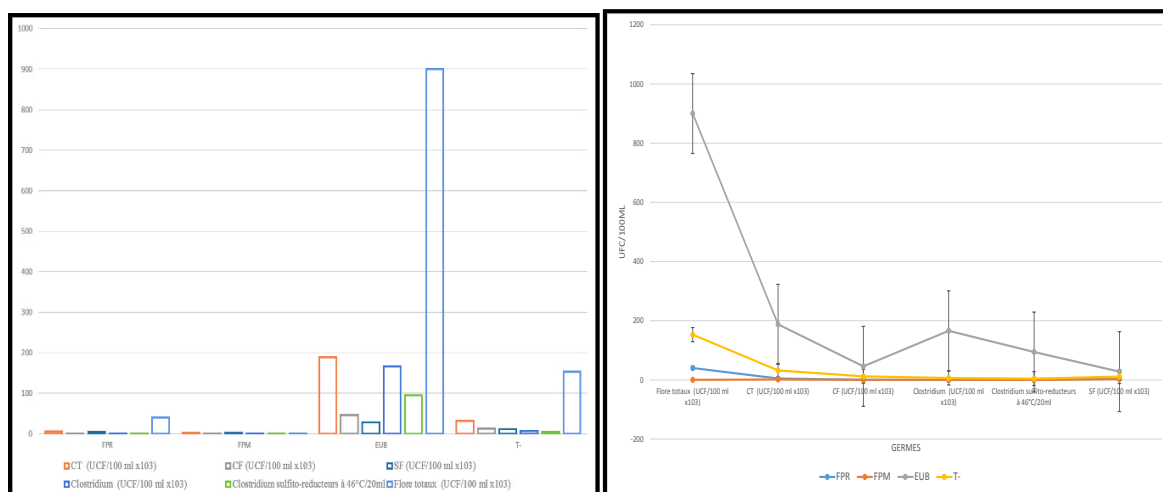


Figure 62. Évolution de nombre de colonies de différents germes au sein de l'ensemble de pilote.

En termes de performance sur les germes témoins de contamination fécale, *Haberl & Perfler (1995)* ont mesuré des taux d'élimination des coliformes de 95 % dans un système garni d'un sol en place. L'abattement des germes de contamination fécale (E. Coli) est limité dans les filtres au regard des faibles temps de séjour des effluents dans le système (1h30 au global). Un abattement de 1 à 2 unités logarithmiques semble cependant réaliste.

Le rendement pour l'abattement de coliformes fécaux selon la littérature est de l'ordre de deux unités logarithmiques, ou une concentration à l'effluent de l'ordre de 10^3 à 10^4 UFC/100 ml (*Burgan et Sievers, 1994, Rivera et al., 1995, Gersberg et al., 1989, Mankin & Powell, 1998*).

D'après *Laabassi (2016)* en ce qui concerne l'élimination des micro-organismes (Bactéries), pour les trois systèmes présentent des rendements d'éliminations microbiennes important pour les coliformes fécaux que les streptocoques fécaux (jusqu'à 98, 6% et 91,4% respectivement). Ces résultats corroborent bien avec les travaux de *Soto et al. (1998)* et ceux de *Vymazal et al. (2000)*.

Bien que les abattements de la charge bactérienne varies principalement en fonction des espèces végétales (*Bastian & Hammer, 1993, Mandi et al., 1993 ; Coombes & Collett, 1995*), plusieurs exemples dans la littérature montrent que les plantes enracinées spécialement *Phragmites australis* et *Scirpus lacustris* sont les plus efficaces que d'autres macrophytes dans

l'élimination des bactéries fécales et pathogènes des eaux usées (*Gersberg et al., 1990. Gearheart, 1992*).

Les taux d'élimination élevés enregistrés dans notre expérience 99% peuvent être expliqués par différents paramètres influencent les processus : le type de végétaux, le type de substrat (pouzzolane), les conditions du milieu (climat aride et des températures élevées), le type d'EUB, ainsi que le dimensionnement du système et le temps de rétention des eaux usées dans ce système ainsi que la forte concentration en oxygène dans les systèmes. Différents travaux de recherche ont démontré quelles conditions aérobies, améliorent le taux d'abattement (*Decamp & Warren, 2000*).

Relativement aux germes pathogènes, le nombre de colonies diminue dans les filtrats des lits par rapport à l'ERU d'alimentation. Cette diminution pourrait être liée à une rétention physique et/ou une adsorption des germes pathogènes dans les lits. Elle pourrait être aussi favorisée par les relations d'antagonisme biologique (amensalisme, compétition, parasitisme et prédation) décrites par *Dommergues & Mangenot (1970)* entre les microorganismes constituant la flore microbienne qui se développe dans les lits. Cependant un examen superficiel de notre pilote à l'œil nu avec notre encadrant qu'il a constaté la présence de plusieurs espèces comme les protozoaires flagellés et ciliés là où un écosystème naturel s'établit. Ces espèces qui s'installent au niveau des filtres assure un grand rôle de prédation les amibes libres, les nématodes et les rotifères agissent comme des prédateurs comme il a confirmé *Decamp (1999)*, certains ciliés ingèrent jusqu'à 49 bactéries par heure. Les racines des végétaux sont le principal facteur de l'élimination des micro-organismes. Celles-ci, tout en créant une niche écologique propice au développement des prédateurs de ces pathogènes, confèrent au milieu un support sur lequel les micro-organismes s'adsorbent (*Vandermeersch, 2006*).

Donc il n'est pas étonnant d'observer des réductions importantes de micro-organismes, vu leur concentration habituelle de 600 ciliés/ml dans le liquide interstitiel des systèmes à lit de gravier, (*Decamp, 1996*). Ces prédateurs sont influencés par certaines conditions, notamment la température et l'oxygène. Les bactéries ne sont pas les seules cibles des prédateurs, les virus et les parasites sont également ingérés. Concernant les parasites,

Cryptosporidium peut être ingéré à un taux de 2,8 oocystes par cellule par minute, selon le type de cilié (*Stott et al., 2001*).

De nombreux chercheurs affirment que le type de végétaux cultivés dans les systèmes extensifs influence l'élimination des micro-organismes. C'est le cas notamment de Hench (2003) qui observe une meilleure réduction des coliformes dans des lagunes à polyculture (contenant un mélange de Typha, Scherpus et Juncus) que dans une lagune « contrôle » sans végétation (*Hench et al., 2003*).

Mandi (1993), quant à lui, compare un système à macrophytes et à microphytes et trouve une réduction de coliformes fécaux avec un temps de rétention beaucoup plus court dans le premier cas (*Mandi, 1993*). *Soto (1998)* confirme cette idée en observant également une différence significative dans l'élimination des bactéries entre les traitements à macrophytes et les traitements à microphytes (non plantés), les premiers traitements étant plus efficaces .

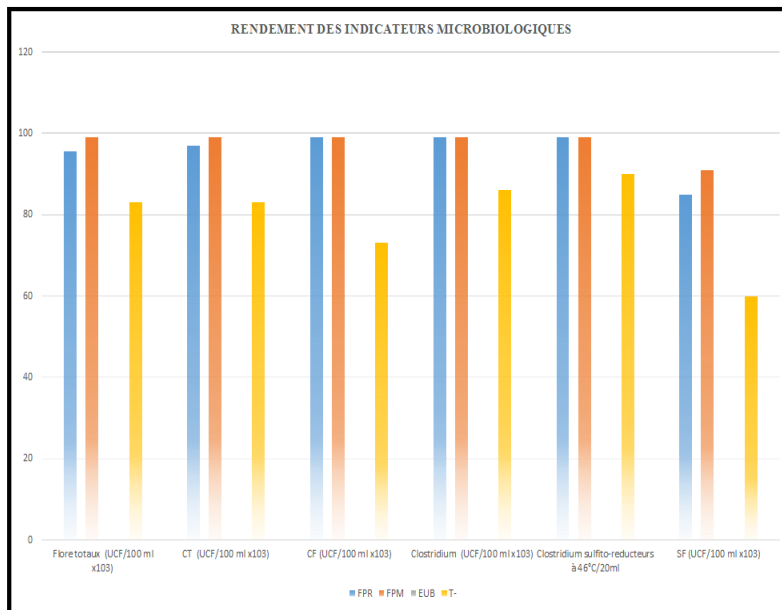


Figure 63. Évolution temporelle des rendements d'élimination de la pollution microbiologique.

Selon *Vandermeersch (2006)*, il apparaît que le traitement joue un rôle non négligeable sur la réduction des bactéries : la plupart des articles scientifiques mentionnent des réductions des bactéries dans la gamme de 0,76 à 3 log. C'est le cas notamment de *Karpiscak (1996)*, de *Kadlec (1996)*, de *Schreijer (1997)* et de *Perkins (2000)*.

Le système d'épuration à écofiltre permet des réductions relativement bonnes des bactéries. Citons, par exemple, la réduction des coliformes totaux qui atteint des valeurs de 1,9 à 2,1 log (Thurston, 2001 ; Green, 1997). L'élimination d'E. Coli varie, quant à elle, de 0,7 à 1,9 log (Decamp, 2002).

Les expériences réalisées en essai pilote sur le même type de systèmes présentent également des rendements similaires. D'après Hench (2003), le processus engendre des résultats supérieurs à 2 log₁₀. Un influent chargé en micro-organismes aura une meilleure réduction par rapport à un influent peu chargé en microorganismes.

Le faible temps de rétention diminue l'efficacité d'élimination des micro-organismes tant pour les coliformes fécaux que les Entérocoques, et même des résultats allant jusqu'à 3 log pour Salmonella (Hench et al., 2003 ; Vega et al., 2003).

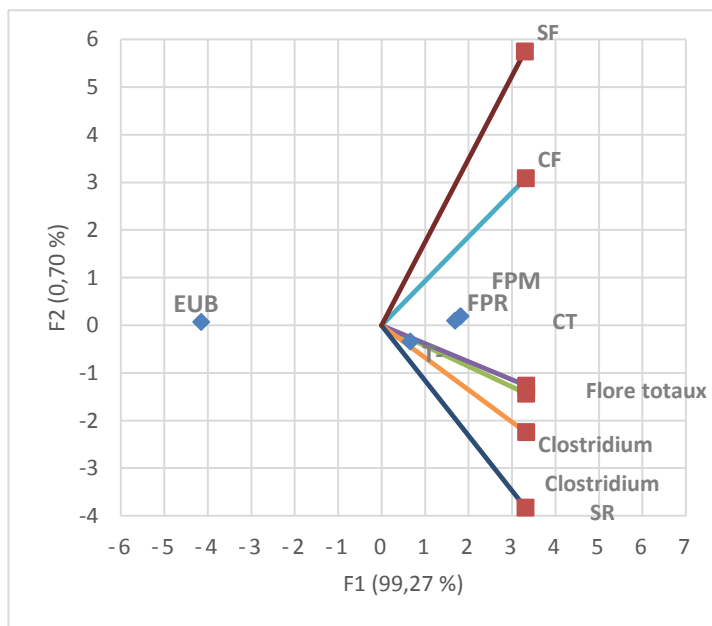


Figure 64 : ACP des rendements éliminatoires des paramètres microbiologiques Biplot (axes F1 et F2 : 99,97 % XLSTAT, 2016)

Selon Green et al., 1997 ; Thurston et al., (2001) l'élimination des micro-organismes dans un système extensif de lagunage ou à lit de gravier est réalisée par différents processus

- ✍ L'inactivation par le rayonnement lumineux,
- ✍ le pH,

- ✍ la prédation par les nématodes et les protozoaires,
- ✍ l'exposition aux toxines des bactéries et des plantes,
- ✍ la compétition entre micro-organismes pour la nourriture,
- ✍ la filtration et la sédimentation Dans les lagunes à macrophytes,
- ✍ le support racinaire permettant de pourvoir une surface sur laquelle les micro-organismes vont s'adsorber, tout en confinant des conditions écologiques propices au développement des prédateurs de ces micro-organismes.

Brix, (2003) mentionne une étude déterminant que les racines des macrophytes exsudent des antibiotiques. La sécrétion de toxines par les végétaux est un autre processus permettant l'élimination des micro-organismes. Elle se réalise surtout en système de défense. La compétition entre micro-organismes pour les éléments nutritifs engendre également l'élimination des communautés de micro-organismes les moins habiles.

Il existe deux types de substrats : le substrat composé de gravier et le substrat composé de limon. Il a été prouvé que le premier disposait d'une meilleure performance d'élimination des micro-organismes que le second. Ce résultat est dû à plusieurs facteurs, dont une capacité de filtration considérable, spécialement après le développement d'un biofilm (**Colleman, 2001, dans Karathanasis et al., 2003 ; Gersberg et al., 1987 ; Decamp & Warren, 2000**). Ajoutons également que les graviers apportent une moins bonne protection des bactéries contre la prédation, par rapport au substrat composé de limon (**Decamp & Warren, 2000**). De plus, le type de substrat influence la communauté et le nombre de ciliés.

Decamps (1996) observe en effet une concentration en amibes libres trois fois supérieure dans un système à substrat de gravier que dans un système à substrat de limon.

La concentration en matière organique dans les eaux usées influence l'élimination des microorganismes, tant de façon directe que de façon indirecte. En effet, en cas de faible concentration en DBO, il y aura compétition entre les micro-organismes et donc amélioration de l'élimination de ces micro-organismes (**Vandermeersch, 2006**). De plus, dans les eaux chargées en matière organique, l'augmentation de la turbidité atténue la transmission de la lumière et donc son effet germicide. Ajoutons également qu'il y aura une diminution de

l'oxygène dissout dans les eaux fortement chargées en matière organique, ce qui entraîne le développement d'espèces de ciliés moins actifs à se nourrir (*Decamp et al., 1999*).

Selon (*Vandermeersch, 2006*) plusieurs chercheurs démontrent l'effet du temps de rétention des eaux sur l'élimination des microorganismes tant pour des systèmes à lagunage que des systèmes à lit de gravier. C'est le cas notamment de *Karathanasis (2003)*, de *Netter (1993)* et de *Green (1997)* qui prônent l'effet positif d'un long temps de rétention sur la réduction des bactéries (*Karathanasis et al., 2003 ; Netter, 1993 ; Decamp & Warren, 2000 ; Green et al., 1997*).

Amahmid (2002) affirme également l'amélioration de l'élimination des parasites par un important temps de rétention des eaux usées dans le bassin.

4 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques Pilote Mécheria

Le travail a été réalisé durant la période hivernale (octobre/ novembre) 2017. Nous avons constaté que les lentilles d'eau sont capables de croître et de résister au gel qui caractérise la steppe sud oranaise de l'Algérie et à des températures aussi basses que 1°C. Une croissance optimale des lentilles d'eau a été notée à des températures comprises entre 20 et 30°C, mais elle est réduite quand les températures dépassent les 35°C.

4.1 Les paramètres physicochimiques

Les eaux usées reçues à la station d'épuration à boue activée de Mécheria sont issues d'un réseau unitaire. Les ERU initialement très chargées présentent des valeurs assez élevées en DCO, DBO5 et NT (azote total) avec des moyennes respectives de 814 mg O₂/l, 493 mg O₂/l et 79,5 mg/L, néanmoins, le ratio des valeurs moyennes DCO/DBO5 égal 1,6 ce qui montre le caractère biodégradable de ces effluents facilement traitables par voie biologique .

Selon *Tab.24* les tests statistiques n'ont pas rejeté l'hypothèse de normalité pour les deux échantillons traitée par les lentilles d'eau, sauf pour la variable NO_2^- du Baquet 2 (La variable dont provient l'échantillon ne suit pas une loi Normale).

Tableau 24. Synthèse sur tests de normalité niveau de signification 5% (XLSTAT, 2016)

5% [XLSTAT 2016]

Variable/Test	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling	Lilliefors	Jarque-Bera
pH Bac1	0,726	0,536	0,754	0,850
pH Bac2	0,970	0,629	0,970	0,869
pH témoin	0,308	0,208	0,238	0,788
T* Bac1	0,324	0,219	0,251	0,790
T* Bac2	0,862	0,604	0,907	0,864
T* témoin	0,780	0,565	0,822	0,856
Cond Bac1	0,062	0,076	0,100	0,768
Cond Bac2	0,146	0,111	0,134	0,772
Cond témoin	0,806	0,578	0,852	0,859
MES Bac1	0,490	0,357	0,428	0,815
MES Bac2	0,407	0,285	0,332	0,802
MES témoin	0,601	0,518	0,705	0,845
DBO ₅ Bac1	0,328	0,222	0,254	0,790
DBO ₅ Bac2	0,537	0,399	0,489	0,822
DBO ₅ témoin	0,557	0,417	0,516	0,825
DCO Bac1	0,328	0,222	0,254	0,790
DCO Bac2	0,956	0,628	0,968	0,868
DCO témoin	0,435	0,309	0,362	0,806
NO ₃ Bac1	0,391	0,272	0,315	0,799
NO ₃ Bac2	0,790	0,570	0,834	0,858
NO ₃ témoin	0,281	0,188	0,216	0,784
NO ₂ Bac1	0,490	0,357	0,428	0,815
NO ₂ Bac2	0,025	0,064	0,088	0,767
NO ₂ témoin	0,844	0,596	0,891	0,862
NH ₄ Bac1	0,944	0,626	0,963	0,868
NH ₄ Bac2	0,778	0,564	0,819	0,856
NH ₄ témoin	0,537	0,399	0,489	0,822
PO ₄ Bac1	0,893	0,614	0,932	0,866
PO ₄ Bac2	0,936	0,625	0,959	0,868
PO ₄ témoin	0,739	0,543	0,771	0,852

4.1.1 Rendements épuratoires

En générale l'efficacité de dépollution des paramètres dissous estimé par les rendements opératoire augmente de façon significative avec le temps de séjour des effluents dans les Baquets végétalisés (Fig.65.66 , Tab.25).

Tableau 25. Rendement épuratoire de l'ensemble des paramètres analysés

Rendement %	DBO mg O/l	DCO mg O/l	MES mg/l	NH mg/l	PO mg/l	Coli. T UFC/ml	Coli.F UFC/ml	Str.F UFC/ml
Témoin	18	14	48,4	0,2	0,9	43,9	44,6	34
Bac 1	93,5	95,1	89,8	95,3	65,3	93	96	50
Bac 2	95,7	96,5	97,8	97	72	99	99	99

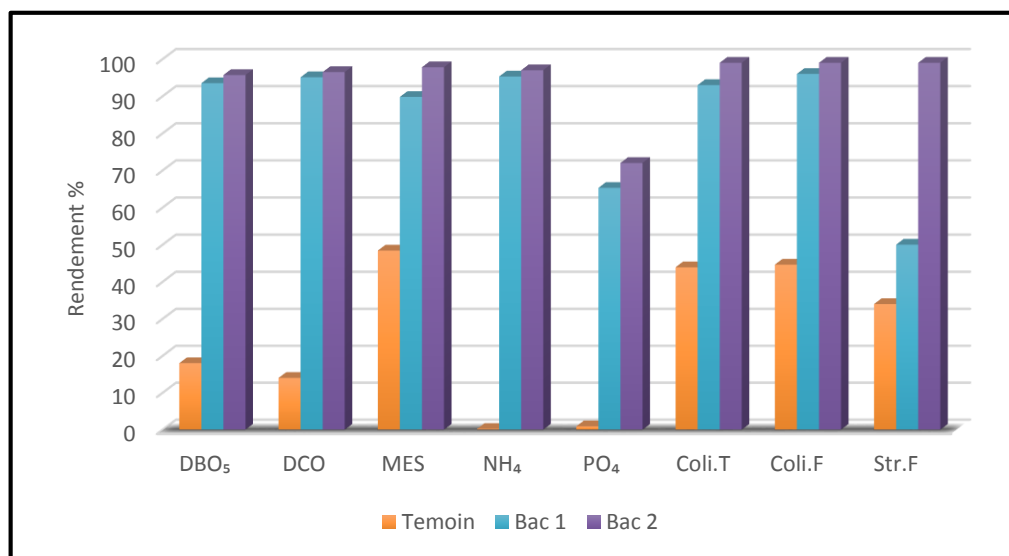
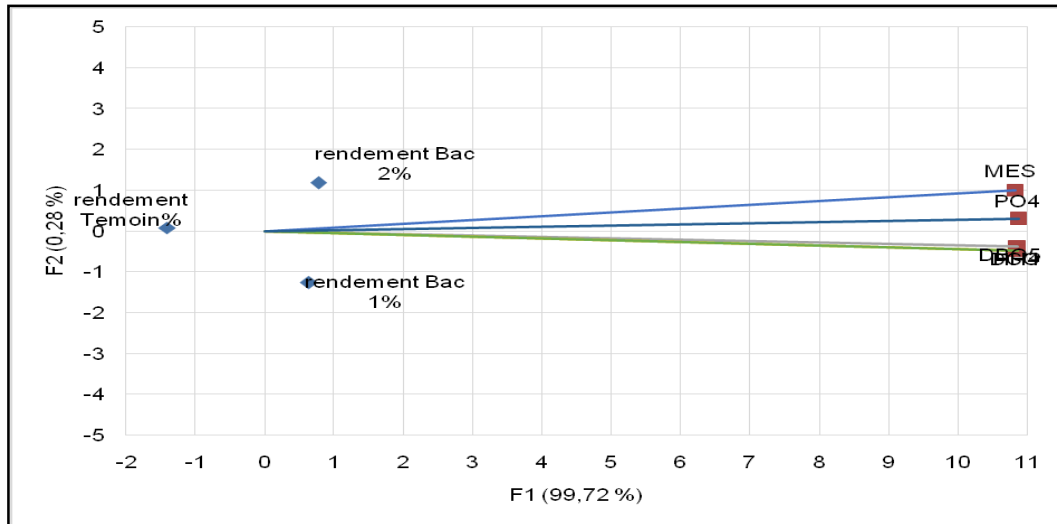


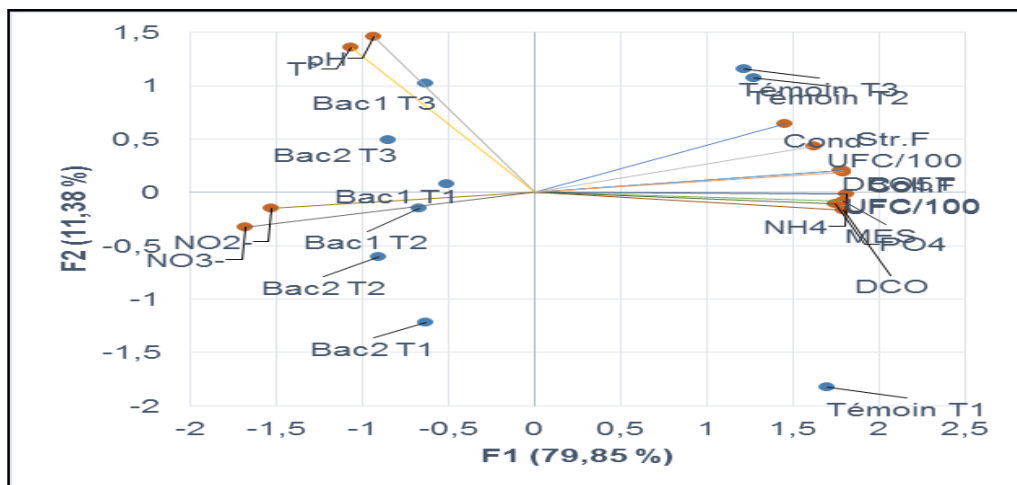
Figure 65. Les rendements épuratoires du pilote expérimentale (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)



Type d'ACP : Pearson (n) Biplot de distance (axes F1 et F2 : 100,00 %)

Figure 66. ACP de rendement des paramètres physico-chimiques de l'ensemble du pilote expérimental.

L'analyse statistique des variables donne une différence significative entre l'abattement des paramètres de pollution et la présence des lentilles ainsi une corrélation significative avec le temps de séjours avec $p < 0,05$ (Fig.67) .



Type d'ACP : Pearson (n) Biplot de distance

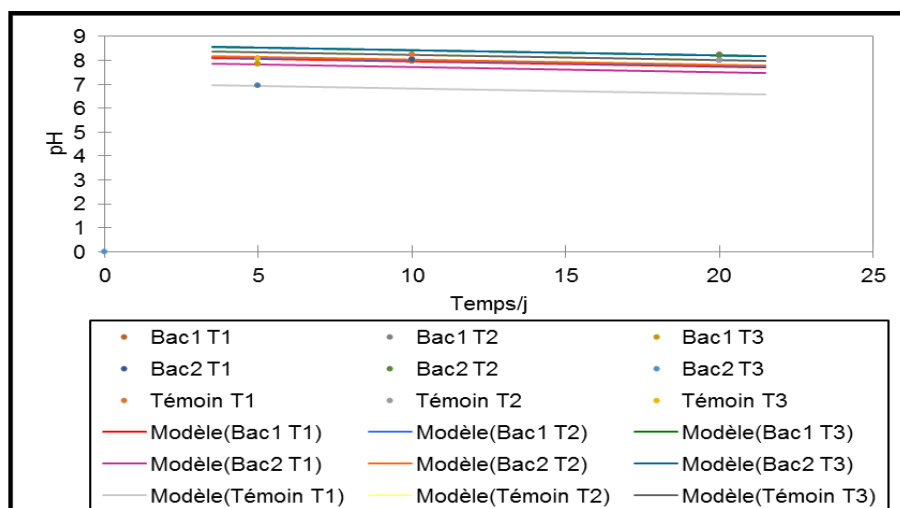
Figure 67. Analyse en Composantes Principales de l'ensemble des variables physico-chimique et microbiologiques et le temps de séjours (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)

4.1.2 Évolution de pH

La détermination de pH été effectuer selon la norme (*NF EN ISO 10523, 2012*). Il semble être le paramètre le plus important dans le processus de biosorption. En général, nous avons remarqué une diminution importante du taux d'alcalinité dans les eaux traitées par *Lemna minor* par rapport à celles des eaux usées brutes. Le pH a diminué légèrement de 8,23 à $7,95 \pm 0,082$ pour le Baquet 1 et $7,35 \pm 0,42$ pour le Baquet 2. Ceci dit, les lentilles d'eau peuvent tolérer une large gamme de pH (3,0 à 10,0), avec une croissance optimale dans un milieu de 5,0 à 7,0 (*Landolt, 1986*). Ceci corrobore aussi les résultats trouvés par *Abioye & Mahmood* (2005) qui notent que le pH a été réduit de presque alcalin à neutre dans tous les cas étudiés par le traitement par macrophytes aquatiques. Cependant, leur croissance rapide est due selon *Oueslati et al. (1998)* a sa tolérance aux importantes variations d'intensité lumineuse, de pH, de salinité et de température comme il a référé *Urbanska (1980)* ; *Landolt (1986)* ; *Dudley (1987)*.

La diminution de pH dans les deux Baquets plantés (*Fig.68*) est vraisemblablement due aux réactions chimiques et /ou biologiques qui produisent des acides neutralisant les ions basiques sans oublier que les réactions de nitrification entraînent une acidification du milieu (*Rejsek, 2002*). Selon *Kone, (2002)* pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) la plante produit des ions H^+ ainsi que la sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines. Dans le cas de l'effluent non traité (Témoin) la valeur obtenue est de $8,06 \pm 0,14$, ce qui correspond aux valeurs des effluents d'origine urbaine.

L'effluent Témoin devient acide par l'accumulation du CO_2 conséquence de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (*Attionu, 1976* ; *Jedicke et al, 1989, Mancner, 2010*).



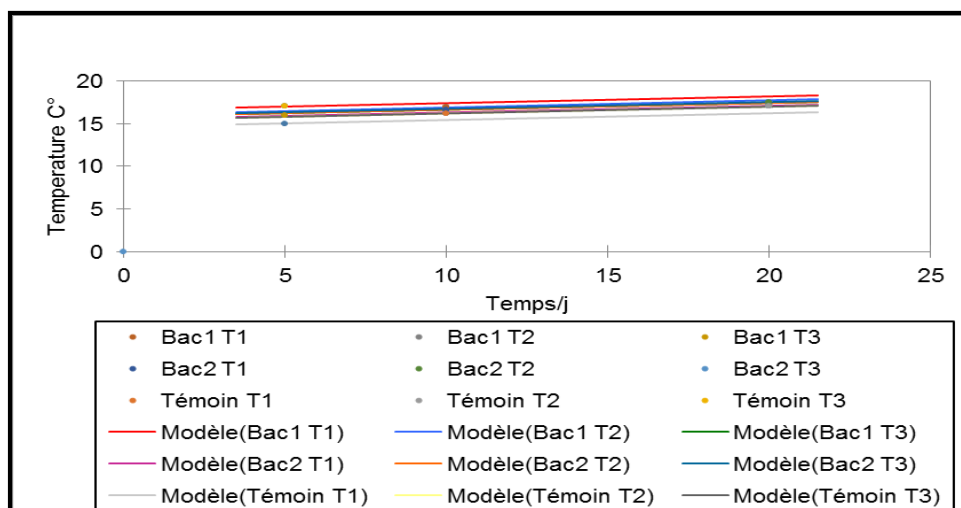
(R²=1,000) XLSTAT 2016 - ANCOVA²⁹ -Intervalle de confiance 95%

Figure 68. Régression de pH par le temps de séjours (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin)

4.1.3 Évolution de la température

La température joue aussi un rôle dans la solubilité des sels surtout des gaz. Elle conditionne les équilibres de dissociation et elle agit sur la conductivité électrique (*El Maroufy, 1992*). Quant aux valeurs des températures moyennes obtenues respectivement à l'entrée au niveau du Témoin, du Baquet 1 et du Baquet 2 elles sont de $16,06 \pm 1,08^{\circ}\text{C}$, $17,06 \pm 0,26^{\circ}\text{C}$ $16,66 \pm 0,80^{\circ}\text{C}$ (*Fig.69*). Ces différentes valeurs sont liées aux conditions climatiques de la région et restent en dessous de la norme réglementaire de rejet qui est de 30°C .

²⁹ ANCOVA : L'ANCOVA (Analyse de covariance) peut être vue comme un mélange d'ANOVA et de régression linéaire puisque la variable dépendante est de même nature,



(R²=1,000) XLSTAT 2016 - ANCOVA -Intervalle de confiance 95%

Figure 69. Régression de la température par le temps de séjour (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin)

4.1.4 Évolution de la conductivité

La détermination de la conductivité électrique a été réalisée selon la méthode normalisée (*NF EN 27888,1994*). Une réduction significative a été observée dans la conductivité après 20 jours de traitement dans le Baquet 2 (224 $\mu\text{S}/\text{cm}$) après un pic au niveau Baquet1 de l'ordre 1333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Fig.70*). La baisse du rendement épuratoire est inversement proportionnelle à la densité végétale ce qui est en accord avec les travaux de *Radoux et Kemp (1988)*. Ce constat nous a amenés à réduire la biomasse dans le Baquet 2, pour mieux maîtriser le taux de recouvrement des Baquets par la plante aquatique, évitant ainsi une eutrophisation de ceux-ci. On constate une diminution de la conductivité au niveau des deux Baquets passant d'une moyenne de $1392 \pm 102,52 \mu\text{S}/\text{cm}$ de l'effluent de contrôle à des moyennes respectives de $619,66 \pm 540,40 \mu\text{S}/\text{cm}$ et $261,66 \pm 32,71 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour le Baquet 1 et le Baquet 2. La réduction de la conductivité s'explique par l'adsorption de certains ions sur le support granulaire et des prélèvements des plantes comme nutriments, De plus, *el-kheir et al., (2007)* ont signalées que les Lemnacée sont très efficaces pour éliminer les sels solubles, matières organiques, et la densité des coliformes. Les espèces de ce genre de plantes peuvent supporter

une charge organique élevée ainsi que des concentrations élevées de micronutriments *Hasan & Chakrabarti (2009)*.

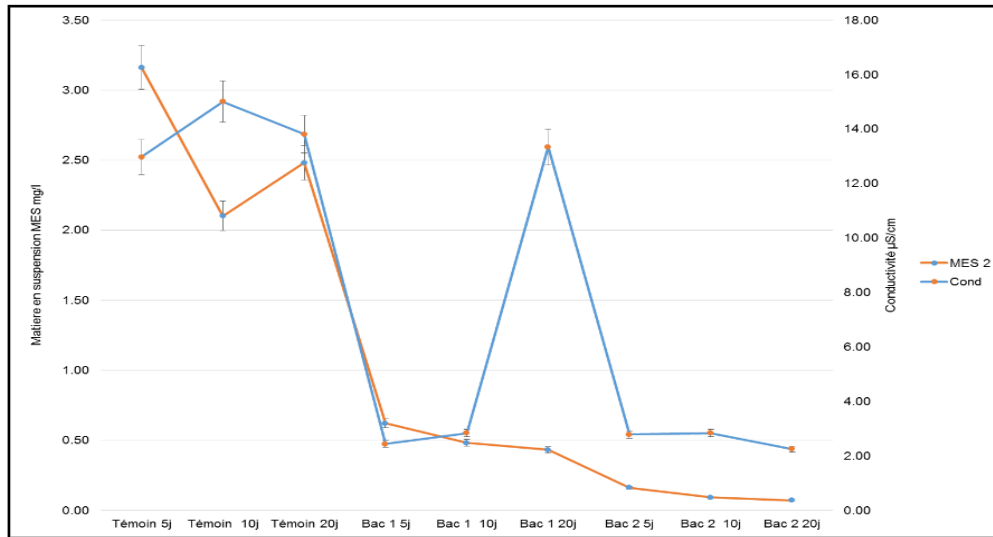


Figure 70. Variation de la MES et la conductivité (Baquet 1, Baquet 2 et Témoin)

4.1.5 Évolution de MES

Le dosage des matières en suspension a été effectué par filtration sur filtre en fibres de verre (*NF EN 872 , 2005*). Une réduction également significative ($p < 0,05$) a été remarquée pour la MES. Par contre, pour l'échantillon Témoin, la MES et la conductivité présentent une légère diminution (*Fig. 70*).

Les rendements épuratoires moyens de la MES sont respectivement de 89,8 et 97,8% pour Baquet 1 et Baquet 2. Une différence significative ($p < 0,05$) a été notée entre les comportements des deux Baquets. La matière en suspension est vraiment réduite grâce à une bonne décantation ; de $51 \pm 9,84$ mg /l pour l'eau Baquet 1 à $10,66 \pm 4,72$ mg/L pour l'eau Baquet 2 par rapport le Témoin $258 \pm 53,70$ mg/L.

La diminution de la valeur du MES dans les eaux traitées est vraisemblablement due au piégeage par la plante par le procédé de la filtration et de l'absorption par le système racinaire. N'oublions pas le rôle de substrat alluvionnaire qui favorise la sédimentation et la

décantation, les racines et le gravier empêchent les mouvements horizontaux de la MES. Ces mêmes constatations ont été faites par *Mandi et al.,(1993)*.

4.1.6 Les paramètres de pollution organique DBO5 et DCO

La demande chimique et biologique en oxygène permet de suivre l'évolution de la pollution organique du milieu aquatique, des concentrations élevées de DCO peuvent affecter les réserves d'oxygène des cours d'eau. La détermination de la DCO est basée sur la méthode normalisée (*NF T 90-101, 2001*).

Les paramètres de pollution organique DBO5 et DCO ont montré des changements rigoureux lorsque l'effluent a été traité par les lentilles d'eau (*Fig.71*). Dans les effluents du Baquet 1, la DBO5 a été réduite de façon significative de 93,5% par rapport au Témoin dont le rendement été seulement de 18% après 20 jours de séjours hydraulique. Lorsque l'effluent a été retraité Baquet 2, le rendement de la DBO5 était de 95,7% au bout de 20 jours de temps de rétention. La DCO de l'effluent du Baquet 1 a également montré une réduction significative ($p < 0,01$). L'effluent du Baquet 1 et du Baquet 2 a mis en exergue une réduction respective de la DCO de 89,8% et de 97,8% par rapport au Témoin14% (*Fig.65, Tab.24*).

La réduction de la DBO₅ a été signalée par *Cardot (1999)*, qui note que l'activité des microorganismes épurateurs assure la dégradation et la transformation de la matière organique et permet donc l'élimination de la pollution organique. Aussi que le bon fonctionnement du substrat assure une décantation efficace favorisant ainsi la sédimentations de la MES responsable de l'élimination de la quasi-totalité de la DBO₅.

Suivant *Cossu et al.,(2001)*, la charge en demande chimique en oxygène DCO libérée par les lentilles est autour de 2 g/m²/jour et notent que les lentilles d'eau produisent une plus grande quantité d'oxygène dissous que la jacinthe d'eau. L'abattement de tous ces paramètres à une relation directe avec le phénomène de diffusion dans le milieu de l'oxygène via les racines, le mécanisme a été décrit par *Moorhead et Reddy (1988)*, *Reddy et al.,(1989)* et *Gerald (1993)*. Les macrophytes libre flottant libèrent par leurs racines des quantités notables d'oxygène *Jedicke et al., (1989)*.

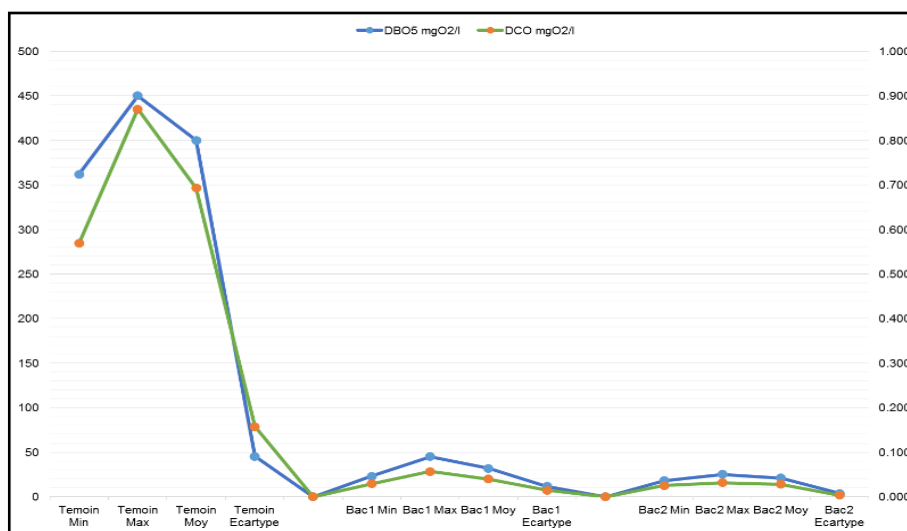


Figure 71. Variation de la DBO5 et de la DCO au cours de traitement (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)

L'enlèvement des polluants de milieu aquatique peut se réaliser par l'action des racines ou par d'autres parties des plantes aquatiques (*Kelly et al., 1999*).

4.1.7 Évolution des composés azotés

Concernant la pollution azotée l'analyse a été effectuée selon la méthode normalisée (*NF EN ISO 13395, 1996*). Nos résultats montrent une concentration moyenne légèrement supérieure au niveau du Baquet 1 $19,78 \pm 0,51$ mg N-NO₃/L, comparativement à celle de Baquet 2 qui est de $23,48 \pm 8,55$ mg N-NO₃/L (*Fig.72*). Le test statistique des variables révèle une différence non significative à $p > 0,05$. La mauvaise nitrification est due aux conditions défavorables d'oxygénation, une couverture dense de lentilles d'eau sur la surface de l'eau inhibe à la fois de l'oxygène entrant dans l'eau par diffusion et la production photosynthétique d'oxygène par les phytoplanctons.

Les lentilles d'eau sont parmi les plantes les plus dynamiques au monde, doublant souvent leur biomasse dans des conditions optimales en 2 ou 3 jours *Vymazal, (2001)*. L'eau devient en grande partie anoxique, qui à son tour favorise la dénitrification. Cependant, en

raison de la nitrification limitée dans le système, le complexe nitrification/dénitrification n'est pas très efficace pour éliminer l'azote. La dénitrification se produit dans les zones beaucoup plus réduites dans la colonne d'eau même si par ailleurs il y'a une compétition entre la nitrification et l'élimination de la pollution carbonée dans l'utilisation de l'oxygène par les microorganismes *Molle et al.,(2004)*. La récolte de lentilles d'eau est essentielle pour maintenir le taux de croissance et l'absorption des nutriments.

🌿 **Ammonium NH₄**

L'ammonium a été dosé selon la méthode normalisée (*NF T 90-015-2, 2000*). Du point de vue statistique, nous avons noté une différence significative ($p < 0,05$) en termes de concentrations en ammonium relevées en sortie des pilotes. En effet, les rendements moyens relevés sont respectivement de $1,79 \pm 0,29$ mg NH₄/l et $1,13 \pm 0,77$ mg NH₄/l dans le Baquet 1 et le Baquet 2 contre des teneurs à l'entrée de $39,72 \pm 4,75$ mg N-NH₄/L. Cela dénote ainsi un bon abattement de ce paramètre (95,3% et 97% de rendements) qui se traduit par le niveau de nitrification observé, même si par ailleurs l'ammonium a des capacités de s'adsorber sur le massif de gravier en partie donc la dégradation de l'azote ammoniacal est tributaire des conditions d'aération du pilote mais également de matériaux filtrant utilisées, selon *Kantawanichkul et al.,(2009)*, la suppression de l'azote dépend de la granulométrie du matériau filtrant et de sa hauteur.

🌿 **Nitrite**

La présence de nitrites dans l'effluent Témoin est en moyenne de l'ordre $3,81 \pm 1,1$ mg NO₂⁻/L. Cependant, nous avons relevé de faibles abattement en nitrites en sortie de pilotes avec une valeur moyenne de $12,95 \pm 2,33$ mg NO₂⁻/L pour Baquet 2. La nitrification de l'ammoniac a lieu dans la zone aérobie des racines de lentilles d'eau. Cependant, cette couche est très mince et donc peu de nitrification se produit dans le pilote à base de lentilles d'eau.

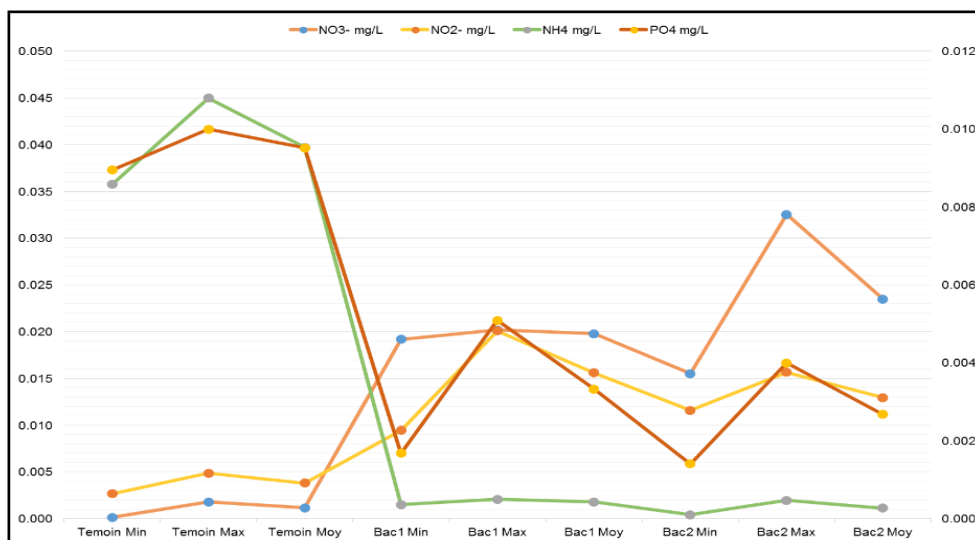


Figure 72. Variation des composées azotées et le phosphate (Baquet 1, Baquet 2, Témoin)

4.1.8 Évolution des composés phosphatés

La concentration en phosphate moyenne (*NF EN ISO 6878, 2005*) montre une différence entre la sortie du Baquet 1 ($3,33 \pm 1,70$ mg/L) et l’effluent de sortie du Baquet 2 ($2,68 \pm 1,29$ mg/L) ainsi que le Témoin ($9,51 \pm 0,53$ mg/L). Les rendements sont de l’ordre 65,3% et 72% respectivement pour le Baquet 1 et le Baquet 2. Ces résultats sont en accord avec ceux de *Martin et al., (2012)* et de *Lekeufack et al., (2017)*.

La concentration en phosphate en sortie du pilote de traitement est inférieure à la concentration à l’entrée donnant des rendements d’élimination positive. Ceux-ci ont montré que les plantes ont allouées une partie de leurs métabolismes pour produire des feuilles plus nouvelles. La relation symbiotique entre les racines des plantes et le substrat fournit la surface de colmatage de la multiplication des bactéries et de la biodégradation de plusieurs phosphates *Rehman et al., (2017)*. 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.

En générale les nutriments tels que l’azote, le phosphore et les oligoéléments ont été assimilé par la plante. En effet, ce potentiel de prélèvement est limité par la productivité nette

de la plante et la concentration des nutriments dans ses tissus. Selon *Münch et al.,(2004)*, la présence des plantes a aussi un impact sur le processus de dégradation en ce sens que les racines sont le lieu privilégié de développement des bactéries.

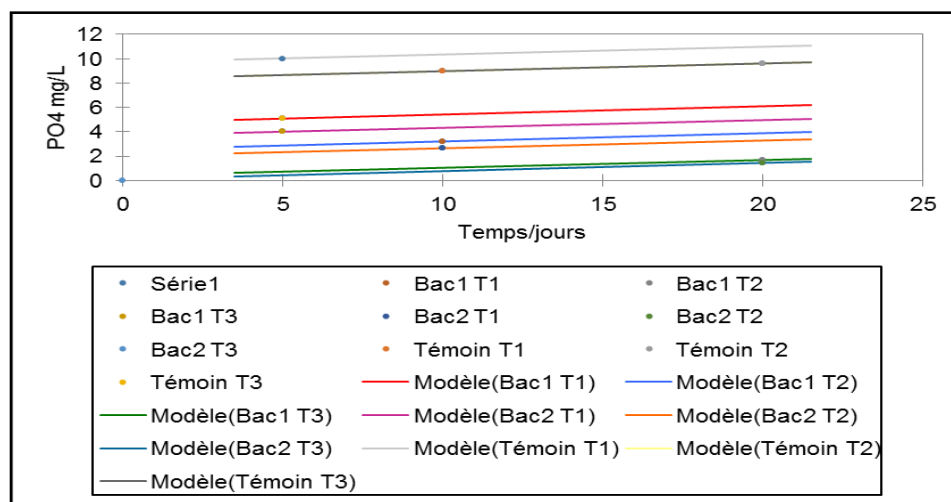


Figure 73. Régression de phosphate PO4 par le temps (Baquet 1, Baquet 2, Témoin) ($R^2=1,000$)

4.2 Les paramètres microbiologiques

Le taux de décontamination est calculé à partir de la moyenne des nombres de bactéries par ml (*NF EN ISO 9308-1 , 2000*).

Les *Fig.74 et Fig.75* montrent des variations remarquable dans le taux de réduction des abondances bactériennes, les valeurs maximale enregistrée au Témoin avec une concentration moyenne de coliformes totaux $332 \cdot 10^5$ UFC/100 ml et $32 \cdot 10^6$ UFC/100 ml pour les coliformes fécaux et une concentration de l'ordre $201 \cdot 10^4$ UFC/ ml pour les streptocoques fécaux. La réduction moyenne de coliformes totaux est de 93 % (Baquet1) et 99% (Baquet 2) contre 43% au niveau de Témoin, pour les coliformes fécaux elle est de l'ordre de 96,99% (Baquet 1) et 99% (Baquet 2) par rapport 44% (Témoin). Le rendement varie entre 50% (Baquet1) et 99% (Baquet2) pour les streptocoques fécaux contre 34% pour le Témoin.

L'élimination moyenne des bactéries fécales était plus élevée dans les lits végétalisées que dans le lit de contrôle / non végétalisées (*Fig.74*). Ces abattements de la charge bactérienne peuvent être améliorés en augmentant le temps de séjour *Sauze, (1984)*.

Les lentilles d'eau, par rapport à la jacinthe d'eau, joue un rôle moins direct dans le processus de traitement car il ne dispose pas d'importants systèmes de racines et fournit donc une plus petite surface pour la croissance microbienne attachée. Citons, par exemple, la réduction des coliformes totaux qui atteint des valeurs de 1,9 à 2,1 log *Thurston, (2001)* ; *Green et al., (1997)*. L'élimination d'*Escherichia. Coli* varie, quant à elle, de 0,7 à 1,9 log *Decamp, (2000)* grâce à ce procédé.

L'élimination des micro-organismes se fait essentiellement par les processus de filtration et de prédation dans un système extensif d'épuration à macrophytes avec un lit de gravier *Green et al., (1997)*.; *Thurston, (2001)*. Le support racinaire permet de pourvoir une surface sur laquelle les micro-organismes vont s'adsorber, tout en confinant des conditions écologiques propices au développement des prédateurs de ces micro-organismes.

Mandi et al., (1992) évoque des hypothèses sur les mécanismes d'action de la jacinthe d'eau dans la décontamination des eaux sous climat aride. Toutefois, ces hypothèses peuvent être extrapolées à l'espèce choisie et à notre région du fait que :

- ✍ les lentilles d'eau empêchent les mouvements horizontaux qui aboutit à l'accélération de la vitesse de sédimentation des particules en suspension dans l'eau et, par conséquent, les bactéries qui y sont éventuellement fixées ;
- ✍ les potentiels de phytoremédiation de *Lemna minor*, l'élimination des bactéries fécales moyenne était plus élevée dans les lits de traitement (végétalisés) pour l'ensemble de bactéries fécales que dans le lit de contrôle non végétalisées. Ce qui signifie que la lentille d'eau serait capable de sécréter des substances chimiques qui pourraient avoir un effet bactériostatique ou bactéricide.

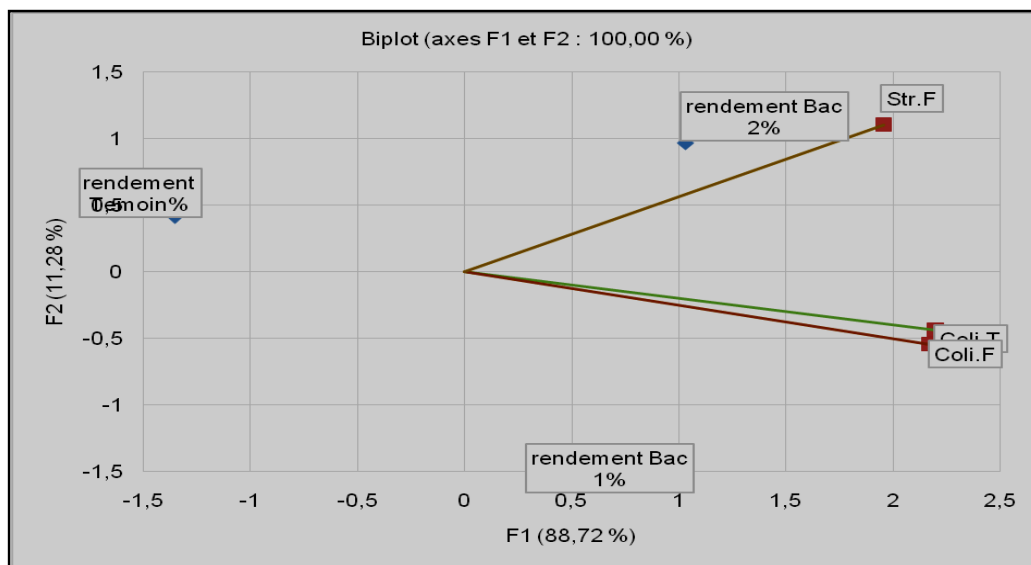
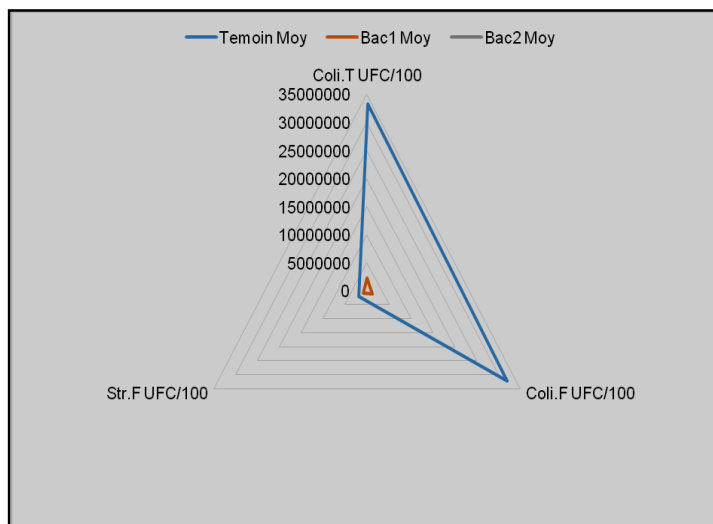


Figure 74. ACP de rendement des paramètres microbiologiques de l'ensemble du pilote expérimental

Sur le plan sanitaire, l'abattement de la charge bactérienne n'est pas négligeable, compte tenu du temps de séjour (7 jours) et de la présence de seulement deux bassins en série. Une amélioration du temps de séjour et un ou deux bassins supplémentaires donneraient probablement de meilleurs résultats.

Figure 75. L'efficacité d'élimination des charges fécales au niveau du pilote expérimental



Les rendements épuratoires des deux étages verticaux de cette filière respectent l'Arrêté du 22 juin 2007 et les concentrations de sortie exigées par la norme de rejet D4 (35 mg MES.L⁻¹ ; 25 mg DBO5.L⁻¹ ; 125 mg DCO.L⁻¹). De plus, les conditions aérobies assurent une nitrification d'environ 60 % sur le 1^{er} étage et de plus de 90 % sur la filière complète (< 15 mg TKN.L⁻¹) (*Molle et al., 2005 ; Paing et al., 2006*). En revanche, cette filière est beaucoup moins efficace en ce qui concerne l'élimination des nitrates et particulièrement sur la réaction de dénitrification. La conséquence des rejets en nitrate se traduit par la modification/dégradation des écosystèmes et d'un surdéveloppement algal des eaux de surface du territoire français.

5 Discussion et constat sur les deux unités pilotes

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude montrent que les abattements sur les paramètres de pollution organique pour le pilote de Naâma et celui de Mécheria sont satisfaisants grâce à l'action conjuguée des macrophytes, des bactéries et de la barrière physique et les conditions climatiques.

Les dispositifs expérimentaux ont montré une grande capacité à éliminer les MES, la DBO5 et la DCO. Par ailleurs le passage de cet effluent dans le filtre nu entraînant l'anoxie permettait à lui seul d'éliminer 40 à 50% de ces paramètres.

La demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que la demande biochimique en oxygène (DBO5) diminuent progressivement et significativement de l'amont en aval.

En plus des performances de l'élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée, notre pilote présente des aptitudes significatives dans l'abattement des paramètres de pollution des eaux usées à des niveaux de qualité très acceptable.

Cependant, nous pensons que travailler sur plusieurs années peut permettre de dégager le comportement dans la durée des plantes utilisées en termes de performances épuratoires et d'adaptabilité aux conditions climatiques mais également de charges organiques et hydrauliques croissantes, car des travaux antérieurs ont montré que les performances des

plantes s'améliorent de la première à la deuxième année (*Morari et al.,2009*), ce avec le développement du système racinaire.

Les deux réacteurs ont des performances peu différenciées ($p > 0,05$ pour NO_3 , NH_4 et NK). De façon générale, les cultures fixées sur supports fins sont un meilleur moyen d'assurer de bons abattements sur la pollution organique en traitement secondaire ou tertiaire. Cependant, la forte évapotranspiration sous climat aride entraîne une réduction non négligeable des débits avec pour conséquence une augmentation des concentrations en sels minéraux.

Les marais artificiels utilisant les macrophytes sont largement utilisés pour le traitement des eaux usées. Afin de déterminer si les marais artificiels plantés par les macrophytes émergentes (ME) et/ou des macrophytes flottantes (MF) sont efficaces pour le traitement des eaux usées domestiques, nous avons réalisé la présente étude en utilisant deux pilotes.

Dans l'ensemble, nos résultats indiquent que les deux systèmes sont très efficaces dans le traitement des eaux usées domestiques.

Cependant, nous pensons que travailler sur plusieurs années peut permettre de dégager le comportement dans la durée des plantes utilisées en termes de performances épuratoires et d'adaptabilité aux conditions climatiques mais également de charges organiques et hydrauliques croissantes, car des travaux antérieurs ont montré que les performances des plantes s'améliorent de la première à la deuxième année (*Morari et al., 2009*), ce avec le développement du système racinaire.

Conclusion Générale et Perspectives

La réponse au besoin d'assainissement engendré par l'activité humaine a conduit, au siècle dernier, au développement des techniques d'assainissement. Dans un passé très récent elles se sont sophistiquées et diversifiées. Les méthodes qui mettent en œuvre les processus naturels ont pris une place conséquente grâce aux divers procédés décrits dans notre travail.

La récente prise de conscience des enjeux de conservation de la planète a repositionné les écotechniques d'assainissement. Adaptées aux contextes et aux ressources locales, elles deviennent des alternatives compétitives car durables : elles permettent de limiter de la consommation d'énergie, de conserver et produire des ressources.

Dans le contexte actuel de réchauffement climatique, ces écotechnologies sont un outil qui s'intègre à la démarche de développement durable. Ce sont des techniques dites douces, proches d'un fonctionnement naturel. Elles permettent de réaliser des économies sur deux postes critiques aujourd'hui, l'eau et l'énergie. Elles sont des alternatives intéressantes pour les communes dont le milieu récepteur est particulièrement fragile t'elle est le cas de notre région d'étude ou les rejets se font dans le maraichage (sebkha). Enfin, certaines techniques comme les filtres plantés de macrophytes, en plus de leurs performances épuratoires, permettent d'apporter à la station une plus-value paysagère et économique.

Les filtres sont très généralement plantés de roseaux, ce qui leur vaut leur appellation courante « filtres plantés de roseaux » (FPR). Ils sont majoritairement utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques des eaux pluviales ou certains effluents industriels tels que ceux de l'industrie agroalimentaire, voire d'autres effluents plus spécifiques tels que les lixiviats de décharge. Ils peuvent être combinés à d'autres technologies intensives et employés comme traitement secondaire ou tertiaire. Ainsi, les filtres plantés offrent désormais une diversité d'applications dans le domaine de l'épuration des effluents domestiques, agricoles, mais également industriels.

Les travaux de cette thèse ont porté sur le traitement des eaux usées de la région de Naâma avec des filtres plantés mixtes afin de mettre en évidence les potentialités épuratrices des plantes émergentes (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*) et l'autre flottante (*Lemna minor*) pour traiter les eaux usées domestiques sous un climat aride. Les travaux de suivi de pilotes ont permis de mieux comprendre le fonctionnement des filières de traitement des eaux usées domestiques de type écofiltre. Ce dernier est un système de filtres plantés de roseaux (FPR) verticaux qui présente les particularités d'une part d'être alimenté par des eaux brute décantée et d'autre part d'avoir combiné avec un deuxième lit FPM et d'être garni par la pouzzolane.

Dans cette étude, nous avons montré que la réduction de la charge organique d'origine domestique, par des macrophytes était faisable et l'efficacité épuratoire est acceptable sous des conditions d'aridité. La fonction principale des macrophytes est donc à récupérer les éléments nutritifs des eaux usées.

Nous pouvons, toutefois, considérer que ce qui a été obtenu sur le plan du rendement de l'opération, indiquent une très bonne performance de traitement, ce système représente une alternative durable pour les stations d'épuration des eaux usées en Algérie, en particulier dans les régions où le traitement des eaux usées de pointe ne peut pas être appliquée soit du point de vue économique ou de l'infrastructure.

Nos résultats sur l'élimination de la pollution organique par une macrophyte flottante *Lemna minor*, nous ont permis de tirer des constats qui sont en accord avec les résultats de *d'Oueslati et al., (1998)*, qu'il a démontré que le processus majeur de cette élimination correspond à l'action des macrophytes, ainsi que le premier constat confirme encore le fait que les meilleures conditions de travail pour *L. minor* correspondent aux faibles densités. Le second démontre que la vitesse d'élimination de la pollution augmente bien avec la densité. Le temps limite de l'opération obéit quant à lui à une valeur de densité optimale à chercher, au-delà de laquelle ne fait qu'améliorer la vitesse instantanée de l'élimination sans avoir d'effet sur le rendement global de traitement.

Nos résultats sur l'élimination de la pollution organique par les héliophytes émergentes étudiées (*Phragmites australis, Typha latifolia*), nous ont permis de constater que *P.australis*, s'est montrée à la fois la plus tolérante à la pollution domestique. Grâce au développement de son système racinaire et à sa biomasse, cette héliophyte a présenté un fort potentiel de croissance dans la biomasse totale par rapport aux autres héliophytes est donc une excellente candidate pour être utilisée dans les filtres plantés.

Des protocoles de suivi expérimental sont associés à cette étude afin de compléter les expériences étudiées et en vue de tester le pouvoir épuratoire des autres plantes endémiques de la région étudiée.

Toutefois, une estimation des coûts d'une telle exploitation doit être faite pour s'assurer quels futurs exploitants pourront poursuivre un tel projet avec certitude. Le taux de satisfaction doit être associé à ces coûts. Cette démarche permettra de préserver l'environnement tout en exploitant les ressources disponibles. (*Bodo et al., 2006*)

Ensuite, les expérimentations conduites durant la thèse ont montré que l'emploi de filtres plantés d'héliophytes dont le substrat minéral est constitué de pouzzolane, était une solution potentiellement efficace pour épurer les eaux usées urbaines

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude montrent que les abattements sur les paramètres de pollution organique sont satisfaisants grâce à l'action conjuguée des macrophytes, des bactéries et de la barrière physique que constitue le médium granulaire.

Par ailleurs, le système présente d'excellentes performances en ce qui concerne l'abattement de la charge bactérienne grâce au temps de séjour dans le filtre (jusqu'à 96 % et 99 % pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux respectivement).

En outre, il ressort que la concentration des principales formes d'azote ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ et NTK) et $\text{PO}_4\text{-P}$ ainsi que DBO_5 et DCO dans les eaux usées ont montrés des baisses très significatives ($P < 0,001$) à la sortie du dispositif expérimental. En effet, les premiers filtres ont pour rôle la rétention des matières en suspension et l'élimination des matières organiques dissoutes, les seconds mieux oxygénés assurent la nitrification.

Chez les macrophytes, l'effet épuratoire est dû principalement à la faculté de ces plantes d'extraire les éléments nutritifs de la colonne d'eau et au support que leurs racines et feuilles offrent aux microorganismes susceptibles de dégrader la matière organique et nitrifier l'azote ammoniacal. Les espèces utilisées dans ce procédé sont largement représentées dans la flore algérienne et on les rencontre principalement en zones humides.

Sur la base des résultats obtenus, les conclusions suivantes peuvent être tirées :

- ✍ La qualité des effluents en sortie des deux pilotes est conforme aux normes Algériennes de rejet des eaux usées.
- ✍ Les meilleurs résultats donnés par *Lemna minor* nous encourage, d'un côté de l'exploiter dans le traitement des eaux usées et, d'un autre côté, à valoriser ce genre de plantes grâce à la quantité considérable de biomasse produite.
- ✍ Cette étude suggère que ce type d'écofiltre à macrophytes pourrait être approprié sous climat aride et avec des espèces endémiques de la région.
- ✍ Les eaux traitées peuvent être valorisé dans plusieurs domaines.
- ✍ Il serait intéressant d'évaluer les performances de ce procédé pour le traitement des eaux usées industrielles en exploitant les fortes capacités de bioaccumulation des métaux lourds (plomb, cadmium, nickel,...) par les macrophytes.

Les stations d'épuration (STEP) fonctionnant sur le principe « Filtres Plantés de Roseaux » à écoulement vertical bénéficient d'un retour d'expérience intéressant. Toutes ces données permettent d'affirmer que même si ce procédé est dit « rustique », il n'en reste pas moins que les ouvrages doivent bénéficier d'une conception, d'un dimensionnement et d'une exploitation soignés, rigoureux. L'expérience montre que si l'un de ces critères est déficient, il y a de très grands risques pour que la station d'épuration souffre de dysfonctionnements. Ces insuffisances peuvent entraîner un non-respect des niveaux de rejet mais conduisent aussi à des temps et des coûts supplémentaires pour remédier à ces dysfonctionnements.

La technique de phytoépuration par marais artificiels offre des perspectives intéressantes. Néanmoins, plusieurs verrous d'ordre méthodologique, scientifique, et organisationnel doivent encore être levés pour permettre son adaptation au contexte national. Cette thèse a permis de cibler les principaux freins à lever, d'initier le développement d'outils et de méthodes d'ingénierie écologique, et de mettre en place un site pilote en vue de tester en conditions réelles leur efficacité.

Avant de mettre en œuvre un tel système de traitement d'eaux usées domestiques. Il est nécessaire d'approfondir les aspects suivants ;

- ✍ Les recherches sur le fonctionnement de FPR
- ✍ D'autre part afin d'améliorer la qualité des milieux récepteurs tels que la sebkha. Ainsi, il faut démontrer in situ des processus de biorémédiation dans des conditions rigoureuses, scientifiquement contrôlées, strictement vérifiées et des expérimentations et suivis sont toujours nécessaires avant la mise en place d'un tel traitement.

De façon générale, les filtres plantés de macrophytes sont un meilleur moyen d'assurer de bons abattements des polluants des eaux usées. Cependant, la forte évapotranspiration sous climat aride entraîne une réduction non négligeable des débits avec pour conséquence une augmentation des concentrations en sels minéraux ce qui nous a mener à chercher des plantes tolérantes à la salinité.

Cette étude ouvre les perspectives pour d'éventuelles recherches d'approfondissement du thème qui attirent l'attention de toutes les disciplines vu l'importance des biotechnologies notamment la phytoremédiation dans la protection des ressources naturelles, la vitalité et la nécessité de la valorisation des résultats de la recherches scientifique sur l'intérêts des

ressources biologiques nationales dans la préservation de l'environnement, de la santé et du bien-être de l'humain.

D'un point de vue méthodologique, plusieurs études pourraient compléter ce travail. Étant donné les objectifs de ce travail et les contraintes inhérentes au dispositif des filtres plantés, Il serait intéressant de compléter ce travail, concentré principalement sur le choix des autres espèces phytoremediatrices, par l'étude de son pouvoir absorbant.

Il serait intéressant d'approfondir l'étude sur la morphologie de ces plantes par microscopie électronique apporterait plus d'information afin de mieux comprendre les mécanismes de tolérance de ces plantes vis-à-vis des polluants.

D'un point de vue d'applications potentielles, il serait intéressant d'approfondir les connaissances acquises quant au rôle de ces plantes de milieux humides et des microorganismes associés dans les racines des plantes pourraient alors être recyclées en vue de récupération des éléments métalliques (phytomining).

Enfin, nous recommandons aux responsables de l'environnement d'adopter et de développer les stratégies de phytoremédiation pour une meilleure protection des ressources naturelles, dans un contexte de développement durable.

R*éférences ***bibliographiques**

Références bibliographiques

ABBEY (2011): Remediation of PAH-Contaminated Soils and Sediments: A Literature Review.

ABIBSI N. (2011) : Réutilisation des eaux usées épurées par filtres plantés (phytoépuration) pour l'irrigation des espaces verts application à un quartier de la ville de Biskra. Masters thèses, Faculté des sciences et de la technologie UMK Biskra.

ABIOYE L., MAHMOOD A. (2005): Phytoremediation of arsenic-contaminated soil and groundwater [thèse]. Florida: PhD. 122-138 p.

ABISSY M., MANDI L. (1999) : Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. Revue des sciences de l'eau ; 12(2) :285–315. <https://doi.org/10.7202/705353ar>.

ADIT, (2006) : Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 92p. 2006.

AFNOR, (1986) : Essais des eaux. Éditions Afnor, Paris, 624 p.

AGENCE DE L'EAU, (2005) : Agence de l'eau (2003) Système d'évaluation de la qualité de l'eau et des cours d'eau. Grilles d'évaluation Seq- eau (version 2). France. <http://sierm.eaurmc.fr/eaux-superficielles/fichiers-telechargeables/grilles-seq- eau-v2.pdf>

AGENCES DE L'EAU, (1999) : Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1999, guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre (France).

AGENCES DE L'EAU, (1993) : Groupe français « macrophytes et traitement des eaux », Agences de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse et Rhin Meuse, juin 2005, Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes – Recommandations techniques pour la conception et la réalisation

AIDOU A., NEDJRAOUI D., ET TOUFFET J.(1982) : Biomasse et minéralomasse dans un faciès à armoise blanche du sud oranais", Rev. Biocénoses, N°2, C.R.B.T, pp.63-77.

AIZAKI M., OTSUKI. T. KAWAI. (1986): Relation-ship between nutrient loading and phytoplank-ton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow system. Wat. Res 20: 859-863.

ALBRECHT R. (2007) : Co-Compostage de Boues de station d'épuration et de Déchets Verts in: Biosciences de l'environnement, Université Paul Cézanne Aix-Marseille III. Marseille, pp. 189.

ALBUQUERQUE A., AGUIAR F C., FERREIRA M.T., RODRIGUEZ-GONZALEZ P. ., SEGURADO P. (2009) : Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial-scale dependence. Fundamental and Applied Limnology 175, 249-267.

ALI H., KHAN E., SAJAD M. (2013): Phytoremediation of heavy metals: concepts and applications. Chemosphere; 91: 869–881.

AL-NOZAILY F., ALAERTS G., VEENSTRA S. (2000): Performance of duckweed-covered sewage lagoons-I. Oxygen balance and COD removal. Water Res; 34 (10): 2727–2733.

AMAHMID, (1997) : Impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture sur la distribution des protozooses intestinales et sur la contamination des cultures dans la zone d'épandage de Marrakech. Mémoire de DESA Parasitologie : Marrakech; 129.

AMAHMID, (2002): Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens, Urban Water, Volume 4, Pages 255-262.

Références bibliographiques

- AMARE, ELFU F. K, WORKU M. (2017):** Wastewater treatment by Lemna minor and Azolla filiculoides in tropical semi-arid regions of Ethiopia, Ecological Engineering, Volume 120, 17, Pages 464-473, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.005>.
- AMARNI, (2010) :** Mise en place de stations de traitement des eaux usées à Naâma La wilaya investit dans les réseaux d'assainissement. Publié dans La Tribune le 22 - 11 - 2010 (<https://www.djazairress.com/fr/latribune/42933>)
- ANAT, (1998) :** Les villes dans la revitalisation des espaces hauts plateaux. Alger, ministère de l'équipement et de l'aménagement du territoire, édition 1998, 315 p.
- ANCION P.Y., LEAR G., LEWIS G.D. (2010):** Three common metal contaminants of urban runoff (Zn, Cu & Pb) accumulate in freshwater biofilm and modify embedded bacterial communities. Environmental Pollution 158, 2738-2745.
- APAT, Mazzoni, M. (2005) :** Guide pour la conception et gestion de zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées civile.
- ARIAS L. (2013):** Arias Lopez. Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and storm water from combined sewer systems. Other. INSA de Lyon, 2013. English. .NNT:2013ISAL0102.
- ARMSTRONG, W. (1979):** Aeration in higher plants. In: H.W.Woolhouse (editor), Advances in Botanical research. Academic Press., New York, pp. 226-332.
- ASANO T. (1998) :** Wastewater Reclamation and Reuse, Water Quality Management Library Volume 10, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA.
- ASMAMA S. (1996) :** Traitement et réutilisation des eaux usées en agriculture (Marrakech) : aspect parasitologique. Thèse de DES de 3 ème cycle : Marrakech ; 122.
- ATTIONU, (1976):** Some effects of water lettuce (Pistiastratiotes, L.) On its habitat, Hydrobiologia; 50 (3): 245-254.
- AXTELL N.R., STERNBERG S.K., CLAUSSEN.K. (2003):** Lead and nickel removal using Microspora and Lemna minor .Bioresour Technol; 89: 41-48.
- BAKER M. (2000):** Towards a methodology for investigating the style of literary translator. Target, 12, 241-266. doi:10.1075/target.12.2.04bak.
- BAMBARA S. (1985) :** Evolution des nutriments dans une station de lagunage, Thèse de 3èmeCycle, Université Rennes I, 195p.
- BARBAROUX R., MERCIER G., BLAIS J.F., MOREL J.L. AND SIMONNOT M.O. (2011):** A new method for obtaining nickel metal from the hyperaccumulator plant Alyssum mural. Separation and Purification Technology, vol. 83, p. 57065.
- BASTIAN R.K., HAMMER D.A. (1993):** The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In Moshi ri, G.A. (ed.) Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers. Boca Rulon. FL. pp. 59-6X
- BAUMONT S., CAMARD J.P., LEFRANC A., FRANCONI A. (2002) :** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en île-de-france. Observatoire régional de santé d'Île-de-France, institut d'aménagement et d'urbanisme de la région ile-de- France, p. 222.

Références bibliographiques

- BAUMONT S, CAMARD J.P, LEFRANC A, FRANCONI A. (2004)** : Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220p.
- BAVOR, H.J., DAVIES, C.M., SAKADEVAN, K. (2001)**: Storm water treatment: do constructed wetlands yield improved pollutant management performance over a detention pond system? *Water Science and Technology*, vol 44, pp 565-570.
- 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 de Annaba, Algérie, 128p.
- BEKKOUCHE M., ZIDANE F, (2004)** : Conception d'une station d'épuration des eaux usées de la ville d'Ouargla par lagunage. Mem. Ing. Hydraulique saharienne. Univ. D'Ouargla.67p.
- BENABADJI N., BOUAZZA M. (2000)** : Contribution à une étude bioclimatique de la steppe à *Artemisia herba alba* Asso. (Algérie occidentale). *Rev. Sech II.2*, pp.117-123.
- BENARADJ A BOUCHERIT H. (2014)**: Integrated management of pastoral resources in the area of Naâma (Algeria). *Algerian Review of Economic Development* (n. 1, 2014).
- BENDAHOU I, BENTOUMI M, (2008)** : Contribution à l'étude hydrogéologie de la nappe du synclinal callovo-oxfordine de Mécheria, université de Tlemcen, 79 pages.
- BENSAID A. (2006)** : Sig et télédétection pour l'étude de l'ensablement dans une zone aride : le cas de la wilaya de Naâma (Algérie) [thèse]. Grenoble 1 : Université Joseph Fourier. 318p.
- BENYAGOUB M. ADJIM P., F. BENSAOULA. (2013)** : L'épuration des eaux usées par des macrophytes, *Proceeding du Séminaire International sur l'Hydrogéologie et l'Environnement SIHE Ouargla*.
- BANZAOUIN., ELBOUZ F. (2009)** : Epuration des eaux usées par les procédés des boues activées au niveau de la commune de Touggourt. Mem.Ing. chimie.Univ. D'Annaba.
- BERHET B. (1979)** : Facteurs influant sur l'oxygénation des bassins de lagunage de station d'épuration, avantage et inconvénients d'aérateurs. *TSM l'eau*, Août-Septembre, 8-9: 463-469
- BERLAND J.M., BOUTIN C., MOLLE P., COOPER P. (2001)**: Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 éq-hab): mise en œuvre de la directive du Conseil n° 91-271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. Luxembourg: Office international de l'eau, 41p.
- BETENCOURT E. (2012)** : Interactions entre céréale et légumineuse en association et acquisition de phosphore du sol : processus rhizosphériques sous-jacents. Thèse de Doctorat, Montpellier SupAgro, 244p.
- BLANCHARD C. (2000)** : Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241 p.
- BODO R., HAUSLER R., AZZOUZ A. (2006)** : Approche multicritère pour la sélection de plantes aquatiques en vue d'une exploitation rationnelle. *Revue des sciences de l'eau* ; 19 (3) : 181-197. doi : 10.7202/013537ar.
- BOEGLIN J. C. (1998)** : Article J3942, Le traitement biologique des eaux résiduaires, *Techniques de l'ingénieur*.
- BOLTON S. (2009)**: Basic theory for the development and application of ecological engineering. In: Jorgensen, S.E. (Ed.), *Applications in Ecological Engineering*, first Ed. Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherlands.

Références bibliographiques

BOUAZZA ., BENABADJI .(2002) : Contribution à une étude bioclimatique de la steppe à Artémisia herba-alba Asso. Dans l'Oranie (Algérie occidentale). Sécheresse (Paris), vol. 11, no 2, pp.117-123.

BOUHOUM, (1996) : Etude épidémiologique des helminthiases intestinales chez l'enfant de la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech : devenir des kystes de protozoaires et des oeufs d'helminthes dans différents systèmes extensifs de traitements des eaux usées (lagunage, sur-irrigation drainage, lits à roseaux). Thèse d'Etat en Sciences de la vie : Marrakech ; 227.

BOUTIN C., ESSER D., MOLLE P., LIENARD A., (2000b). Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Journée technique du GRAIE, Chambéry, France, 1er février 2000.

BOUTIN C., LIENARD A., MOLLE P. (2007) : Les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel, leur association. Comment ? Pourquoi ? CEMAGREF. Sinfotech, les Fiches savoir-faire.

BOUTIN C ET DUTARTRE A. (2014) : Des macrophytes pour épurer les eaux ?. Sciences Eaux & Territoires , IRSTEA, 2014, pp.70-73. *{10.14758/SET-REVUE.2014.15.13}*. *{hal-01140250}*

BOUZENOUNE A. (1999) : Etude portant projet de classement du site de Oglat ed Deira en aire protégée. Projet relatif à la conservation et à la biodiversité et de la gestion durable de ressources naturelles, Direction générale des forêts.

BOYD C.F. (1982): Water quality management for pond fish culture. In. Elsevier science publishers b.v, 1000 Amsterdam, 318.

BRISSEON J., CHAZARENCO F. (2009): Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? Science of the Total Environment 407, 3923-3930.

BRIX H., SCHIERUP H. (1989): The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *AMBIO*; 18 (2): 100–107.

BRIX, H. (1993): Waste water treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. Constructed wetlands for water quality improvements, LEWIS publishers USA.

BRIX H. (1994): Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands, *Wat. Sci. Tech.* vol. 29, no 4, pp. 71-78, 1994.

BRIX H. (1997): The macrophytes play a role in constructed treatment Wetland *Water sci. technol.* 35 (5) (1997) pp. 11–17.

BRIX H., ARIAS C.A., DEL BUBBA M. (2000): How can phosphorus removal be sustained in subsurface-flow constructed wetlands? In 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Nov 11-16 2000, Florida (USA).

BRIX, H. (2003): Plants used in constructed wetlands and their functions.

BRIX, H. ET ARIAS, C.A. (2005): The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 2005, vol. 25, n° 5, pp.491 -500.

BROUILLET J.L.A, PICOT B.B, SAMBUCCO J.P.A, GAILLARD L.C, SOTERAS G.A, VALARIÉ I.(2008) :écotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques : évolution et perspectives xiii^e congrès mondial de l'eau – 1er au 4 septembre 2008 - Montpellier

Références bibliographiques

- BUCKSTEEG O., BUCKSTEEG K., (1983)** : Expérience des étangs de stabilisation non aérés en Bavière: Domaine d'utilisation, dimensionnement, Traitement des eaux diluées et construction. Trib.Cebed., 481(36): 533-540.
- BURGAN M.A. SIEVERS D.M. (1994)**: On-site Treatment of Household Sewage via Septic Tank and Two-stage Submerged Bed Wetland, Proceedings of Seventh International Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, ASAE Publication 18-94, pp. 77-84.
- BURTON G.A., PITT R. (2002)**: Storm water effects handbook: A toolbox for watershed managers.
- BUSHONG S. J., BACHMANN R. W. (1989)**: In situ nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams. Hydrobiologia 178: 1–10.
- BUTCHER J.B., COVINGTON S. (1995)**: Dissolved-oxygen analysis with temperature dependence J. Environ. Eng., 121 (10) (1995), pp. 756-759. View Record in Scopus Google Scholar.
- CALVET R. (2003)** : Le Sol. Propriétés et fonctions (tome1). Eds France Agricole, 456 p.
- CARDOT C. (1999)** : Les traitements des eaux .Procédés physico-chimiques et biologiques. Cours et problèmes résolus .Génie de l'environnement : Edition ELLPSES, 265 p
- CARVALHO P.N., CARLOS A.A., HANS B. (2017)**: Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments. Water, 9(6), 397.
- CAUCHI H., NAKACHE S., ZAGURY B., CARRE C., DENIS D., LARBAIGT D., MARTIGNE S. (1996)**. Dossier : La réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et Méthodes, 1996, 2 : 81-118.
- CAUZZI N. (2007)** : Evaluation de l'éco-compatibilité de sédiments contaminés, traités et non traités par un procédé physico-chimique, dans le cadre d'un scénario de dépôt en gravière - Étude en microcosmes aquatiques [thèse]. Lyon : INSA. 341 p.
- CFN, (2008) : DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) 1999** : Rapport national relatif à la mise en œuvre de la convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification. Alger, 23 P.
- CFN, (2009)** : Rapport inédit. Conservation des forêts de Naâma, Algérie.
- CHABACA N. (2016)** : L'épuration des eaux usées par lagunage dans le Sahara, un exemple de gestion intégrée des ressources en eau : cas du M'zab et de Ouargla.
- CHACHUAT B. (1998)** : Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier. Rapport de DEA, ENGEES-Cemagref, France, 118 p. Google Scholar
- CHARA J., PEDRAZA G., CONDE N. (1999)**: The productive waste water decontamination system: a tool for protecting water resources in the tropics. Live stock RES. Rural Dev ; 11 :4-10.
- CHANG S.W., LEE S.J., JE C.H. (2005)**: Phytoremediation of Altrazine by Poplar Trees; Toxicity, Uptake, and Transformation. Journal of Environmental Science and Health Part B, vol. 40, p. 8010811.
- CHATTERJEE S., MITRA A., DATTA S., VEER V. (2013)**: Phytoremediation protocols: an overview. In Plant-Based Remediation Processes, Springer; pp 1-18.
- CHAZARENC F., MERLIN G. (2005)**: Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. Water Science and Technology 51(9), 91-7.

Références bibliographiques

CHELLE F., DELLALE M., DEWACHTER M., MAPAKOU F., VERMEY L. (2005) : L'épuration des eaux : pourquoi et comment épuré Office international de l'eau, 15p.

CHOISEL et al (1974) IN (HADEI, 1996) : Croissance et développement de petites agglomérations et leur rôle dans l'organisation de l'espace de la steppe sud oranaise Algérie. Université d'Es-senia, Oran, Thèse de Magister, 159 p.

CIRIA, (2005) : *Construction Industry Research and Information Association.* Review of the design and management of constructed wetlands. Report 80.

CIRIA P., SOLANO M., SORIANO P. (2005): Role of Macrophyte Typha latifolia in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. Biosystems Engineering - BIOSYST ENG. 92. 535-544. 10.1016/j.biosystems eng.

COHU, RENE ., BRABET J., GUITARD J., COMOY N.(1994) : Evolution temporelle et spatiale du phytoplancton dans le réservoir de Pareloup. Hydroécologie Appliquée. 6. 10.1051/hydro: 1994007.

COLEMAN J., HENCH K., GARBUTT K., SEXSTONE A.BISSONNETTE G., SKOUSEN J. (2001): Treatment of domestic waste water by three plant species in constructed wetlands. Water Air Soil Pollut. 1 28,283 –295.

COMEAU Y., HALL K.J., HANCOCK R.E.W., OLDHAM, W.K., Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. Water Research, 1986, vol. 20, n° 12, pp.1511-1521.

CONESA H., EVANGELOU M., ROBINSON B., SCHULIN R. (2012): A Critical View of Current State of Phytotechnologies to Remediate Soils: Still a Promising Tool? The Scientific World Journal. 2012. 173829. 10.1100/2012/173829.

COOMBES C., COLLETT P.J .(1995): Use of constructed wetland to protect bathing water quality, Water Science and Technology, Volume 32, Issue 3, 1995,Pages 149-158, ISSN 0273-1223

COOPER P. (2005): The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. Water Science and Technology 51(9), 81-90.

COSSU R., HAARSTAD K., LAVAGNOLO M.C., LITTARRU P. (2001): Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. Ecol. Eng; 16:459-470.

COUDERC R. 1975 : De la tribu à la coopérative : aperçu de l'évolution des hautes plaines oranaises. *Option Méditerranéennes* n° 28, pp. 65-74.

COOMBES C, COLLETT P.J. (1995): Use of constructed wetland to protect bathing water quality, Water Science and Technology, Volume 32, Issue 3,1995,Pages 149-158,ISSN 0273-1223,

COULIBALY L., KOUAKOU J., SAVANE I. (2008a): Domestic wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with Amaranthus hybridus. Afr. J. of Biotechnol.

COULIBALY L., SAVANE I., GOURENE G. (2008b): Domestic wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with Corchorus oliterius. Afr. J. Agricult. Res.

CSHPF, CONSEIL SUPERIEUR HYGIENE PUBLIQUE DE FRANCE (1995) : Plomb, cadmium et mercure : évaluation et gestion du risque. Tech & Doc Lavoisier, Paris, 237 p.

Références bibliographiques

CTH, (2007) : L'organisme National de Contrôle Technique de la Construction Hydraulique Oran: étude de la station d'épuration par boue active de la ville de Mecheria dans la wilaya de Naâma.

CTS, (2009) : L'organisme National de Contrôle Technique de la Construction Hydraulique-Oran: étude de la station d'épuration par lagunage de la ville de Naâma.

CUNNINGHAM S.D., BERTI W. R., HUANG J.W. (1995): Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnology, 13,393-397.

DABOUINEAU, L., LAMY, Y. & COLLAS, P. (2005) : Phytoremediation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Dans: Le Rôle d'eau Vol 124. s.l.:s.n., p.3

DAILY G. C., ALEXANDER S., EHRlich P. R., GOULDER L., LUBCHENCO J., MATSON P. A., MOONEY H. A., POSTEL S., SCHNEIDER S. H., TILMAN D. (1997): Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. Ecological Society of America Washington (DC): Vol. 2.

DAJOZ R. (1985): Précis d'écologie. Edition Dunod 331 p.

DECAMP O., WARREN A. (2000) : Investigation of Escherichia coli removal in various designs of des zones limitées ou l'ensemble des marais artificiels. Ingénierie; N° spécial: 5-11.

DECAMP O., WARREN A., SANCHEZ R., (1999): The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators, Water Science and Technology, Volume 40, Issue 3, 1999, Pages 91-98, ISSN 0273-1223.

DECAMP O. (1996): The microbial ecology of the root zone method of wastewater treatment. Ph.D thesis, University of Leicester. UK

DECAMP O., WARREN A. (2002): Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment, Ecological Engineering, Volume 14, Issue 3, 2000, Pages 293-299, ISSN 0925-8574

DEGREMONT (1978) : Mémento technique de l'eau. Technique et Documentation, Paris, 8ème édition, 1978.

DELATTRE C., BERTRAND K. (1997) : Caractérisation et traitabilité des sous-produits solides de l'assainissement pluvial. La houille Blanche, n° 7.

DENYS S., (2004) : Biodégradation des solvants chlorés en conditions naturelles mécanismes et caractérisation, Synthèse bibliographique, rapport INERIS, 31p.

DERONZIER G., CHOUBERT J.M. (2002) : Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration de boues activées. Document technique, FNDAE 29, Paris.

DESHAYES M. (2008) : Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la Qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lots séparés. Mémoire de Projet de Fin d'Etudes, Université de Starsbourg, France. 79p

DESJARDINS D., NISSIM W. G., PITRE F. E., NAUD A., LABRECQUE M. (2014) : Distribution patterns of spontaneous vegetation and pollution at a former decantation basin in southern Québec, Canada. Ecological Engineering 2014, 64, 385-390.

DHW, (2015) : Document inédit direction de l'hydraulique de la wilaya de Naâma.

Références bibliographiques

- DJEBAILI S. ; ACHOUR A.; DJELLOULI Y. et KADIK L.(1976) :** Groupes écologiques édaphiques dans les formations steppiques du Sud Oranais. CRBT, Alger, 58 p.
- DOMMERGUES Y., MANGENOT F. (1970) :** Ecologie microbienne du sol. Paris : Masson, 769 p.
- DORDIO A.V., CARVALHO A.J.P. (2013):** Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. Journal of Hazardous Materials 252-253, 272-292.
- DPAT, (2015) :** Monographie de la wilaya de Naâma -Edition 2015. 65 p
- DPAT, (2017) :** Monographie de la wilaya de Naâma -Edition 2017. 75 p
- DPAT, (2018) :** Monographie de la wilaya de Naâma -Edition 2018. 69 p
- DRIZO A., COMEAU Y., FORGET C., CHAPUIS R.P. (2002):** Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. Environmental Science and Technology, 36(21), 4642-4648.
- DSA, (2015) :** Recueil des données statistiques de la wilaya de Naâma année 2015.
- DUDLEY J, (1987):** Turion formation in strains of *Lemna minor* (6951) and *Lemna turionifera* (6573 A). Aquatic Botany ; 27 :207-215.
- DUGNIOLE H, (1980) :** L'assainissement des eaux résiduaires domestique, CSTC R revue n°3- septembre.
- DUPOLDT and al., (1995):** Hand book of constructed wetlands.
- DUTHEIL C, (2003) :** Dépollution des sols par extraction sous pression réduite : étude de quelques paramètres. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 243p.
- EAPEN S., SINGH S., D'SOUZA, S. F. (2007):** Phytoremediation of metals and radionuclides. In: Environmental bioremediation technologies, Singh, S. N.;Tripathi, R. D. eds. Springer, 189-209.
- EDELIN F. (1980) :** L'épuration biologique des eaux résiduaires théorie et technologie. 306 p.
- EISENHAUER N., BEßLER H., ENGELS C., GLEIXNER G., HABEKOST M., MILCU A., PARTSCH S., SABAIS A., SCHERBER C., STEINBEISS S. (2010),** Plant diversity effects on soil microorganisms supports the singular hypothesis. Ecology, 91, (2), 485-496.
- ELHACHEMI O., ELHALOUANI 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.
- ELHACHEMI O., OUDRA B., TORRENS A., SALGOT M. & ELHALOUANI H., (2011) :** Traitement des eaux usées de l'Oasis de Figuig par lagunage facultatif : étude qualitative et quantitative du phytoplancton, Congrès international MICROBIOD, 2 au 5 Novembre, Marrakech.
- EL MAROUFY M. (1992) :** Traitement des eaux usées dans les bassins de stabilisation d'Ouarzazate et leur réutilisation en agriculture. Aspect parasitologique [thèse]. Meknès: Faculté des sciences. 300 p.
- EL ZEREY, W., BACHIR BOUIADJRA, S. E., BENSLIMANE, M. & MEDERBAL, K. (2009) :** L'écosystème steppique face à la désertification : cas de la région d'El Bayadh, Algérie. [Vertigo] La revue électronique en sciences de l'environnement, 9 (2).

Références bibliographiques

EL-KHEIR W., ISMAIL G., EL-NOUR F. (2007): Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment. *Int. J. Agric. Biol*; 9 (5).

EME C., BOUTIN C. (2015) : Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation -Etude bibliographique,

ÉMILIE C. (2013): la phytoremédiation, une solution d'avenir pour le québec essai présenté au centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (m.env.) université de sherbrooke p.102.

EPA, (1994): A handbook of constructed wetlands-Volume 1: General considerations. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Services and the U.S. Environmental Protection Agency Region III. 53p.

EPA, (1999): Wastewater Technology Fact Sheet – Ultraviolet Disinfection, EPA 832-F-99-064, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., September 1999.

EPA, (2000): EPA Introduction to phytoremediation, EPA/600/R-99/107; Washington, DC, USA, 2000; p105.

EPA United States Environmental Protection Agency, (1999): Phytoremediation resource guide. Washington, 56 p.

EPA United States Environmental Protection Agency, (2000): Introduction to Phytoremediation. Cincinnati, OH, 104 p. (EPA/600/R099/107).

EPA United States Environmental Protection Agency, (2012): A Citizen's Guide to Phytoremediation. 2 p. (EPA 5420F0120016).

ERIKSSON E., DONNER E., LEDIN A. (2010): Presence of selected priority and personal care substances in an onsite bathroom grey water treatment facility. *Water Science and Technology*, 62 (12) : 2889 – 2898.

ESSER D. (1999) : Les phragmifiltres. Journée d'information technique " les filtres plantés de roseaux". Metz 8 avril 1999. Agence de l'eau Rhin – mesure. P 14.

EVANS M. (1997): Status of in situ phytoremediation technology. In Environmental Protection Agency (EPA), Recent Developments for In Situ Treatment of Metal Contaminated Soils (p. 23032). Washington, D.C., EPA.

F.A.O, (2003) : L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage paper, 65p.

FABY, (1997) : L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation, Office internationale de l'eau. Etude réalisé pour le ministère de l'agriculture et de la pêche et de l'alimentation. FNDE

FALLOWFIELD H.J., CROMAR N.J., EVISON L.M. (1996): Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables, *Water Science and Technology*, Volume 34, Issue 11, 1996, Pages 141-147, ISSN 0273-1223

FANG W., WEI Y., LIU J. (2016): Comparative characterization of sewage sludge compost and soil: Heavy metal leaching characteristics. *Journal of hazardous materials*, 310, 1- 10.

FAULWETTER J.L., GAGNON V., SUNDBERG C., CHAZARENC F., BURR M.D., BRISSON J., CAMPER A.K., STEIN O.R. (2009): Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* 35, 987-1004.

Références bibliographiques

FAURIE C., FERRA C., MEDORI P., DEVAUX J. (2003) : Écologie-apprache scientifique et pratique. Ed. Tec&Doc, Paris, 399p

FD T 90-523-2. (2008) : Qualité de l'eau – Guide de prélèvement pour le suivi de qualité des eaux dans l'environnement – Partie 2 : prélèvement d'eau résiduaire (Indice de classement : T90-523-2).

FEACHEM. BLUM., DEBORAH. (1983): Measuring the Impact of Water Supply and Sanitation Investments on Diarrheal Diseases: Problems of Methodology. International journal of epidemiology. 12. 357-65. 10.1093/ije/12.3.357.

FINNEY B. A., MIDDLEBROOKS E. J. (1980): Facultative Waste Stabilization Pond Design.

FONDER N., HEADLEY T. (2013): The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. Ecological Engineering 51, 203-11.

FONKOU T., FONTEH M.F., DJOUSSE KANOOU M., AKOA A. (2011) : Performances des filtres plantes d'Echino chloapyramidalis dans l'épuration des eaux usées de distillerie en Afrique subsaharienne,tropicultura,28 (2),69-76.

FORGET, D. (2004) : Réhabilitation des sols. In ETS. École de technologie supérieure (ETS). https://cours.etsmtl.ca/ctn626/innov_fiche_cemrs_200409b_fr.pdf (Page consultée le 20 février 2013).

FRITZ J.J., MEREDITH D.D. & MIDDLETON A.C. (1980): Non steady state bulk temperature determination for stabilization ponds, Wat. Res.14 (5): 413-420.

GADD G.M. (2010): Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. Microbiology 156, 609-643.

GAGNON, V. (2012) : Effet de l'espèce de plante en marais filtrants artificiels selon la saison, le type de marais filtrant et la nature des polluants. Rapport de Thèse de Doctorat Spécialité Génie des Procédés, Université de Montréal, Canada.

Gaid, (1984) : l'épuration biologique des eaux usées urbaines », tome I, OPU, P lace centrale de ben aknoun, Alger : 27)

GEARHEARTR A, (1992): Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California Water Sci Technol (1992) 26 (7-8): 1625-1637.

GERALD A.M, (1993) : Constructed Wetlands eaux continentales par les micropolluants For Water Quality Improvment. CRC organiques. Revue des Sciences de Press Inc.,pp.391-397.

GERSBERG R.M., R.A. GEARHART ET M. YVES (1987): Pathogen Removal in Constructed Wetlands, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal, Industrial and Agricultural, D.A. Hammer Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 431- 446.

GHERIB, (2017) : Statistiques sur les stratégies de Phytoremediation en Algérie .édition universitaire européenne.

GHOSH M., SINGH S.P. (2005): A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of tis byproducts. Applied ecology and environmental research, vol. 3, n° 1, p. 1018.

GLASS D.J. (1999): U.S. and International markets for phytoremediation, 199902000. D. Glass Associates, Inc. <http://www.dglassassociates.com/INFO/phy99exc.htm> (Page consultée le 20 juin 2013).

Références bibliographiques

- GLICK B.R. (2003):** Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, vol. 21, p. 3830393.
- GLOYNA E.F, (1972):** Waste stabilization ponds, W.H.O., Geneva, 185p. ;
- Gomella ., Guerree. (1983) :** Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales : le traitement.- 2e édition.- Paris : EYROLLES.- 260 p.
- GOVERNEMENT DU CANADA (2008) :** Phytoremediation. In Gouvernement du Canada. Bio Basics.
- GREEN M., GRIFFIN P., SEABRIDGE J., DHOBIE D. (1997):** Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. *Wat. Sci. Technol*; 35: 109-116.
- GREIPSSON S. (2011) :** Phytoremediation. *Nature Education Knowledge*, vol. 3, n° 10, p. 7.
- GROSCLAUDE G. (1999) :** L'eau usages et polluants. Ed INRA, Paris 1999 tome II.
- GU, X., XU, F., SONG, W., WANG, X., HU, P., YANG, Y., GAO, X., AND ZHAO, Q. (2006) :** A Novel Cytochrome P450, Zebrafish Cyp26D1, Is Involved in Metabolism of All-trans Retinoic Acid. *Molecular endocrinology (Baltimore, Md.)*. 20(7):1661-1672.
- GUIDI W., KADRI H., LABRECQUE M. (2012):** Establishment techniques to using willow for phytoremediation on a former oil refinery in southern Quebec: achievements and constraints. *Chemistry and Ecology*, vol. 28, n° 1, p. 49064.
- GUITTONNY-PHILIPPE A, (2014):** Phytoépuration de mélanges de polluants organiques et métalliques pour la préservation des zones humides méditerranéennes, *Approche exploratoire vers la mise au point d'outils d'ingénierie écologique. Thèse. Université d'Aix-Marseille ;p348.*
- GUITTONNY-PHILIPPE, A., MASOTTI, V., HÖHENER, P., BOUDENNE, J.L., VIGLIONE, J., LAFFONT-SCHWOB, I., (2014).** Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions. *Environment International* 64, 1-16.
- HABERL R., PERFLER R., MAYER H. (1995):** Constructed Wetlands in Europe, *Wat. Sci. Tech.* vol. 32, n° 3, pp. 305-315.
- HADJ-SADOK Z. M, (1999) :** Modélisation et estimation dans les bioréacteurs ; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau, Thèse de Doctorat, Faculté des sciences de l'ingénieur, Université de Nice – Sophia Antipolis, France.
- HANS B (1994):** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29, 71–78.
- HASAN M., CHAKRABARTI R. (2009):** Use of algae and aquatic macrophytes as feed in -small-scale aquaculture » a review, *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*; vol. 531.
- HCDS, (2015) :** La haute commicariat d'aménagement steppique rapport inédit, Naâma.
- HELLER F., STRZYSZCZ Z., MAGIERA T. (1998):** Magnetic record of industrial pollution in forest soils of Upper Silesia, Poland. *Journal of Geophysical Research* 103: doi: 10.1029/98JB01667. ISSN: 0148-0227.
- HENAULT-ETHIER L. (2016) :** la phytoremédiation. 10.13140/RG.2.1.4166.8723.

Références bibliographiques

HENCH K, BISSONNETTE G, SEXTONE A, COLEMAN J, GARBUTT K, SKOUSEN J., (2003): Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research* 2003;37:921-927.

HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZE M.C., MARAIS L. (1995): Wastewater and biomass characterization for the Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal, *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 2, , Pages 13-23, ISSN 0273-1223

HERNAN, (2017) : Optimisation de la filière Filtre Planté de Roseaux appliquée au traitement des effluents domestiques pour différents niveaux de performances par Hernan Ruiz

HERTEMAN, (2010) : Mélanie Herteman. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.. Autre. Université Paul Sabatier Toulouse III, 2010. Français. tel-00563802

HPO, (2005) : DHW Naâma : étude d'un système d'épuration des eaux usées de la ville de Naâma par lagunage. Note technique, hydro projet ouest.

HRYNKIEWICZ K., BAUM C. (2011): The potential of rhizosphere microorganisms to promote the plant growth in disturbed soils, In: Malik, A., Grohmann, E. (Eds.), *Environmental protection strategies for sustainable development, Strategies for sustainability*, Springer, 606p.

HUANG G.F., WU Q.T., WONG J.W.C., NAGAR B.B. (2003): Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource technology*, 97(15), 1834-1842.

Institut National de l'Environnement industriel et des risques (INERIS) (2002). Modèles de transfert sol plante des polluants organiques. Ministère de l'Écologie et du Développement durable,59 p.1.DRCO02O41200/DESPOR21a.

ITRC, (2001): Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands. 199 p. Available at <http://www.itrcweb.org/Documents/WTLND-1.pdf> . Accessed on April 22, 2010.

ITRC, (2009): Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Tree, Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group; p 204.

IUSS Working Group WRB, (2006): International Union of Soil Sciences IUSS Working Group WRB: World Reference Base for Soil Resources 2006. *World Soil Resources Reports* 103. FAO, Rome 2006. [ISBN 92-5-105511-4](#).

IWA (2000): Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.

JAMPEETONG. ARUNOTHAI ., BRIX, HANS. (2009): Oxygen stress in *Salvinia natans*: Interactive effects of oxygen availability and nitrogen source. *Environmental and Experimental Botany*. 66. 153-159. 10.1016/j.envexpbot.2009.01.006.

JEAN R., LEGUBE B., MERLET N., BRUNET R. (2009) : L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9eme Édition 1383p.

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 *Pistiastratiotes* (Araceae) » *Amazoniana*; 11(1): 53-70.

Références bibliographiques

JETTEN M.S.M., WAGNER M., FUERST J., VAN LOOSDRECHT M., KUENEN G., STROUS M. (2001): Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. Current Opinion in Biotechnology, 2001, vol. 12, n° 3, pp.283-288.

JERBI A., GUIDI NISSIM W., FLUET R., LABRECQUE M. (2014): Willow root development and morphology changes under different irrigation and fertilization regimes in a vegetation filter. Bio Énergie Research, 8(2), 775–787.

JONG *et al* (1977) in RAMOUL A (1998): Approche du rôle épurateur des eaux chargées en Chrome par phragmites communis L. Mém. Ing. Université de Constantine

JOSEPH, (2019) : Pourquoi et comment traiter les eaux usées urbaines ?, Encyclopédie de l'Environnement, [en ligne ISSN 2555-0950] url : <https://www.encyclopedie-environnement.org/eau/pourquoi-comment-traiter-eaux-usees-urbaines/>.

Journal officiel de la république algérienne, J.O.R.A. (2006) :Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels dans un milieu récepteur. Journal Officiel de la République Algérienne, 23Avril 2006, Algérie, 27p.

JULES M ., ANDOYER H.(2000) : Encyclopédie de la mer tome 1-8.

KADLEC. KNIGHT. (1996): Overview: surface flow constructed wetlands, Water Science and Technology 32: p.1-12.

KADLEC R H., WALLACE S. D. (2009): Treatment wetlands (2eéd.). Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group.

KADLEC R. H., WALLACE S. D. (2008): Treatment wetlands, Boca Raton, Florida.

KANTAWANICHKUL S., KLADPRASERT S., BRIX H. (2009): Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetland planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus in volucratus*. Ecol. Eng; 35 (2):238-247.

KARATHANASIS, A.D., POTTER, C.L., and COYNE, M.S. (2003): Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecological Engineering 20, 157- 169.

KARPISCAK M., MARTIN M., ROBERT J., FREITAS., CHARLES P., GERBA., LUIS R., SANCHEZ., EYLON S. (1996): Management of dairy waste in the Sonoran Desert using constructed wetland technology, Water Science and Technology, Volume 40, Issue 3, 1999, Pages 57-65,ISSN 0273-1223,

KEITH R. HENCH, GARY K. BISSONNETTEA, ALAN J. SEXSTONEA, JERRY G. COLEMANB, , KEITH GARBUTTB, JEFFREY G. SKOUSENA, (2003): Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands Water Research 37 p. 921–927.

KELLY T, (1995): An investigation into the ability of mangrove to utilise nutrients from domestic sewage effluent. Thesis of Southern Cross University, Faculty of resource Science and Management, Australia. 116 p.

KENGNE I. M., AKOA A., SOH E. K., TSAMA V., NGOUTANE M. M., DODANE P. KONE D. (2008) : Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. And Chase and *Cyperus papyrus* L... Ecological Engineering, 34 (3): 233-242.

Références bibliographiques

- IDLERC.(1999):**Treatmentofdomesticandagriculturalwastewaterbyreedbedsystems.EcologicalEngineering,12,1 3-25.
- KETTAB, A. (2017) :** Les ressources en eau en Algérie: stratégies, enjeux et vision. Desalination. 136. 25-33. 10.1016/S0011-9164(01)00161-8.
- KHELLAF N., ZERDAOUI M. (2009):** Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant *Lemna gibba*. Bioresour. Technol. 100, 6137–6140.
- KIM B., GAUTIER M., MOLLE P., MICHEL P., GOURDON R. (2014):** Pilot-scale experimental study of phosphorus retention in deposit layer of partly saturated vertical flow constructed wetland. Ecological Engineering.
- KNIGHT, R.L. (2001):** Treatment wetlands. Lewis Publishers, New York.
- KONE D. (2011) :** Épurations des eaux usées par lagunage à microphytes et macrophytes (*Pistiastratiotes*) en Afrique de l'Ouest et du Centre. État des lieux, performances épuratoires et autres dimensionnements [thèse]. Suisse : LAUSANNE. 170 p.
- KROER N., BARKAY T., SØRENSEN S., WEBER D. (1998):** Effect of root exudates and bacterial metabolic activity on conjugal gene transfer in the rhizosphere of a marsh plant, *FEMS Microbiology Ecology*, Volume 25, Issue 4, April 1998, Pages 375–384, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1998.tb00489.x>
- KUFFNER M., PUSCHENREITER M., WIESHAMMER G., GORFER M., SESSITSCH A. (2008):** Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows. *Plant and Soil*, vol. 304, n°102, p.35044.
- KUMARI M, TRIPATHI B.D, (2014) :** Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants, *Ecological Engineering*, Volume 62,Pages 48-53,
- KUSCHK P., KAPPELMEYER U., KÄSTNER M., BEDERSKI O., MÜLLER R.A., MOORMANN H. (2003):** Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22(1-2), 93-117.
- LAABASSI A, (2016) :** L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à Macrophytes Doctorat en Sciences Option: Biotechnologie Végétale Université Ferhat Abbas Sétif 1 Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie p107.
- LABRECQUE M., LE FEBVRE R. (2006) :** Des plantes pour des sols propres.FrancVert: Le webzine environnemental, vol.3, n°1.
- LABRECQUE M., PITRE F. (2014) :** Choisir la phytoremédiation. Une alternative végétale durable pour la décontamination des sols. Fiche technique produite pour le compte du Ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche, de la Science et de la Technologie. Projet 11-12-PSVT2-21940. Institut de Recherche en Biologie Végétale, Ed. 2014; p 2
- LADISLAS S., EL-MUFLEH A., GERENTE C., CHAZARENC F., ANDRES Y., BECHET B. (2010):** Potential of Aquatic Macrophytes as Bioindicators of Heavy Metal Pollution in Urban Storm water Runoff. *Water Air and Soil Pollution*, 223, 877-888.
- LADJEL F., (2006) :** Exploitation d'une station d'épuration à boue activée niveau 02. Centre de formation au métier de l'assainissement. CFMA-Boumerdes. 80p.

LAMY, Y., COLLAS, P. (2005) : Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Le Rôle d'eau, vol. 124, p. 8015.

LANDOLT E, (1986): The family of Lemnaceae a monographie study. Vol. 1, 566 p.

LANGERGRABER G., GIRALDI D., MENA J., MEYER D., PEÑA M., TOSCANO A., BROVELLI A., KORKUSUZ E. (2009): Recent developments in numerical modeling of subsurface flow constructed wetlands. Science of the Total Environment 407(13), 3931-43.

LANTZKEI R., HERITAGEA D., PISTILLOG. , MITCHELLD S. (1998): Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. Water Research, 32, 1280-1286.

LAROUSSE, (2013) : Structure d'une plante à fleurs. Larousse. (http://www.larousse.fr/encyclopedie/image/Structure_dune_plante_%C3%A0_fleurs/1010152 Page consultée le 17 février).

LECOMTE, (1998) : les sites polles.ed : Europe media duplication s.a. france/tec. &doc lavoisier.

LEHMANN, J., KLEBER, M. (2016): The contentious nature of soil organic matter. Nature, 528(7580), 60-8.

LEKEUFACK M., FONKOU T., TEDONKENG E.P. (2017): Growth Characteristics of *Fuirenaumbellata* in a Surface Flow Constructed Wetland and Its Influence in Nutrients and Faeca bacteria Removal from Domestic Wastewater. Cameroon. Journal of Environmental Protection; 8:171-193. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.82014>.

LIBES, 2010

LIÉNARD A. (1987): Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: Latest results of a recent plant in France. Water Science and Technology 19(12), 373- 5.

LIENARD A., BOUTIN C., ESSER D. (1990): Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11). Ed. Cooper P.F. and Findlater, B.C. Pergamon Press, United Kingdom, 183- 192.

LIN Q., SHEN K.L., ZHAO H.M., LI W.H. (2008): Growth response of *Zea mays* L. in pyrene-copper co-contaminated soil and the fate of pollutants. Journal of Hazardous Materials 150, 515-521.

LIVINGSTONE I. (1991): Monitoring surface change on a Namib linear dune. Earth surface processes and landforms, vol no 14, pp. 317-332.a revoir

LOUVET, (2007) : Etude des variations en oxygène dissous rencontrées dans les systèmes d'aération en épuration des eaux et mise au point d'un réacteur de type scale-down. Mémoire de Master complémentaire en génie sanitaire présenté par : Jean-Noël Louvet Communauté française de Belgique FACULTE UNIVERSITAIRE DES SCIENCES AGRONOMIQUES DE GEMBLOUX p68.

MANCER H. (2010) : Analyse du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides [Mémoire]. Algérie : Biskra. 99 p.

MANDI L., DARLEY J., BARBE J., BALEUX B. (1992): Essais d'épuration des eaux usées de Marrakech par la jacinthe d'eau (charge organique, bactérienne et parasitologique). Revue des Science de l'Eau: 313-333.

MANDI L., OUAZZANI N., BOUHOUM K., BOUSSAID A. (1993): Wastewater treatment by stabilization ponds with and without macrophytes under arid climate. Wat. Sci. Tech; 28(10): 177-181

Références bibliographiques

- MANON K, (2018)** : Caractérisation des dépôts de surface des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical. Rôle et évolution de la matière organique particulaire. Ingénierie de l'environnement. Université de Lyon, 2018. Français. NNT : 2018LYSEI 045 . tel-02068009
- MARA D.D., SILVA S.A., CEBALLOS B.S. (1979)** : Design verification for tropical oxidation ponds, J. San. Engng. Div. Proc. Am. Soc. Civil Engrs.105: 151-155.
- MARA D. D., PEARSON H.W. (1986)**: Design manual for waste, W.H.O., Regional Office for Europe. 104 pp.
- MARA D.D, (1975)**: Proposed design for oxidation pond in hot climate, Journal of the Environmental Engineering Division, 101(E2): 196-300.
- MARA D. D, (1980)**: Sewage treatment in hot climates, Ed. John Wiley and Sons.168p
- MARAIS G.V.R., SHAW V.A. (1961)**: A rational theory for a sewage stabilization ponds in central and south Africa, The Civil Engineer in South Africa, 3(11): 1-20
- MARTENS R, (1982)**: Apparatus to study the qualitative relationship between root exudates and Microbial population in the rhizosphere. Soil. Bio. Biochem. 14, 315-317.
- MARTIN L., FONKOU T., PAMO T., AMOUGOU A. (2012)**: Removal of Faecal Bacteria and Nutrients from Domestic Wastewater in a Horizontal Surface Flow Wet-land Vegetated with *Echinochloa polystachya*. African Journal of Environmental; 6: 337-345.
- MARTIN, K.C., DAN BRUHN, LOVELOCK, C.E., FELLER, I.C., EVANS, J.R., BALL, M.C., (2010)**: Nitrogen fertilization enhances water-use efficiency in a saline environment. Plant, Cell & Environment 33 (3), 344-357.
- MARTIN-LAGARETTE J.L., (2004)** : L'eau potable et l'assainissement, Ed. JOHANET, Paris. 154p.
- MASI, F., RIZZO, A., REGELSBERGER, M. (2017)**: The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. Journal of environmental management, 1-10.
- MASSICOTTE L.; GIASSON P.; LEQUERE D. (2002)** : L'utilisation de mycorhizes appliquée à la phytostimulation pour la décontamination de sites contaminés par des produits pétroliers. Vecteur Environnement 2002, 35, (4), 28-29.
- MAYET J, (1994)** : La pratique de l'eau, traitements aux points d'utilisation, le moniteur » 2eme édition, p382, paris,
- MAYNARD A.D. (1999)**: Measurement of aerosol penetration through six personal thoracic samplers under calm air conditions, Journal of Aerosol Science, Volume 30, Issue 9, Pages 1227-1242.
- MCGRATH S.P. (1998)**: Phytoremediation for soil Remediation, In: Brooks, R.R. (Ed). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, PP.261-287.
- MELANI H, (2010)** : Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Autre. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2010. Français.
- MESECK S. (2002)**: Effects of a commercial, suspended eastern oyster nursery upon nutrient and sediment chemistry in a temperate, coastal embayment. Aquac Environ Interact 3:65 79

Références bibliographiques

METAHRI M.S , (2012) :Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes [ressource textuelle, sauf manuscrits] : cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou / Mohammed Saïd Metahri; Dir. Rachid Meddour.-Tizi Ouzou : UMMTO,2012.-148 f.

MILLOT Y., TROESCH S., ESSER D., MOLLE P., MORVANNOU A., GOURDON R., ROUSSEAU D.P.L. (2016): Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 97, 516-523.

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, Doctorat en sciences en: Hydraulique. Université Mohamed Khider Biskra.

MITSCH W.J., JØRGENSEN S.E. (2004): *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 411p.

MITSCH ., JØRGENSEN, (2003) : Ecological engineering: A field whose time has come William J. Mitscha,*, Sven E. JørgensenbaOlentangy River Wetland Research Park and School of Natural Resources, The Ohio State University, Columbus, OH 43210, USA Environmental Chemistry, Royal Danish School of Pharmacy, Copenhagen, DK, Denmark.

MISHRA S., SRIVASTAVA S., TRIPATHI R.D., KUMAR R., SETH C.S., GUPTA D.K., (2013): Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65, 1027-1039.

MOHAND OUALI, (2001) : Procédés unitaires biologique et traitement des eaux, ingéniorat en chimie industrielle, Ed OPU, Alger. 40-50--52p

MOLLE P, (2003) : Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore. Thèse: Energétique,génie des procédés.Université Montpellier II,2003,280p.

MOLLE P., LIENARD A., BOUTIN C., MERLIN G., IWEMAA. (2004) : Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l'art et performances des filtres plantés de roseaux en France . *Ingénierie ; N° spécial* :23–31.

MOLLE P., LIÉNARD A., GRASMICK A. ET IWEMA A. (2006): Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, vol. 40, n° 3 p. 606-612.

MOLLE P., PROST-BOUCLE S. . LIENARD A.(2008) : Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering*, vol. 34, n° 1, p.23-29.

MOLLE P., LIÉNARD A., GRASMICK A., IWEMA A., KABBABI A. (2005): Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands, 2005.

MOORHEAD K., REDDY K. (1988): « Oxygen transport through selected aquatic macrophytes. » *J. Environ. Quai ; 17* :138-142.

MORANI F, GIARDINI L. (2009): Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation. *Ecol.Eng.* 35: 643-653.

MOREL J.L, (2015): Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. - Chapter 6, In: Tarradellas, J., Bitton, G., Rossel, D. (Eds.), *Soil Ecotoxicology*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, Fl., pp 141-176.

Références bibliographiques

MORVANNOU A., CHOUBERT J.M., VANCLOOSTER M., MOLLE P. (2011): Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: a better insight for modeling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. *Water research*, 45(16), 4995- 5004.

MORVANNOU A., CHOUBERT J.-M., VANCLOOSTER M., MOLLE P. (2014): Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 70, 379-386.

MORVANNOU A., FORQUET N., MICHEL S., TROESCH S., MOLLE P. (2015): Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 71(9), 1333-9.

MÜNCH C, KUSCHK P, RÖSKE I. (2004) : La stimulation racinaire de l'azote concerne-t-elle des zones limitées ou l'ensemble des marais artificiels ? *Ingénierie*, N° spécial.5-11.

NETTER, R. ET W. BISCHOFBERGER.(1990): A Sewage treatment by planted soil fishers Pergamon Press, IAWPRC Conference "Advances in water Pollution Control", pp. 525-528 pages.

NEWMAN L.A., STRAND S.E., CHOE N., DUFFY J., EKUAN G., RUSZAJ M., SHURTLEFF B.B., WILMOTH J., HEILMAN P., GORDON M.P. (1997) : Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars. *Environmental Science & Technology*, vol. 31, n° 4, p. 106201067.

NF EN 27888. (1994) : Qualité de l'eau – Détermination de la conductivité électrique (Indice de classement : T90-031).

NF EN 872. (2005) : Qualité de l'eau – Dosage des matières en suspension – Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre (Indice de classement : T90-105).

NF EN ISO 10523. (2012) : Qualité de l'eau – Détermination du pH (Indice de classement : T90-418).

NF EN ISO 13395. (1996) : Qualité de l'eau – Détermination de l'azote nitreux et de l'azote nitrique et de la somme des deux par analyse en flux (CFA et FIA) et détection spectrométrique (Indice de classement : T90-012).

NF EN ISO 19458. (2006) : Qualité de l'eau – Échantillonnage pour analyse microbiologique (Indice de classement : T90-480).

NF EN ISO 6878. (2005) : Qualité de l'eau – Dosage du phosphore – Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium (Indice de classement : T90-023).

NF EN ISO 9308-1. (2000) : Qualité de l'eau – Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes – Partie 1 : méthode par filtration sur membrane

NF T 90-101. (2001) : Qualité de l'eau – Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) (Indice de classement : T90-101).

OBARSKA P., HANNA. GAJEWSKA. MAGDALEN A. (2005): Recent Developments in Wastewater Treatment in Constructed Wetlands in Poland. 10.1007/1-4020-3116-5_22.

OIE, (2001) : Guide des procédés épuratoires extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites collectivités OIE Cemagref JM BERLAND C BOUTIN P MOLLE P COOPERC .

Références bibliographiques

OLSON P.E., REARDON K.F., PILON-SMITS E.A.H. (2003): Ecology of Rhizosphere Bioremediation. In Mc Cutcheon, S.C. ET Schnoor, J.L., Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants (p. 317-354). Hoboken, NJ, Wiley-Intersciences, Inc.

OLSON, P.; REARDON, K.; PILON-SMITS, E. (2004): Ecology of Rhizosphere Bioremediation. Phytoremediation: transformation and control of contaminants 2004, 121, 317.

O.M.S. (1989) : L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture: Recommandation à visées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Série des rapports techniques N°778, Genève, 82p.

ONA (2014a) : Tableau de bord mensuel, Direction de l'Exploitation et de la Maintenance, office national d'assainissement (ONA), 26 P.

ONA (2014b) : Présentation de l'unité pilote de traitement des eaux usées du vieux ksar de Timacine dans la wilaya d'Ouargla, office national d'assainissement (ONA), 9 P.

ONA, (2019) : Tableau de bord mensuel. Direction de l'exploitation et de la maintenance, office national d'assainissement, 29 P.

OUATTARA, JEAN-MARIE & LACINA, COULIBALY & MANIZAN, PASCAL & GOURENE, G. (2008) : Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec Panicum Maximum sous Climat Tropical. European Journal of Scientific Research. 23.

OUDRA B, (1990) : Bassins de stabilisation anaérobie et aérobie facultatif pour le traitement des eaux usées à Marrakech. Dynamique du phytoplancton (Microplancton et Picoplancton) et évaluation de la biomasse primaire. Thèse 3ème cycle, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech : 144 p.

OUESLATI M., HADDADM., BLAKEG. (1998) : Élimination du phénol par deux plantes aquatiques : *Juncus fontanesii* (Gay) et *Lemna minor*. Revue des sciences de l'eau ; 11(4) :555-568.

OZENDA P. (1977) : Flore et végétation du Sahara. Paris, édition du Centre National de la recherche scientifique (CNRS), 662 p.

PADMAVATHIAMMA, P.K. AND L.Y. LI (2007): Phytoremediation Technology: Hyperaccumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollution, vol. 184, p. 105-126.

PAING J., VOISIN J. (2006): Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. Water science and technology, 51(9), 145- 155.

PALMQUIST, H. (2004): Hazardous substances in wastewater management, PhD thesis. Lulea University of Technology, Sweden. 47 p., ISSN: 1402 – 1544.

PAREDES D., KUSCHK P., MBWETTE T. S. A. , STANGE F., MÜLLER H. KÖSER R. A. (2007): New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment

PEER, W.A., BAXTER, I.R., RICHARDS, E.L., FREEMAN, J.L. AND MURPHY, A.S. (2005): Phytoremediation and hyperaccumulator plants. Topics (in Current Genetics, vol. 14, p. 299-340).

PELMONT, (2005) : Biodégradation et métabolismes : les bactéries pour les technologies de l'environnement. EDP Sciences Editions, 10-11.)

PERERA ., BAUDOT. (1991) : Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. 20p.

Références bibliographiques

SOPHOCLEOUS M. et PERKINS S. (2000): Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas. *Journal of Hydrology*, Vol 236, 3-4, pp 185-201.

PETEMANAGNAN O., COULIBALY L., MANIZAN P N., GOURENE J. (2008) : Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec Panicum Maximum sous Climat Tropical . *European Journal of Scientific Research* : 25-40.

PILON-SMITS, E. (2005): Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15-39.

POULET, J. B., TERFOUS, A., DAP, S. et GHENAIM, A. (2004) : station d'épuration a lit filtrants plantes de macrophytes. *Courier du savoir* n° 05 juin 2004. Université Mohamed Khider Biskra.

PRASAD, M.N.V. (2011): Bioremediation, its Applications to Contaminated Sites in India. New Delhi, Ministry of Environment & Forest O Government of India, 63 p.

PRIDE, R.E., NOHRSTEDT, S., BENEFIELD, L.D., (1990) : Utilization of created wetlands to upgrade small municipal wastewater treatment systems. *Water, Air and Soil Pollution*, 50, 371–385.

PRIGENT S, (2012) : Optimisation du traitement de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques adapté aux filtres plantés de roseaux. Thèse: Génie des Procédés. Nantes, Ecole des Mines de Nantes, 2012, 229 p.

PRIGENT S., BELBEZE G., PAING J., ANDRES Y., VOISIN J., CHAZARENC, F. (2013): Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. *Ecological Engineering*, 2013, vol. 52, pp.12 -18.

QUEZEL, P., SANTA, L., (1962-1963) : Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Edition CNRS, Paris.

RACAULT Y., BOUTIN C. (2004): Le lagunage naturel en France : état de l'art et tendances récentes. *Ingénieries* n° Spécial 2004, P 77-86.

RADOUX, (1995) : Qualité et traitement des eaux. Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Station expérimentale de Vizille. Bruxelles: FUL.- 153 p.

RADOUX M., KEMP D. (1988) : Epuration comparée des eaux usées domestiques par trois plantations hélophytiques et par un lagunage à microphytes sous un même climat tempéré » *Acta Ecologia Applic* ; 9(1) : 25-38.

RADP, (2001) : République algérienne démocratique et populaire, conseil national économique et social, commission de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Avant-projet de rapport « l'eau en Algérie : le grand défi de demain ».

RAMADE F, (2003) : ELEMENTS D'ÉCOLOGIE Ecologie Fondamentale. ED : Dunod, Paris.

RAVEN P.H., EVERT, R.F. ET EICHHORN, S.E. (2007). Biologie végétale. 2ème édition, Bruxelles, De Boeck Université, 733 p. (ISBN 97802080410502004).

RECORD, (2007) : Etat des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements : identification des composés « métabolites » et des cinétiques, n°05-0513/1A, 148p.

REDDY K., D'ANGELO M., DEBUSKT A. (1989): Oxygen transport through aquatic macrophytes: The rôle in wastewater treatment .*J. Environ. Quai*; 19: 261-267.

Références bibliographiques

- REDDY, K.R., SUTTON, D.L., (1984).** Water hyacinths for water quality improvement and biomass production. *Journal of Environmental Quality*, 13, 1–8.
- REED S. C., R.W. CRITES., E.J. MIDDLEBROOKS. (1995):** *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, Second Edition, McGraw-Hill.
- REHMAN F., PERVEZ A., KHATTAK B.N., AHMAD R. (2017):** Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes. *CLEAN: Soil Air Water*; 45: 1-9.
- REJSEK F, (2002):** Analyse des eaux ; aspects réglementaires et techniques ; centre régional de documentation techniques pédagogique d'aquitaine ; France, P166.
- 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, 166p.
- RINGUELET R, (1973) :** L'épuration des eaux usées sur les zones littorales méditerranéennes, le lagunage, *TSM l'eau*, 5: 197-210
- RIVERAMONROY V. H., TWILLEY R. R., BOUSTANY R. G., DAY J. W., VERAHERRERA F., RAMIREZ M. D. (1995):** Direct Denitrification in Mangrove Sediments in Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Ecology- Progress Series*; 126: 97-109.,
- RMC., RM, (2005):** Groupe français « macrophytes et traitement des eaux », Agences de l'Eau RMC et RM, juin 2005.
- RODIER J., (2005) :** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9ème édition. Dunod, paris. p : 719 :799 . 26.
- RODIER J., (1996) :** L'analyse de l'eau (eaux naturelles résiduaires eaux de mer). Tomeii, p 199-238.
- RODIER J, (1978) :** l'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 6ème Edition, Dunod technique, France, P27.
- RODIER J ., BAZIN C., (1996) :** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ». 8ème édition. DUNOD. PARIS. 1383p
- ROLLAND R., BOULLET V., QUOD P. (2009) :** Mayotte, biodiversité et évaluation patrimonial. Contribution à la mise en place de l'inventaire ZIEFF. Rapport DAF Mayotte et CBN Mascarin.
- ROLLIN, C., QUIOT, F., (2006):** Hydrocarbures aromatiques polycycliques, guide méthodologique. Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude INERIS n° 66244-DESP-R01, 85p.
- ROSSITER D.G. (2007):** Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments*, 7, 96-100.
- SAGGAI M M (2004) :** Contribution à l'étude d'un System d'épuration à plantes macrophytes pour les eaux usées de la ville de Ouargla. Mem. Magister. Univ. Ouargla. 64p.
- SALOMO, S., MÜNCH, C., RÖSKE, I. (2009):** Evaluation of the metabolic diversity of microbial communities in four different filter layers of a constructed wetland with vertical flow by biologTM analysis. *Water Research*, 43(18), 4569-4578.

Références bibliographiques

SALT, D.E., SMITH, R.D. AND RASKIN, I. (1998): Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, vol. 49, p. 643-668.

SALTO, (2014) : Appréciation de la part de pollution piégée ou dégradée par les végétaux dans les filtres plantés.

SANTOS M.C.R. , OLIVIERA, (1987): Nitrogen transformation and removal in Waste Stabilization Ponds in Portugal; Seasonal variations, Wat. Sci. Tech., 19(12): 123-130.

SAUZE F, (1984) : Données d'expériences récentes sur le lagunage des effluents domestiques, La technique de l'eau et de l'assainissement, 360: 15-29.

SAUZE F., (1973) : Etude du pouvoir épurateur dans les étangs de stabilisation des eaux usées, C.E.B.D.E.A.U.,: 161-177.

SCHLEYPEN P., (1983) : Expérience bavaroise avec les étangs de stabilisation non aérés, résultats d'exploitation, performances en période de temps sec, de temps de pluie et pendant l'hiver, Trib. Cebedeau, 26 (481): 541-547.

SCHMITT N, (2014) : Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales : mitigation des substances prioritaires et émergentes. Génie des procédés. Université de Strasbourg, 2014.Français.

SCHREIJER M ; R. KAMPF ; S. TOET ; J. VERHOEVEN (1997): The use of constructed wetlands to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel island, The Netherlands – pilot study .Water Sci Technol (1997) 35 (5): 231-237.<https://doi.org/10.2166/wst.1997.0205>

SEIDEL K. (1976): Biological control of water pollution. Macrophytes and water purification. University of Pennsylvania press (ed.) (1976)109-121.

SHELEF G., AZOV Y. (1987): High-rate oxidation ponds: the experience. Wat. Sci. Tech., 19: 249-255.

SHERWOOD (1993): Surface constructed wetlands for wastewater treatment a technology assessment. Ed EPA. USA.

SHUTES R.B.E., REVITT D.M., SCHOLES L.N.L., FORSHAW M., WINTER B. (2001): An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. Water Science and Technology, vol 44, pp 571-578.

SICILIANO S.D. ET GERMIDA J.J. (1998): Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. Environmental reviews, vol. 6, p. 65-79.

SINGH, A.K., (2001): Effect of trivalent and hexavalent chromium on spinach (*Spinacea oleracea* L). Environment and Ecology 19, 807-810.

SNITER., CIRIA, PILAR., SOLANO M., SORIANO P. (2005): Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. Biosystems Engineering - BIOSYST ENG. 92. 535-544. 10.1016/j.biosystemseng.2005.08.007.

SONG, C., CAO, X., LI, J., LI, Q., CHEN, G. ET ZHOU, Y. (2009): Contributions of phosphatase and microbial activity to internal phosphorus loading and their relation to Lake Eutrophication. Science in China Series D, 2006, vol. 49, n° 1, pp.102-113.

SOTO, F., GARCIA, M., DE LUIS, E., BECARES, E., (1998): Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewaters. Water Sci. Technol. 40 (3), 241–247.

Références bibliographiques

SOUMIYA I., FUJII S., (1984): Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond, *Wat. Res.*, 18 (3): 325-333.

STEFANAKIS, ALEXANDROS & TSIHRINTZIS, VASSILIOS. (2012) : Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Microporous and Mesoporous Materials*. 155. 106-116. 10.1016/j.micromeso.2012.01.022.

STOTT, R., MAY, E., MARA, D. (2001): Parasite removal by natural wastewater treatment systems. Performance of Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands. Proceedings of IWA/NZWWA Waste Stabilization Ponds: technology for a new millennium, 2-5th April, Auckland, New Zealand.

SUNDARAVADIVEL M., VIGNESWARAN S. (2001): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Critiqua Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(4), 351- 409.

SUSARLA, S., MEDINA, V.F., MCCUTCHEON, S.C. (2002): Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18, 647-658.

SYERS K, R. F. HARRIS, D. E. ARMSTRONG. (1981): Fractionation of Inorganic Phosphate in Calcareous Lake Sediments1. *Soil Sci. Soc. Am. J.*

TAÏBI A.N. (1997) : Le piémont sud du djebel Amour (Atlas saharien, Algérie), apport de la télédétection satellitaire à l'étude d'un milieu en dégradation. Université Denis Diderot, Paris VII, Thèse de Doctorat, 310 p.

THOMAS O, (1995). *Météorologie des eaux résiduaires*, Tec et Doc, Ed Lavoisier, Cedeboc, 135p

THURSTON J., GERBA C., FOSTER K., KARPISCAK M. (2001): Fate of indicator microorganisms, *Giardia* and *cryptosporidium* in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*; 35: 1547-1551.

TIETZ A., KIRSCHNER A., LANGERGRABER G., SLEYTR K. AND HABERL R. (2007): Characterization of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380(1-3), 163-72.

TORRENS A., MOLLE P., BOUTIN C., SALGOT M. (2009): Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research* 43(7), 1851-8.

TRESHOW, TRESHOW M, (1980): Pollution effects on plant distribution. *Environmental Conservation* 1980, 7, (04), 279-286.

TRUU M., JUHANSON J., TRUU J. (2009): Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 407, 3958-3971.

UGGETTI E., FERRER I., LLORENS E., GARCIA J. (2010): Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art. *Bioresource technology*, 101(9), 2905-12.

United Nations Environment Program (UNEP) (2002): Phytoremediation: An Environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation. In UNEP. <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Freshwater/FMS2/1.asp> .

University of Hawaii (2001): Bioremediation technologies. In University of Hawaii. University of Hawaii. <http://www.hawaii.edu/abrp/> (Page consultée le 10 mars 2017).

URBANC-BERCIC & GABERŠČIK (2004) in LAABASSI (2016).

Références bibliographiques

URBANSKA W. (1980): Cytological variation within the family of Lemnaceae. In: Landolt E., eds. Biosystematics heuntersuchungeen der family der Wasserl insen (Lemnaceae).Veroff. Geobot. Inst. ETH, Stifung Rùbel, p.30-101.

USEPA, (1976): Process Design Manual for Phosphorus Removal, EPA/625/1-76-001a.U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Water Engineering Research Laboratory, Cincinnati, OH.

VANDERMEERSCH (2006) : Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes, Université Libre de Bruxelles.p81.

VILA M, (2006) : Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDS et le TNT : approches en laboratoire. Docteur, Institut national polytechnique de Toulouse, Toulouse.

VISHNOI S.R., SRIVASTAVA P.N. (2008): Phytoremediation: Green for environmental clean. In Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference, (p. 101601021), Jaipur.

VYMAZAL J. (2001): Types of constructed wetlands for wastewater treatment: Their potential for nutrient removal. In: Vymazal J; eds. Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands. Leiden, the Netherlands Backhuys Publishers, p. 1–93.

VYMAZAL J, (2005): Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25(5), 478-490.

VYMAZAL J., KRÖPFLOVÁ L.(2009): Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub - surface flow: A review of the field experience. Science of The Total Environment, 2009, vol. 407, n° 13, pp.3911-3922.

VYMAZAL J, (2010): Constructed wetlands for wastewater treatment. Water, 2, 530-549.

VYMAZAL J, (2011): Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. Environmental Science and Technology 45(1), 61-9.

VYMAZAL J, (2013A): Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. Ecological Engineering 61, 582-592.

VYMAZAL J, (2013B): Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. Ecological Engineering 61P, 575-581.

VYMAZAL J, (2013C): The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. Water Research 47, 4795-4811.

VYMAZAL J, (2013D): Plants in constructed, restored and created wetlands. Ecological Engineering 61, 501-504.

WALKER J., LECLERC H. (1973) :Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage: Aspects chimiques et biologiques, Wat. Res., 7: 707-728.

Watharkar ; Jadhav, 2014.

WEYENS, N., VAN DER LELIE, D., TAGHAVI, S. AND VANGRONSVELD, J. (2009): Phytoremediation: plant endophyte partnerships take the challenge. Current Opinion in Biotechnology, vol. 20, p. 2480254.

Références bibliographiques

World Health Organization (WHO), (1987): Factors affecting treatment in ponds In Wastewater Stabilization pond: Principles of Planning and Practice, FMRO Technical Publication, 10, Alexandria.

WINTER K.J., GOETZ D. (2003): The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and technology*, 48(5), 9-14.

ZAYED A., GOWTHAMAN S., TERRY N. (1998): Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: L. Duckweed. *J. Environ. Qual.* 27, 715–721.

ZHANG C.B., WANG J., LIU W.L., ZHU S.X., GE H.L., CHANG S.X., CHANG J., GE Y. (2010): Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland. *Ecological Engineering* 36, 62-68.

ZHANG C.B., LIU W.L., WANG J., CHEN T., YUAN Q.-Q., HUANG C.C., GE Y., CHANG S.X., CHANG J., (2011): Plant functional group richness-affected microbial community structure and function in a full-scale constructed wetland. *Ecological Engineering* 37, 1360-1368.

ZHANG Y., LV T., CARVALHO P.N., ZHANG L., ARIAS C.A., CHEN Z., BRIX H. (2017): Ibuprofen and iohexol removal in saturated constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, 98, 394-402.

Biblio net :

futura-sciences; 2019 <https://doi.org/10.2166/wst.1992.060>

<http://www.biobasics.gc.ca/english/View.asp?x=742> (Page consultée le 10 mars 2017).

<https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds/Image5.png?attredirects=0>

<https://www.blue-set.com/phytoremediation-definition-concept-general/> 31/08/2019 à 14 :18

<https://www.aquaportail.com/definition-4161-eaux-usees.html>

Société québécoise de phytotechnologie, Fiches techniques de la SQP. La phytoremédiation. 1^{er} juin 2016. www.phytotechno.com

<https://www.aquaportail.com/definition-4161-eaux-usees.html>

<http://www.eaudumaroc.com/2018/09/lagunage-eaux-usees.html>

<https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds?tmpl=%2Fsystem%2Fapp%2Ftemplates%2Fprint%2F&showPrintDialog=1>

<https://www.algerie-focus.com/2011/07/algerie-170-litres-deau-consommes-par-habitant-en-moyenne/?cn-reloaded=106/08/2019><http://www.naturevivante.org/oglat.htm> (consulté le 16 novembre 2018), 100 p.

<https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds> 31/08/2019 à 12:36

<https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/La-depollution-des-metaux-lourds> 31/08/2019 à 12:36

<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2370>

Referances manquantes

Gorzowski , 2018

Rhallabi, 1990

Rhee & Gothman, 1981

Saeed et Sun, 2012

Shimp et autres, 1993

Vega et al., 2003).

Vymazal et al. (2000). Vymazal, 2002 Vymazal, 2006

Xanthoulis, 1993

Xu et Jaffè (2006

Zair, 2011

Aérobic : se dit d'un milieu contenant de l'oxygène.

Affluent : eaux résiduaires à l'entrée de la station d'épuration.

Anaérobic : se dit d'un milieu sans oxygène.

Anoxique : se dit d'un milieu sans oxygène dissous mais comportant encore des nitrates.

Auto-épuration : capacité d'un milieu à éliminer les substances indésirables du seul fait de son fonctionnement naturel. Dans les milieux aquatiques, cette capacité dépend de l'activité des plantes et des micro-organismes présents dans l'eau, dont l'action d'élimine la pollution. Le sol peut aussi avoir une capacité d'auto-épuration utilisée dans l'assainissement autonome (épandage).

Azote de Kjeldahl : analyse donnant la quantité d'azote organique et l'azote ammoniacal contenue dans l'eau.

Azote global : somme de différentes formes d'azote analysées (exprimées en N), terme utilisé pour définir le niveau des rejets urbains.

Azote organique : azote lié à des composés carbonés (urée,...).

Azote total: Il comprend l'azote organique, l'ammoniacale, les nitrites et nitrates. Ces deux dernières représentent les formes les plus oxygénées de l'azote, elles sont le résultat de la nitrification. On l'appelle aussi azote global.

Bâchée: volume d'eau déversé séquentiellement (en général à fort débit) lors d'une période d'alimentation.

Biodégradabilité : capacité d'une substance organique à être décomposée par des processus biochimiques. Selon la structure moléculaire de ces substances, leur biodégradabilité sera plus au moins effective.

Boues: matières solides décantées qui se déposent au fond d'un décanteur ou d'une fosse toutes eaux.

Charge hydraulique :- poids h d'une colonne d'eau de hauteur H au-dessus d'un niveau de référence. Exprimée en mètre de hauteur d'eau (pour un filtre) ; - volume horaire ou journalier d'eau à traiter (pour une station d'épuration).

DBO5 : Demande biochimique en oxygène en 5 jours : Elle présente la partie biodégradable en 5 jours de la pollution organique. Il s'agit d'une mesure de la quantité d'oxygène consommée en 5 jours par les micro-organismes placés dans des conditions de développements non limitantes en oxygène et nutriments, à 20°C et avec un pH convenable. Cette mesure doit être effectuée en obscurité et avec un échantillon brut.

DCO : Demande chimique en oxygène : Elle quantifie globalement la pollution organique, au moyen d'une oxydation chimique à chaud et en milieu acide concentré.

Dénitrification : est aussi un phénomène biologique qui transforme les nitrates en azote gazeux rejeté dans l'atmosphère.

Effluent : eaux épurées à la sortie de l'unité de traitement.

Lagunage : bassin d'épuration des eaux usées.

Macrophyte: végétaux supérieurs (taille macroscopique). On considère, dans ce type de macroscopiques.

Massif filtrant : ensemble de la surface irriguée lors d'une phase d'alimentation.

Matières organiques: matières constituant les êtres vivants ou qui en proviennent.

MES : matière en suspension : Ce paramètre permet de quantifier les particules présentées dans les eaux usées, qu'elles soient organiques ou minérales, après séchage à l'étuve à 105°C. Les matières en suspensions sont isolées au préalable par centrifugation, ou filtration sous vide sur membrane adoptée.

Micro-organismes: terme englobant l'ensemble des organismes vivants non visibles à l'œil nu.

Milieu récepteur: Ce peut être un ruisseau, une rivière, un étang ou un lac: ces différents milieux peuvent être plus ou moins sensibles à la pollution en fonction de leur qualité avant le rejet et de leur taille par rapport à celle du rejet.

Minéralisation: transformation de la matière organique en matière minérale.

NH₄⁺ = Ion ammonium: Il s'agit d'une forme dissoute non oxydée d'azote minéral obtenu naturellement, après hydrolyse en sels ammoniacaux des formes organiques de l'azote par l'action des bactéries aérobies ou anaérobies.

N-NO₂⁻ : Ion nitrite .C'est une forme dissoute intermédiaire, d'azote minéral dans le processus biologiques de nitrification ou de dénitrification.

N-NO3- : Ion nitrate Il s'agit de la forme dissoute la plus oxydée de l'azote, obtenu en phase finale de la nitrification.

NTK : Il présente la somme de l'Azote organique N d'origine (urée, protéine) et l'azote minéral NH_4^+ obtenu à partir de l'azote organique par hydrolyse enzymatique. Ce qui donne : (NTK=N organique+N minéral).

Pathogène: générateur de maladie

P-PO43- : Orthophosphates : Formes minérales dissoutes prépondérante du phosphore sous laquelle, il se trouve dans l'effluent, il diminue l'oxygène du milieu et il est le premier responsable de l'eutrophisation.

Pt = phosphore total. Origine = lessive + Métabolisme. Il présente l'ensemble des formes organiques ou minérales, sous lesquelles se trouve le phosphore dans l'effluent.

Rhizomes: tige souterraine vivante (souvent horizontale) émettant chaque année des racines et des tiges aériennes.

Rhizosphère : partie du sol parcourue par les macrophytes.

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

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

^{30*} Valeurs fixées par le décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993.



Laboratoire des Etudes et du Contrôle Technique des Ouvrages

NAAMA

LECTO

Client:

Projet:

Nature du matériau:

Lieu de prelevement:

Echantillon N°:

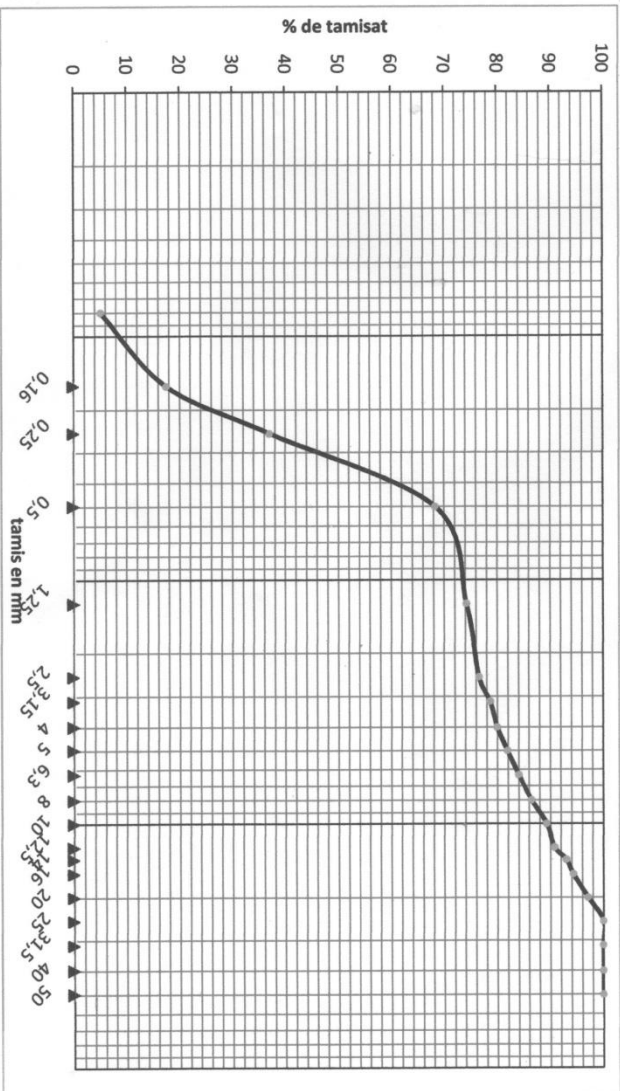
sable de oued

1

date :29/01/2017

ANALYSE GRANULOMETRIQUE NFP 18-560

TAMIS	% de tamisat
50	100
40	100
31,5	100
25	100
20	97
16	94
14	93
12,5	91
10	89
8	87
6,3	84
5	82
4	80
3,15	79
2,5	77
1,25	74
0,5	68
0,25	37
0,16	18
0,08	5



Equivalent de sable :42,6 %

Tableau : Méthodes d'analyses physicochimiques.

Paramètre	Réactif	Résumé de la méthode
Demande Chimique en Oxygène DCO	Solution Digestive Pour DCO : 0-1500 ppm Solution Digestive Pour DCO : 0-1500ppm	-Homogénéiser 500ml d'échantillon pendant 2 minutes -Prendre un tube de réactif DCO de la gamme appropriée -Retirer le bouchon, tenir le tub incliné a 45 degré Pipeter 2 ml D'échantillon des le tub -Fermer hermétiquement le bouchon de tub et mélanger le contenu (Attention production de la chaleur) -Mettre le tube dans un réacteur a DCO à 150°C pendant 2heures. Laisser les refroidir et lire les résultats avec le spectrophotomètre
Conductivité		-Allumer l'instrument -Régler le bouton en bas à gauche sur la température Du liquide a mesuré -Plonger la sonde dans l'échantillon -Laisser le chiffre indique sur l'appareil se stabilise et lire le résultat.

<p>Demande Biochimiques Oxygène DBO₅</p>	<p>Hydroxyde de sodium NaOH</p>	<p>-Rincer la bouteille et le barreau magnétique avec l'échantillon a analyse. -Introduire le volume souhaité d'échantillon. -Insérer le godet caoutchouc dans le goulet du flacon, introduire le NaOH à l'intérieur et fermer la bouteille avec l'oxyton. Appuyer sur les deux boutons a et B simultanément, jusqu'a ce que l'afficheur indique 00 -Introduire la bouteille dans un incubateur à DBO₅ a 20°C -La vérification des résultats sera obtenue chaque jour, on appuyant sur le bouton B et la valeur finale sera obtenue le 5^{ème} jour.</p> <p>-Remplir une 2prouvette graduée bouchée avec 30 ml d'échantillon. -Ajouter le contenu d'une gélule de réactif Nitrater 6 a l'éprouvette et agite vigoureusement pendant 3 minutes. Laisser un temps de réaction de 2 minutes.</p>
<p>Nitrate (NO₃-N)</p>	<p>-Nitrater 6 : Réactif de Nitrate Pour 30 ml</p> <p>-Nitriver 3 : Réactif de Nitrite Pour 25ml</p>	<p>-Verser avec précaution 25 ml d'échantillon de l'éprouvette dans une cuvette colorimétrique propre -Ajouter le contenu d'une gélule de réactif Nitriver 3 à la cuvette (l'échantillon préparé) -Boucher un agiter pour dissoudre. -Laisser un temps de réaction de 10 minutes. -Lire les résultats par spectrophotomètre.</p>

<p>Nitrite (NO₂-N)</p>	<p>Nitriver 3 : Réactif de la Nitrite pour 10 ml</p>	<ul style="list-style-type: none">-Remplir une cuvette avec 10 ml d'échantillon.-Ajouter le contenu d'une gélule de réactif Nitriver 3a la cuvette.-Boucher et agiter et pour dissoudre la poudre.-Laisser un temps de la réaction de 15minutes.-Lire les résultats par spectrophotomètre.
<p>Matières Suspension MES</p>		<p><u>Préparation des filtres :</u></p> <ul style="list-style-type: none">-laver les filtres par de l'eau distillée.-Séchés les filtres a 150°C pendant au moins 1heure.-Laisser refroidir dans le dessiccateur-Peser. <p><u>Filtration de l'échantillon :</u></p> <ul style="list-style-type: none">-Placer le filtre (la partie lisse en bas) sur support de filtration.-Agiter le flacon d'échantillon après l'avoir laisser s'équilibrer a température ambiante.-Verser un volume convenable d'échantillon, dans l'éprouvette graduée (250 ml)-Filtré l'échantillon-Rincer les parois internes de l'éprouvette graduée avec de l'eau distillée.-Libérer le dispositif sous vide lorsque le papier filtre est pratiquement sec.-Retirer avec précaution le papier filtre a l'aide de pinces a extrémités plates.-Placer le filtre sur un Support de séchage-Sécher le filtre dans l'étuve a 105°C pendant au moins 1 heure.-Reporter la capsule a l'étuve puis dans le

		<p>dessiccateur et peser.</p> <p>-Renouveler ces opérations jusqu' a l'obtention d'un poids constant (la différence entre 2 pesés consécutives ne diffère pas plus de 0,5 mg)</p>
Matières Suspension MES		<p><u>Centrifugation de l'échantillon :</u></p> <p>-Attendre que les échantillons soient à température Ambiante.</p> <p>- Homogénéiser le contenu du flacon par agitation.</p> <p>-Introduire le contenu du flacon par agitation.</p> <p>-Introduire la totalité de l'échantillon dans le pot de la centrifugeuse a 3000 tours pendant 20 minutes environ.</p> <p>-Eliminer l'eau surnageant, recueillir le culot déposé dans une capsule préalablement séché a 105°C refroidie en dessiccateur et pesée a 0,1mg près.</p> <p>Rincer le pot de centrifugation deux fois avec de l'eau distillée et recueillir les eaux d'entraînement dans la capsule</p> <p>-Sécher la capsule et son contenu a 105°C.</p> <p>-Laisser refroidir dans un dessiccateur.</p> <p>-Peser</p> <p>-Renouveler ces opérations jusqu'a l'obtention d'un poids constant</p> <p>-Le calcul de la teneur en MES se fait de l'expression suivante :</p> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 10px auto;">$[\text{MES}] = 1000(\text{M}_1 - \text{M}_0) / v$</div> <p>MES : est la teneur en MES en mg /l</p> <p>M₁ : est la masse de la capsule contenant l'échantillon après a 105°C (en mg)</p>

		<p>M_0 : est la masse de la capsule vide</p> <p>V : est le volume de la prise d'essai</p>
pH et T°		<p><u>Avec le pH mètre de paillasse :</u></p> <ul style="list-style-type: none">-Assurez-vous que l'instrument a bien été étalonné en pH avant la prise de mesure.-Allumez l'instrument à l'aide la touche ON/OFF <p>L'instrument se mettra automatiquement en mode mesure du pH par défaut.</p> <ul style="list-style-type: none">-Immerger le bout de l'électrode et la sonde de température (4cm environ) dans l'échantillon à la stabilisation- Le pH est affiché sur l'afficheur primaire et la température sur l'afficheur secondaire.-Rincer soigneusement l'électrode à l'eau distillée.-Eteindre le pH-mètre et le ranger. <p><u>Avec le pH mètre portable :</u></p> <ul style="list-style-type: none">-Assurez-vous que l'instrument a bien été étalonné.-Si l'électrode est sèche, réhydratez-la avec la solution de conservation HI 70300 L.-Remuez brièvement la sonde dans l'échantillon à tester.-Remuez brièvement la sonde pendant l'immersion et attendez la disparition de l'horloge en haut à gauche de l'afficheur.-Les valeurs pH et température sont affichées-Si les mesures sont prises successivement dans différents échantillon, nettoyez pour éviter toute contamination puis rincez-la avec échantillon de la solution à mesurer.

