

Introduction générale

L'eau, élément indispensable pour la vie quotidienne, joue un rôle primordial aussi bien dans chaque communauté que dans chaque entreprise. L'approvisionnement en eau douce devient de plus en plus difficile en raison de l'accroissement du taux démographique, du niveau de vie, de la sécheresse, des techniques industrielles modernes et de la nature des produits fabriqués et le spectre des dangers qu'ils présentent. Cela rend le problème des déchets industriels de plus en plus complexe et grave et c'est l'un des aspects les plus inquiétants qui ne fait que dégrader le milieu naturel et qui constitue un vrai danger pour l'avenir de l'humanité. Et pourtant l'Homme continue de déverser des milliers de tonnes de polluants dans les cours d'eau sous forme de déchets industriels. (HADJ ZIANE, ZAFOUR, 2003)

Pour une gestion durable de l'eau, comme pour d'autres ressources, il convient de porter son attention sur deux paramètres :

- les économies dans l'utilisation des ressources.
- la diminution de la pollution à la source.

Les mesures que chacun peut prendre en ce sens dans sa vie quotidienne contribuent à une gestion améliorée de l'eau. Donc parmi les solutions ; la réutilisation et le recyclage des eaux usées qu'ils sont essentiels au développement de politiques solides de gestion durable de l'eau et de l'environnement, dans les régions arides et semi arides.

Tout le monde connaît les stations d'épuration classiques et les systèmes d'assainissement autonomes, type épandage souterrain. Mais il existe une troisième façon d'épurer les eaux usées, basée sur l'utilisation des végétaux aquatiques : la phytoépuration, connue dernièrement sous le terme de «lagunage ». Il s'adresse autant aux particuliers qu'aux petites collectivités.

Cette filière d'épuration s'appuie sur le pouvoir épurateur des végétaux aquatiques. Les eaux usées séjournent simplement dans une série de bassins à ciel ouvert peuplés de ces végétaux. Le roseau (ou phragmite) et autres plantes vigoureuses ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de «macrophytes ». Ces dernières consomment les composés polluants dissous dans l'eau (azote et phosphore) qui constituent pour eux des éléments nutritifs. Par ailleurs elles servent de supports à de nombreux organismes microscopiques (algues et bactéries) qui font le gros du travail.

L'intérêt de la phytoépuration pour les particuliers se mesure tant au niveau de la qualité de l'eau rejetée que de la simplicité de mise en œuvre et d'entretien (une fauche une fois par an avant l'hiver). Les coûts énergétiques nuls si la pente est suffisante, l'intégration dans l'écosystème, la légèreté et la durabilité de telles infrastructures en font des alternatives écologiques aux traditionnels filtres à sable ou champs d'épandage souterrains.

Le but de ce travail consiste la détermination du pouvoir épurateur de chaque type de plante par la réalisation d'une série d'analyse au laboratoire des eaux usée avant et après irrigation des plantes. A cet effet, nous avons expérimenté les plantes suivantes : *Arundo donax*, *Cyperus laevigatus*, *Juncus capitatus*, *Tamaris africana*.

Pour cela, nous avons divisé ce travail en deux parties :

- La première partie sera consacrée à la revue bibliographique, dans laquelle nous abonderons trois chapitres, à savoir :

- Aperçu sur les eaux usées,
- Epuration des eaux usées,
- Phytoépuration.

- La deuxième partie de ce modeste travail est celle de l'analyse expérimentale, et elle sera dédiée à la présentation de trois chapitres, à savoir :

- Etude de site,
- Matériels et méthodes,
- Présentation et interprétation des résultats obtenus.

En fin, une conclusion générale.

PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIGRAPHIQUE

CHAPITRE 1 : Aperçu sur les eaux usées

1.1. Introduction

La population mondiale augmentera de 3 milliards d'individus à l'horizon 2030 et cette augmentation concernera à 95 % les pays en voie de développement. En outre, on estime que plus d'un milliard de personnes n'ont pas accès à l'eau potable et que plus de 3 milliards ne disposent pas d'équipements d'évacuation des eaux usées. Or, l'accès à l'eau potable et à un service d'assainissement fiable est déterminant dans la lutte contre les maladies liées à l'eau. La quasi-absence de traitement efficace pour les déchets et les effluents constitue actuellement l'un des problèmes de santé les plus sérieux. (OLANREWAJU et al, 2004)

Et selon BENADDA, et al, 2003, les rejets hydriques urbains sont principalement constitués d'eaux usées domestiques et d'eaux pluviales. Ces eaux entraînent des substances minérales et organiques en suspension et en solution ainsi que des matières ou produits de charriages plus ou moins volumineux, et elles contiennent aussi des micro-organismes (bactéries, virus, champignons, insectes, parasites...etc.).

Ce présent chapitre sera consacré à la définition des sources et des caractéristiques des eaux usées urbaines et l'évaluation de leur qualité à travers les paramètres physico-chimiques et bactériologiques.

1.2. Sources et Caractéristiques des eaux usées

1.2.1. Les sources des eaux usées

Les activités humaines produisent une grande variété de déchets, dont beaucoup sont entraînés par l'eau, qui doit alors être traitée avant d'être rejetée dans le milieu. L'eau chargée de convoier ces déchets est qualifiée d'eau usée. Les eaux usées proviennent principalement de quatre sources : (OLANREWAJU et al, 2004) :

1.2.1.1. Les eaux usées domestiques

Pour une habitation, il existe deux types d'eau à évacuer : les eaux usées ménagères, ou eaux grises, et les eaux vannes, ou eaux noires. Les eaux ménagères proviennent de la cuisine, de la salle de bains (baignoire, douche, lavabo, bidet) et de la buanderie. Les eaux vannes sont essentiellement les eaux des WC. Elles présentent une charge bactériologique très élevée caractérisée par les germes de la flore intestinale, de l'ordre de 10 milliards de germes tests pour 100 ml. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.2.1.2. Eaux pluviales

Les eaux ne pourront être rejetées dans le milieu naturel qu'après contrôle de leur qualité et si besoin après traitement approprié, les eaux pluviales doivent respecter certaines valeurs limites fixées et les règles liées au raccordement à une station d'épuration collective

Les réseaux de collecte des effluents doivent séparer les eaux pluviales et les diverses catégories d'eaux polluées. (RENE , 2002)

1.2.1.3. Les eaux usées industrielles

On considère comme eau industrielle tout effluent qui ne peut être rejeté à l'égout en raison de ses caractéristiques ou de son volume. Les eaux usées industrielles sont caractérisées par leur diversité : il y a autant d'eaux usées industrielles que d'industries. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.2.1.4. Les eaux usées d'origine agricole

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement : des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation); et des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,.....). (GROSCLAUDE, 1999).

La pollution toxique dans les eaux usées a pour origine des substances qui provoquent des altérations des fonctions de l'organisme au niveau moléculaire, cellulaire ou de l'organisme tout entier (EUGENE, 2000).

1.2.2.1. Pollution carbonée

Le carbone organique est généralement la pollution principale à éliminer. Compte tenu de la diversité des formes de pollutions carbonées, on a généralement recours à des méthodes de caractérisation globale à savoir :

- demande biochimique en oxygène (DBO) ;
- demande chimique en oxygène (DCO) ;
- carbone organique total (COT).

Si, dans une eau, toutes les matières organiques étaient biodégradables, on devrait avoir :

$$DCO = DBO_{21}$$

C'est le cas du glucose pour lequel on a : $DBO_{21} / DBO_5 = DCO / DBO_5 = 1,46$

S'il y a des matières organiques non biodégradables (cas des eaux ménagères et de nombreux rejets industriels), on a : $DCO > DB0_{21}$

Au cours d'un traitement biologique, le rapport DCO/DBO_5 de l'effluent augmente sensiblement et d'autant plus que l'épuration est plus poussée. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

1.2.2.2. Pollution azotée

Dans une eau résiduaire « fraîche », l'azote est essentiellement contenu dans les protéines et l'urée mais au cours du séjour dans le réseau d'égouts, une forte proportion de l'azote organique est hydrolysée en ammoniacque. À l'entrée de la station, l'azote se répartit typiquement en ammoniacque (60 à 75 %) et en azote organique (25 à 40 %) sous forme soluble et particulaire.

Les sources d'azote susceptibles d'être utilisées par les différents micro-organismes incluent pratiquement toutes les sources d'azote organique et minéral. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

1.2.2.3. Pollution phosphorée

Le phosphore est présent dans les eaux usées, soit sous forme d'orthophosphates, soit sous forme de polyphosphates ou de phosphore organique.

Ce phosphore est incorporé essentiellement dans les acides nucléiques, les phospholipides et les polymères des parois bactériennes. Dans certains cas particuliers, il peut être stocké dans la cellule, sous des formes diverses (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

1.3. Paramètres spécifiques des eaux usées

L'intérêt croissant porté à la qualité de l'eau, dans ses multiples usages, a conduit à définir pour les eaux usées tant domestiques qu'industrielles un certain nombre de paramètres spécifiques. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.3.1. Paramètres Physiques

13.1.1 La température

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

1.3.1.2 La matière en suspension (MES)

Selon REJSEK (2002), La pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à $10\mu\text{m}$, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES).

En fait, les matières en suspension ne sont des particules solides véritablement en suspension que dans des conditions moyenne d'écoulement des effluents correspondant à une vitesse minimale de $0,5\text{ m/s}$. En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à $100\ \mu\text{m}$) et les matières en suspension. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales, de dimension inférieure, qui constituent la limite entre la phase solide et la phase dissoute (entre 1 et $10^{-2}\ \mu\text{m}$).

1.3.2. Paramètres Organoleptiques

1.3.2.1. La Turbidité

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

Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society for Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables :

Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

1.3.2.2 La couleur

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'onde courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement. (REJESK, 2002).

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. (RODIER, 2005).

1.3.3. Paramètres Chimiques :

1.3.3.1 pH:

L'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse peut s'exprimer par la concentration en H_3O^+ (notée H^+ pour simplifier). De manière à faciliter cette expression ; on utilise le logarithme décimal de l'inverse de la concentration en ion H^+ : c'est le pH. (MATHIEU et PIELTAIN, 2003).

1.3.3.2 La Conductivité électrique

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

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 , et l'unité de la conductivité est le siemens par mètre (S/m). (RODIER, 2005).

1.3.3.3 L'Oxygène Dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (REJSEK, 2002).

1.3.3.4 La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présente dans l'eau quelle que soit leur origine organique ou minérale.

La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportion respectives, des possibilités de l'oxydation. (RODIER, 2005).

La DCO est la concentration, exprimée en mg.L^{-1} , d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies par la norme. (REJSEK, 2002).

1.3.3.5 La Demande Biochimique en Oxygène (DBO)

Pratiquement, la demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des station d'épuration. (RODIER, 2005).

Selon REJSEK (2002), la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO_5) d'un échantillon est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques.

1.3.3.6 L'azote

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

1.3.3.7 Les nitrates

Les nitrates se trouvant naturellement dans les eaux proviennent en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg /L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates.

La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/L/an, voire 2 mg/L/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines : agricole, urbaine et industrielle. (REJSEK, 2002)

1.3.3.8 L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniac qui correspond aux formes ionisées (NH_4^+) et non ionisées (NH_3) de cette forme d'azote.

L'ammoniac constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH_3) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée (NH_4^+). Les réactions réversibles avec l'eau sont fonction également de la température et sont les suivantes :



1.3.3.9 Le Phosphore

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des orthophosphates. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en orthophosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique.

Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO_4 ou de P_2O_5

$$1\text{mg/L PO}_4 = 0,747 \text{ mg/L P}_2\text{O}_5 = 0,326 \text{ mg/L P (RODIER, 2005).}$$

1.3.3.10 Le sulfate

La présence de sulfate dans l'eau est généralement due à des rejets en provenance d'ateliers de blanchiment (laine, soie, etc.), d'usines de fabrication de cellulose (pâte à papier, etc.) et d'unités de déchloration. Sont utilisées, par ailleurs, les propriétés réductrices des sulfites dans les eaux de chaudières pour éviter la corrosion liée à la présence d'oxygène dissous ; l'injection dans le circuit se fait habituellement en continu à la concentration de 20 mg/L. Cependant un excès d'ions sulfites dans les eaux de chaudières peut avoir des effets néfastes car il abaisse le pH et peut alors développer la corrosion. En cas de rejet dans l'environnement, les sulfites se combinent à l'oxygène en donnant des sulfates. (RODIER, 2005).

1.4 Paramètres Bactériologiques :

Les bactéries sont ubiquitaires dans la nature car il s'agit probablement des premiers êtres vivants apparus sur la terre (archéobactéries). Seules quelques dizaines d'espèces sont adaptées à l'homme : la plupart sont inoffensives ou même utiles, étant commensales et faisant partie des flores cutanées, digestive, buccale, génitale ; certaines sont pathogènes, opportunistes ; une minorité est régulièrement pathogène. (RODIER, 2005).

Il nous a paru utile l'étude de quelques bactéries les plus rencontrées :

1.4.1 Les coliformes

Sous le terme de « coliformes » est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des *Enterobacteriaceae*.

La définition suivante a été adoptée par l'Organisation Internationale de Standardisation (ISO) :

« Bacille à Gram négatif, non sporogène, oxydase négative, facultativement anaérobie, capable de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités

inhibitrices de croissance similaire, et capable de fermenter le lactose (et le manitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 h, à des températures de 35 à 37 C° ». (REJSEK, 2002).

Les coliformes comprennent les genres : *Echerichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Yersinia*, *Serratia*.

- Le terme de « coliformes fécaux » ou de « coliformes-tolérants » correspond à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés (caractéristiques de coliformes) après incubation à la température de 44 C°. Le groupe des coliformes fécaux comprend les espèces suivantes : *Citrobacter freundii*, *Citrobacter diversus*, *Citrobacter amalonaticus*, *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter cloacae*, *Echerichia coli*, *Klebsiella pneumonia*, *Klebsiella oxytoca*, *Moellerella wisconsensis*, *Salmonella* (sous genre III Arizona), *Yersinia enterocolitica*.

- Le terme « *E. coli* présumé » correspond à des coliformes thermotolérants qui produisent de l'indole à partir de tryptophane, à 44 C°.

- Le terme « *E. coli* » correspond à des coliformes thermotolérants qui produisent de l'indole à partir du tryptophane et ont les caractères biochimiques propres à cette espèce. (RODIER, 2005)

1.4.2 Les streptocoques fécaux

Sous la dénomination générale de « streptocoques fécaux », il faut entendre l'ensemble des streptocoques possédant la substance (acide teichoïque) antigénique caractéristique du groupe D de Lancefield, c'est-à-dire essentiellement : *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae*, *Streptococcus bovis*, *S. suis* et *S. equinus*. Ces streptocoques du groupe D sont généralement pris globalement en compte comme des témoins de pollution fécale, car tous ont un habitat fécal.

Toutefois, d'une façon générale, les concentrations en streptocoques fécaux sont, dans les milieux naturels autres que ceux spécifiquement pollués par le bétail, inférieurs à celles des coliformes fécaux. Il faudra tenir compte de cette différence des concentrations (que l'on peut évaluer à un rapport de 1 à 2 ou 4) dans le choix des prise d'essai. (RODIER, 2005).

Le genre *Streptococcus* est vaste et divers, de sorte qu'il est difficile de classer ces bactéries de façon satisfaisante. Les 29 espèces du genre *Streptococcus* sont subdivisées en 5 groupes principaux :

- Les streptocoques pyogènes hémolytiques ;
- Les streptocoques oraux ;
- Les entérocoques ;
- Les streptocoques lactiques.

L'application à ces bactéries des techniques de biologie moléculaire a donné un nouveau système de classification. Le genre unique original est maintenant séparé en 3 genres différents :

- Streptococcus : comprend la plupart des espèces pathogènes pour l'homme ;
- Enterococcus : correspond au précédent groupe des enterocoques ;
- Lactococcus : correspond aux streptocoques lactiques. (REJSEK, 2002).

1. 4.3 Les bactéries sulfito-réductrices

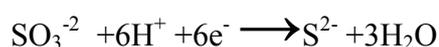
Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale. La forme spore, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de déceler une pollution fécale ancienne ou intermittente.

Sans débattre de l'intérêt réel d'une telle indication concernant la date de pollution, il faut cependant considérer que si les *Clostridium* sulfito-réducteurs peuvent certes être des germes fécaux, ce sont également des germes telluriques et que, de ce fait, aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence.

Dans une telle optique d'interprétation, il y a intérêt à ne rechercher que les espèces les plus susceptibles d'être d'origine fécale : c'est le cas en particulier de *Clostridium perfringens* (RODIETR, 2005).

Selon REJSEK (2002), les spores des bactéries anaérobies sulfitoréductrices et celles de *Clostridium perfringens* peuvent être intéressantes en tant qu'indicateurs de traitement. Ainsi, elles peuvent montrer l'efficacité d'un traitement de filtration, où elles se comportent comme des kystes de parasites, aussi bien au niveau d'une station de traitement qu'au niveau du sol : signe d'efficacité de la filtration naturelle. De plus, *Clostridium perfringens*, sous sa forme sporulée, est très résistant à la chloration et va donc se comporter comme les microorganismes plus difficiles à mettre en évidence.

Donc la nomenclature sulfitoréducteurs est attribuée à ces germes car ils ont comme point commun de réduire le sulfite de sodium en sulfure selon la réaction suivante :



1.5. Valorisation des eaux usées

1.5.1. Usage agricole

L'emploi des eaux usées en agriculture est très ancien et les champs d'épandage ont constitué les premiers systèmes d'épuration. Le sol est un filtre efficace et 1 hectare contient jusqu'à une ou deux tonnes de micro-organismes épurateurs. Aujourd'hui l'intérêt

principal de la réutilisation des eaux usées en culture est plus souvent l'apport d'eau indispensable aux plantations que l'épuration par le sol ou l'apport d'éléments nutritifs. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

Des dispositions doivent être prises pour éviter les dépôts et la corrosion dans le système de distribution et un traitement préliminaire de décantation des effluents bruts est dans tous les cas à conseiller. Un prétraitement biologique est aussi souvent recommandé. Il permet, en particulier, de réduire sensiblement les risques d'odeurs voire d'accidents liés au dégagement de H₂S (bâche de stockage). (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

1.5.1.1. L'épandage des eaux usées brutes

L'épandage des eaux résiduaires ne peut pas se pratiquer sur n'importe quel sol, ni avec n'importe quelle culture. En dehors des aspects sanitaires liés à l'utilisation de la récolte. Les eaux utilisées sont d'origine urbaine, agricole ou industrielle et n'ont subi aucun traitement d'épuration, tout au plus, une épuration primaire. Elles sont le plus souvent fortement chargées et préférentiellement d'origine domestique car les charges en métaux lourds des effluents industriels sont à éviter. (OLANREWAJU et al, 2004)

Par ailleurs, le sol destiné à l'épandage doit avoir un drainage naturel de moyen à bon, sans excès, ce qui exclut à la fois les zones à tendance marécageuse et les pentes trop fortes, égales ou supérieures à 10 %. La profondeur du sol doit être de préférence de l'ordre du mètre : en dessous de 0,3 m, le sol est en principe inapte à l'épandage des eaux résiduaires. La texture la plus adaptée correspond à des sols limoneux ou limono-sableux. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.5.1.2. L'irrigation par les eaux usées traitées

Contrairement à l'épandage (considéré comme un procédé d'épuration des eaux usées), dans le cas de l'irrigation, c'est la production agricole qui est la finalité première. Les eaux usées utilisées ont préalablement subi un traitement d'épuration. Pour une bonne irrigation, les eaux épurées doivent répondre aux critères de qualité suivants :

- une teneur en matières en suspension comprise entre 20 et 30 mg/l;
- une teneur en éléments fertilisants (N, P, K) acceptable;
- une teneur en sel et un taux d'adsorption du sodium moyen. Une minéralisation élevée des eaux combinée à un taux d'adsorption du sodium important peut avoir des effets néfastes sur le sol; une teneur en

éléments traces métalliques faible. Il s'agit essentiellement des métaux lourds et du bore pour lesquels les apports au sol doivent être limités. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.5.1.3. Risques potentiels de la valorisation agronomique des eaux usées

1.5.1.3.1. Les risques pédologiques

Le risque principal pour le sol lors de l'irrigation des cultures au moyen des différentes techniques existantes est celui du colmatage. Il peut être d'origine physique, biologique ou chimique. (OLANREWAJU et al, 2004)

Les propriétés physiques du sol peuvent être modifiées par les pratiques d'épandage. La structure de sol argileux peut, en particulier, être détruite par un apport excessif de sodium et une absence de lessivage (en particulier dans les zones à trop faible pluviométrie). (ANDRIAMIRADO L et al, 2005).

Les risques liés aux composés chimiques sont les mêmes, tant pour les eaux d'épandage que pour les eaux d'irrigation, mais sont aggravés par le fait que les concentrations dans les eaux brutes peuvent être plus élevées. (OLANREWAJU et al, 2004)

Une trop forte salinité de l'effluent (> 1 ou 2 g L^{-1} suivant les cultures) entraîne aussi des difficultés et conduit à un contrôle plus attentif des quantités d'eaux épandues et de l'évolution de la salinité du terrain de culture. Le drainage des terrains est alors nécessaire pour y éviter l'accumulation de sel. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005).

Tableau 1.1 : Directives concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées dans l'agriculture, d'après OMS (1989).

Catégories Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Coliformes fécaux (nbre / 100 ml)	Helminthes (nombre d'œufs/ l)	Procédé de traitement
A- Irrigation de cultures destinées à être consommées crues	Ouvriers, agricoles consommat	≤ 1000	≤ 1	Séries de bassins de stabilisation
B- Irrigation de cultures céréalières, agricoles industrielles et fouragères, paturages et des plantations	Ouvriers norme	aucune	≤ 1	Rétention en bassins de stabilisation de 8 à 10 jours
C- Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	Sont objet	Sont objet	Traitement préalable en fonction de la technique

1.5.1.3.2. Les risques sanitaires

Des virus, des bactéries, des protozoaires et des helminthes pathogènes passent dans les excréta des personnes infectées et se retrouvent dans les eaux usées. Ils peuvent être transmis soit par voie orale (par la consommation de légumes contaminés), soit par la peau (dans le cas des ankylostomes et des schistosomes). Les eaux usées contiennent généralement de fortes concentrations d'agents pathogènes, en particulier dans les pays où les maladies diarrhéiques et les parasites intestinaux sont répandus. (OLANREWAJU et al, 2004)

A l'heure actuelle, on estime que, pour minimiser les risques pour la santé, il serait judicieux d'adopter une approche plus intégrée, dans laquelle le traitement, qui reste en principe la meilleure méthode de protection, ne serait que l'une des mesures envisagées au stade de la planification, les autres étant la restriction des cultures, l'application contrôlée des eaux usées, le contrôle de l'exposition des groupes à risque et la promotion de l'hygiène. Le tableau 20 résume les nouvelles directives conseillées par l'Oms (Organisation mondiale de la santé). (OLANREWAJU et al, 2004)

Par ailleurs, dans les programmes de réutilisation des eaux usées, il faut toujours veiller à ne pas créer un habitat pour les vecteurs de maladies, comme les moustiques ou les mollusques. Dans le passé, les champs d'épandage favorisaient parfois la reproduction des moustiques de l'espèce *Culex pipiens* dans les eaux polluées à faible courant et les bassins d'eau stagnante. Non seulement ils constituent une nuisance, mais ils peuvent aussi transmettre la filariose bancroftienne (OMS, 1989) dans la plupart des régions où cette maladie est endémique. Des méthodes classiques de lutte contre le développement des vecteurs devraient être appliquées en cas de besoin pour éviter la transmission des maladies qu'ils propagent. (OLANREWAJU et al, 2004)

1.5.2. Usage industriel

L'eau résiduaire, après traitement physique, peut être une source d'eau tout fait adaptée aux besoins industriels en particulier pour le refroidissement en circuit ouvert ou peu fermé et certains lavages. Les réalisations sont maintenant très nombreuses.

Pour les autres usages une élimination poussée de la pollution organique est nécessaire et un traitement biologique avec nitrification-dénitrification recommandé. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

1.5.3. Usage destinées aux loisirs

Divers débouchés s'ouvrent aux eaux usées régénérées dans le domaine des installations destinées aux loisirs. Elles peuvent être très utiles et économiques à la fois pour arroser des terrains de jeux,

pour créer des étangs dans des jardins publics, ou des lacs artificiels destinés à la pêche, à la baignade, aux sports nautiques. (VAILLANT, 1977)

Après une épuration secondaire dans des étangs de stabilisation, les eaux usées subiront une coagulation par le sulfate d'alumine, une décantation, une filtration sur filtres à double couche et une chloration. La coagulation facilitera la précipitation des phosphates et d'une grande partie des algues provenant des étangs d'oxydation, le reste devant être retenu au cours de la filtration. Des études en station-pilote ont démontré qu'on peut abaisser la teneur moyenne de l'effluent en phosphates à moins 0,2 mg/l. En outre, des analyses bactériologiques et virologiques sont prévues pour s'assurer de l'inocuité des eaux ainsi régénérées pour la santé publique. (VAILLANT. 1977).

1.6. Conclusion

Ce présent chapitre a été consacré à la présentation des sources et caractéristiques des eaux usées d'une manière générale, et la description des modes d'évaluation de leur qualité.

En effet, un grand nombre d'avantage de la réutilisation et du recyclage des eaux usées ont été rapportés, allant de l'amélioration de l'environnement et de la santé publique à la valeur commerciale d'une production alimentaire améliorée, la fiabilité de l'alimentation en eau et la conservation de l'eau et de l'énergie.

CHAPITRE 2 : L'épuration des eaux usées

2.1. Introduction

Dans ce chapitre nous présenterons les principales techniques d'épuration utilisées dans la pratique, à savoir : boues activées, lagunage et phytoépuration.

L'objectif est d'utiliser une technique de traitement permettant une épuration plus poussée que celle qui est obtenue avec les traitements classiques. On va constater, en effet, au cours des prochaines années, une demande de plus en plus forte en eaux usées urbaines épurées pouvant être utilisées pour l'irrigation, pour des usages industriels, pour l'alimentation d'étangs ou de lacs destinés à la pêche, aux sports nautiques ou aux baignades. (VAILLANT, 1977)

2.2. Organismes aquatiques

C'est dans l'eau que la vie a pris naissance et une grande partie des phénomènes vitaux s'y déroule encore. Beaucoup de ces phénomènes sont utiles : ainsi l'autoépuration permet la minéralisation, notamment par voie bactérienne, de la masse de composés organiques élaborée par photosynthèse ou résultant des activités humaines, assurant ainsi la régénération des nutriments minéraux élémentaires et leur retour dans les cycles vitaux. (Andriamirado L et al, 2005)

2.2.1. Les virus

Systèmes « sub-biologiques » pour les uns, organismes vivants pour d'autres, les virus ne sont en tout cas pas des cellules, mais seulement des messages génétiques ; un virus isolé est incapable de métabolisme ou de multiplication, il ne peut que se répliquer aux dépens d'une cellule vivante infectée : c'est un parasite absolu. La taille des virus est généralement comprise entre 10 et 300 nm. On les classe suivant la nature de leur acide nucléique (ARN ou ADN) et leur morphologie, On peut également les classer en fonction de leur spécificité parasitaire : virus bactériens (ou bactériophages, à ADN), végétaux (à ARN) et animaux (à ARN ces ADN). (Andriamirado L et al, 2005)

2.2.2. Les archéo- bactéries

Ces bactéries primitives, modèles précurseurs des procaryotes plus classiques, sont généralement les hôtes des milieux extrêmes; on les trouve maintenant dans les sources acides et/ou très chaudes, les eaux hypersalées, le fond des mers, aussi au bien que dans le tube digestif des animaux ou, ce qui concerne plus particulièrement le traitement des eaux, dans les méthaniseurs. . (Andriamirado L et al, 2005)

2.2.3. Règne bactérien

Il est composé d'organismes microscopiques unicellulaires, isolés ou coloniaux. On a vu plus haut comment son caractère procaryote le distinguait des deux règnes suivants (végétal et animal) ; néanmoins, on trouve aussi chez les bactéries des affinités pour chacun de ces deux règnes ; dans la classification des bactéries proposée ici (Prévot, 1961), on trouve en effet quatre embranchements : à côté de celui des bactéries vraies (Eubacteria), les trois autres présentent certaines analogies soit avec les champignons (Mycobactéria) soit avec les algues (Algobacteria), soit avec les animaux unicellulaires ou protozoaires (Protozoobacteria). . (Andriamirado L et al, 2005).

2.2.4. Règne végétal

À la base de la classification, on trouve les Myxomycètes (champignons inférieurs) et les Eumycètes (champignons supérieurs). Puis viennent les nombreux embranchements d'algues, à partir desquels, à travers les Bryophytes (mousse) puis les Ptéridophytes (cryptogames vasculaires), on parvient aux végétaux supérieurs. . (Andriamirado L et al, 2005)

Les Algues benthiques et les Lichens, la végétation des eaux courantes est formée macrophytes- Bryophytes d'une part, Ptéridophytes et Spermaphytes d'autre part. Comme pour la faune benthique, le courant est l'organisateur du peuplement, directement ou par l'intermédiaire du substrat ; mais la lumière a de plus une importance majeure. À leur tour, les macrophytes constituent un substrat pour les Algues et la faune, et une protection contre le courant. (EUGENE, 2000)

2.2.4.1. Les Bryophytes

Les Bryophytes des eaux courantes sont essentiellement des Mousses, mais aussi des Hépatiques. Leur tige est pourvue à la base de *rhizoïdes*, ou de disques basaux. Les rhizoïdes sont comparables aux poils absorbants des racines ; leur fonction est à la fois absorbante et fixatrice. (EUGENE, 2000)

2.2.4.2. Les Spermaphytes à végétation enracinée

La végétation enracinée peut être soit entièrement immergée, comme certains *Ranunculus* ou *Myriophyllum* indigènes (Hydrophytes), soit partiellement émergée, comme les *Carex*, *Phragmites* ou *Menyanthes* (Hélophytes), annuelle ou pérenne. Ce sont des plantes au port flexible, aux feuilles généralement allongées, qui offrent le minimum de résistance au courant. Certaines supportent une exondation temporaire aux basses eaux : il n'y a pas de véritable hiatus entre la flore terrestre riveraine et la flore aquatique. (EUGENE, 2000)

Si les Bryophytes sont confinés aux substrats durs stabilisés, les Ptéridophytes et Phanérogames sont liés aux possibilités de pénétration des racines dans le substrat; petits galets, graviers, sables et limons. La colonisation d'un milieu par la végétation suit un processus dynamique résultant à la fois du courant et de l'interaction plantes-substrat ; elle conduit à la formation d'un sol, analogue à un sol terrestre ou à un sol lacustre littoral. (EUGENE, 2000)

Le courant est bien l'organisateur du peuplement, directement ou par la nature du substrat qu'il conditionne. Avec la profondeur, la lumière et les sels dissous sont également des facteurs écologiques importants pour les végétaux : la lumière détermine leur répartition en profondeur ou bien leur situation (rives ombragées ou ensoleillées), et les sels dissous en sélectionnant les espèces en fonction de la nature géologique du bassin-versant. Il faut cependant souligner la plasticité écologique et écomorphologique de certaines espèces, qui différencient des formes aquatiques ou d'émersion. (EUGENE, 2000)

Les herbiers constituent un habitat pour le périphyton ; Algues et Bactéries fixées sur la végétation... L'interaction entre courant, végétation et substrat génère plusieurs types de microhabitats en fonction du niveau, dans un même herbier. (EUGENE, 2000)

2.2.4.3. Règne animal

Les organismes les plus simples sont les animaux unicellulaires (protozoaires) qui comportent de nombreuses formes parasites (chez les flagellés, seules les Polymastigines et les Diplomonadines comportent des formes libres ; les Sporozoaires sont tous parasites).

Dans le plancton et dans la faune des boues activées, on trouve de nombreux protozoaires dont la signification et le rôle sont très importants. Les spongiaires sont le terme de passage du

protozoaire au métazoaire, l'éponge primitive se présentant comme une colonie de protozoaires différenciés. Puis, à mesure qu'on progresse vers les animaux supérieurs, on rencontre des embranchements importants au point de vue planctonique, en particulier chez les vers, les Vermidiens (Rotifères) et les Arthropodes (crustacés et larves d'insectes). . (Andriamirado L et al, 2005)

2.3. Biomasse épuratrice des eaux résiduaires

Les biomasses épuratrices qui se développent dans une boue activée ou sur un support quelconque (ex. : biolite, support des lits bactériens...) sont composées d'un mélange intime de :

- micro-organismes vivants ou morts : bactéries « vraies » et Actinomycètes (ex. : *Nocardia*);
- débris végétaux et/ou minéraux ;
- colloïdes ; peuplement biologique d'espèces animales de petite taille : microfaune.

(Andriamirado L et al, 2005)

2.3.1. Les bactéries épuratrices

Dans les biomasses épuratrices, les bactéries constituent le groupe le plus important, qui est en même temps l'acteur principal de l'élimination de la pollution (métabolisation) et celui de la formation des floccs (exopolymères).

Les genres les plus fréquents de bactéries flocculantes sont :

- *Pseudomonas* ;
- *Actrobacter* ;
- *Arthrobacter* ;
- *Alcaligenes* ;
- *Zooglea* ;
- *Citromonas* ;
- *Flaviobacterium* ;
- *Achromobacter*.

Et la nature du substrat favorise un genre au détriment des autres. De même la présence de certains composés et surtout les paramètres de l'environnement peuvent favoriser le développement de bactéries filamenteuses et/ ou actinomycètes qui entravent la décantation et/ou créent des « désordres biologiques ». . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

2.3.2. La microfaune

Au contraire des bactéries, la microfaune des boues activées et des biofilms des cultures fixées, constituée de protozoaires et de métazoaires, elle est particulièrement sensible aux variations du milieu, elle renseigne sur le niveau d'adaptation de la biomasse et est révélatrice des « stress » auxquels elle a été soumise.

L'efficacité d'une installation par boues activées, en particulier, est en étroite corrélation avec la densité de sa microfaune. Une densité supérieure à 10^7 individus par litre (hors petit flagellés) est signe d'un bon traitement. . (Andriamirado L et al, 2005)

2.3.3. La microflore

Des algues benthiques se développent à la périphérie des installations et des cellules sont entraînées dans les boues ou à partir des filtres nitrifiants par abrasion du biofilm. Toutefois, elles ne jouent pas de rôle en épuration par les procédés de boues activées ou de biofiltration, contrairement au cas du lagunage. Et dans ce dernier cas, le fonctionnement de l'écosystème est basé, entre autres, sur une symbiose entre les bactéries aérobies et les microalgues; parmi ces dernières, les plus courantes sont des espèces planctoniques unicellulaires ou en tout cas de petite taille, dont des algues vertes, des algues bleues, des phytoflagellés et des diatomées. (Andriamirado L et al, 2005)

2.4. Différents types de lagunages

Une station d'épuration par lagunage est en général précédée d'un prétraitement mécanique ou d'un traitement complet de type boues activées (On parle alors de lagunage tertiaire). Une filière de lagunage se compose d'une succession de bassins où l'on privilégie un type d'écosystème épuratoire spécifique. (Andriamirado L et al, 2005)

2.4.1. Lagunage facultatif (naturel)

Cette appellation tient au fait que ces lagunes placées en étage primaire ou secondaire font appel à des processus épuratoires aérobies dans la frange liquide et à des processus anaérobies au voisinage du fond où les boues sédimentent. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005).

Le lagunage naturel repose sur une culture bactérienne principalement de type aérobie. Celle-ci est ensuite séparée par un mécanisme de sédimentation. L'épuration est assurée par un long temps de séjour dans plusieurs bassins en série. Et le mécanisme de base est la photosynthèse, la tranche d'eau supérieure est exposée à la lumière et cela permet l'apparition d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. (Agence de l'eau, 2007)

Ces dernières sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées permettent aux algues (les microphytes) de se multiplier. En fond de bassin, il n'y a pas de lumière, ce sont donc les bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Cette dégradation entraîne un dégagement de gaz carbonique et de méthane. (Agence de l'eau, 2007)

Le développement de macrophytes (lentilles, roseaux...) n'est pas recherché car il affecte la pénétration de la lumière. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

Le lagunage facultatif est le type de lagunage le plus répandu et s'utilise pour des effluents faiblement concentrés et sous des climats tempérés à tropicaux. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

En fait, l'épuration repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en culture libre et d'algues. La lagune représente un écosystème :

- Les producteurs primaires : les végétaux microscopiques (phytoplancton) et macroscopiques (algues, roseaux) utilisent la lumière du soleil, le dioxyde de carbone ainsi qu'une partie de la pollution apportée par les eaux usées pour fabriquer leur propre biomasse, Ils libèrent de l'oxygène par ce processus, ce qui autorise l'activité épuratrice des organismes aérobies.
- Les herbivores (zooplancton et animaux supérieurs) qui endiguent la prolifération des végétaux.
- Les consommateurs primaires (bactéries) qui profitent de l'oxygénation du milieu pour dégrader la quasi-totalité de la pollution organique. L'épuration s'accompagne de la libération de composés minéraux et de dioxyde de carbone, consommés par les végétaux.

- Les carnivores (zooplancton et animaux) et les prédateurs qui participent à l'épuration par la consommation des herbivores et des consommateurs primaires, voire d'autres carnivores.
- Les détrivores : (champignons et bactéries) qui s'alimentent des matières organiques et participent ainsi à la minéralisation des sédiments.

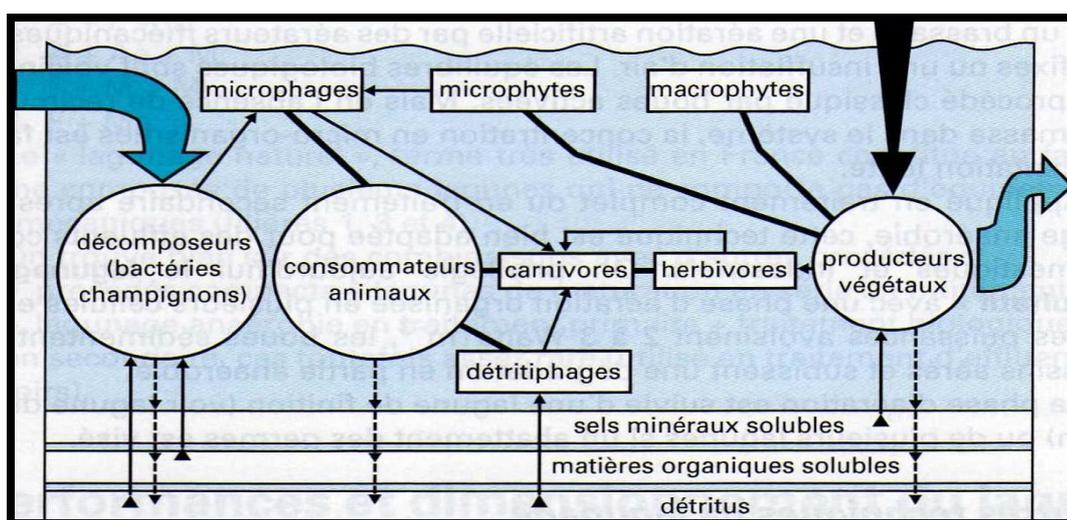


Figure 2.1. : Les principaux cycles biologiques se développant dans la lagune

2.4.2. Rôle de la faune et de la flore aquatique

La faune a plusieurs rôles : l'épuration de l'eau directement, la consommation de végétaux, la prédation qui régule la flore microscopique et macroscopique. (Agence de l'eau, 2007)

La microflore est composée de :

- Bactéries aérobies ou anaérobies, sous deux formes : libres (plus généralement en floc) ou fixées. Les bactéries fixées (sur des végétaux supérieurs) ont un meilleur rendement que les bactéries libres. Par contre, la présence de végétaux supérieurs nécessite un faucardage de préférence annuel. Cette opération s'avère souvent longue et relativement fastidieuse.
- Algues microscopiques. Leur activité photosynthétique entraîne une consommation de dioxyde carbone et une production d'oxygène. Elles permettent d'assurer une partie de l'épuration des matières azotées et phosphorées. De plus, elles régulent le pH en absorbant le dioxyde de carbone. De même que pour les bactéries, elles peuvent être libres ou fixées.

La macroflore constitue d'algues macroscopiques et de végétaux supérieurs est le support d'une partie de la microflore. Elle sert également à absorber une partie de la pollution contenue dans l'eau, à filtrer le milieu, à libérer de l'oxygène, et offrir un refuge au zooplancton, aux larves d'insectes, aux invertébrés et autres animaux (canards, rats musqués, etc.) . (Agence de l'eau, 2007)

2.4.3. Lagunage anaérobie

En lagunage anaérobie, la pollution décantable forme des boues qui sont peu à peu digérées par voie anaérobie (minéralisation de la matière organique et dégagement de CO₂, CH₄ et H₂S). Il est utilisé en traitement primaire pour éliminer la partie organique décantable des effluents.

Du fait des processus de fermentation anaérobie mis en jeu, ce procédé n'est applicable que pour des effluents relativement concentrés (domestique et industriels) et n'est efficace qu'à partir d'une température de 15 °C et optimale au-delà de 25 °C. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

Les risques de nuisances olfactives existent dès que les concentrations en sulfates dépassent quelques dizaines de mg • L⁻¹ (une concentration de 100 mg.L-1 doit être considérée comme haute). Des solutions de couverture des bassins avec ou sans récupération du biogaz sont développées pour éliminer ces nuisance. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

2.4.4. Lagunage de maturation

Ces lagunes sont également des lagunes à microphytes dont le fonctionnement est proche des lagunes facultatives mais où les conditions sont essentiellement aérobies compte tenu des faibles charges organiques appliquées à ce niveau de traitement. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

Utilisé en traitement secondaire et surtout tertiaire, ces lagunes assurent une finition/polissage des effluents avant rejet et surtout sont employées à l'abattement des germes de contamination fécale dans une filière lagunage ou après un traitement compact (lagunage tertiaire). Siège d'un développement algal important notamment en période chaude. (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

2.4.5. Lagunage aéré

Version intensive du lagunage, nécessitant une emprise nettement moindre que le lagunage naturel, le lagunage aéré consiste à intensifier l'activité aérobie par un brassage et une aération artificielle par des aérateurs mécaniques flottants ou fixes ou une insufflation d'air. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées. Mais en

l'absence de recirculation biomasse dans le système, la concentration en micro-organismes est faible et la décantation lente. . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

Il existe deux formes de lagunage aéré :

- le lagunage aéré strictement aérobie : il faut une aération suffisante pour maintenir le bassin en aérobie et l'ensemble des particules en suspension
- le lagunage aéré aérobie/anaérobie facultatif : il y a formation de dépôt qui évolue en milieu anaérobie

Le premier cas est très peu utilisé car il est grand consommateur d'énergie. La seconde solution est rencontrée plus fréquemment : elle s'apparente au lagunage naturel par l'épuration des eaux usées par échange eau/sédiment. (Agence de l'eau, 2007)

Les performances épuratoires sont très correctes en ce qui concerne l'élimination de la DCO et de la DBO₅. Avec ce type de traitement, l'élimination des MES est à surveiller avec attention car les rejets ont parfois, des concentrations en MES un peu élevées par rapport aux normes de rejet généralement imposées. (RENE, 2002)

2.4.6. Lagunage à macrophytes (ou phytoépuration)

Cette fois, l'écosystème comprend des macrophytes ou végétaux macroscopiques qui comprennent des formes libres (ex. : lentilles d'eau, jacinthes d'eau laitues d'eau...) ou fixées (ex. : roseaux). . (ANDRIAMIRADO L et al, 2005)

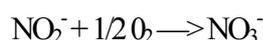
2.5. Elimination de l'azote et du phosphore dans les procédés aérobie

2.5.1. Traitement de l'azote

Dans les rejets des industries agroalimentaires, l'azote est le plus souvent soluble et présent sous forme organique ou sous forme d'ion ammonium (NH₄⁺).

Dans certains effluents, la concentration en azote est relativement faible par rapport à la concentration en matière organique et le rapport DBO₅/azote proche de 100/5, valeur en-dessous de laquelle un effluent sera considéré comme carencé en azote. Ceci suggère que pour ces effluents, une fraction relativement importante de l'azote est incorporée dans les micro-organismes et donc éliminée par assimilation pour la croissance bactérienne. (RENE, 2002)

Dans les processus biologiques d'élimination de l'azote, l'azote organique est dans un premier temps hydrolysé en azote ammoniacal qui est ensuite éliminé sous forme d'azote moléculaire au cours de réactions en deux étapes. Dans la première étape aérobie appelée nitrification, l'ion ammonium est oxydé en nitrate (NO₃⁻). La nitrification est réalisée par deux réactions consécutives qui mettent en oeuvre des bactéries autotrophes (qui utilisent une source de carbone inorganique). Les genres bactériens les plus connus qui interviennent dans la nitrification sont *Nitrosomonas* et *Nitrospira* pour l'oxydation de l'ion ammonium en nitrite, *Nitrobacter* et *Nitrospira* pour l'oxydation du nitrite en nitrate :



Les bactéries autotrophes impliquées dans la nitrification utilisent le NH₄⁺ ou le NO₂⁻ comme source d'énergie et l'oxygène comme accepteur final d'électrons. Le CO₂ sert de source de carbone. La nitrification est réalisée dans le réacteur aérobie, en même temps que l'élimination du carbone par les bactéries hétérotrophes. (RENE, 2002)

Dans la deuxième étape du traitement de l'azote ou dénitrification, le nitrate remplace l'oxygène comme accepteur final d'électrons lors de l'oxydation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes. Le nitrate est réduit en azote moléculaire gazeux qui s'échappe dans l'atmosphère. Contrairement à la nitrification, la dénitrification est une activité largement répandue chez les bactéries dès lors qu'elles sont mises en présence de nitrate dans un milieu anoxique. (RENE, 2002)

2.5.2. Traitement du phosphore

Dans le milieu naturel, le phosphore est en général l'élément qui limite l'eutrophisation des cours d'eau lents, des lacs et des milieux marins. Aussi, la maîtrise des rejets de phosphore est un facteur essentiel qui permet de contenir les phénomènes d'eutrophisation.

Les effluents agroalimentaires ont souvent une concentration en phosphore faible par rapport à la concentration en matière organique. Une partie relativement importante du phosphore contenu dans ce type d'eaux usées est donc utilisé pour la croissance bactérienne (assimilation). Le phosphore contenu dans les eaux usées peut être éliminé soit par voie physico-chimique (précipitation), soit par voie biologique. (RENE, 2002)

La précipitation du phosphore peut être réalisée avant le bassin d'aération (pré-précipitation), dans le bassin d'aération (précipitation simultanée) ou après la décantation (post-précipitation ou précipitation tertiaire). (RENE, 2002)

Les procédés biologiques utilisent la capacité de certaines bactéries à accumuler le phosphore sous forme de polyphosphates intracellulaires lorsqu'ils sont soumis successivement à une phase anaérobie puis à une phase aérobie. Au cours de la phase anaérobie, les acides gras volatils présents dans l'eau usée à traiter sont accumulés par les micro-organismes déphosphatants sous la forme de polyhydroxyalcanoates (PHA). (RENE, 2002).

En présence d'oxygène, le polyhydroxyalcanoates PHA est utilisé comme substrat carboné par les micro-organismes déphosphatants qui se multiplient et reconstituent leurs réserves de glycogène et de polyphosphates. Cela conduit à une accumulation de phosphate intracellulaire en quantité supérieure à celle relarguée durant la phase anaérobie et donc à un bilan positif en terme d'élimination de phosphore dans l'effluent à traiter. Il est à noter que l'oxygène peut être remplacé par du nitrate, l'accumulation de phosphate dans la biomasse microbienne s'accompagnant d'une dénitrification. Si la déphosphatation biologique a parfois été attribuée à des genres bactériens spécifiques, et notamment *Acinetobacter*. (RENE, 2002)

2.6. Conclusion

A travers cette recherche bibliographique sur les différentes techniques d'épuration, on retient qu'actuellement on se penche de plus en plus vers les techniques d'épuration quasi-naturelles et durable. En effet, une station d'épuration par lagunage est en général précédée d'un prétraitement mécanique. Une filière de lagunage se compose d'une succession de bassins où l'on privilégie un type d'écosystème épuratoire spécifique. Bien que, les lagunes présentent l'inconvénient d'occuper des surfaces plus importantes, mais elles ont l'avantage d'être rustiques et peu coûteuses en fonctionnement, et de s'intégrer harmonieusement dans le paysage sans problèmes d'impact sur le paysage. Les bassins de lagunage peuvent également constituer un refuge pour la flore et la faune aquatiques.

Chapitre 3 : PHYTOEPURATION

3.1. Introduction

Dans ce chapitre nous développerons une technique d'épuration par lagunage, à la fois récente et importante, à savoir le lagunage à macrophytes ou PHYTOEPURATION.

La phytoépuration est effectuée dans des bassins étanches en séries dans lesquelles on cultive des plantes aquatiques (macrophytes). Les bassins sont en général totalement couverts de plantes qui maintiennent ainsi des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique initiée dans le décanteur-digesteur. La fourniture d'oxygène au milieu se fait par l'intermédiaire des racines des plantes (KONE, 2002).

3.2. Historique de la Phytoépuration

La technologie de traitement des eaux usées en utilisant des plantes est apparue en Europe d'Ouest basée sur une recherche de SEIDEL qui a commencé durant les années soixante (1960's), et par KICKUTH à la fin des années soixante-dix (1970's) et dernièrement durant les années quatre-vingt (1980's). Des travaux avancés ont commencé aux Etats Unies au début des années quatre-vingt (1980's) avec la recherche de WOLVERTON, GERBERGET et al. (EPA, 1993)

En 1955, Dr SEIDEL discuta dans un rapport la possibilité « de diminuer la surfertilisation, la pollution et l'envasement des eaux des terres intérieures à travers des plantes particulières permettant les eaux polluées de devenir capables de supporter la vie de nouveau ». Elle a proposé pour ce but le jonc commun « *Schoenoplectus lacustris* », ayant observé dans sa recherche que cette espèce est capable de retenir de grande quantité de substances organiques des eaux contaminées. (EPA, 1993)

Dans des expériences supplémentaires durant les années cinquante 50's, Dr SEIDEL a montré que *Schoenoplectus* améliore et enrichit le sol sur lequel il se développe, en bactérie et humus et ça exsude apparemment les antibiotiques. Un rang de bactéries (Coliformes, Salmonella et

Enterococci) évidemment disparaissent des eaux polluées en passant à travers une végétation de joncs (Hand B, 1997)

Le système développé par SEIDEL comprend des séries de lits composés de sable ou gravier supportant une végétation aquatique immergée tel que la massette « Typha », le jonc, et le phragmite qui a été le plus communément utilisé, et dans la majorité des cas le plan d'écoulement été vertical.(EPA, 1993)

Dans le nord d'Amérique, des observations de la capacité assimilatives des terres émergées naturellement mène à l'expérimentation avec différents modèles de marécages construits durant les années soixante-dix 70's. (EPA, 1993)

Commençant 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) (EPA, 1993)

La technologie des filtres plantés de macrophytes pour le traitement des eaux usées domestiques est une technique au développement récent. Apparue en France dans les années quatre-vingt 80's, cette technique de traitement a vu son développement s'accroître depuis 1997. La forte demande actuelle pour ce type de station d'épuration de la part des élus est réelle. Il s'agit d'une technologie fiable, simple d'exploitation, facilitant grandement la gestion des boues d'épuration et qui, de surcroît, est bien acceptée par les habitants en raison de sa bonne aptitude à l'intégration paysagère. Ainsi, elle s'avère fortement recommandée pour les petites collectivités et les pays à faibles ressources financières. (POULET et al, 2004).

3.3. Principales caractéristiques de l'épuration par lits plantés

Les lits plantés de macrophytes peuvent assurer un traitement satisfaisant pour un investissement moyen, ses résultats épuratoires dépendent de plusieurs paramètres, parmi lesquels on peut citer

- L'aération du substrat : qui se présente comme le plus important de ces paramètres car il est limitant. En effet, l'élimination des matières organiques et la nitrification sont deux réactions qui demandent beaucoup d'oxygène.

- La température : Une température élevée augmente l'activité des micro-organismes dégradeurs. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est amoindrie et sa consommation par les bactéries est accrue.

- La composition du substrat : Un sol fin permet un plus grand contact de l'effluent avec les micro-organismes fixés sur la surface des granulats et un temps de rétention plus important. Un sol grossier permet quant à lui une meilleure aération du substrat et permet d'éviter au maximum le colmatage des pores ou de la surface du substrat. Une nouvelle méthode consiste à superposer deux couches distinctes du même type et ainsi tirer profit de toute la granulométrie du substrat, tout en améliorant l'apport d'air par convection dans le substrat.

- Le type de macrophytes : L'efficacité des macrophytes incombe aux racines qui ont un excellent support pour les micro-organismes et qui par leur développement permettent un brassage et un certain décolmatage du substrat. (POULET, *et al*, 2003).

- Aussi la présence des macrophytes assure une protection contre le gel dans la mesure où les massifs en hiver sont couverts par la végétation. (Agence de l'eau, 2007)

3.3.1. Rôle des macrophytes

La présence de plantes épuratrices contribue à :

- empêcher la formation d'une couche comatante en surface liée à l'accumulation des matières organiques retenues par filtration mécanique.

- favoriser le développement de micro-organismes cellulolytiques lesquels contribuent au même titre que les rhizomes, racines, radicules mais aussi lombrics à une minéralisation poussée de la matière organique avec formation d'une sorte de terreau parfaitement aéré et de perméabilité élevée.

- assurer une protection contre le gel dans la mesure où les massifs en hiver sont couverts par la végétation.

- Créer de l'ombre et donc maintenir une hygrométrie contribuant à la formation d'une biomasse bactérienne

- accroître la surface de fixation des microorganismes par le développement racinaire. De plus, il semblerait que les tissus racinaires et leurs exsudats constituent des niches plus

accueillantes que des substrats inertes car un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu.

- participer à l'intégration paysagère des dispositifs. (Agence de l'eau, 2007)

3.3.2. Filtres plantés de roseaux

Les filtres plantés de roseaux ou rhizosphères sont des excavations étanches au sol remplies de couches successives de gravier ou de sables de granulométrie variable, et leur fonctionnement alterne des phases d'alimentation et de repos. (Agence de l'eau, 2007)

3.3.2.1. Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical

Le traitement est effectué sur plusieurs étages en série (en général deux) constitués en général de trois surfaces élémentaires en parallèle et fonctionnant en alternance. Où ils sont alimentés par bâchées et par immersion temporaire de la surface permettent un renouvellement de l'atmosphère du massif par convection; ils fonctionnent ainsi en conditions insaturées, aérobies. (Agence de l'eau, 2007)

La caractéristique principale de ce type d'épuration réside dans le fait que les filtres du premier étage de traitement, dont le massif actif est constitué de graviers fins, peuvent être alimentés directement avec les eaux usées brutes dégrillées (sans décantation préalable). Cela évite à la commune de gérer les boues primaires qui présentent une stabilisation imparfaite.

Chaque filtre du premier étage reçoit la totalité de la charge pendant la phase d'alimentation, d'une durée de 3 à 4 jours, avant d'être mis au repos pendant une période double. (Agence de l'eau, 2007)

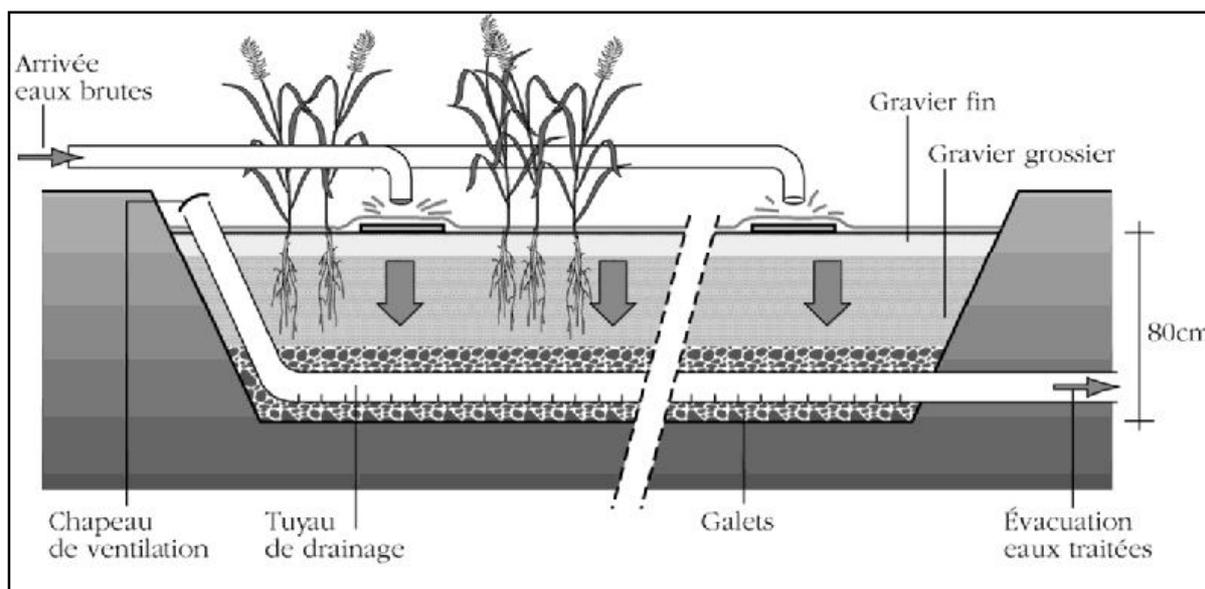


Figure 3.1. : Schéma d'un filtre planté de roseaux a écoulement vertical

Ces phases d'alimentation et de repos sont fondamentales pour contrôler la croissance de la biomasse au sein des filtres, maintenir des conditions aérobies à l'intérieur des filtres et minéraliser le dépôt de matières organiques issu de la rétention des matières en suspension à la surface. L'effluent est dirigé vers un deuxième étage de traitement pour affiner l'épuration particulièrement en ce qui concerne le traitement de l'azote. (Agence de l'eau, 2007)

Les processus épuratoires sont assurés par des microorganismes fixés, présents dans le massif filtrant mais aussi dans la couche superficielle de boues retenues sur la plage d'infiltration. Et le massif filtrant dans le deuxième étage de traitement est majoritairement constitué de sables, complète le traitement de la fraction carbonée de la matière organique, essentiellement dissoute, ainsi que de l'oxydation des composés azotés. (Agence de l'eau, 2007)

L'oxydation de la matière organique s'accompagne d'un développement bactérien qui doit être régulé pour éviter un colmatage biologique interne. L'auto-régulation de la biomasse est obtenue grâce à la mise en place de plusieurs massifs indépendants alimentés en alternance. Pendant les phases de repos, le développement des bactéries, placées en disette, est réduit par la prédation et la dessiccation. (Agence de l'eau, 2007)

3.3.2.2. Filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal

Ce procédé épuratoire consiste à infiltrer des eaux usées prétraitées dans un milieu granulaire insaturé sur lequel est fixée la biomasse épuratoire, ce prétraitement a pour rôle la rétention des graisses et la décantation des matières en suspension contenues dans l'effluent, et ce dernier est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur, il s'écoule ensuite en déplacement horizontal. . (Agence de l'eau, 2007)

L'évacuation est obtenue par un drain, au fond, enterré dans une tranchée de pierres drainantes. Ce tuyau est relié à un siphon, pour régler la hauteur de surverse pour assurer la saturation

de l'alimentation, et le niveau d'eau doit être maintenu à 5 cm sous la surface du matériau. Comme il n'y a pas d'eau libre, il n'y a pas de risque de prolifération d'insectes.

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. (Agence de l'eau, 2007)

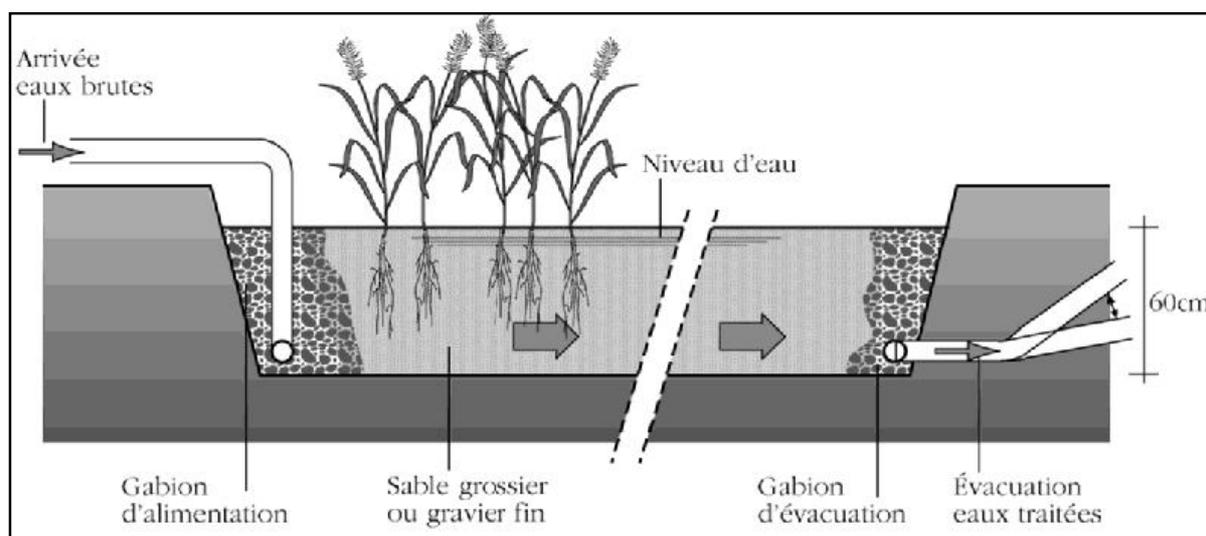


Figure 3.2. : Schéma d'un filtre planté de roseaux a écoulement horizontal

La pénurie en oxygène limite la dégradation de la pollution carbonée et azotée, l'oxydation du carbone organique et de l'ammonium et par voie de conséquence limite la croissance bactérienne hétérotrophe et autotrophe. La filtration sur sable en milieu insaturé permet principalement une oxydation de la matière organique; une nitrification de l'azote ammoniacal et une réduction des germes pathogènes. (Agence de l'eau, 2007)

3.3.3. Choix entre les deux filtres plantés de roseaux

La majorité des filtres plantés de roseaux construits sont de type à écoulement vertical sur deux étages, car ils présentent l'avantage :

- d'être alimentés en eaux brutes sans traitement primaire
- de constituer un dispositif rustique susceptible de fournir un bon niveau de traitement par réduction de la pollution dissoute et particulaire et par l'oxydation de la pollution azotée.

La filière à écoulement horizontal en premier étage de traitement est d'un moindre intérêt, elle nécessite en particulier un dimensionnement supérieur et la présence d'un traitement primaire. . (Agence de l'eau, 2007)

3.4. Les plantes utilisées

3.4.1. *Arundo*

Croissent dans la plupart des régions subtropicales et tempérées chaudes, les trois espèces qui composent ce genre de graminées rhizomateuses vivaces forment de fortes tiges feuillées, rappelant celles du bambou, mais sans ramules latérales. Elles portent de minces et plates feuilles aux extrémités tombantes, placées en position alterne distique sur les tiges, terminées en été, par de grandes panicules plumeuses de minuscules fleurs à texture de paille.

Culture : Contrairement à la plupart des roseaux et des joncs, ces plantes n'exigent pas un sol hydromorphe, quoiqu'elles le tolèrent bien. N'importe quel sol ne séchant jamais tout à fait leur convient. Elles apprécient le plein soleil ou la mi-ombre. Multiplier par semis ou division. (BURNIE et *al*, 2006)

L'espèce utilisée

Arundo donax : Cette graminée géante de la méditerranée atteint 6 m en tous sens. Avec son magnifique feuillage estival, c'est une ornementale parfaite pour grand jardin. Elle porte des feuilles tombantes, de 60 cm de longueur pour 6 cm de largeur. En climat doux, la plante peut se révéler si

vigoureuse qu'il faut contrôler sa croissance. En hiver, son feuillage devient désordonné, et il faut le couper à ras, On obtient ainsi une bonne repousse, 'Versicolor' est un cultivar panaché apprécié dont les feuilles s'ornent de bandes crème. Les tuyaux de certains instruments de musique, orgue ou clarinette, proviennent des tiges soigneusement sélectionnées et évidées de la canne de Provence, comme jadis ceux des flûtes de pan. (BURNIE et *al*, 2006)



Figure 3.3. : *Arundo donax* dans les eaux usées (photo original)

3.4.2. Cyperus

Ce genre compte plus de six cents espèces de laïches, dont des annuelles et des vivaces persistantes, répandues surtout dans les habitats humides de presque toutes les régions du globe, sauf les plus froides. Les larges touffes d'épaisses tiges cylindriques ou triangulaires portent des feuilles graminiformes issues de la base et sont coiffées d'inflorescences compactes ou de grandes ombelles de petits épis floraux paléiformes.

Culture : La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Cultivar dans un compost riche, et bien arroser. Elle tolèrent les rayons directs du soleil. Multiplier par semis ou division. (BURNIE et *al*, 2006)

L'espèce utilisée

Cyperus laevigatus : Epillets peu nombreux (2 à 3), plus petits (6 à 12 cm) ; plantes basses, de 1 à 3 dm, à souche traçante ; tige terminée par une seule feuille (OZENDA, 1991)

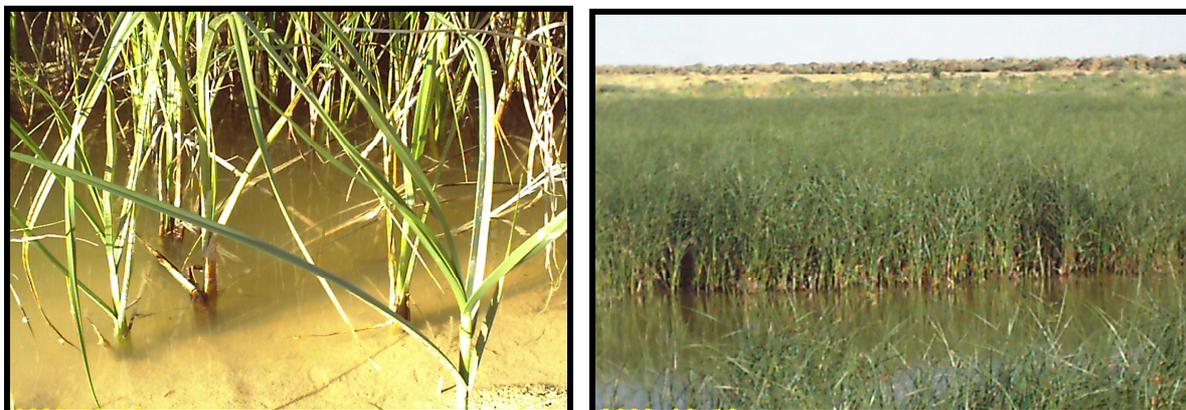


Figure 3.4. : *Cyperus laevigatus* sur terrain (photo original)

3.4.3. Juncus

Ce genre compte quelques deux cent vingt-cinq espèces de plantes graminiformes, originaires des régions humides à détrempées du globe, cependant rares sous les tropiques. La plupart sont peu décoratives, et certaines deviennent des mauvaises herbes envahissantes en dehors de leur habitat d'origine. Bien contrôlées, elles s'emploient pour garnir les berges de plans d'eau ou d'étangs.

Culture : La plupart des espèces prospèrent, parfois trop bien, dans tout sol argileux, humides à détrempées. Multiplier en particulier les cultivars, par division. (BURNIE et al, 2006)

L'espèce utilisée

Juncus capitatus : plantes annuelles, de 10 à 25 cm, à racine grêles, s'arrachant facilement ; division de périanthe toujours aigues et plus longues que la capsule mûre. Feuilles toutes à la base, courtes ; tiges nues terminées par un seul groupe de 5 à 12 fleurs brunes, à divisions inégales, les extérieures terminées par une pointe recourbée en dehors ; trois étamines. (OZENDA, 1991)



Figure 3.5. : *Juncus capitatus* dans les eaux usées et leur inflorescence (photo original)

3.4.4. Tamarix

Dans leur habitat naturel du sud de l'Europe, d'Afrique du Nord et d'Asie tempérée, les quelques cinquante-quatre espèces d'arbustes et petits arbres composant ce genre croissent le long des côtes ou des cours d'eau, même souterrains, souvent en sol salin. La plupart sont caduques, quelques-unes persistantes.

Elles forment un petit tronc et un houppier léger aux rameaux retombants et portent des feuilles, pareilles à de menues écailles, équipées de glandes sécrétant de sel. Les fleurs tenues blanches ou roses sont groupées en racèmes effilés. Les fruits sont des capsules.

Culture : plantés en brise vent ou pour l'ornement, ces arbres s'adaptent à quantité de situations et de climats, tolérant même l'aridité et les embruns. De rusticité variable, ils apprécient un sol profond et sableux et peuvent être taillés après la floraison. Multiplier par semis, ou par boutures aoûtées en hiver ou semi- aoûtées en automne et en fin de printemps. (BURNIE et al, 2006)

L'espèce utilisée

Tamaris africana : Feuille nettement translucides aux bords et à la pointe aiguë, d'un vert un peu glauque ; fleurs dépassant 3 mm de diamètre, ovoïdes en bouton, à étamines non saillantes, disposées en épis cylindriques épais, denses, nombreux et plus ou moins serrés le long des rameaux ; capsule courte ; 2 à 3 m. (LIEUTAGHI, 2004)



Figure 3.6. : *Tamaris africana* dans les eaux usées (photo original)

3.5. Conclusion

Ce chapitre montre la simplicité et l'efficacité des procédés naturels par filtres plantés par rapport à la complexité d'une station d'épuration classique qui fractionne les opérations de traitement de l'eau.

La conception de filtres plantés de macrophytes possède réellement de nombreux avantages ; c'est une technique simple, économique, efficace, fiable, adaptable au lieu, demandant peu d'entretien et qui s'insère bien du paysage local.

DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE EXPÉRIMENTALE

CHAPITRE 1 : Etude de site

1.1. Introduction

Les Ziban est une des régions majeures du Sahara, par sa population (1/5 du total) et par ses activités économiques. Elle doit son développement à sa situation au contact des régions telliennes et à son intégration au vaste ensemble du constantinois. Historiquement elle n'a jamais connu l'enclavement des autres parties du territoire saharien. Elle a toujours été une zone d'échanges et de

passage et a constamment profité des complémentarités de l'élevage pastoral et de la culture irriguée. Elle occupe une situation privilégiée sur le plan bioclimatique en bénéficiant d'hivers doux et des apports hydrographique des reliefs de l'Atlas saharien qui la surplombent. Ces atouts permettent l'emblavement de plusieurs milliers d'ha de céréales, la production de dattes de qualité et d'une quantité importante de produits maraichers. La principale contrainte au développement réside dans l'insuffisance des ressources en eau que doivent se partager des habitants sans cesse plus nombreux.

La wilaya de Biskra, capitale des Zibans, elle est appelée autrefois à l'époque romaine Vescera. Biskra est la porte du grand Sud, appelé aussi la ville aux deux millions de palmiers, elle est située à environ 470 Km au Sud-Est d'Alger, elle se trouve à une altitude de 124 Km, sa latitude est de 34.48 (N) est sa longitude est 5.44 (E). (A.N.A.T., 2002)

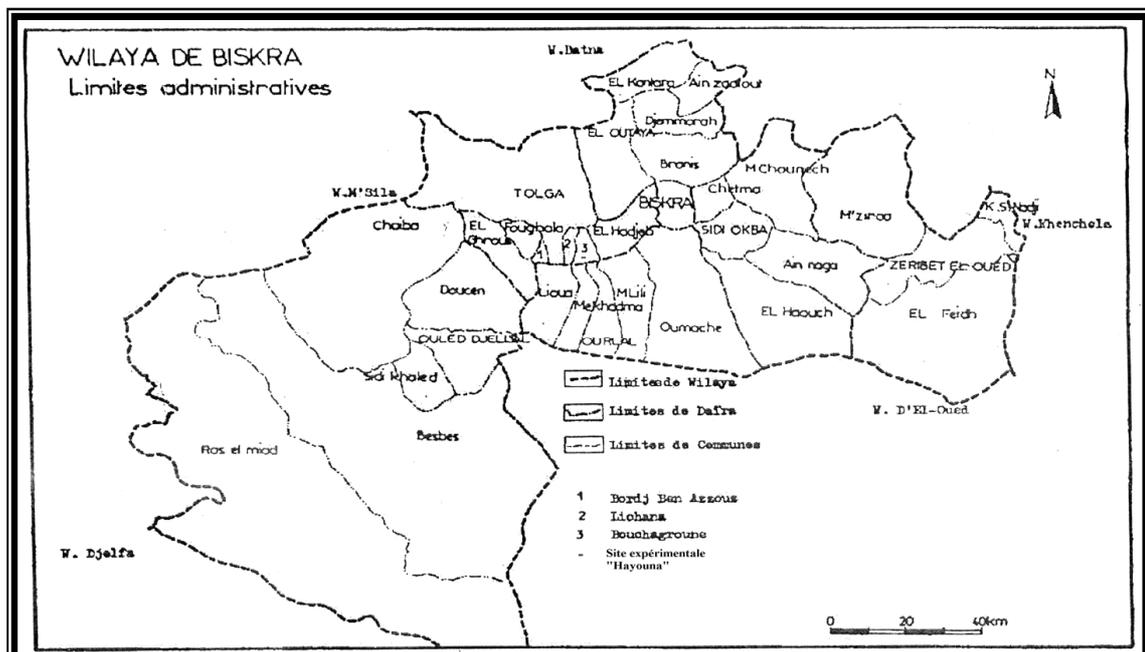


Figure 1.1. : Carte géographique de Biskra (A.N.A.T, 2002)

1.2. Données climatiques

1.2.1. Température

Les plantes ont des exigences thermiques différentes et qu'en gros il y a des plantes qui sont adaptées et se développent bien dans les pays plutôt froids ou tempérés et que d'autres d'origine tropicale préfèrent les régions méditerranéennes ou chaudes, la même façon que certaines plantes se développent en hiver et au printemps et que d'autres préfèrent le printemps et l'été. (DUBOST, 2002).

Dans les milieux aquatiques, la température est plus tamponnée, mais il peut exister une stratification verticale qui résulte en partie de l'action du vent. (LEVEQUE, 2001).

Tableau 1.1 : Températures (Moy) mensuelles à Biskra pour la période (1984-2009)

	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
Tp Moy (°C)	11,6	13,6	17	20,7	26,1	31,2	34,3	33,9	28,9	23,1	16,5	17

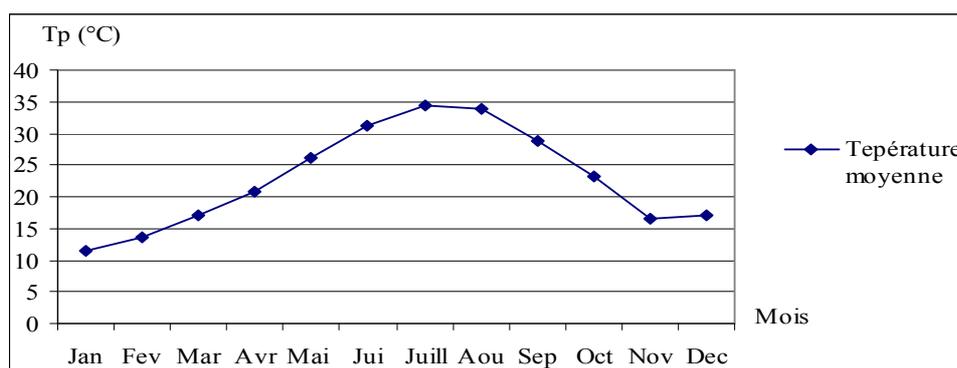


Figure 1.2. : Températures moyenne mensuelles à Biskra pour la période (1984-2009)

D'après la figure 2.1 la région de Biskra est caractérisée par des températures avec une moyenne annuelle de (22.82°C). Ce paramètre couvre une grande alternance durant cette période ; la température la plus élevée est enregistrée au mois de Juillet (34.3°C), et la plus faible au mois de Janvier (11.6°C).

1.2.2. Précipitations

Il est important de remarquer que la pluviosité et la température ne sont pas, du point de vue de leur action sur la végétation, deux facteurs indépendants. En effet une température, en accroissant la sècheresse de l'air, et par conséquent l'évaporation, agit dans le même sens qu'une diminution de la pluie ; en d'autres termes les deux facteurs ; eau, et température agissent en sens inverse l'un de l'autre. (OZENDA, 2004) .

Tableau 1.2 : Précipitations moyennes mensuelles en (mm) à Biskra pour la période (1984-2009)

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
P(mm)	19,4	9,1	14,7	12,7	11,3	4,1	0,7	3,9	13,9	10,8	17,5	11,4

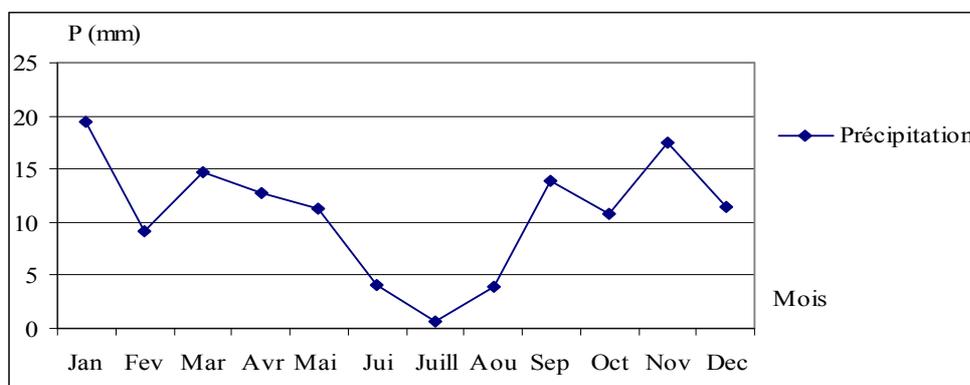


Figure 1.3. : Précipitations annuel total en (mm) à Biskra pour la période (1984-2009)

D'après la figure la région de Biskra est caractérisée par des précipitations avec une moyenne annuelle de (10.79 mm). Ce paramètre couvre une grande alternance durant cette période ; les précipitations les plus élevées sont enregistrées au mois de Janvier (19.4 mm), et les plus faibles au mois de Juillet (0.7mm).

1.2.3. Humidité relative

L'humidité de l'air est définie comme la quantité de vapeur d'eau contenue dans un certain volume d'air, exprimée en grammes par m³. Cette quantité est fonction de la température, on exprime souvent l'humidité de l'air en % par rapport à l'humidité à saturation : on parle alors d'humidité relative. (LEVEQUE, 2001)

Tableau 1.3 : Humidité relative moyenne en pourcentage pour la période (1984-2009)

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
Humidité relative (%)	57	48	42	37	33	29	26	29	39	46	53	59

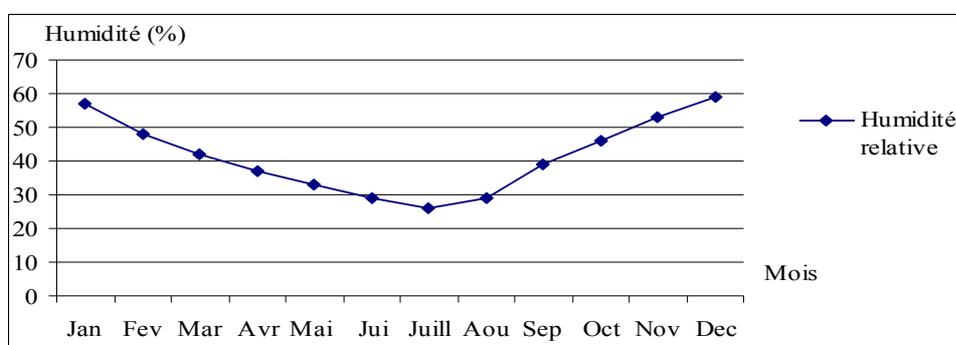


Figure 1.4. : Humidité relative moyenne en pourcentage pour la période (1984-2009)

Les données caractérisant l'humidité relative de la région de Biskra durant la période qui s'étend de 1984-2009 sont reportées dans la figure

A travers ces données, nous pouvons y lire que l'humidité a atteint son maximum au mois de Décembre avec un pourcentage de 59 %, et un minimale pour le mois de Juillet pour un pourcentage de 26 %.

1.2.4. Vents

Les effets du vent dans les milieux aquatiques sont nombreux, d'une part, il y a augmentation de la turbidité et réduction de la pénétration de la lumière, ce qui limite la croissance des macrophytes. D'autre part, la déstabilisation du fond liée à l'action du vent est peu propice au développement de la faune benthique. (LEVEQUE, 2001)

Tableau 1.4 : La vitesse du vent enregistrée en m/s pendant la période (1984-2009)

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
Vent (m/s)	4,3	4,6	4,9	6	5,6	4,5	4	4	4,2	4	4,3	4,2

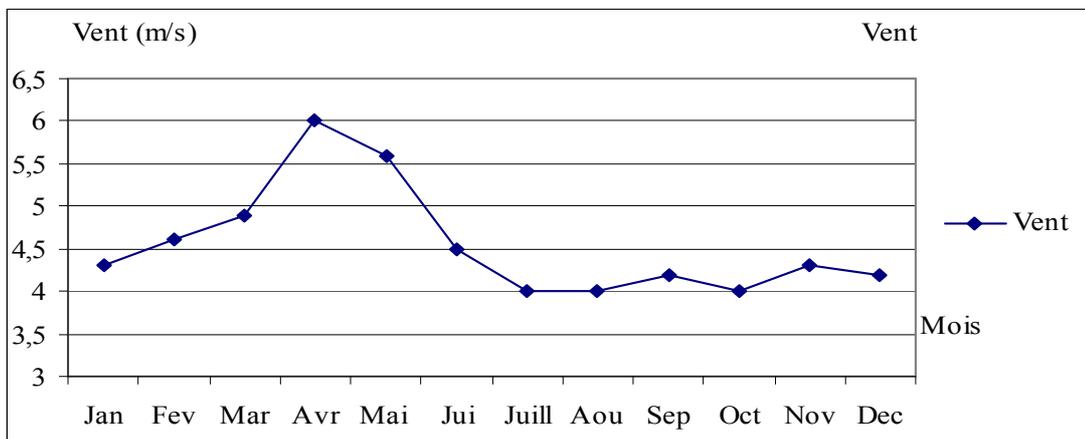


Figure 1.5. : La vitesse du Vent enregistrée en m/s pendant la période (1984-2009)

D'après figure on remarque que la vitesse maximum du vent a été enregistrée dans le mois d'Avril avec une moyenne de 6 m/s et le minimum est enregistré en mois de Juillet, Aout et Octobre avec une vitesse de 4 m/s.

Dans la région de Biskra ; les vents soufflent durant toute l'année, le maximum de force des vents est enregistré en fin d'hiver et au printemps. Les vents de sable sont fréquents en Mars et Avril. Figure1.5.

1.2.5. Insolation

L'une des caractéristiques du climat saharien est l'importance d'heure d'insolation, l'atmosphère présente grande pureté durant toute l'année (TOUTAIN, 1977).

Tableau 1.5 : Le nombre d'heures d'insolation pour la période (1984-2009).

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
Insolation	223	236	270	288	320	335	361	331	271	255	224	216

Le nombre moyen annuel d'heures d'insolation est (259.5 heures) par an, ce qui correspond environ 0.71 heures d'insolation par jour. Le phénomène est régulier, passant d'un minimum en Décembre (216 heures) à un maximum en juillet (361 heures). Figure 1.6.

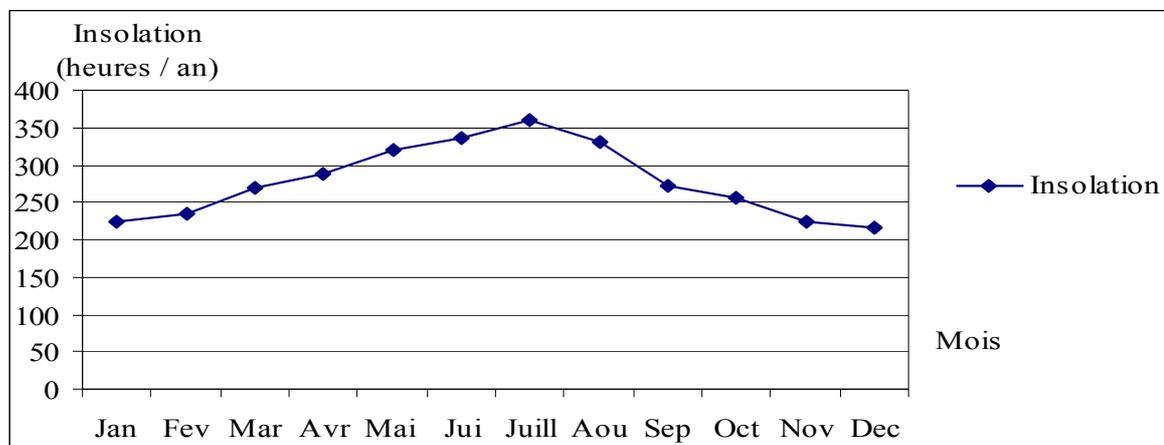


Figure 1.6. : Le nombre d'heures d'insolation pour la période (1984-2009).

1.3. Synthèse climatique

1.3.1. Climagramme D'EMBERGER

Selon la formule établie par (Stewart, 1969), le quotient pluviométrique de la région méditerranéenne est exprimé par la formule suivante :

$$Q = 3,43 \times \frac{P}{M - m}$$

Q : quotient pluviométrique
 P : pluviométrie annuelle (mm)
 M : moyenne maximale du mois le plus chaud (°C)
 m : moyenne minimale du mois le plus froid (°C).

Température et pluviométrie à Biskra pour la période (1995-2008)

Tableau 1.6 : Températures (Moy, Min, Max) en (°C) et précipitations moyennes (mm) mensuelles à Biskra pour la période (1995-2008)

	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
 Tp Max (°C)	12.8	15.5	21	23.2	29.1	34	36.4	36.2	30.3	32.1	17.3	17.3
 Tp Min (°C)	9.3	10.7	16.3	19.6	23	30.6	33.3	33.1	27.3	21.8	10.9	10.9
 Tp Moy (°C)	11.19	13.23	17.78	21.52	26.97	32.02	34.8	34.17	28.95	24.94	15.95	12.08
 P(mm)	24.17	15.48	11.82	11.83	11.02	1.53	0.53	2.74	12.74	13.2	16.55	16.06

D’après les données climatiques de Biskra, pour la période qui s’étale de 1995 à 2008 nous avons :

P = 137,67 m

M = 36,40°C

m = 9.3 °C

$$Q = 3.43 \times \frac{127.67}{36.40 - 9.3} = 17.42$$

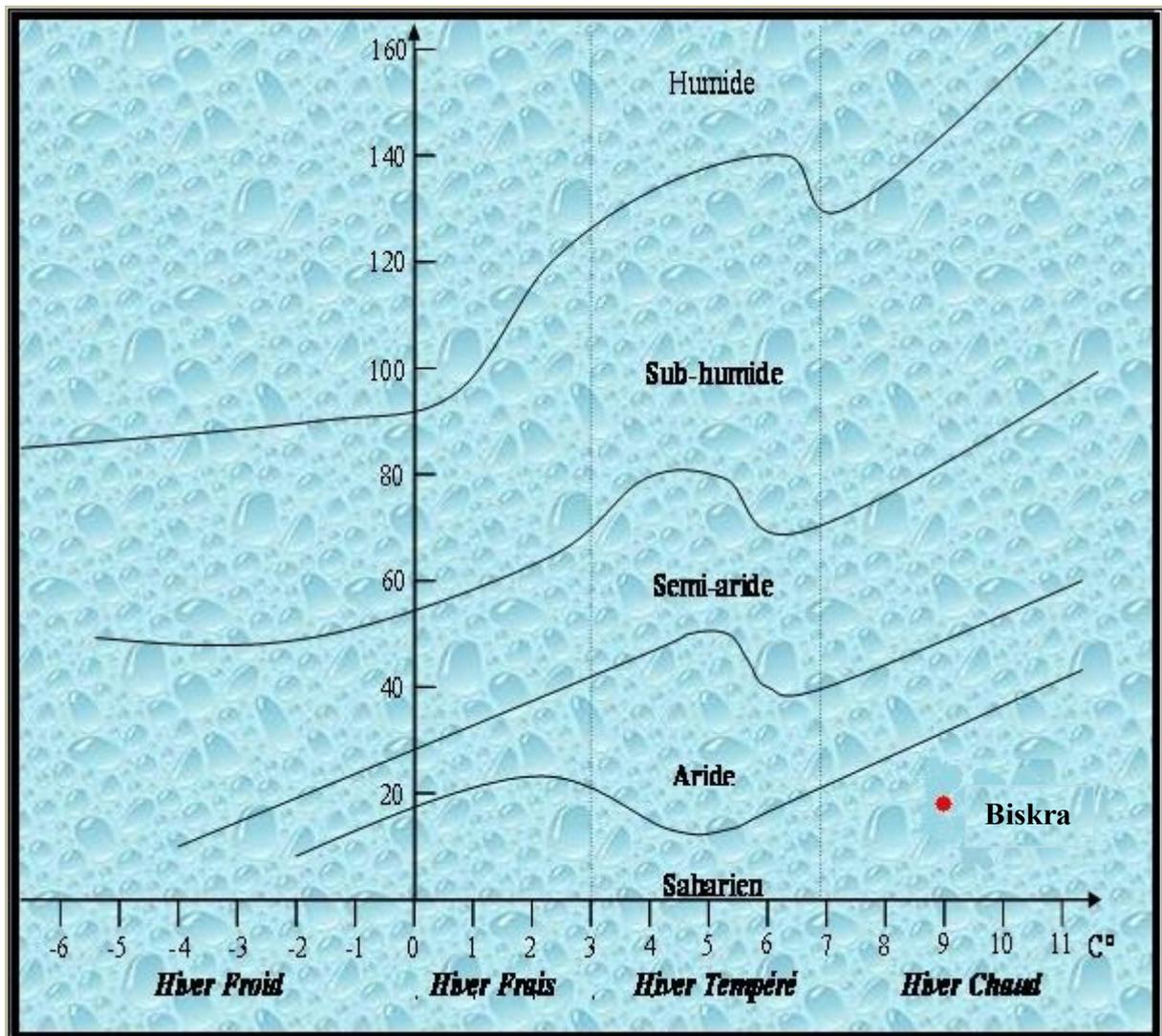


Figure 1.7 : Climagramme d'EMBERGER (Biskra 1995-2008)

L'observation du Climagramme D'EMBERGER, nous permet de situer la région de Biskra dans l'étage bioclimatique aride inférieur ou saharien à hiver chaud (Figure 1.7).

1.4. Diagramme Ombrothermique

Le diagramme Ombrothermique de GAUSSEN est une méthode graphique où sont portés en abscisses les mois, et en ordonnées les précipitations (P) et les températures (Tp) avec $P = 2T_p$. L'intersection des courbes P et Tp permet de définir la saison sèche.

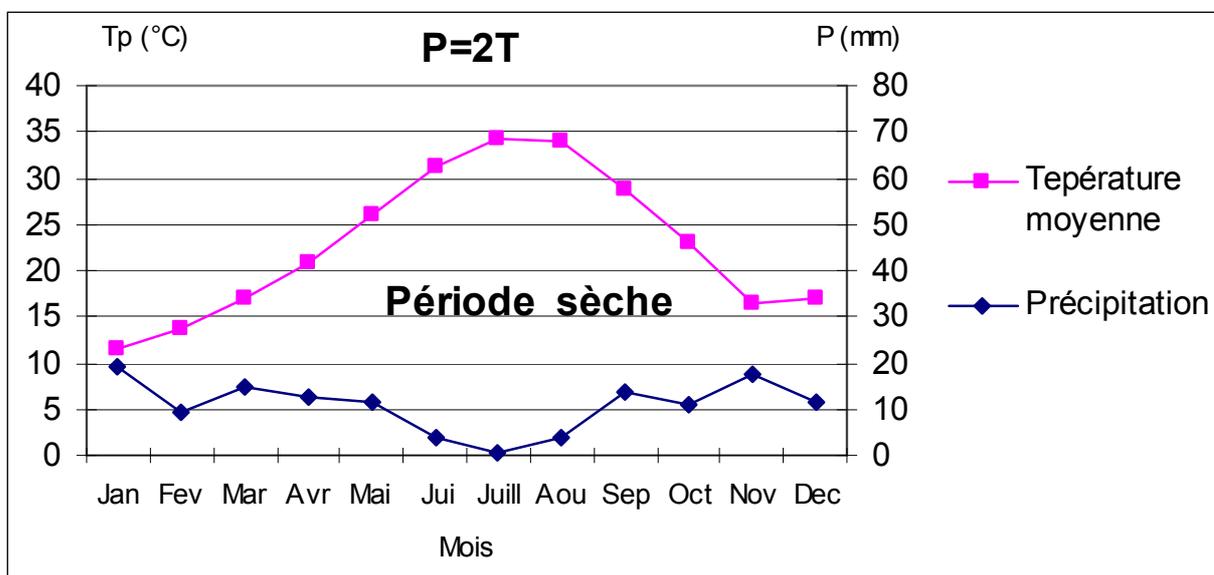


Figure 1.8. : Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN

L'analyse de diagramme montre que la période sèche dans la région de Biskra pour la période de 1984 à 2009 est comprise entre les mois de Janvier à Décembre avec un mois de sécheresse maximum qui se trouve être le mois de Juillet.

1.5. Conclusion

La région de Biskra appartient à l'étage bioclimatique aride à hiver chaud. La pluviométrie moyenne est de 125 mm, avec des maxima de 21 mm, en hiver et des minima de 0.38 mm, en été. Les températures sont très élevées en été (40°) et modérées en hiver (8°), avec 0.71 heures d'insolation par jour. En effet, l'analyse du diagramme de Gausсен montre que la période sèche dans la région de Biskra pour l'intervalle 1984 - 2009 est comprise entre les mois de Janvier à Décembre avec un mois de sécheresse maximum qui est le mois de Juillet.

CHAPITRE 2 : Matériels et méthodes

2.1. Introduction

La réutilisation et le recyclage des eaux usées sont essentiels au développement de politiques solides de gestion durable de l'eau et de l'environnement. Dans les régions arides et semi-arides, la réutilisation des eaux usées est un élément essentiel de développement, car elle assure une ressource alternative durable en eau, la réduction de la pollution de l'environnement et la protection de la santé publique. (DEBAB et KHELLADI, 2003)

L'épuration des eaux usées doit actuellement franchir une étape importante du fait des récentes directives environnementales de plus en plus rigoureuses. Pour répondre aux besoins des petites collectivités ayant des contraintes techniques et financières leur interdisant les systèmes techniques d'épuration classiques, il y a l'apparition des systèmes d'épuration rustiques, techniques alternatives aux procédés artificiels, tels que le lagunage, l'épandage ou encore les lits filtrants plantés de macrophytes. (POULET, TERFOUS, DAP et GHENAIM, 2003) mais le monde entier se penche actuellement sur l'utilisation des macrophyte ou microphyte (appelé aussi la Phytoépuration) comme moyen efficace et économique.

Le but de ce volet de notre mémoire consiste en l'analyse expérimentale du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides. dans ce cadre, s'inscrit notre travail qui vise à étudier le pouvoir épurateur de chaque type de plante (*Arundo donax*, *Cyperus laevigatus*, *Juncus capitatus*, *Tamaris africana*) par la réalisation d'une série d'analyses au laboratoire, des eaux usées avant et après irrigation des plantes.

2.2. Matériels d'étude

Notre étude expérimentale a été effectuée au département d'hydraulique (Université de Biskra). Dans cette expérience nous avons utilisé le matériel suivant :

2.2.1. Matériels de l'essai

- **Bassines**

Nous avons utilisé 13 bassines identiques de forme ronde en plastique, d'une hauteur de 28 cm, de base supérieure de 50 cm et de base inférieure de 42 cm de diamètre.

- **Tubes en PVC**

Tubes en PVC de 50 cm de diamètre pour assurer l'entrée de l'air au fond de la bassine et pour faciliter la mesure des paramètres physico-chimiques (pH, oxygène dissous, température, Salinité).

- **Robinets**

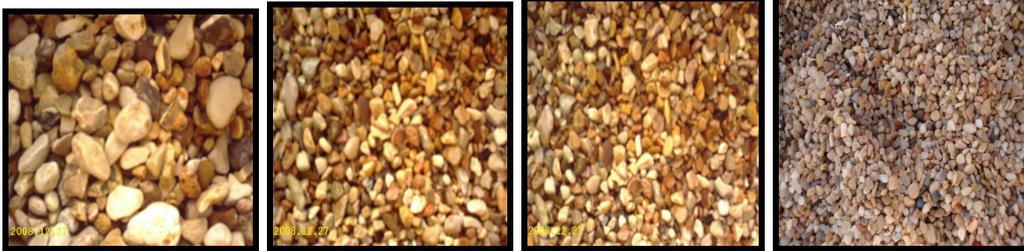
Robinet en plastique à 4 cm du fond des bassines pour l'évacuation de l'eau épurée.

- **Tuyau transparent**

Pour déterminer le niveau d'eau dans les bassines.

- **Substrat**

On utilise le gravier roulé de la rivière de Oued Laarab de Khanguet Sidi Nadji, de différentes tailles (4 tailles) après leur tamisage.



Galet

Gravier grossier

Gravier moyen

Gravier fin



Figure 2.1. : Matériels utilisés (photo original)

2.2.2. Matériels Végétales

2.2.2.1. L'*Arundo donax* :

Nom commun : Arundo

Famille : Poacées

Espèce : *Arundo donax*

Date de prélèvement hors sol : 02 /12 /2008

Date de transplantation dans les eaux usées : 30 /12 / 2008

Origine : Khanguet sidi nadji (Biskra)



Figure 2.2 : Racine de l'*Arundo donax* avant l'implantation



Figure 2.3 : Racine de l'*Arundo donax* après 3 mois dans les eaux usées



Figure 2.4 : Apparition de nouvelles tiges après 3 mois dans les eaux usées.



Figure 2.5 : L'*Arundo donax* après 4 mois et 13 jours d'implantation.

Observation :

L'apparition des pucerons aux plantes de l'*Arundo donax* (bloc 2), nous ont conduit à procéder à un traitement à l'insecticide de **Cyperméthrine** (Famille : Pyrethrinoides de synthèse), pour cela, ce bloc a été isolé et on a évité de faire des prélèvements de ce dernier.

2.2.2.2 *Cyperus laevigatus*

Famille : Cyperacées

Espèce : *Cyperus laevigatus*

Date de prélèvement hors sol : 02 /12 / 2008

Date de transplantation dans les eaux usées 30 / 12 / 2008

Origine : Khanguet sidi nadjji (Biskra)



Figure 2.6. : Le *Cyperus laevigatus* après 3 mois et 15 jours d'implantation



Figure 2.7. : L'inflorescence de *Cyperus laevigatus* : 13 Avril 2009

2.2.2.3. *Juncus capitatus*

Nom commun : Jonc

Famille : Joncacées

Espèce : *Juncus capitatus*

Date de prélèvement hors sol : 27 / 12 / 2008

Date de transplantation dans les eaux usées : 08 / 02 / 2009

Origine : Djamoura (Biskra)



Figure 2.8 : Les racines de *Juncus capitatus* avant l'implantation



Figure 2.9 : Les racines de *Juncus capitatus* après 3 mois et 15 jours dans les eaux usées



Figure 2.10 : *Juncus capitatus* après 2 mois et 13 jours d'implantation

2.2.2.4. *Tamarix africana*

Nom commun : Tamaris

Famille : Tamaricacées

Espèce : *Tamarix africana*

Date de prélèvement hors sol : 28 / 10 / 2008

Date de transplantation dans les eaux usées : 30 /12 /2008

Origine : Khanguet sidi nadji (Biskra)



Figure 2.10 : Les racines de *Tamarix africana* avant l'implantation



Figure 2.11 : le *Tamarix africana* après 3 mois et 14 jours d'implantat

2.2.3. Les eaux usées

Les eaux usées utilisées dans cette expérimentation proviennent du rejet au Chetma d'origine domestique de la ville de Biskra (dit Chaâbet Rouba).

Tableau 2.1 : Les résultats d'analyses physico-chimiques des eaux usées

EAU BRUTE	pH	CE (ms/cm)	Couleur	Turbidité (FTU)	O ₂ dissous (mg/l)	Phosphate (mg/l)	Azote (mg/l)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO (mg/l)	M. Org (%)	Sulfate (mg/l)	Nitrate (mg/l)
20/04/2009	8,4	2470		121	3,4	2,4	0,89	0,4	218	200	3,25	39,72	0,02
03/05/2009	8,1	3100	316	60	1,9	0,75	74,5	1	293,9	95	2,3	86,9	0,41
16/05/2009	8,1	3110		236	5,8	66,5	61	1,15	244,9	60	1,55	34,8	24,53
30/05/2009	8,1	3110		236	5,8	66,5	61	1,15	244,9	60	1,55	34,8	12,5
06/06/2009	8	3860		226	6	26,3	59	0,1	53,72	30	7,2	53	1,94
13/06/2009	8,33	3720	498	95	2,8	16,2	62	0,6	205,4	60		43,0	2,8
20/06/2009	8,25	4600	485	91	2,7	13,8	105,5	2,8	77,4	20	1	17,4	1,28

2.3. Méthode d'étude

2.3.1. Dispositif expérimental

Le dispositif utilisé pour les essais est une série de bassines groupées en en 3 Blocs, comportant quatre plantes (*Arundo donax*, *Cyperus laevigatus*, *Juncus capitatus*, *Tamarix africana*) avec 3 répétitions et le témoin (filtre nu) (Figure 2.11).



Figure 2.11 : Dispositif expérimental (photo original)

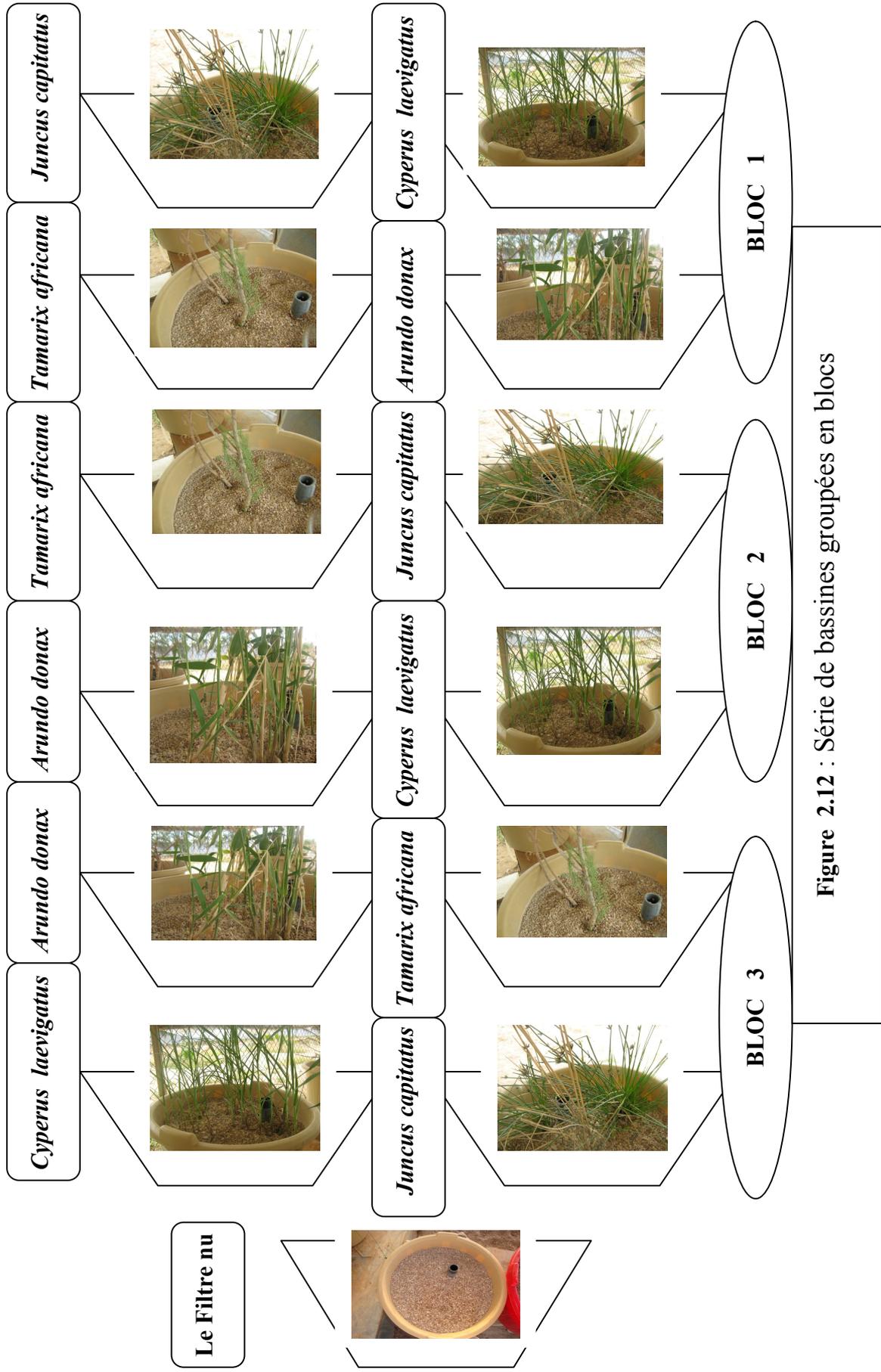


Figure 2.12 : Série de bassines groupées en blocs

2.3.2. Procédure expérimentale

2.3.2.1. Préparation des bassines

Les robinets en polyéthylène sont placés sur les bassines à 4 cm à partir du fond. Un tube en PVC perforé est introduit verticalement dans ces bassines.

2.3.2.2. Préparation de gravier

Le gravier roulé est lavé à plusieurs reprises avec de l'eau du robinet et tamisé en quatre tailles de diamètre quasi-uniforme.

2.3.2.3. Remplissage des bassines

On remplit la bassine par le massif filtrant, celui-ci est composé d'une succession de couches de gravier de diamètre décroissant de bas en haut, avec l'implantation des plantes au niveau de la deuxième et la troisième couche.

Tableau 2.2. : La taille des différents types du substrat

Substrats	Taille	Profondeur dans les bassines
Galet	2 à 5 cm	4 cm
Gravier grossier	0,7 à 2 cm	8 Cm
Gravier moyen	0,5 à 0,7 cm	5 Cm
Gravier fin	0,2 à 0,5 cm	6 Cm

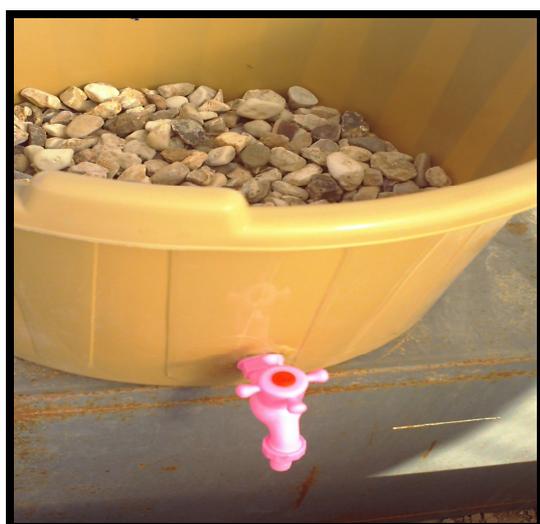


Figure 2.13 : Remplissage des bassines (photo original)

2.3.2.4. Installation de tuyau pour la mesurer du niveau d'eau

On place 0.75 m d'un tuyau transparent reliant le robinet à la surface libre de la bassine. Afin de pouvoir lire directement la valeur du volume d'eau à partir du niveau du ménisque du piézométrie, on a procédé à l'étalonnage d'une règle graduée collée sur la bassine. Ainsi, le zéro correspond au niveau du robinet et chaque graduation de la règle représente un demi-litre d'eau.

2.3.2.5. Entretien au niveau des bassins

L'entretien au niveau des bassins, comprenant des gestes simples, doit être assuré de façon régulière :

- On a ajouté l'eau douce après chaque mois pour lessiver toutes les sels et les matières organiques restés dans les bassins.
- On a emporté les feuilles sèches des plantes qui existent au niveau des bassins.

2.4. Paramètres étudiés et analyses

2.4.1. Les prélèvements des eaux traitées

Trois périodes de prélèvements des eaux traitées ont été faites, et entre chaque deux périodes on a récupéré toutes les quantités d'eau restées dans les bassines, et en suite on ajoute l'eau douce pour lessiver toutes les sels et les matières organiques restées dans les bassines.

2.4.1.2. Période du mois d'AVRIL

On a commencé les prélèvements des eaux stagnées après une semaine de l'ajout de l'eau usée. Ces prélèvements sont faites chaque jour, et pour une période de six jours sans apport de l'eau usée.

2.4.1.3. Période du mois de MAI

Les prélèvements des eaux stagnées sont effectués sur toutes les bassines, après une semaine pour une période de 21 jours ; donc il y a trois prélèvements, et après chaque prélèvement on a ajouté les eaux usées brutes

2.4.1.4. Période du mois de JUIN

Les prélèvements des eaux stagnées sont effectués sur toutes les bassines, après une semaine pour une période de un mois, avec donc quatre prélèvements. Le remplissage avec les eaux usées brutes est effectué deux fois ; la première après chaque prélèvement et la deuxième après trois jours suite à l'évaporation intense en période d'été, sachant que les analyses des prélèvements ont été réalisées avec répétition.

2.4.2. Les analyses effectuées

Les analyses effectuées sur les eaux sont : DBO, DCO, Ortho-Phosphate, Turbidité, couleur, Matière en suspension, pH, conductivité électrique, oxygène dissous, Azote Ammoniacal (NH₃), Sulfate (SO₄), Nitrate (NO₃).

2.4.3. Méthodes d'analyse

Les analyses physico chimiques des eaux usées (DBO, DCO, Ortho-Phosphate, Turbidité, couleur, Matière en suspension, pH, conductivité électrique, oxygène dissous, Azote Ammoniacal) ont été réalisées au laboratoire de TIFIB « Entrprise tissage-finissage-Biskra » mais les autres analyses (Sulfate, Nitrate, ...) ont été effectuées au laboratoire de l'agronomie (Université de Biskra).

Dans cet essai on a effectué deux analyses : une analyse des eaux brutes avant traitement et une autre analyse des eaux récupérées après épuration à la sortie de chaque bassine.

Tableau 2.2. : Méthodes d'analyses

Analyse	Méthode.
- Conductivité Electrique CE (ds/cm)	- Conductimètre
- pH	- Méthode électrométrique avec pH mètre.
- DBO (mg d'oxygène/l)	- DBO mètre
- DCO (mg d'oxygène/l)	- Dosage et titration avec permanganate de potassium (K MnO ₄)
- Nitrate, sulfate, phosphate, Azote ammoniacal (mg/l)	- Méthode turbidimétrique au colorimètre (spectrophotomètre).
- Turbidité (NTU), Couleur, Oxygène dissous (mg/l).	- Méthode turbidimétrique au colorimètre
- Matière en suspension (mg/l)	- Filtration et séchage avec l'étuve.

2.5. Conclusion

Dans ce chapitre il a été présenté les matériels et méthodes permettant l'analyse expérimentale du pouvoir épurateur des quatre plantes macrophytes choisies, à savoir : *Arundo donax*, *Cyperus laevigatus*, *Juncus capitatu*, *Tamaris africana*. Ces plantes ont été implantées dans 13 bassines identiques, remplies de gravier roulé préalablement lavé. L'étude a été effectuée pour trois périodes : le mois d'avril, le mois de mai et le mois de Juin. Il a été procédé à l'analyse au laboratoire, des paramètres physico-chimiques des eaux usées avant et après irrigation de ces plantes. Les paramètres testés sont : DBO, DCO, Ortho-Phosphate, Turbidité, couleur, Matière en suspension, pH, conductivité électrique, oxygène dissous et azote Ammoniacal. Les expérimentations ont été réalisées dans la station expérimentale du département d'hydraulique. Une partie des analyses a été effectuée au laboratoire de TIFIB « Entrprise tissage-finissage-Biskra » et l'autre partie au laboratoire du département d'agronomie de l'Université de Biskra.

CHAPITRE 3 : Présentation et interprétation des résultats

3.1. Introduction

L'expérience est réalisée dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, caractérisée par un climat aride, où durant les six mois de l'expérience la température moyenne été de : 11.9 °C (Janvier), 12 °C (Février), 15.9 °C (Mars), 18.5 °C (Avril), 26.2°C (Mai) et 32 °C pour le mois de Juin.

L'interprétation des résultats a été essentiellement basée sur le rendement épuratoire des paramètres physico-chimiques, calculés par la relation suivante

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

Tels que :

X_{ERU} : Concentration du paramètre considéré dans l'eau résiduaire urbaine (eaux usées brutes) appliquée sur le lit filtrant.

X_f : Concentration du paramètre considéré dans le filtrat. (PETEMANAGNAN, 2008)

3.2. Résultats des analyses de la période du mois d'Avril

On adoptera dans tout ce qui va suivre la notation suivante :

P1 : le prélèvement concernant la date du 20/04/2009

P2 : le prélèvement concernant la date du 21/04/2009

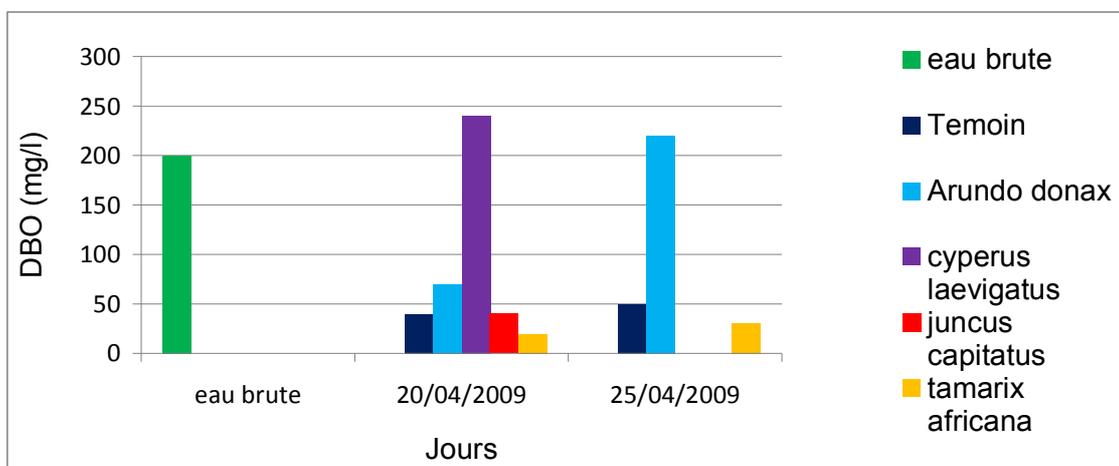
P3 : le prélèvement concernant la date du 22/04/2009

P4 : le prélèvement concernant la date du 23/04/2009

P5 : le prélèvement concernant la date du 24/04/2009

P6 : le prélèvement concernant la date du 25/04/2009

3.2.1. Demande biochimique en oxygène



Figurer 3.1 : La demande biochimique en oxygène en en 5 jours

La figure 3.1. montre que les valeurs en DBO₅ dans les eaux usées récupérées après filtration sont presque toujours inférieures à celles des eaux usées brutes, à l'exception de Cyperus. Les moyennes des rendements d'élimination sont : -20 % (Cyperus), 27.5% (Arundo), 77.5% (filtre nu), 80% (Juncus) et 87.5% (Tamarix)

3.2.2. Demande chimique en oxygène

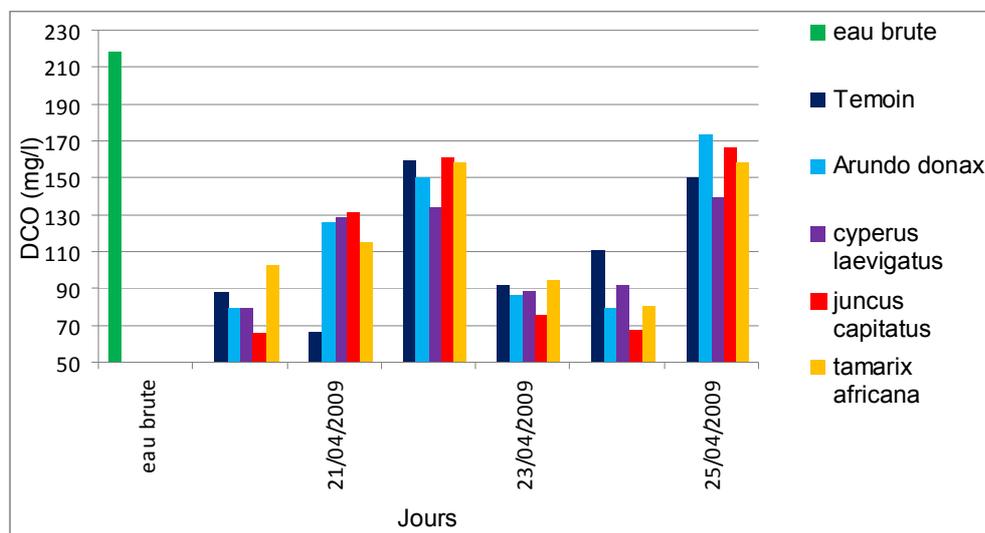


Figure 3.2 : La Demande chimique en oxygène

La figure 3.2. montre une augmentation progressive généralement des valeurs en DCO jusqu'au P3, puis une diminution en P4 et P5, ensuite on constate une augmentation en P6. On peut expliquer l'augmentation des valeurs en DCO probablement par l'augmentation de la fraction difficilement dégradable et dissoute par voie chimique.

Les valeurs en DCO dans les eaux usées récupérées (avec une moyenne de 110.23mg/l (Cyperus), 111.08mg/l (filtre nu), 111.35mg/l (Juncus), 115.85mg (Arundo) et 118.25mg/l pour le Tamarix) sont toujours inférieures à celles des eaux usées brutes (218 mg/l), et les moyennes des rendements d'élimination sont : 45.76% (Tamarix), 46.86% (Arundo), 48.92% (Juncus), 49.04% (filtre nu) et 49.43% (Cyperus).

On peut dire que cette diminution des valeurs en DCO indique la minéralisation de la matière organique, donc l'existence des plantes stimule ce phénomène à l'exception du Cyperus qui présente un rendement supérieur à celui du filtre nu ; on peut expliquer le faible rendement d'élimination de la DCO en Cyperus par la décantation des tissus morts à cause de leur forte masse racinaire.

3.2.3. Oxygène dissous

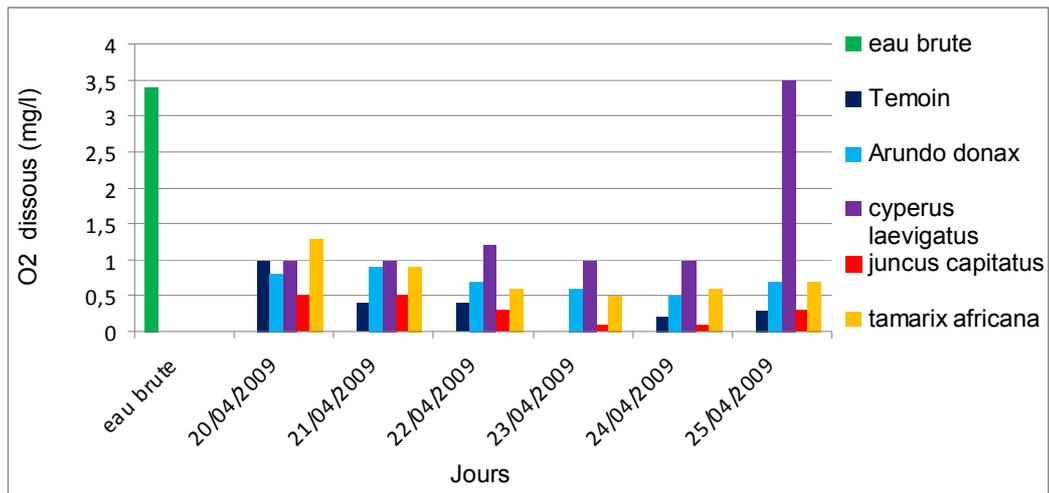


Figure 3.3 : L'Oxygène dissous

D'après la figure 3.3. on remarque une diminution de la valeur en oxygène dissous des eaux récupérées des bassines par rapport à celle des eaux usées brutes. Les moyennes des rendements de leur élimination sont : 57.35% (Cyperus), 77.45% (Tamarix), 79.41% (Arundo), 88.73% (filtre nu) et 91.18% (Juncus), donc la valeur la plus élevée en oxygène est enregistrée en Cyperus avec une moyenne de 1.45 mg/l et la plus faible en Juncus d'une moyenne de 0.30 mg/l et chez le filtre nu avec une moyenne de 0.38 mg/l.

On peut expliquer l'augmentation des quantités en oxygène chez les plantes par rapport à celle du filtre nu, par la forte activité métabolique des plantes puisque cet oxygène est résultant de leur métabolisme ainsi que du transfert dû à la diffusion de l'air à l'exception du cas de Juncus, donc les plantes apportent l'oxygène nécessaire aux réactions de dégradation aérobie de la matière.

3.2.4. Matière en suspension

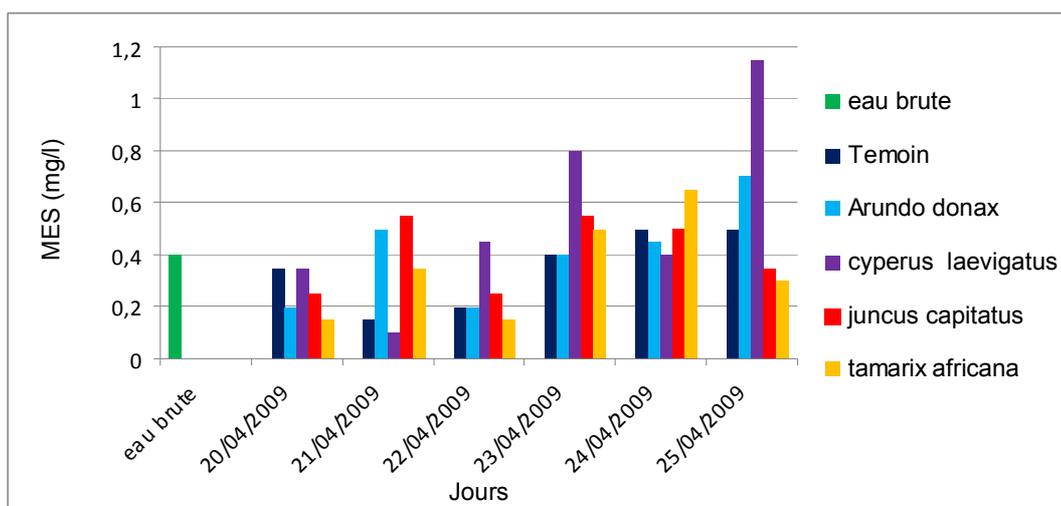


Figure 3.4 : La matière en suspension

La figure 3.4. montre une augmentation progressive en général de la teneur en MES jusqu'au P6. Les moyennes des rendements de leur élimination sont : - 35.4% (Cyperus), - 2.1% (Juncus), -2.1% (Arundo), 12.5% (Tamarix) et 12.5% (filtre nu). On peut expliquer la forte élimination de la MES par le filtre nu par le phénomène d'évapotranspiration des plantes qui tend à concentrer davantage ces MES ou par la chute des tissus morts de leurs racines, car durant l'expérience l'eau récupérée du Cyperus est trouble d'une couleur jaune.

3.2.5. Matière organique

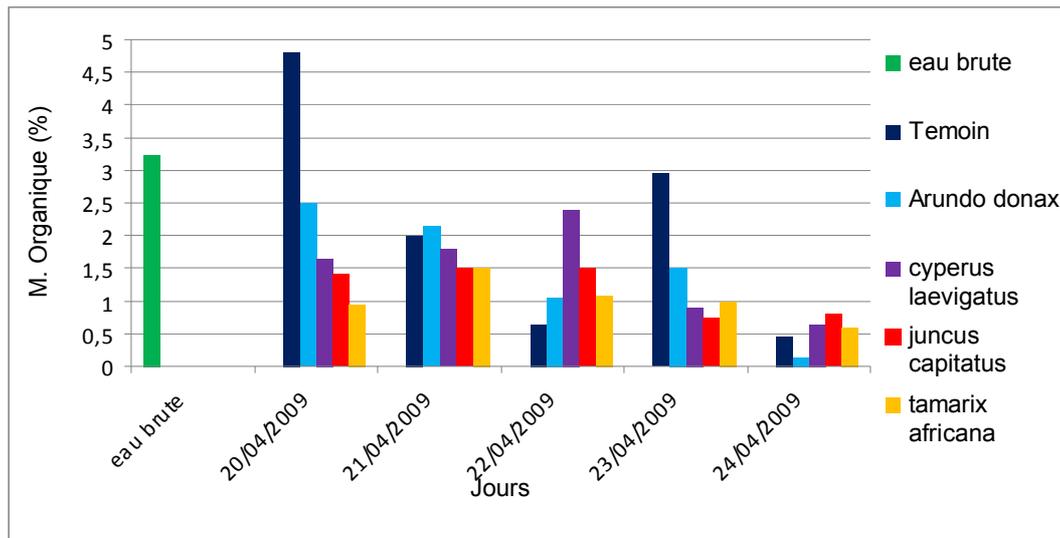


Figure 3.5 : La matière en organique

L'analyse de la figure montre que la matière organique des eaux usées brutes est de 3.25%, nous amenant à dire qu'il y a une diminution de la teneur en matière organique jusqu'au P6, et les moyennes de différents traitements varient de 1.03% (Arundo) et 2.17% pour le filtre nu, ce qui indique qu'il y a une minéralisation de la matière organique par les bactéries, donc ce phénomène est accélérée avec l'existence des plantes dans le milieu.

3.2.6. Le pH

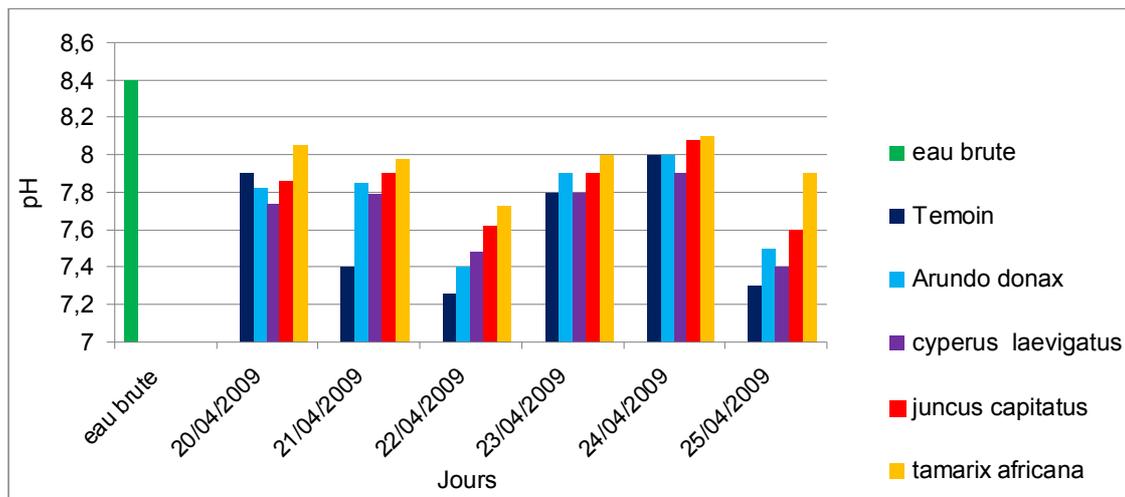


Figure 3.6 : Le pH

La figure 3.6. montre une diminution de la valeur du pH ; celle-ci est de 8.4 pour les eaux usées brutes, celle des eaux usées récupérées est d'un intervalle d'une moyenne de 7.6 dans le filtre nu et 8 pour le Juncus. Cette diminution varie de : 5.24%, 6.83%, 7.8%, 8.51% et 9.4% respectivement pour Tamarix, Juncus, Arundo, Cyperus et le filtre nu, donc on peut dire que dans les bassines avec les plantes, plusieurs facteurs peuvent expliquer cette baisse de pH :

- L'accumulation de H^+ suite à l'activités des bactéries nitrifiantes.
- L'accumulation de CO_2 dû au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes.
- La production des ions H^+ par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale)
- La sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines. (KONE, 2002)

En filtre nu le milieu devient acide peut être dû à l'accumulation des ions H^+ suites à des activités des bactéries nitrifiantes, ou par l'accumulation de CO_2 due à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes.

3.2.7. Conductivité électrique

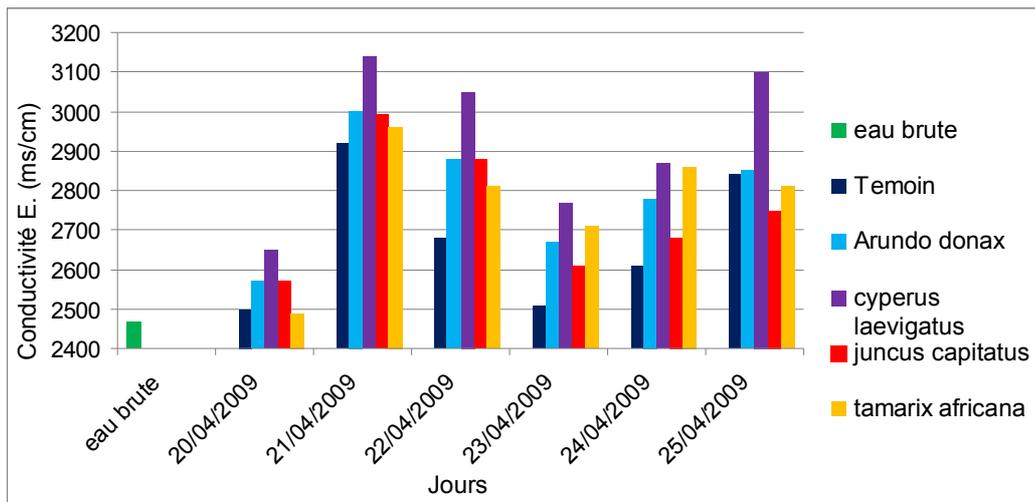


Figure 3.7 : La conductivité électrique

La conductivité électrique des eaux usées récupérées des bassines illustrée par la figure 3.7. suit une évolution similaire pour tous les systèmes de traitement où la conductivité électrique des eaux usées brutes est de 2470 ms/cm, celle des eaux récupérées est d'une moyenne de 2746.7ms/cm (Juncus), 2773.3ms/cm (Tamarix), 2791.8ms/cm (Arundo) et 2930ms/cm (Cyperus) ; ces valeurs sont supérieures à celle des eaux récupérées par le filtre nu qui est de 2676.7 ms/cm. Donc il y'a une augmentation très remarquable des valeurs en CE, avec une accumulation des sels jusqu'au P6 où cette accumulation est augmentée avec l'existence des plantes, en conclusion on peut dire que les plantes favorisent la production des matières minérales dues à la minéralisation de la matière organique par les bactéries.

3.2.8. Couleur

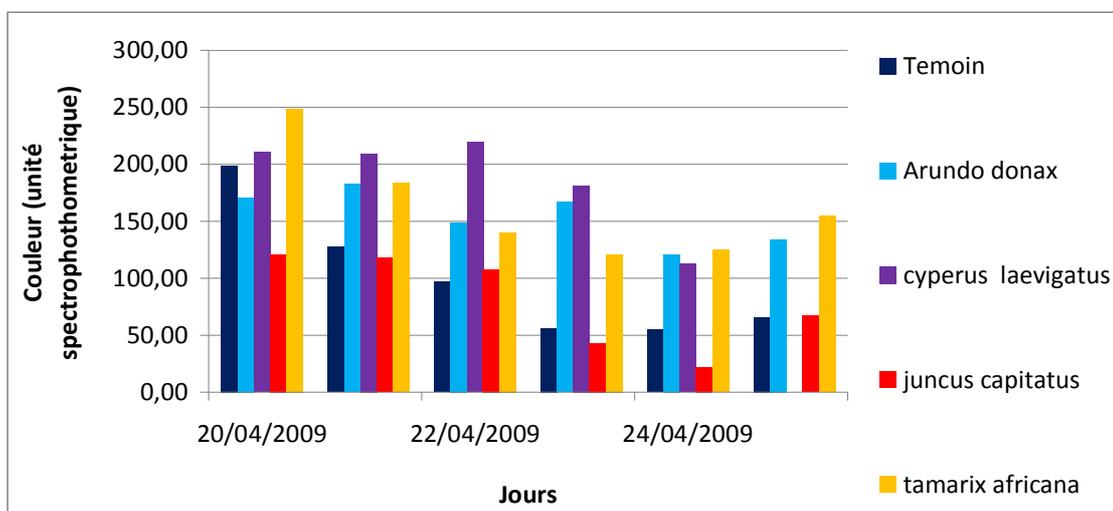


Figure 3.8 : La couleur

On constate selon la figure 3.8 que la valeur la plus faible en couleur est enregistrée en Juncus (79.8 unité), et la plus élevée en Cyperus (187.2 unité) puis Tamarix (162.3 unité). Durant la récupération des eaux traitées après séjours, on a remarqué que l'eau récupérée de Cyperus est trouble et d'une couleur jaune, ceci peut être dû à une densité importante des racines ce qui traduit la décantation des tissus morts de ces racines dans les bassines.

3.2.9. Turbidité

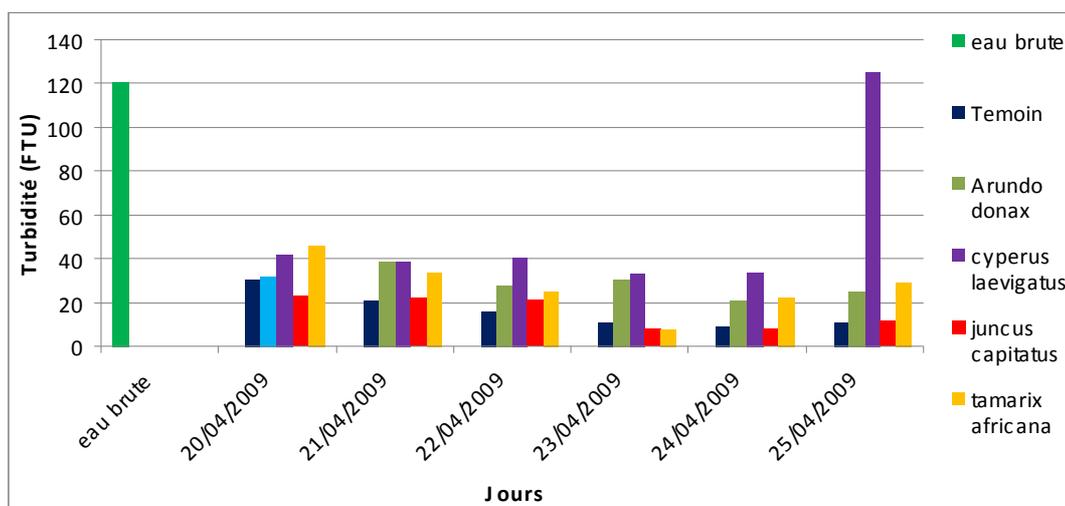


Figure 3.9 : La turbidité

Selon la figure 3.9 on remarque une diminution importante de la valeur en turbidité des eaux récupérées d'une intervalle moyenne de 16.5 FTU (filtre nu) et 52.3 FTU (Cyperus) par rapport à celui des eaux usées évacuées dans les bassins avec 120 FTU de turbidité, la variation de la turbidité est en concordance avec la variation de la couleur. On constate généralement une diminution progressive de ces valeurs au cours du temps jusqu'au P5 puis elles ont augmentés surtout chez le Cyperus à cause de la faible quantité d'eau restée aux bassines durant P6.

3.2.10. Ortho phosphate

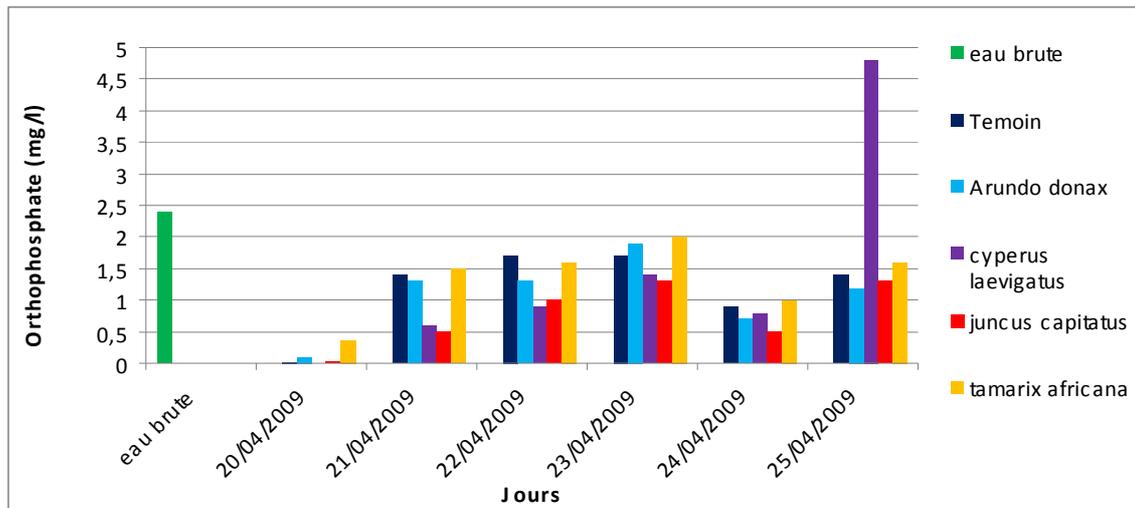


Figure 3.10 : L'Ortho phosphate

La figure 3.10 montre une diminution de la valeur en Ortho phosphate qui passe de 2.4 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs entre 0.77 mg/l (Juncus) et 1.42 mg/l (Cyperus) dans les eaux récupérées, où la moyenne des rendements d'élimination des Ortho phosphates sont : 40.97%, 43.96%, 50.49%, 54.86% et 67.92% respectivement pour : Cyperus, Tamarix, filtre nu, Arundo et Juncus; on constate une augmentation progressive au cours du temps des teneurs d'Ortho phosphate jusqu'au P4, où elles commencent avec des valeurs voisines de 0 mg/l, puis une diminution dans P5 et en suite elles ont augmentés surtout chez le Cyperus d'une manière importante.

Le phosphore est un constituant essentiel pour le développement des plantes, qui est assimilé sous forme d'Ortho phosphate au niveau de leurs racines et l'enlèvement d'Ortho phosphate en premier jour peut impliquer deux phénomènes différents : soit l'absorption par le substrat ou la consommation par les plantes. On peut expliquer l'augmentation de la valeur en Ortho phosphate par la minéralisation des matières organiques par les bactéries.

3.2.11. Azote ammoniacal NH_3

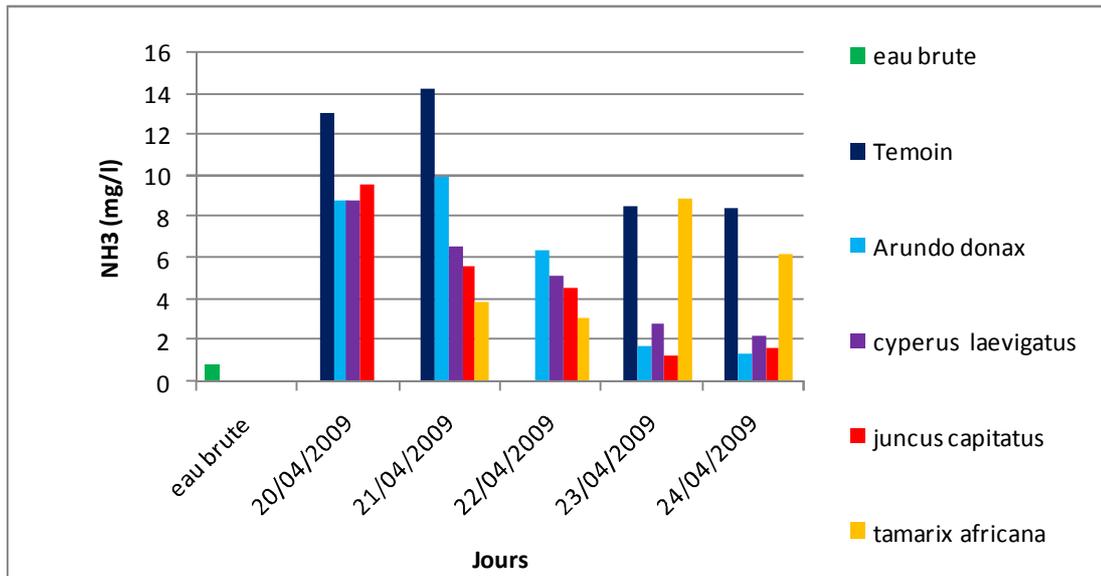


Figure 3.11. : L'azote ammoniacal

Selon la figure 3.11 on remarque une augmentation très importante de la teneur en NH_3 qui passe de 0.89 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs de 4.55 mg/l (Juncus) et 11.05 mg/l (filtre nu). Mais au cours du temps la teneur en NH_3 diminue progressivement jusqu'au P6.

L'ammoniac peut exister à l'état transitoire, en effet ; ce gaz très soluble constitue un produit intermédiaire formé lors de la décomposition des matières organiques d'origine animale ou végétale par les micro-organismes. Il est d'abord transformé en sels ammoniacaux, puis plus ou moins rapidement en fonction de facteurs physiques (température et lumière) ou biologiques, en nitrites puis en nitrates (Detay, 1997). On peut expliquer cette augmentation par la minéralisation de la matière organique et la production de l'ammoniac; mais leur diminution au cours du temps (surtout en présence des plantes) par leur transformation en nitrites puis en nitrates.

3.2.12. Nitrates

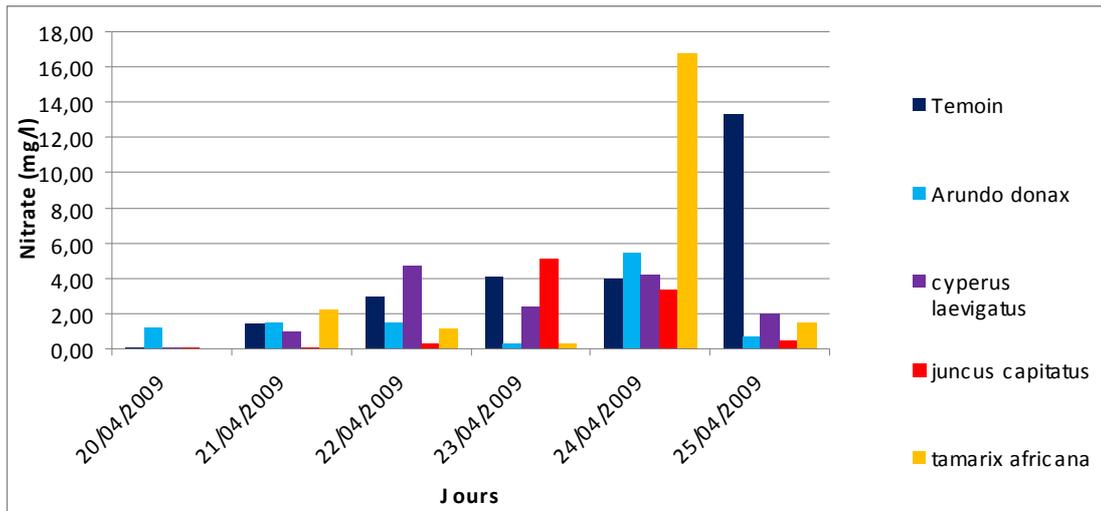


Figure 3.12 : Les Nitrates

La variation de la teneur en nitrates dans la figure 3.12 est généralement inverse à la variation de la teneur en ammoniac, où on remarque une augmentation progressive des teneurs en nitrates au cours des prélèvements ; qui sont presque nulles en P1, on peut expliquer cette augmentation par le phénomène de la nitrification par les bactéries nitriques.

3.2.13. Sulfate

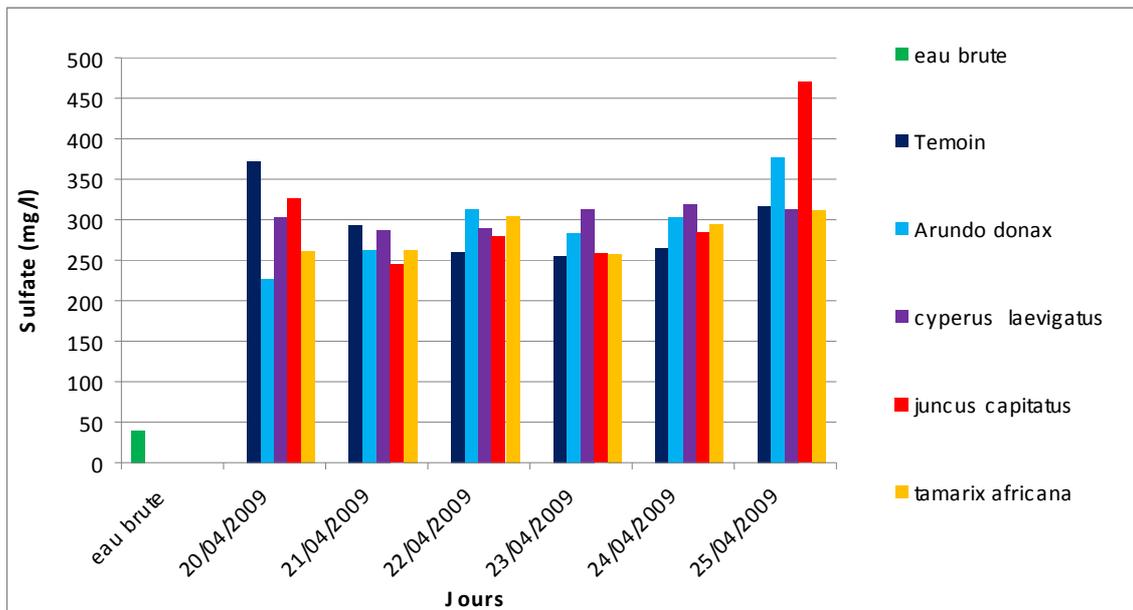


Fig 3.13. : Les Sulfates

Dans la figure 3.13 on remarque une augmentation importante de la teneur en sulfate, où elle passe de 39.72 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs de 282.9 mg/l (Tamarix) et 310.8 mg/l (Juncus) dans les eaux récupérées par les bassins.

Mais au cours du temps on constate généralement une légère diminution de ses teneurs puis une augmentation en P6. Sachant que la quantité d'eau restée dans les bassines diminue progressivement jusqu'au P6, donc l'augmentation de la concentration en sulfate en P1 due à la minéralisation de la matière organique par les bactéries ; elle est diminuée à cause du fait que l'on n'ajoute pas les eaux usées brutes au cours de la semaine.

3.3. Résultats des analyses de la période du mois de Mai

On adoptera dans tout ce qui va suivre la notation suivante :

P1 : le prélèvement concernant la date 03/05/2009

P2 : le prélèvement concernant la date 09/05/2009

P3 : le prélèvement concernant la date 16/05/2009

3.3.1. Demande biochimique en oxygène

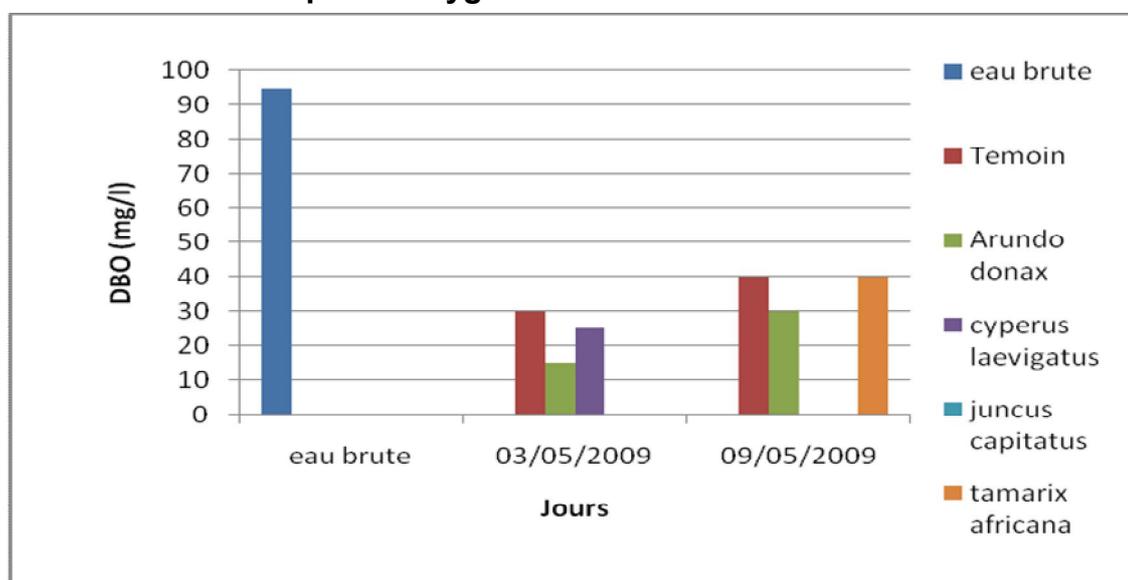


Figure 3.14. : La Demande biochimique en oxygène

Dans la figure 3.14 les valeurs en DBO dans les eaux usées récupérées des bassines sont toujours inférieure à celles des eaux usées brutes, et les moyennes des rendements d'élimination sont : 48.4% (Tamarix), 54.8% (filtre nu), 67.7% (Cyperus) et 71% (Arundo).

3.3.2. Demande chimique en oxygène

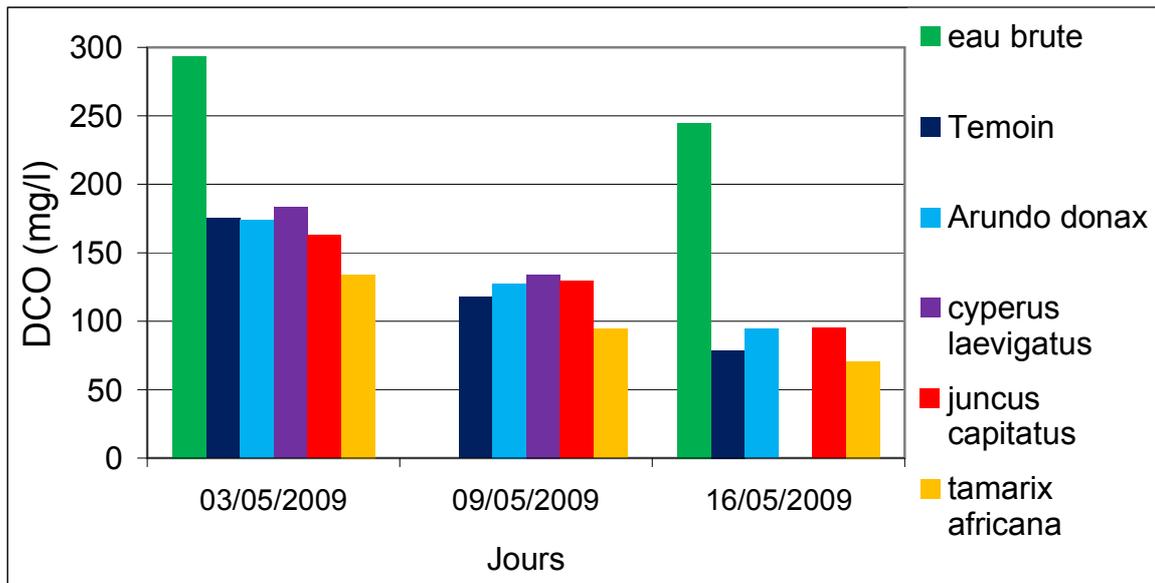


Figure 3.15. : La demande chimique en oxygène

D'après la figure 3.15 on constate une diminution de la teneur en DCO dans les eaux récupérées d'une moyenne de 114.55 mg/l (Tamarix), 130.63mg/l (filtre nu), 138.25mg/l (Juncus), 142.6mg/l (Arundo) et 152.23mg/l (Cyperus) par rapport à celui des eaux usées évacuées avec 244.9mg/l de DCO , où les rendements d'élimination sont 41%, 50.9%, 52.1%, 53.9% et 62.9% respectivement pour Cyperus, Arundo, Juncus, filtre nu et Tamarix, donc la valeur la plus élevée est enregistrée en Cyperus et la plus faible en Tamarix. On peut expliquer ce ralentissement d'élimination totale de la DCO par le fait que les fractions difficilement dégradables par voie chimique et dissoute deviennent importantes au cours de l'épuration.

3.3.3. Oxygène dissous

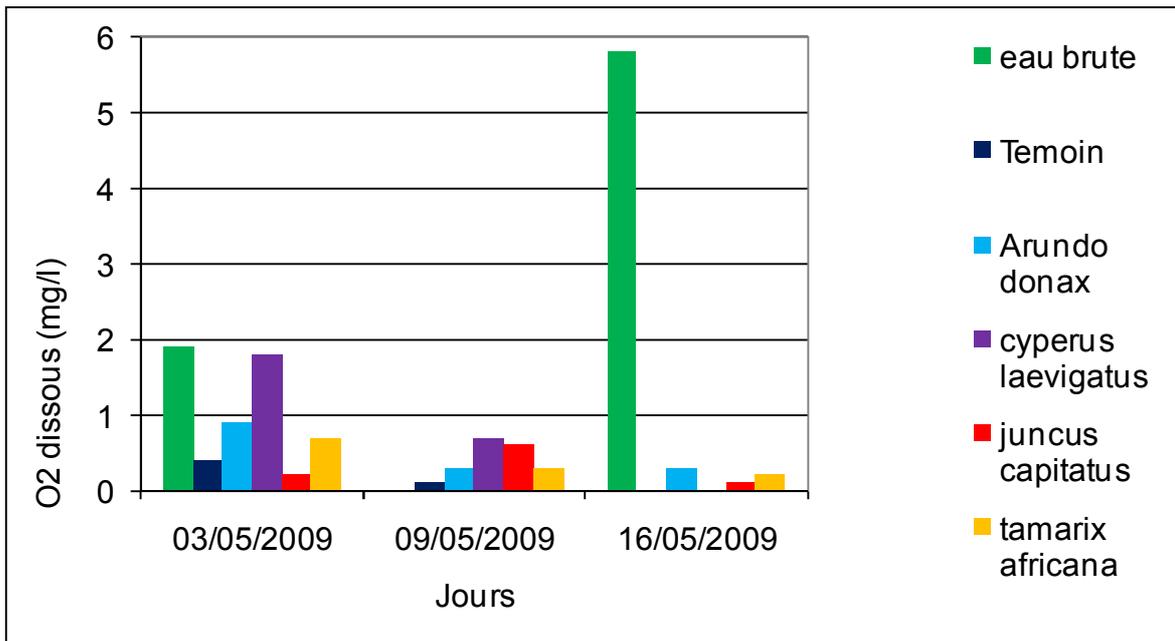


Figure 3.16. : L'oxygène dissous

La variation de la teneur en O₂ dissous dans la figure 3.16 est généralement en concordance avec la variation de la DCO, où elle diminue progressivement jusqu'au P3 ; et elle passe de 3.85 mg/l de moyenne dans les eaux usées brutes à des valeurs en eaux récupérées variant entre 0.2mg/l (filtre nu) et 0.55mg/l (Arundo). Les rendements de leur élimination sont : 67.5%, 87%, 89.6%, 92.2% et 95.7% respectivement pour Cyperus, Arundo, Tamarix, Juncus et le filtre nu, donc la valeur la plus élevée de l'O₂ dissous est enregistrée en Cyperus et la plus faible en filtre nu , ceci peut être expliquer par une forte activité métabolique en présence des plantes puisque cet oxygène est résultant du métabolisme des plantes et des bactéries, ainsi que du transfert dû à la diffusion de l'air.

3.3.4. Matière en suspension

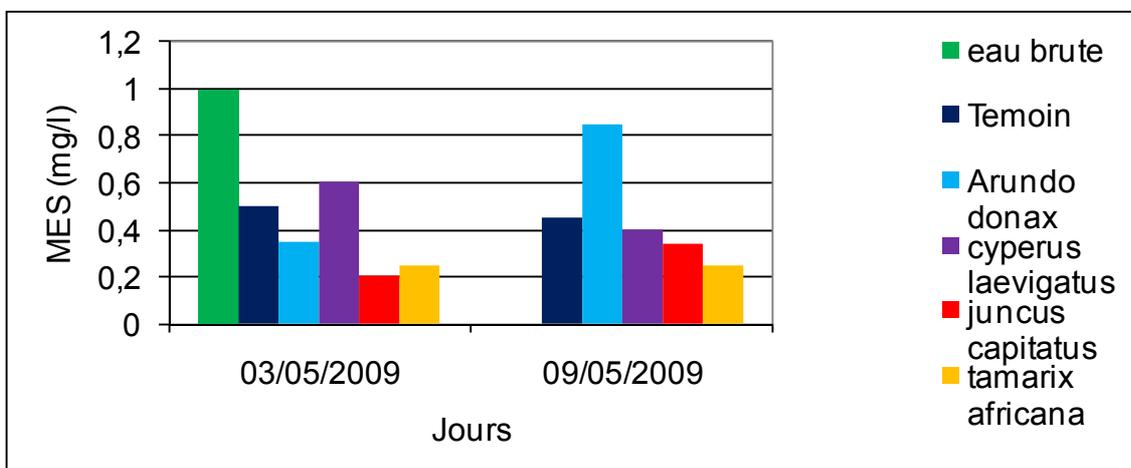


Figure 3.17. : La matière en suspension

La figure 3.17 montre une diminution plus ou moins importante de la quantité des MES ; où elle passe de 1mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs de 0.27mg/l (Tamarix) et 0.72mg/l (Cyperus) de moyenne dans les eaux récupérées, et les rendements de leur élimination sont : 43.9% (Arundo), 53.3% (Cyperus), 55.6% (filtre nu), 74.8% (Juncus) et 76.6% (Tamarix), donc on peut dire que les plantes aquatiques sont des barrières physique freinant le transport des MES vers la sortie des bassins et contribuant ainsi à leur décantation, mais pour l'Arundo et Cyperus qu'ont une quantité de la MES supérieur à celle de filtre nu, ce ralentissement de l'élimination de la MES est liée aux quantités d'eau resté dans les bassines.

3.3.5. Le pH

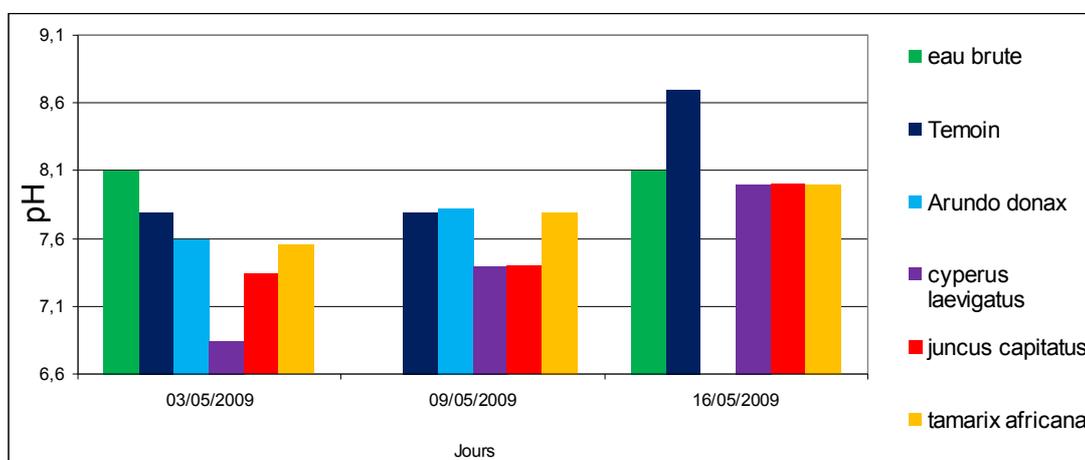


Figure 3.18 : Le pH

Selon la figure 3.18 on remarque que les valeurs du pH des eaux récupérées des bassines des plantes (qu'elles sont varient entre 7.22 (Cyperus), 7.59 (Juncus), 7.73 (Arundo) et 7.82 pour Tamarix) ; sont inférieure à celle des eaux usées brutes (ayant une moyenne de 8.1) à l'exception du filtre nu (8.15), où les pourcentages de diminution des valeurs du pH sont : 3.6%, 3.9%, 6.4% et 12% respectivement pour Arundo, Tamarix, Juncus et Cyperus. On peut dire que dans les bassines avec plantes, plusieurs facteurs peuvent expliquer cette baisse de pH et notamment:

- l'accumulation de H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes,
- l'accumulation de CO_2 due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes,
- la production des ions H^+ par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale),
- ou, la sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines. (KONE, 2002)

Mais on peut expliquer aussi l'augmentation du pH en filtre nu probablement par l'activité photosynthétique des algues.

3.3.6 Conductivité électrique

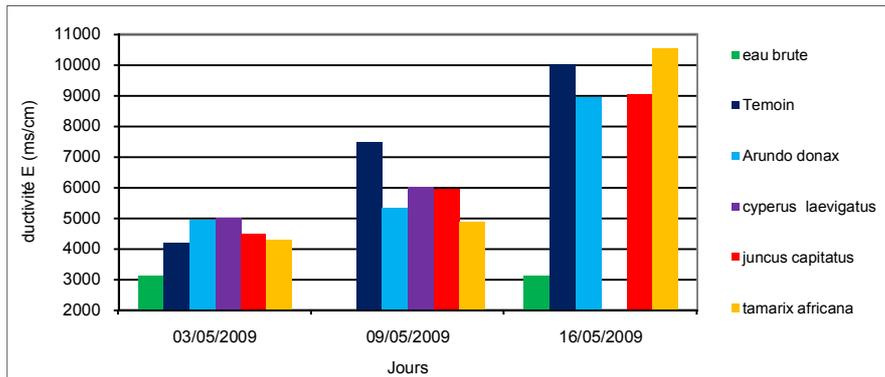


Figure 3.19 : La conductivité électrique

D'après la figure 3.19 on remarque une augmentation plus ou moins importante de la valeur en CE ; où leur moyenne dans les eaux usées brutes est de 3105ms/cm, celle des eaux récupérées est d'un intervalle de 5495 ms/cm (Arundo) et 6105ms/cm (filtre nu), et elle augmente progressivement jusqu'au P3, ce qui peut être expliqué par une accumulation des sels dans l'eau provenant de la minéralisation des matière organiques surtout en filtre nu, et par la diminution de la quantité d'eau dans les bassines après l'évapotranspiration.

3.3.7. Couleur

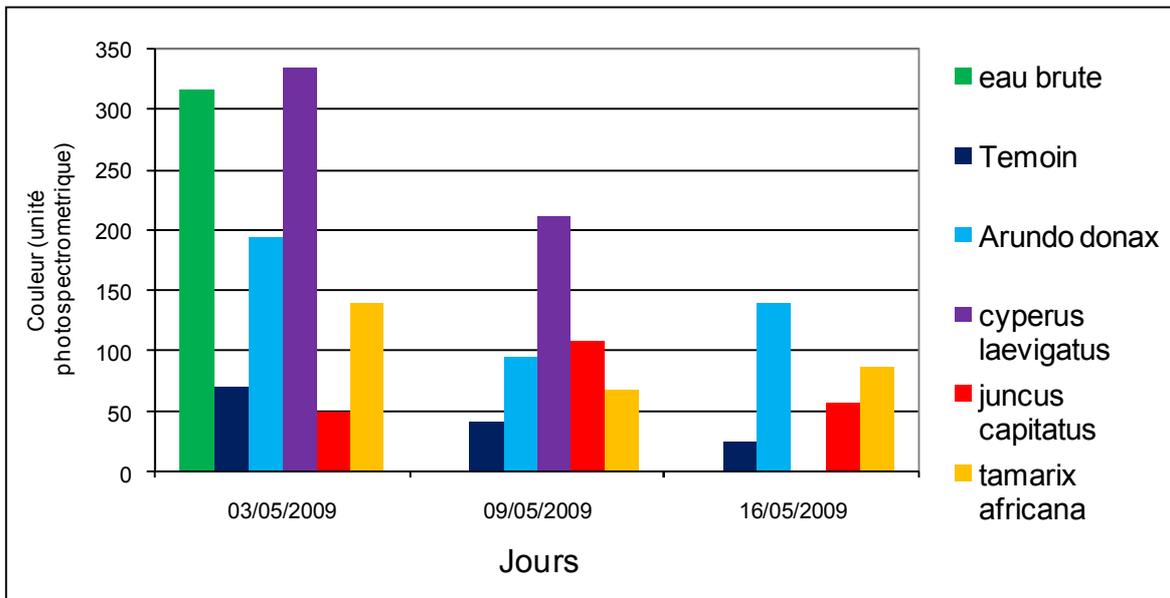


Figure 3.20 : La couleur

La figure 3.20 montre une diminution de la couleur dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celle des eaux usées brutes, dont la valeur de 316 unités. Le plus grand abattement est enregistré en filtre nu (50.25 unité), mais le Cyperus (272 unité) présente la valeur la plus élevée, probablement pour les faibles quantités d'eau restée dans les filtrats de lit planté surtout en Cyperus.

3.3.8. Turbidité

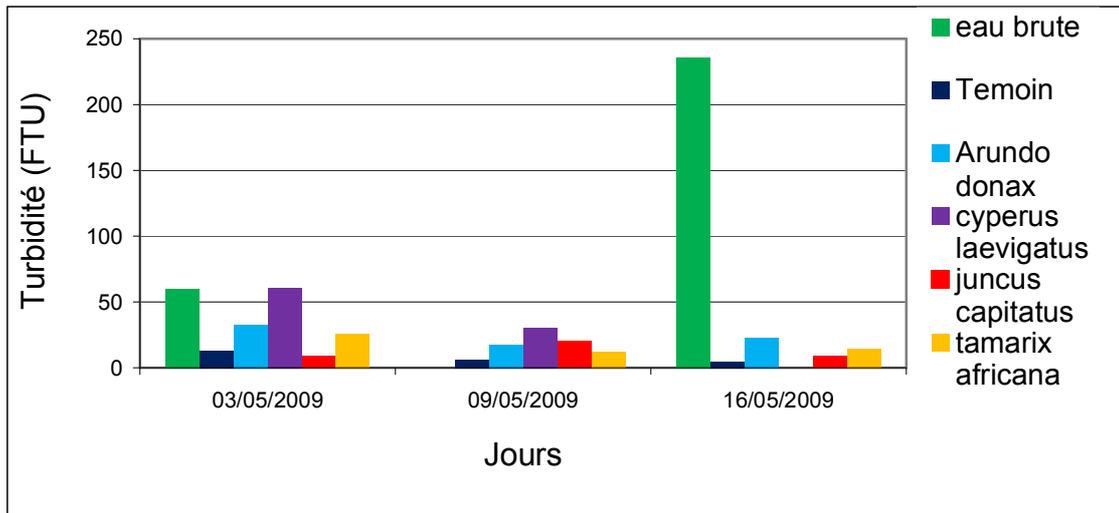


Figure 3.21 : La turbidité

La variation de la teneur en turbidité dans la figure 3.21 est généralement en concordance avec la variation de la couleur ; où elle diminue d'une manière remarquable par rapport à celle des eaux usées brutes. Le Cyperus enregistre la turbidité la plus élevée (72.33 FTU) tan disque, la plus faible est enregistrée en filtre nu d'une moyenne de 8.75 FTU.

3.3.9. Azote d'Ammoniacal NH₃

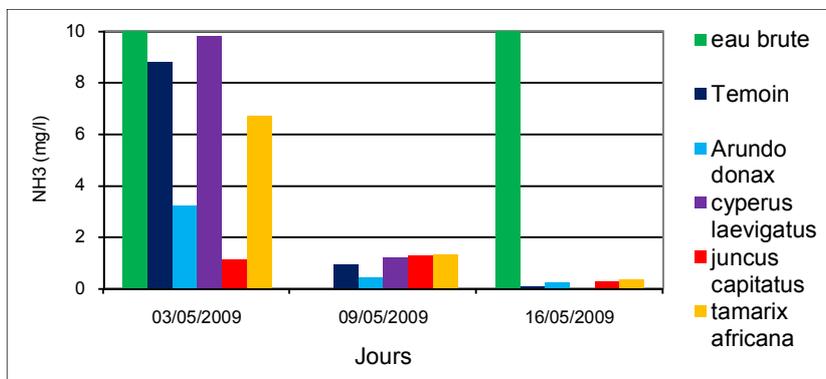


Figure 3.22 : L'Azote d'Ammoniacal

La figure 3.22 montre une diminution importante de l'ammoniac dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celles des eaux évacuées usées brutes, où il passe de 67.75 mg/l de moyenne à 1.06mg/l (Juncus) et 4.54mg/l (filtre nu), avec une diminution au cours du temps jusqu'au P3, avec des valeurs voisines de 0 mg/l. Les rendements d'élimination de l'ammoniac sont : 91.9%, 95.2%, 95.9%,98.1% et 98.7% respectivement pour : Cyperus, filtre nu, Tamarix, Arundo et Juncus.

Donc on peut expliquer cette diminution au cours du temps (surtout en présence des plantes) par leur transformation en nitrites puis en nitrates.

3.3.10. Les Nitrates

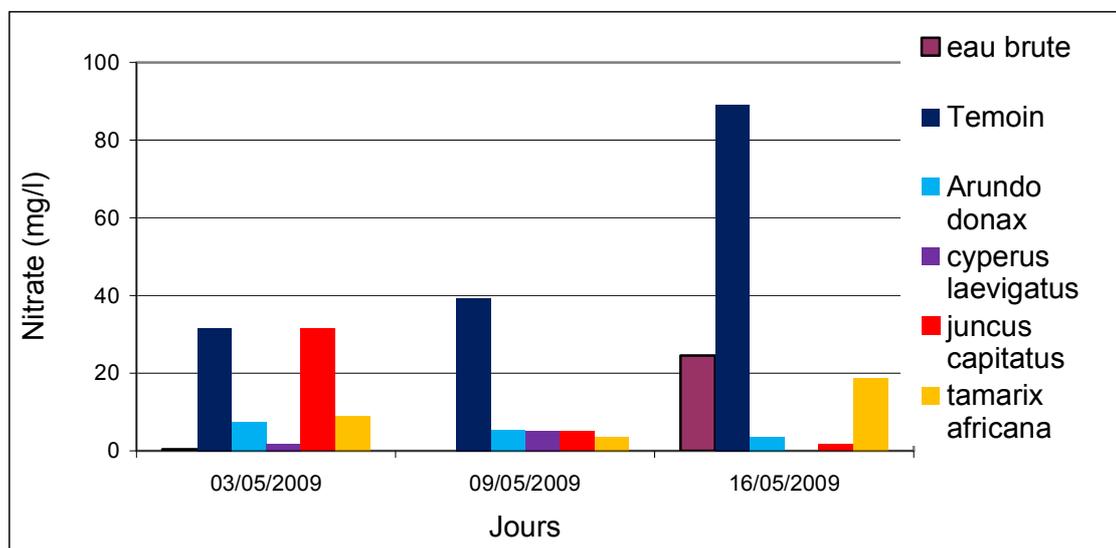


Figure 3.23 : Les nitrates

D'après la figure 3.23 on constate une diminution de la concentration des nitrates dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celles des eaux usées brutes à l'exception du filtre nu. Les rendements d'élimination des nitrates sont : 15.5%, 55.5% et 72.3% respectivement pour : Tamarix, Arundo et Cyperus.

Les données qu'ils peuvent certifiés ces résultats sont que l'O₂ diffusé dans les bassins qui contiennent les plantes permet de développement des bactéries nitrifiantes responsables de la nitrification de l'ammonium en nitrates (NO₃), et ces teneurs en nitrates qui peut être sont transformés en azote élémentaire (N₂) par dénitrification, donc on peut dire que la présence des plantes dans les bassins contribue en grande partie à l'élimination de l'Azote.

3.3.11. Les Sulfates

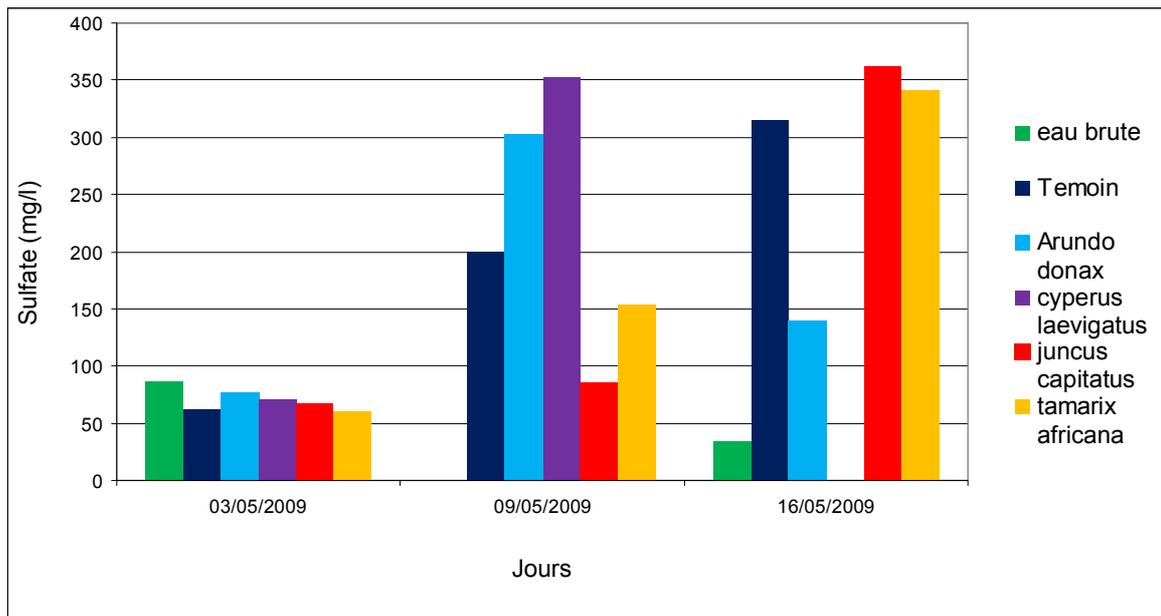


Figure 3.24 : Les sulfates

La figure 3.24 montre une diminution de la teneur en sulfate dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celles des eaux usées brutes en P1, mais contrairement pour P3.

On remarque aussi une augmentation plus ou moins importante de la teneur du sulfate au cours du temps, ceci peut être expliqué par leur accumulation au niveau des bassines lors de l'évapotranspiration ; la quantité d'eau restée dans les bassines est diminuée, ce qui a engendré l'augmentation de la concentration en sulfate.

3.3. Résultats des analyses de la période du mois de Juin

On adoptera dans tout ce qui va suivre pour la notation suivante :

P1 : le prélèvement concernant la date 30/05/2009

P2 : le prélèvement concernant la date 06/06/2009

P3 : le prélèvement concernant la date 13/06/2009

P4 : le prélèvement concernant la date 20/06/2009

3.3.1. Quantités d'eau restées dans les bassines

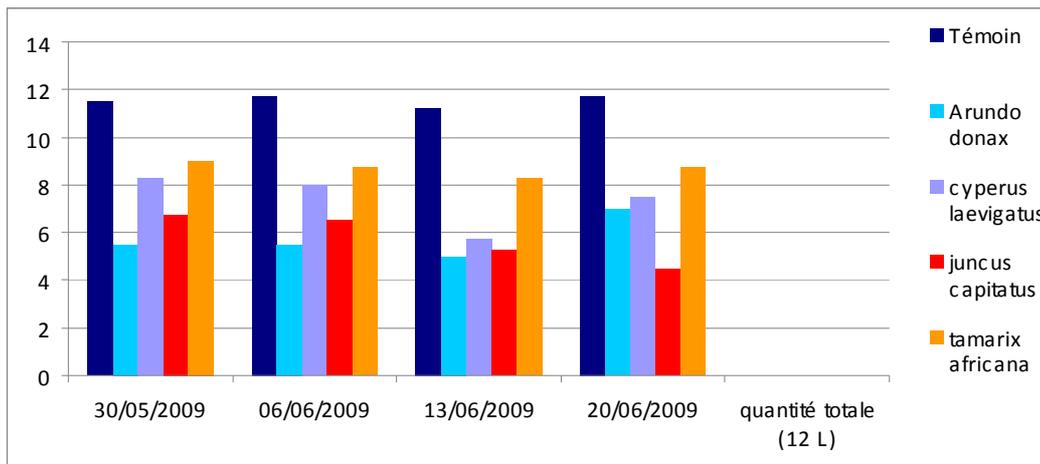
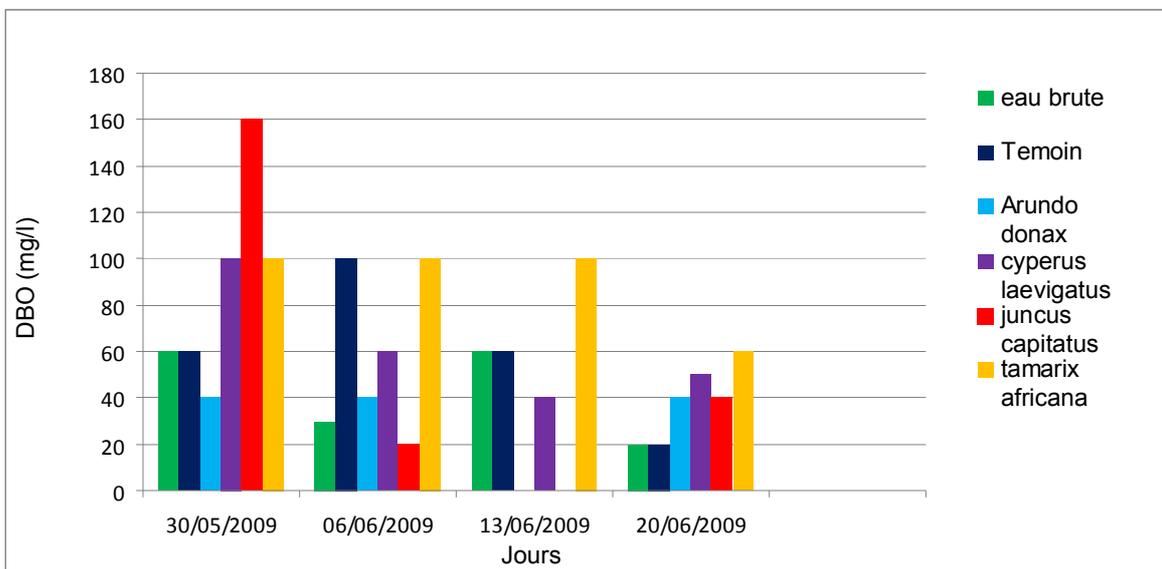


Figure 3.25 : Les quantités d'eau restées dans les bassines

D'après la figure 3.25 on remarque que les quantités d'eau restée dans les bassines après trois jours d'incubation aux différents filtrats plantés sont inférieures à celles du filtre nu, cette diminution liée au phénomène d'évapotranspiration de la végétation, est plus accentuée en période estivale.

3.3.2. Demande biochimique en oxygène



Figures 3.26. : Demande biochimique en oxygène

Les valeurs en DBO5 dans les eaux usées récupérées des bassines sont toujours supérieures à celles des eaux usées brutes, à l'exception de l'Arundo. Les moyennes des rendements d'élimination sont : -111.76% (Tamarix), -72.55% (Juncus), -47.06% (Cyperus), -41.18% (filtre nu) et 5.88% (Arundo). On peut expliquer cette augmentation en DBO par l'accumulation des teneurs en fraction difficilement biodégradable et dissoute dans les bassines.

3.3.3. Demande chimique en oxygène

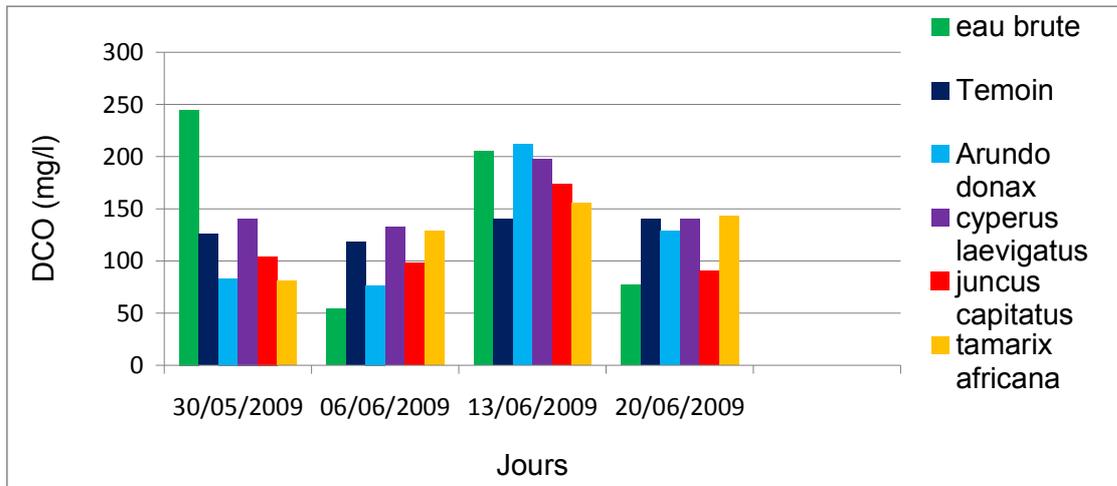


Figure 3.27. : La demande chimique en oxygène

Dans la figure 3.27 la teneur en DCO des eaux usées brutes en P1 et P3 est supérieure à 200 mg/l, et on remarque dans ce cas une diminution de cette valeur dans les eaux récupérées des bassines avec 118.5mg/l (Tamarix) et 169.3mg/l (Cyperus), mais pour une eau usée d'une DCO inférieure à 100 mg/l (P2 et P4) on constate une augmentation de cette valeur dans les eaux récupérées des bassines. La moyenne des rendements d'élimination est : 9.54%, 12.43%, 13.88% et 19.72% respectivement pour filtre nu, Tamarix, Arundo et Juncus à l'exception du Cyperus qui a une valeur en DCO supérieure à celle des eaux usées brutes.

Et au cours du temps on remarque une quasi-stabilisation de la teneur en DCO entre P1 et P2, puis une légère augmentation et en suite une diminution en P4. L'augmentation de la teneur en DCO des eaux récupérées en P3 se traduit par leur forte teneur dans les eaux usées brutes, donc la diminution progressive de la teneur en DCO indique la diminution de la matière organique dans le milieu avec la présence des plantes.

L'analyse statistique ne donne pas une différence significative entre les différents filtrats de lit plantés.

3.3.4. Oxygène dissous

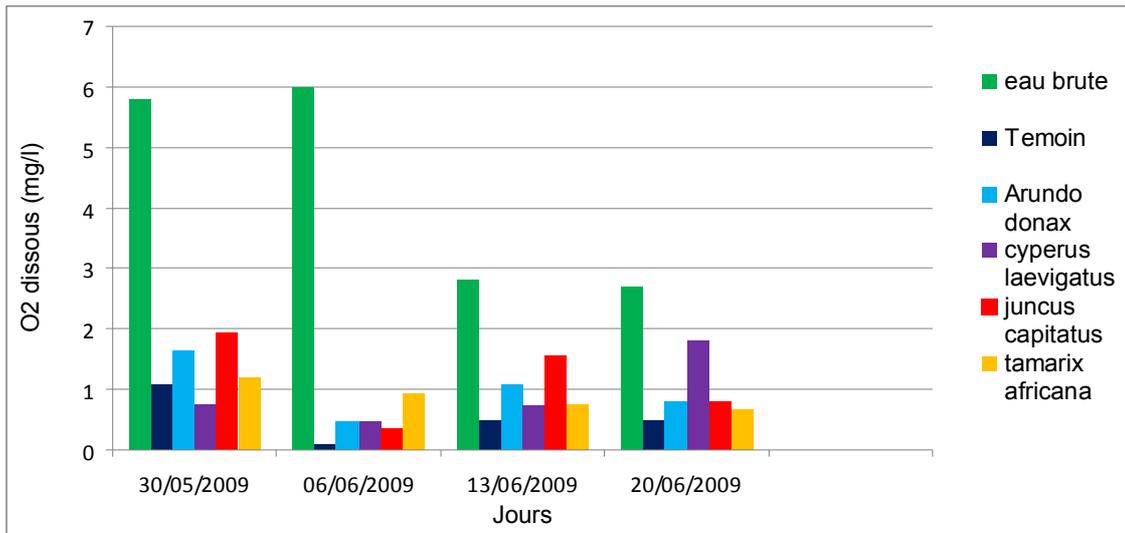


Figure 3.28. : L'oxygène dissous

D'après la figure 3.28 on constate une diminution importante de la valeur en O₂ dissous qui passe de 4.33mg/l dans les eaux usées brutes à environ 0.55mg/ (filtre nu) et 1.16 mg/l (Juncus) dans les eaux récupérées des bassines. Les rendements de leur élimination sont : 73.15%, 76.81%, 78.25%, 79.41% et 87.3% respectivement pour Juncus, Arundo, Cyperus, Tamarix et le filtre nu, l'analyse de variance ne donne pas une différence significative entre les différents filtrats, mais la teneur en O₂ dissous de filtre nu est toujours inférieure à celle des différents filtrats de lits plantés. Ceci peut être expliqué par la forte activité métabolique en présence des plantes.

3.3.5. Matière en suspension

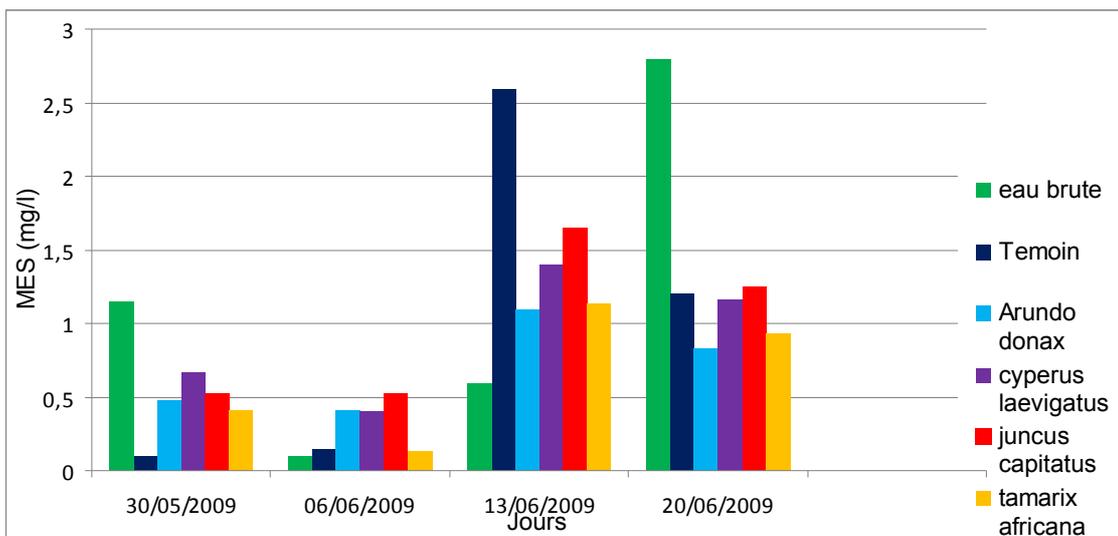


Figure 3.29. : La matière en suspension

La figure 3.29 montre une diminution importante de la teneur en MES dans les eaux récupérées des bassines (0.7mg/l pour Tamarix et Arundo) par rapport à celle des eaux usées brutes (1.2mg/l) à l'exception de p2 et p3, où la valeur de la MES des eaux récupérées est supérieure à celle de l'eau

usée brute. Les moyennes des rendements d'élimination de la MES sont : 15.63%, 17.71%, 24.31%,41.15% et 45.63% respectivement pour filtre nu, Juncus, Cyperus, Arundo et Tamarix.

On peut expliquer la faible rendement d'élimination de la MES en Cyperus par la décantation des tissus morts à cause de la forte masse racinaire, mais pour le Juncus le ralentissement de la diminution de la MES peut se traduire par leur accumulation dans le milieu dû à la faible quantité d'eau restée.

3.3.6. Matière organique

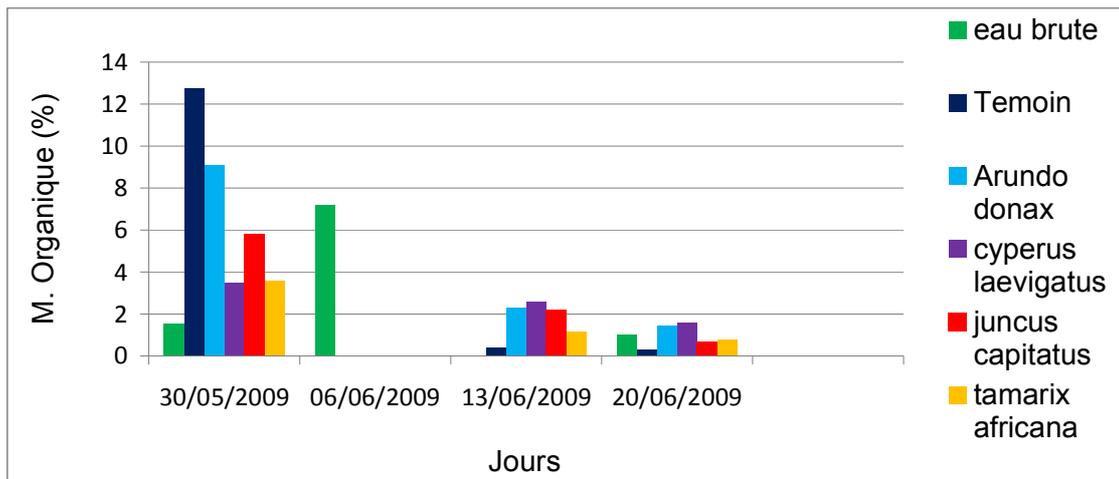


Figure 3.30 : La matière organique

On remarque une augmentation de la teneur en matière organique dans les eaux récupérées des bassines (3.5% pour le Cyperus et 12.75% pour le filtre nu) par rapport à celle des eaux usées brutes (1.55%) en P1, mais en P4 cette augmentation est enregistrée chez l'Arundo et Cyperus.

Et on constate une diminution importante de la teneur en matière organique dans les eaux récupérées jusqu'au P4 ce qui traduit sa minéralisation.

3.3.7. Le pH

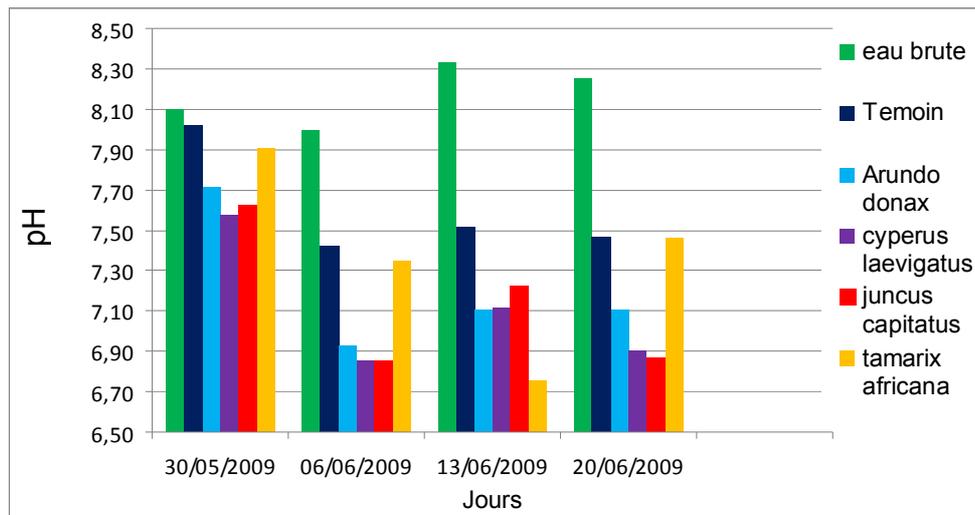


Figure 3.31 : Le pH

La figure 3.31 montre une légère diminution de la teneur en pH dans les eaux récupérée des bassines par rapport à celle des eaux usées brutes. Les moyennes de pourcentage de la diminution du pH sont : 7.23%, 10.14%, 12.01%, 12.9% et 13.26% respectivement pour : filtre nu, Tamarix, Arundo, Juncus et Cyperus, ceci est confirmé par l'analyse de variance qui montre une différence S (significative) enregistrée entre les différents filtrats de lits plantés. Deux groupes homogènes sont formées selon le test NEWMAN-KEULS, où le filtre nu et Tamarix ont enregistré la plus grande valeur du pH (respectivement : 7.67, 7.37), forment ainsi un seul groupe, cependant le Tamarix ne présente pas une différence assez significative avec les autres plantes, alors que le Cyperus présente la valeur de pH (7.10) la plus faible.

On peut dire donc, que l'existence des plantes stimule l'activité des bactéries nitrifiantes, d'où l'accumulation des ions H^+ , ou la production de ces ions par ces plantes pour compenser le prélèvement de certains cations, ou alors par la chute des racines mortes donc l'augmentation de la matière organique et l'augmentation de l'acidité du milieu. La forte masse racinaire de Cyperus confirme l'interprétation de la diminution importante de leur teneur en pH .

Tableau 3.1. : Test statistique de Newman-Keuls.

Les filtrats	Les moyennes	Les groupes homogènes
Filtre nu	7.67	A
Tamarix	7.37	A B
Arundo	7.20	B
Juncus	7.13	B
Cyperus	7.10	B

ET = 0.19 ; C.V = 2.7%. \bar{X} = 7.29

3.3.8. Conductivité électrique

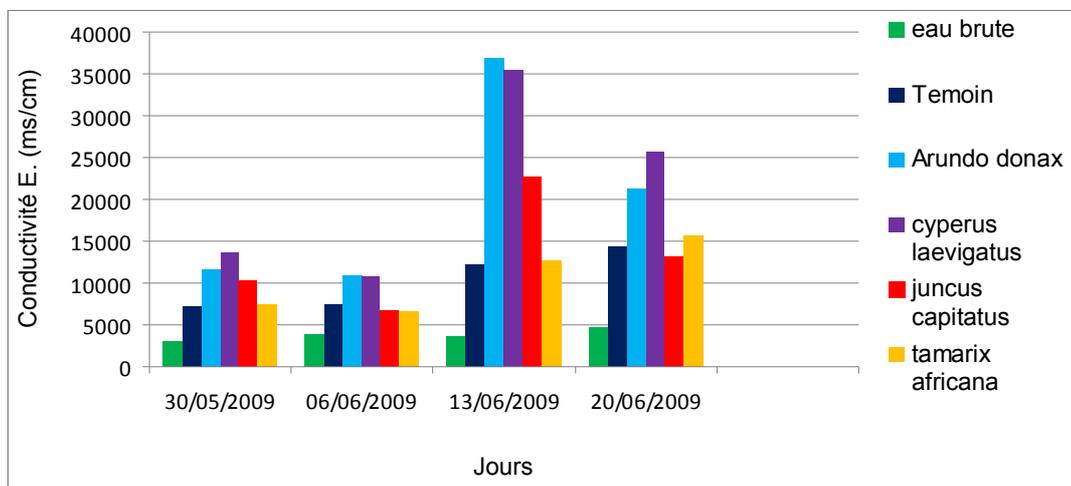


Figure 3.32 : La conductivité électrique

Selon la figure 3.32 on constate une augmentation de la teneur en CE dans les eaux récupérées par rapport à celui des eaux usées brutes (3823ms/cm de moyenne), et la moyenne de CE la plus faible est enregistrée en Tamarix (10619ms/cm) et en filtre nu (11323.33 ms/cm), et la plus élevée en Cyperus (21420.83 ms/cm) et l'Arundo (20200.83ms/cm). L'analyse de variance montre un effet significatif entre les différents filtrats de lits plantés; exprimé par deux groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS, où le Cyperus et l'Arundo ont enregistrés les plus grandes teneurs en CE et elles présentent une différence significative avec les autres filtrats. Le Juncus, filtre nu et le Tamarix constituent un deuxième groupe. Le Tamarix présente la plus faible teneur en CE.

On remarque aussi une augmentation des teneurs en CE jusqu'au p3 puis elles diminuent en p4, à l'exception du filtre nu et du Tamarix qui augmentent progressivement jusqu'au p4, ce qui peut être indique une forte minéralisation de la matière organique en présence des plantes et l'accumulation des sels au niveau des bassines.

Tableau 3.2. : Test statistique de Newman-Keuls

Les filtrats	Les moyennes	Les groupes homogènes
Cyperus	21420.83	A
Arundo	20200.83	A
Juncus	14340.10	B
Filtre nu	11323.33	B
tamarix	10619.17	B

ET = 2426.61 ; C.V = 15.6%. \bar{X} = 15580.85

3.3.9. Couleur

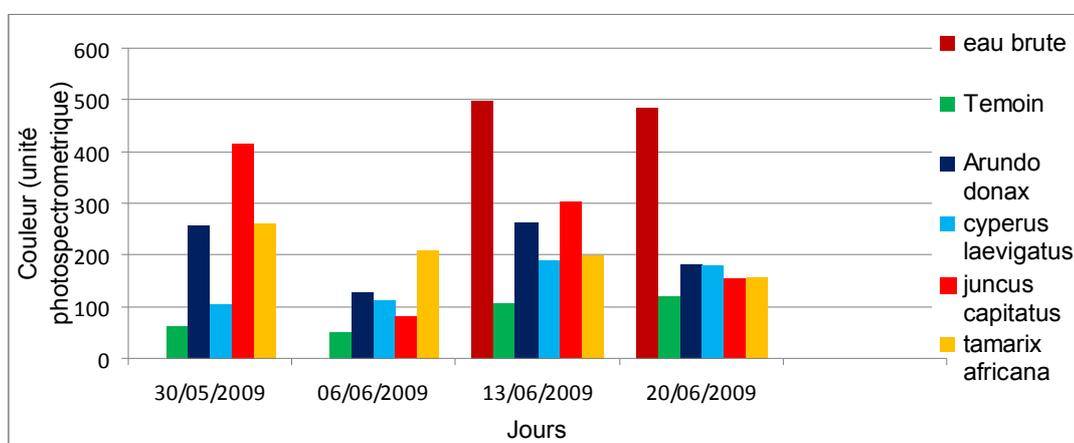


Figure 3.33 : La couleur

D'après la figure 3.33 on peut dire qu'il y a une concordance de la variation de la couleur avec la variation de la turbidité, on remarque une diminution importante de la couleur des eaux récupérées par rapport à celui des eaux usées brutes 491.5 unités. La valeur la plus faible est enregistrée en filtre nu 85 unité et la plus élevée en Juncus (238.6 unité).

3.3.10. La Turbidité

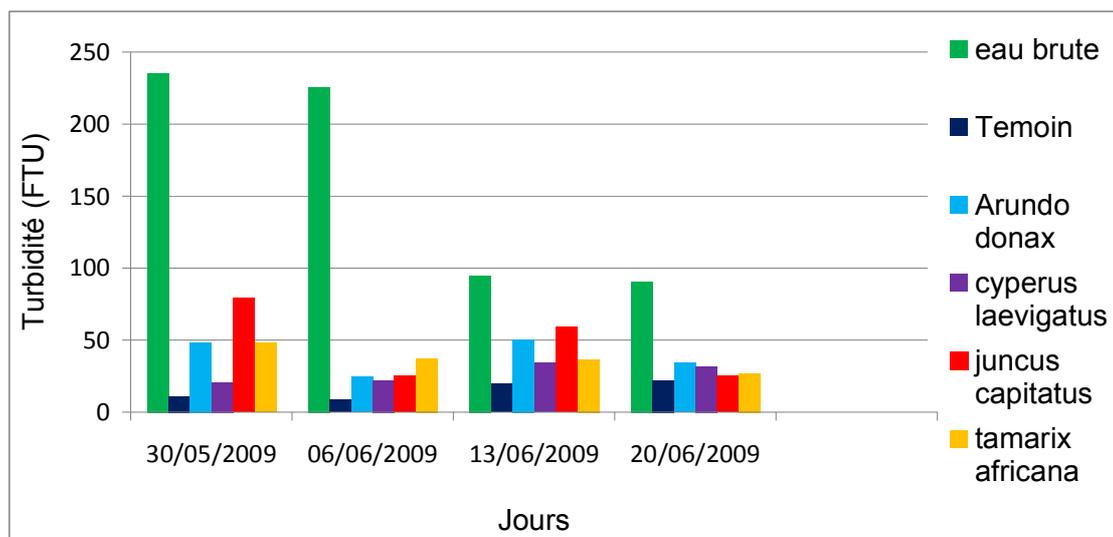


Figure 3.34 : La turbidité

Selon la figure 3.34 on remarque une diminution très importante de la teneur en turbidité des eaux récupérées des bassines par rapport à celle des eaux usées brutes, et la teneur la plus faible est enregistrée au niveau du filtre d'une moyenne de 15.5 FTU.

L'analyse de variance montre une différence significative enregistrée entre les différents filtrats de lits plantés, de deux groupes homogènes sont formées selon le test NEWMAN-KEULS, les filtrats : Juncus, Arundo, Tamarix et Cyperus présentent la plus élevée valeur en turbidité pendant que le Juncus a enregistré la plus grande valeur avec 47.4 FTU, de turbidité, mais le Tamarix et le Cyperus ne présentent pas une différence assez significative avec le filtre nu pour former le deuxième groupe homogène où le filtre nu a enregistré la plus faible valeur en turbidité.

Tableau 3.3. : Test statistique de Newman-Keuls

Les filtrats	Les moyennes	Les groupes homogènes
Juncus	47.4	A
Arundo	39.6	A
Tamarix	37.3	A B
Cyperus	27.3	A B
Filtre nu	15.5	B

ET = 8.19 ; C.V = 24.4%. \bar{X} = 33.54

3.3.11. Ortho phosphate

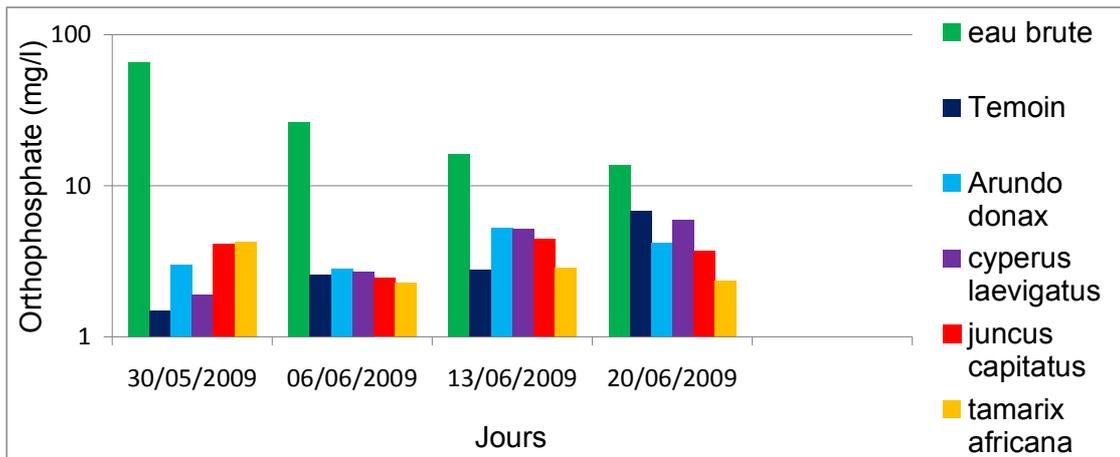


Figure 3.35 : L'Ortho phosphate

Selon la figure 3.35 on remarque une diminution importante de la teneur en Ortho phosphate des eaux récupérées par rapport à celle des eaux usées brutes. Les moyennes des rendements d'élimination d'Orthophosphate sont : 87.13%, 87.54%, 87.99%, 88.84% et 90.39% respectivement pour Cyperus, Arundo, Juncus, filtre nu et Tamarix. Les trois plantes : Cyperus, Arundo et le Juncus ont des moyennes de rendements d'élimination d'Orthophosphate inférieures à celle du filtre nu. Ceci est probablement dû à la forte minéralisation de la matière organique et la production de l'Orthophosphate, ou par leur accumulation puisque la quantité d'eau restée dans les bassines des trois plantes est inférieure à celle du filtre nu et Tamarix au cours de cette période.

3.3.12. Azote ammoniacal NH_3^+

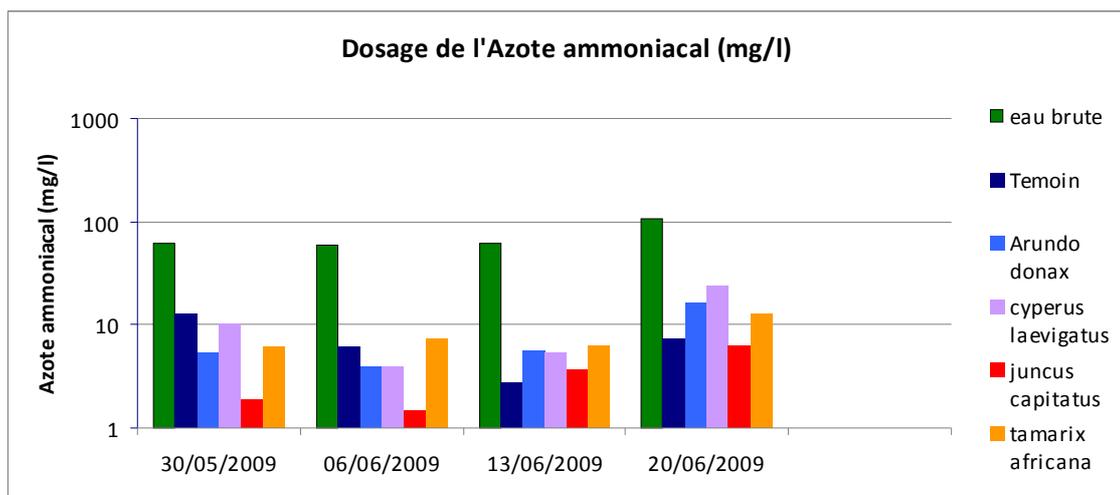


Figure 3.36 : L'azote ammoniacal

La figure 3.36 montre une diminution importante de la teneur en ammoniac (NH_3^+) des eaux récupérées des bassines par rapport à celle des eaux usées évacuées dans les bassins, et les moyennes des rendements d'élimination sont : 84.94%, 88.56%, 89.2%, 89.74% et 95.38% respectivement pour Cyperus, Tamarix, Arundo, filtre nu et le Juncus.

L'analyse statistique ne donne pas une différence significative entre les différents filtrats de lits plantés et non plantés.

3.3.13. Nitrate

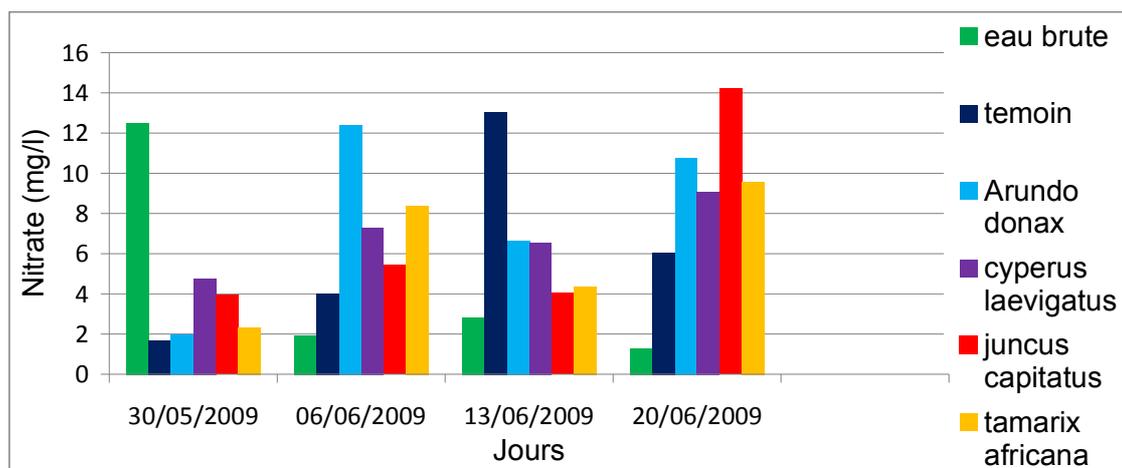


Figure 3.37 : Les nitrates

D'après la figure 3.37 on remarque une diminution importante de la teneur en nitrates dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celles des eaux usées brutes en P1, mais le contraire aux trois autres prélèvements. On constate que la plus faible valeur est enregistrée en filtre nu à l'exception de P3.

Les teneur en nitrate augmentent en P2 puis diminuent en P3 ; et elles augmentent une autre fois en P4, où les différentes réactions qui conduisent à l'élimination ou à la production des nitrates dans les bassins sont : la nitrification (oxydation de l'ammonium NH_4 en nitrate NO_3) et la dénitrification (réduction des nitrates en azote gazeux N_2), chacune de ces réactions est dépendante de l'état d'oxydation du milieu et de la disponibilité en oxygène dissous. On peut dire donc que la nitrification est accélérée en présence de l'oxygène dissous où les plantes existent dans le milieu.

L'analyse statistique ne donne pas une différence significative entre les différents filtrats de lits plantés ou non plantés.

3.3.14. Sulfate

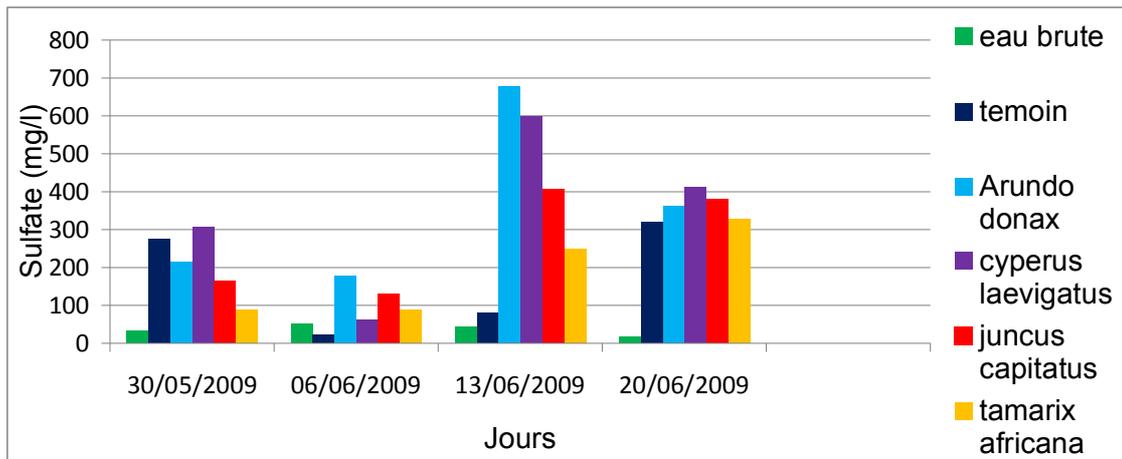


Figure 3.38 : Les Sulfates

La figure 3.38 montre une augmentation de la teneur en sulfate dans les eaux récupérées des bassines par rapport à celui des eaux usées brutes.

En générale et au cours du temps les valeurs du sulfate ont diminués en P2 puis elles ont augmentés en P3 , et elles ont diminués une autre fois pour toutes les bassines à l'exception de la valeur du Tamarix qui a augmenté progressivement jusqu'au P4. L'augmentation de la teneur en sulfate peut être traduite par leur accumulation dans les bassines après la minéralisation de la matière organique.

3.4. Evolution des différents paramètres étudiés

3.4.1. Evolution de la Demande biochimique en oxygène

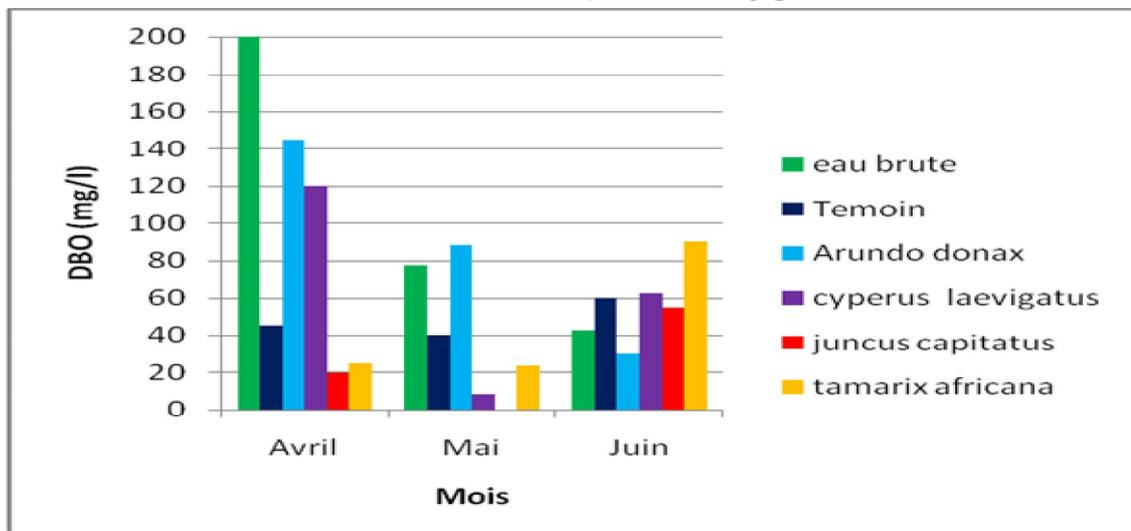


Figure 3.39 : L'évolution de la Demande biochimique en oxygène

La figure 3.39 montre qu'en Avril et Mai les moyennes des valeurs en DBO₅ dans les eaux usées récupérées sont inférieures à celles des eaux usées brutes, et on peut dire que cette diminution indique la minéralisation de la matière organique par les micro organismes. Mais en Juin les moyennes des valeurs en DBO₅ augmente dans les eaux usées récupérées par rapport à celles des eaux usées brutes, et on peut expliquer cette augmentation par le fait que les fractions difficilement biodégradable et dissoutes deviennent importantes dans le milieu.

3.4.2. Evolution de la Demande chimique en oxygène

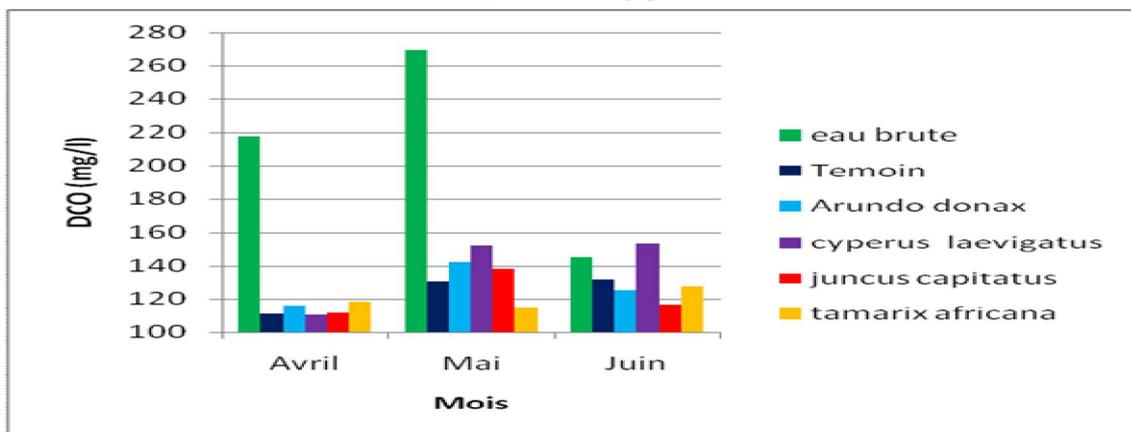


Figure 3.40 : L'évolution de la Demande chimique en oxygène

D'après la figure 3.40 on remarque que dans les trois périodes les moyennes des valeurs en DCO dans les eaux usées récupérées des bassines sont inférieures à celles des eaux usées brutes, et on peut dire que cette diminution indique la minéralisation de la matière organique par voie chimique. Et on remarque que la valeur la plus élevée en DCO est enregistrée chez Cyperus, qu'on peut l'expliquer par la décantation des tissus morts et leur forte masse racinaire.

3.4.3. Evolution de l'Oxygène dissous

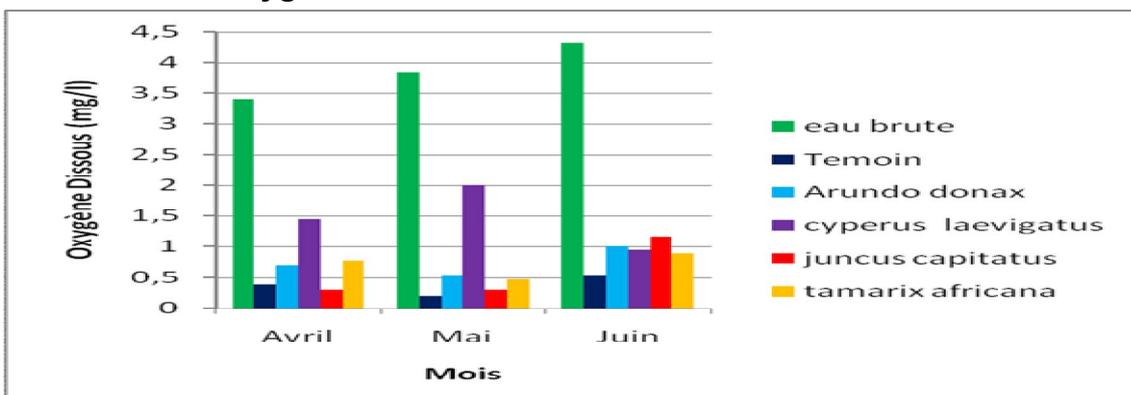


Figure 3.41 : L'évolution de l'Oxygène dissous

Selon la figure 3.41 on remarque que les valeurs en O₂ dissous dans les eaux usées récupérées des bassines sont inférieures à celles des eaux usées brutes d'une manière importante, la valeur en O₂ dissous la plus élevée est enregistrée en Cyperus, et la plus faible en filtre nu, donc on peut expliquer la faible valeur en O₂ dissous chez le filtre nu par leur utilisation pour la dégradation de la matière organique, dans ce cas les plantes récupèrent ces quantités en oxygène dissous par leur activité métabolique. Celle-ci est accentuée en Cyperus, probablement à cause de leur forte masse racinaire.

3.4.4. Evolution de la matière en suspension

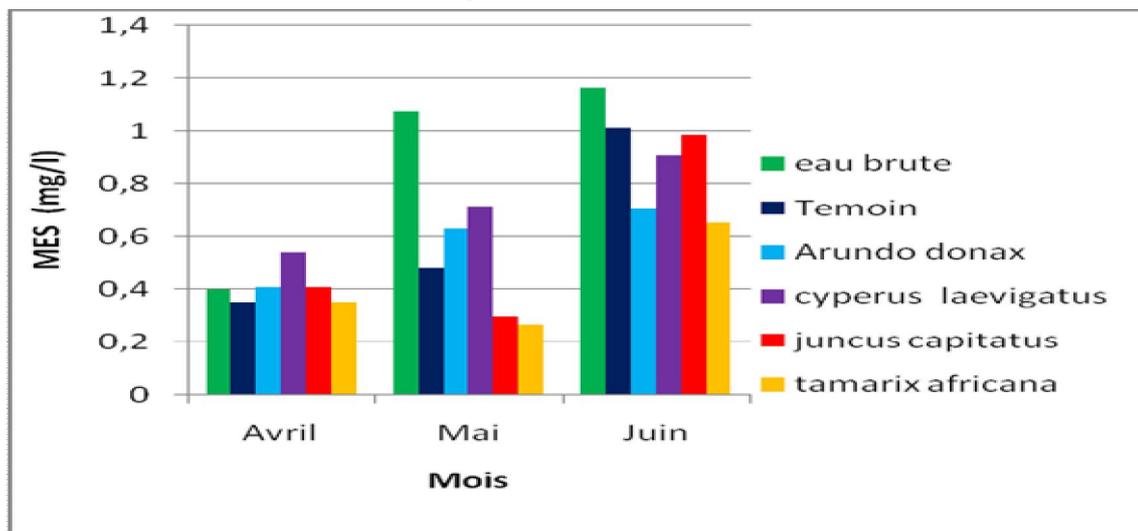


Figure 3.42 : L'évolution de la matière en suspension

La figure 3.42 montre que en Avril et Mai les teneurs en MES dans les eaux usées récupérées des bassines sont inférieures à celles des eaux usées brutes, et la valeur la plus élevée est enregistrée en Cyperus, peut être à cause de la décantation des tissus morts de leurs racines, mais en Juin la teneur la plus élevée est enregistrée en filtre nu ; puisque la théorie admise à ce sujet est celle qui présente les plantes aquatiques comme des barrières physiques freinant le transport des MES vers la sortie des bassines et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments (Wolverton *et al* 1975 ; Wolverton and Mc Donald, 1979 ; Kim and Kim, 2000 ; Kim *et al*, 2001) .

3.4.5. Evolution de la matière organique

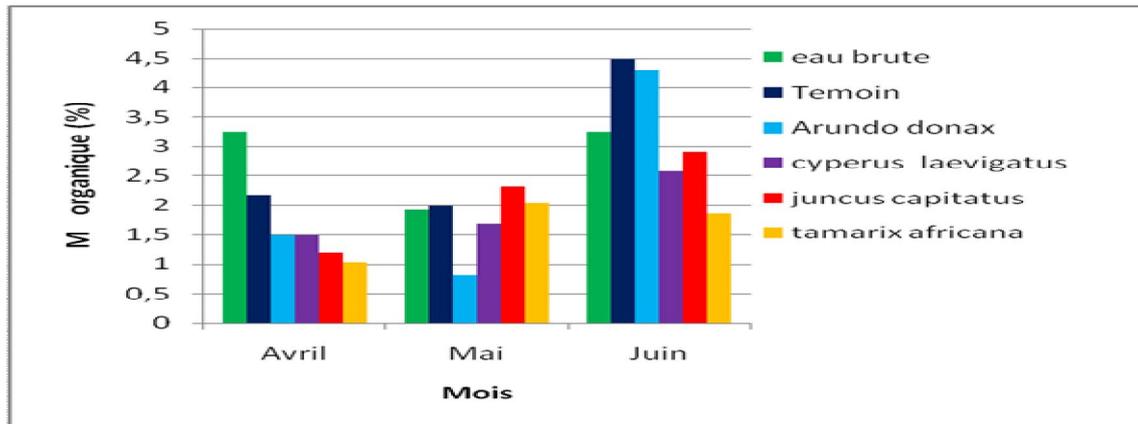


Figure 3.43 : L'évolution de la matière organique

La figure 3.43 montre que en Avril les teneurs en matière organique dans les eaux usées récupérées sont inférieurs à celles des eaux usées brutes, ce qui indique leur minéralisation par les bactéries, le filtre nu enregistre la valeur la plus élevée en matière organique, donc ce phénomène est accélérée avec l'existence des plantes surtout le Tamarix ; puisque en Avril et Juin elle enregistre la teneur la plus faible en matière organique.

3.4.6. Evolution des valeurs du pH

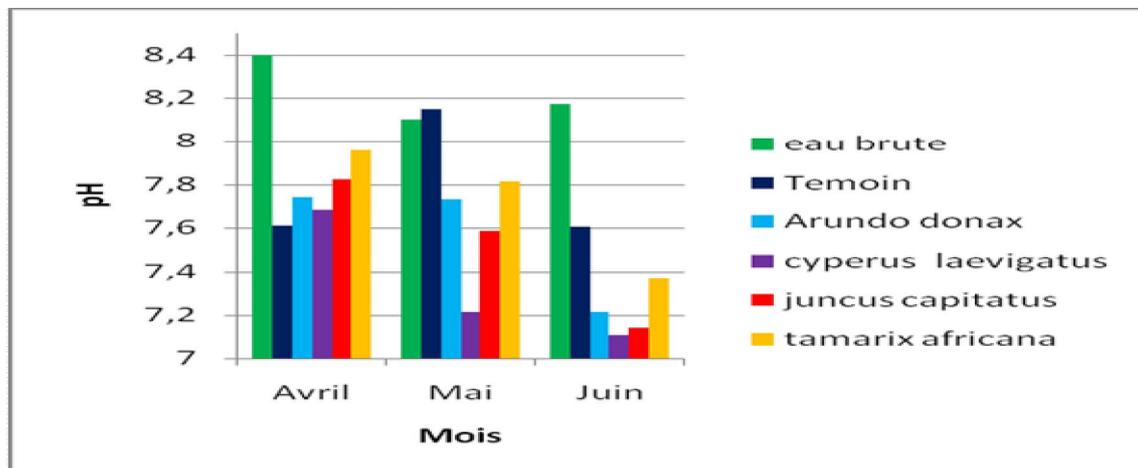


Figure 3.44 : L'évolution des valeurs du pH

L'analyse de la figure 3.44 montre que le pH des eaux usées brutes varie entre 8.1 et 8.4, et le pH dans les eaux usées récupérées est toujours inférieur à celui des eaux brutes. En Avril la valeur la plus élevée est enregistrée en filtre nu, mais en Mai et Juin le pH du filtre nu est légèrement élevé par rapport à celui du système planté, où les plantes aquatiques libèrent des exsudats racinaires, qui selon Gopal et Goel (1993) sont surtout des acides tanniques et galliques lesquels peuvent entraîner une acidification du milieu.

3.4.7. Evolution de la conductivité électrique

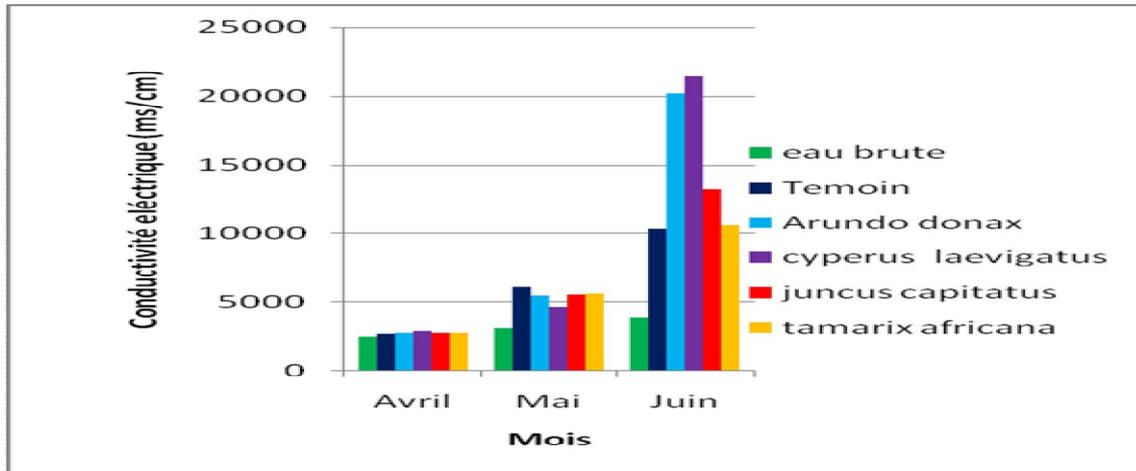


Figure 3.45 : L'évolution de la conductivité électrique

Selon la figure 3.45 on remarque une augmentation de la conductivité électrique des eaux usées récupérées par les filtrats, cette augmentation est liée à la minéralisation de la matière organique, et au phénomène d'évapotranspiration qui tend à concentrer davantage l'effluent. En effet l'évapotranspiration et la minéralisation sont plus accentuées en période estivale.

3.4.8. Evolution de la couleur

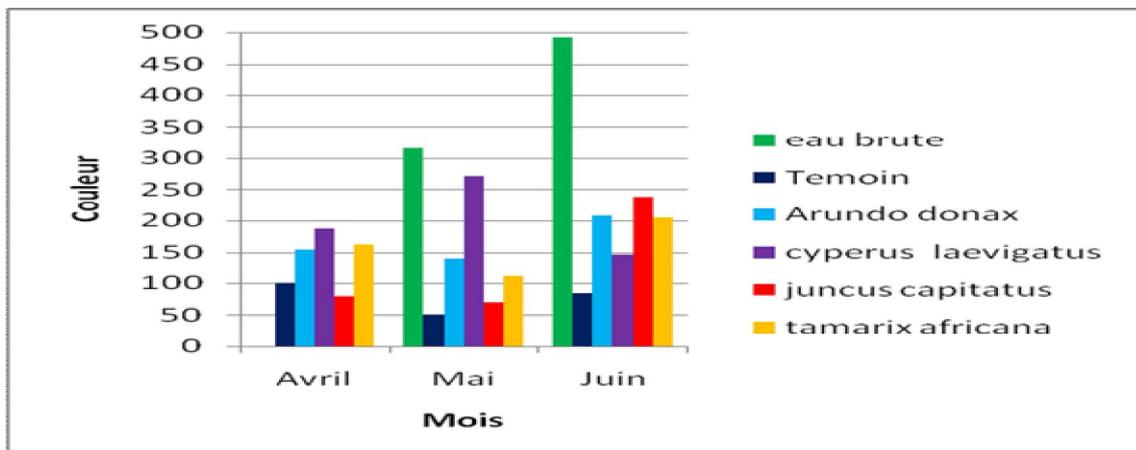


Figure 3.46 : L'évolution de la couleur

D'après la figure 3.46 la valeur de la couleur dans les eaux usées récupérées est inférieure à celle des eaux usées brutes, et dans le filtre nu la couleur est en générale légèrement plus élevée que celui des systèmes plantés ; et ce qui peut traduire la décantation des tissus morts des racines de ces plantes.

3.4.9. Evolution de la Turbidité

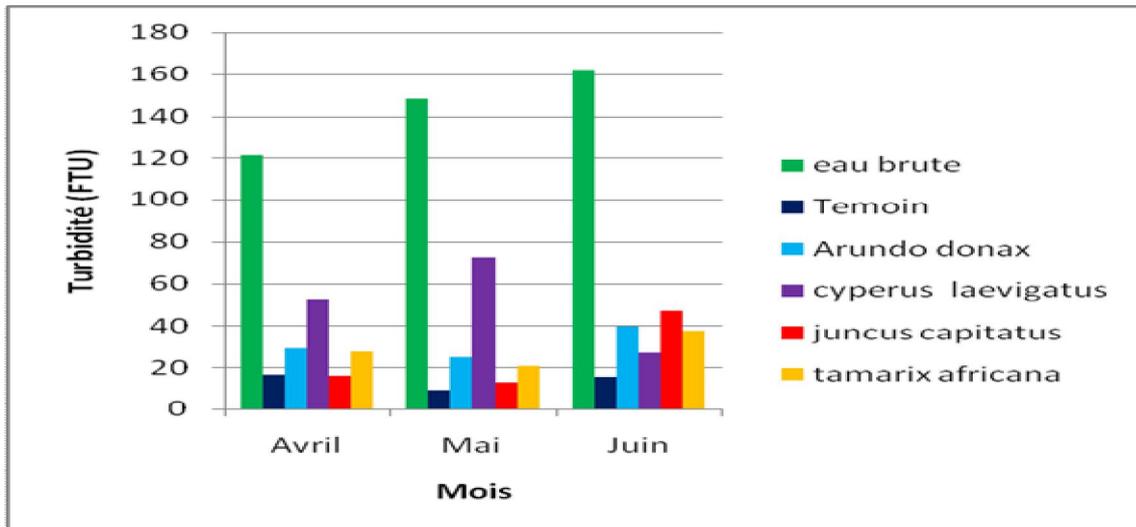


Figure 3.47 : L'évolution de la turbidité

L'analyse de la figure 3.47 montre que la variation des valeurs en turbidité est presque la même que la variation de la couleur ; où la valeur la plus élevée est enregistrée en Cyperus et la plus faible en filtre nu.

3.4.10. Evolution de l'Ortho phosphate

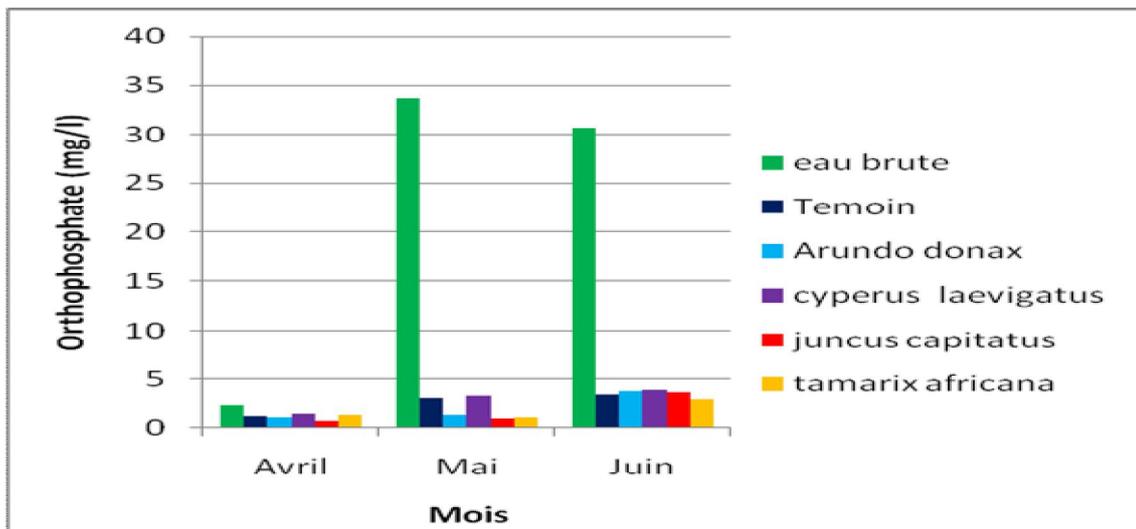


Figure 3.48 : L'évolution de l'Ortho phosphate

Selon la figure 3.48 les teneurs en Ortho phosphate dans les eaux usées récupérées des bassines sont inférieures à celles des eaux usées brutes, et l'enlèvement de l'Ortho phosphate peut impliquer deux phénomènes, soit l'absorption par le substrat soit la consommation par les plantes.

3.4.11. Evolution de l'azote ammoniacal

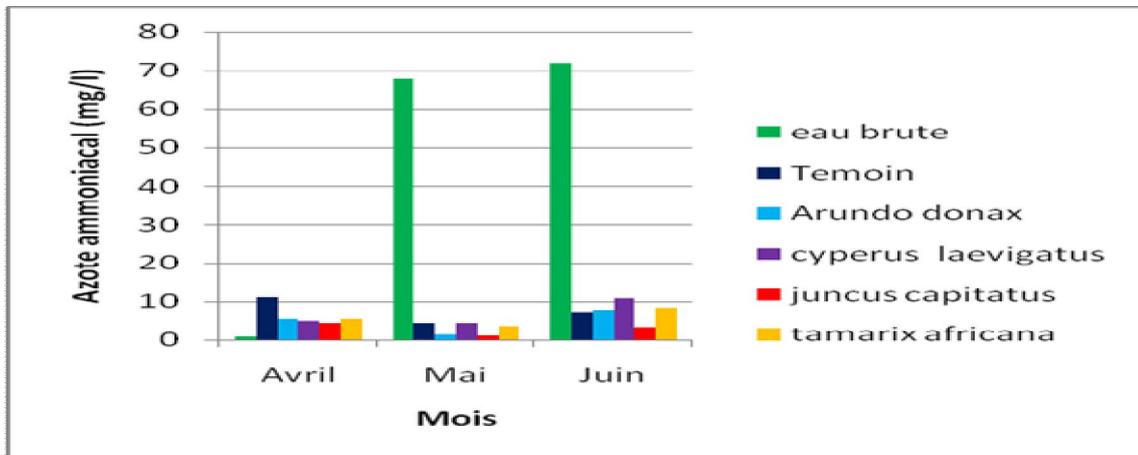


Figure 3.49 : L'évolution de l'azote ammoniacal

Selon la figure 3.49 la teneur en Ammoniac en Avril dans les eaux usées brutes est inférieure à celle des eaux usées récupérées des bassines. On peut expliquer cette augmentation par la décomposition de la matière organique qui donne l'ammonium et ce dernier se transforme en ammoniac.

Mais en Mai et Juin les valeurs en ammoniac dans les eaux usées brutes sont très élevées, dans ce cas ces teneurs ont diminué dans les eaux usées récupérées d'une manière très remarquable, où on peut dire que l'Ammoniac est transformé en nitrites puis en nitrates en fonction de facteurs physiques (température, lumière) ou biologique. Donc ce phénomène est accentué en période estivale et la valeur la plus faible est enregistrée par le Juncus.

3.4.12. Evolution du Nitrate

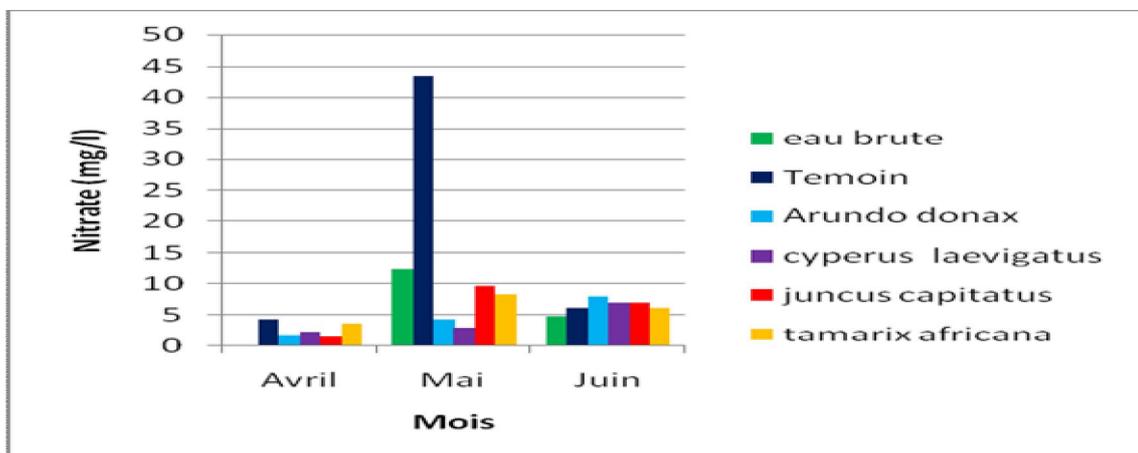


Figure 3.50 : L'évolution du Nitrate

En Avril et Juin on remarque que la teneur en nitrates dans les eaux usées récupérées est supérieur à celle des eaux usées brutes, mais l'inverse en Mai. Cette augmentation peut être résultante de la transformation de l'ammoniac et l'ammonium en nitrates.

3.4.13. Evolution du Sulfate

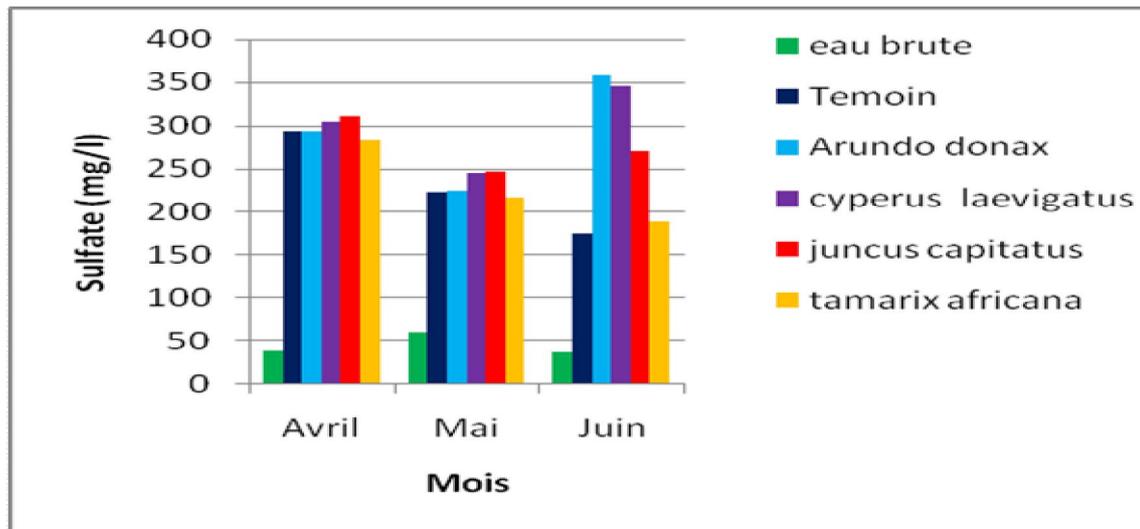


Figure 3.51 : L'évolution du Sulfate

D'après la figure 3.51 on constate une augmentation importante de la teneur en sulfate dans les eaux usées récupérées par rapport à celles des eaux usées brutes, et cette augmentation est due à la minéralisation de la matière organique par les bactéries et au phénomène d'évapotranspiration au niveau des bassins.

Conclusion

Au terme de ce travail dont l'objectif été la détermination du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides, on peut conclure que l'utilisation des macrophytes pour le traitement des eaux usées a donné des résultats remarquables, satisfaisants et encourageants surtout vis-à-vis du développement et de l'entretien aisé de ces plantes.

Concernant l'élimination de la matière organique et leur relation avec la consommation de l'oxygène dissous :

L'élimination de la matière organique dans les bassins à macrophytes est basée sur une relation symbiotique plantes-bactéries, dans laquelle les bactéries utilisent l'oxygène fourni au milieu par les plantes pendant la photosynthèse pour dégrader le carbone organique, en retour les sous-produits de cette réaction sont utilisés par la plante. Dont les rendements d'élimination pouvant atteindre 62% (Tamarix), 87% (Arundo) et 76% (Tamarix) respectivement sur la DCO, la DBO et la MES. Ceci est confirmé par la diminution de l'oxygène dissous dans les bassines par rapport à celui des eaux usées brutes. Cependant les plantes récupèrent ces quantités en oxygène par leur activité métabolique.

Concernant le pH et la conductivité électrique :

Le pH à la sortie des filtrats plantés diminue par rapport à celui des eaux usées brutes, où les plantes libèrent les exsudats racinaires et favorisent les conditions pour les micro-organismes. La conductivité électrique des eaux traitées par les filtres plantés est constamment supérieure à celle des eaux usées brutes, cette augmentation est liée à la minéralisation de la matière organique et au phénomène de l'évapotranspiration.

En ce qui concerne la turbidité et la couleur :

Les plantes jouent un rôle très important dans l'abattement de la turbidité et de la couleur, et leurs diminutions est relative à la diminution de la matière organique et inorganique.

Concernant les matières azotées, phosphatées et sulfatées:

Le rôle des plantes aquatiques dans l'élimination de l'azote semble être prépondérant soit par stockage dans ces tissus en croissance, soit par stimulation des réactions de nitrification et dénitrification, et jouent un rôle très remarquable surtout pour la diminution de l'azote ammoniacal.

La diminution des ortho phosphates dans les eaux traitées peut impliquer deux phénomènes, soit l'absorption par le substrat soit la consommation par les plantes. Cependant pour les matières sulfatées il y a une augmentation très important ce qui indique la minéralisation de la matière organique.

En ce qui concerne l'économie de l'eau:

On peut dire que l'emploi de la plante dans les bassins d'épuration n'affecte pas de façon significative la disponibilité des eaux traitées, en comparaison avec un bassin non planté.

Il est nécessaire de signaler que les eaux usées ayant subi le traitement par phytoépuration, ne sont passés par aucun prétraitement au préalable. Selon la bibliographie, dans la pratique, l'utilisation d'un prétraitement aurait contribué favorablement à la réduction de quelques paramètres (30% DBO₅, 12% NH₄⁺, ...etc).

En fin l'ensemble de ces résultats confirme l'efficacité de l'utilisation des plantes macrophytes dans l'épuration des eaux usées résiduaires, où l'élimination des matières polluantes permet l'obtention d'une eau de bonne qualité qui peut être réutilisée dans le secteur industriel et dans l'irrigation et pourrait résoudre un des problèmes de la pénurie d'eau dans notre pays et notamment dans les zones arides. Donc ces résultats encouragent le développement de la recherche vers d'autres voies, notamment les facteurs influents sur les mécanismes de l'élimination des matières polluantes.

Références bibliographiques

- **Agence de l'eau, 2007**, Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse; Éléments de comparaison techniques et économiques. Agence de l'eau : Rhin-Meuse.
- **A.N.A.T., 2002**, Etude « Schéma directeur des ressources en eau » wilaya de Biskra.7-10 pp.
- **Andriamirado L, Asensi D, Baig S, Bellard T, Bele P, Bernard M, Bourdelot J L, Cachot L, Camus M, Cousin A, Descamps P, Dunard Bourlier L, Gaudy G, Gruel N, Haubry A, Hesse C, Hund A, Julve J M, Lebosse X, Lebrun T, Lesoille M, Marchand D, Moles J, Mouchet P, Nicol R, Perrin D, Petitpain F, Prévot C, Roux J P, Rovel J M, Saval V, Vion P, Vital J L, Westrelin J L, Wittier S., 2005**, Memento technique de l'eau, Tome 1, Degrémont, France pp785 .
- **Anonyme, 2009**, Station de météorologie de la wilaya de Biskra IDAS.
- **Benadda L, Errih M, Chiboub Fellah A., (sd)**. Station d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes. In : Benadda L *et al.*, (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, Septembre 2003, Algérie, PP 323-326.
- **Brix H, 1997**, do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands.
- **Burnie G., Forrester S., Greig D., Guest S., Harmony M., Hobley S., Jackson G., Lavarack P., Ledgett M., McDonald R., Macoboy S., Molyneux B., Moodie D., Moore J., Newman D., North T., Pienaar K., Purdy G., Ryan S., Schien G., Silk J., 2006**, BOTANICA, Encyclopédie de botanique d'horticulture. Plus de 10000 plantes du monde entier, place des victoires, 1020p.
- **Daloz A, 2007**, L'épuration des eaux usées par les filtres plantés de macrophytes, Mémoire, Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon, France, pp 26.
- **Debab. A et Khalladi. M., (sd)**, Réutilisation et recyclage des eaux usées. In : Debab A *et al.*, (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, September 2003, Oran, PP 337-339.

- **Dubost D, 2002**, Ecologie, Aménagement et Développement Agricole des Oasis Algériennes, CRSTRA, pp 423.
- **EPA, 1993**, Bsurface constructed wetlands for wastewater treatment a technology assessment. ed EPA. USA .
- **Eugène A, 2000**, écologie des eaux courantes, TEC et DOC, Paris pp 199.
- **Hadj-zaine. A et Zafor. M, (sd)**. Traitement des rejets de l'industrie textile par la technique d'ultrafiltration. In: Hadj-zain A *et al.*, (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, Septembre 2003, Blida, PP 467-469.
- **Kone D, 2002**, Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre: état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement, Thèse de Doctorat, Univ de Luxembourgeoise, Belgique, PP 170.
- **Laabassi. A. 2006**, Approche écologique et expérimentale des potentialités épuratrices des macrophytes et des microphytes, Thèse de magistère Agrotechnie, Univ de Batna, PP 147 + Annexe.
- **Lévêque C, 2001**, Ecologie de l'écosystème à la biosphère, DUNOD, Paris, pp 502.
- **Lieutaghi P., 2004**, Le livre des arbres, arbustes et arbrisseaux, Paris, 1322p
- **Mathieu C et Pielain F, 2003**, Analyse chimique des sols : méthodes choisies. Ed TEC et DOC. Paris. France .
- **Olanrewaju B. S, Moustier P, Mougeot L .A, Fall A, 2004**, Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone Enjeux, concepts et méthodes, CIRAD et CRDI, Sénégal, pp173.
- **Ozenda P., 2004**, Flore et végétation du sahara, CNRS, Paris, 661p.
- **Ozenda, P ; 1982**, les végétaux dans la biosphère, DOIN, Paris, pp431.

- **Pétémanagnan O. J-M, 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, pp.25-40.
- **Poulet J.B, Terfous A, Dap S, Ghenaim A, (sd)**. Station d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes. In: Poulet J.B, *et al.*, (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, September 2003, I.N.S.A Strasbourg, PP 505-507.
- **René M, 2002**, Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires, ed TEC DOC, Paris, pp 600.
- **Tiglyene S, Mandi L, Jaouad A, (sd)**. Utilisation des plantes aquatiques pour le traitement des rejets liquides des tanneries. In : Tiglyene S *et al.*, (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, September 2003, Marrakech, Maroc, PP 513-519.
- **Toutain G. 1977**, Elément d'agronomies sahariennes de la recherche au développement cellule des zones arides institut national de la recherche agronomique. Groupe de recherche et d'échange techniques, Marrakech. 278 p.
- **Vaillant, J. R., 1977**, Accroissement et gestion des ressources en eau, EYROLLES, paris, pp 246.

ANNEXE

SOMMAIRE

Introduction générale.....	1
PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIGRAPHIQUE.....	3
CHAPITRE 1 : Aperçu sur les eaux usées.....	3
1.1. Introduction.....	3
1.2. Sources et Caractéristiques des eaux usées.....	3
1.2.1. Les sources des eaux usées.....	3
1.3.2. Paramètres Organoleptiques.....	6
1.3.3. Paramètres Chimiques :	7
1.4 Paramètres Bactériologiques.....	9
1.4.1 Les coliformes	9
1.4.2 Les streptocoques fécaux	10
1.4.3 Les bactéries sulfito-réductrices	11
1.5. Valorisation des eaux usées	11
1.5.1. Usage agricole	11
1.5.2. Usage industriel.....	14
1.5.3. Usage destinées aux loisirs.....	14
1.6. Conclusion	15
CHAPITRE 2 : L'épuration des eaux usées.....	16
2.1. Introduction.....	16
2.2. Organismes aquatiques.....	16
2.2.1. Les virus.....	16
2.2.2. Les archéo- bactéries.....	17
2.2.3. Règne bactérien.....	17
2.2.4. Règne végétal	17
2.3. Biomasse épuratrice des eaux résiduaires.....	19
2.3.1. Les bactéries épuratrices	19
2.3.2. La microfaune.....	20
2.3.3. La microflore.....	20
2.4. Différents types de lagunages	20
2.4.1. Lagunage facultatif (naturel).....	20
2.4.2. Rôle de la faune et de la flore aquatique.....	22
2.4.3. Lagunage anaérobie	23
2.4.4. Lagunage de maturation.....	23
2.4.6. Lagunage à macrophytes (ou phytoépuration).....	24
2.5. Elimination de l'azote et du phosphore dans les procédés aérobies.....	24
2.5.1. Traitement de l'azote.....	24
2.5.2. Traitement du phosphore.....	25
2.6. Conclusion	26
Chapitre 3 : PHYTOEPURATION.....	27
3.1. Introduction.....	27
3.2. Historique de la Phytoépuration.....	27
3.3. Principales caractéristiques de l'épuration par lits plantés.....	28
3.3.1. Rôle des macrophytes	29
3.3.2. Filtres plantés de roseaux.....	30
3.3.3. Choix entre les deux filtres plantés de roseaux	33
3.4. Les plantes utilisées.....	33
3.4.1. Arundo.....	33
3.4.2. Cyperus	34
3.4.3. Juncus.....	35
3.4.4. Tamarix	36
3.5. Conclusion	37

DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE EXPÉRIMENTALE	37
CHAPITRE 1 : Etude de site	37
1.1. Introduction	37
1.2. Données climatiques	39
1.2.1. Température	39
1.2.2. Précipitations	40
1.2.3. Humidité relative	41
1.2.4. Vents	42
1.2.5. Insolation	43
1.3. Synthèse climatique	43
1.3.1. Climagramme D'EMBERGER	43
1.4. Diagramme Ombrothermique	46
CHAPITRE 2 : Matériels et méthodes	47
2.1. Introduction	47
2.2. Matériels d'étude	47
2.2.1. Matériels de l'essai	47
2.2.2. Matériels Végétales	49
2.2.3. Les eaux usées	52
2.3. Méthode d'étude	53
2.3.1. Dispositif expérimental	53
2.3.2. Procédure expérimentale	55
2.4. Paramètres étudiés et analyses	56
2.4.1. Les prélèvements des eaux traitées	56
2.4.2. Les analyses effectuées	57
2.4.3. Méthodes d'analyse	57
2.5. Conclusion	58
CHAPITRE 3 : Présentation et interprétation des résultats	59
3.1. Introduction	59
3.2.1. Demande biochimique en oxygène	59
3.2.2. Demande chimique en oxygène	60
3.2.4. Matière en suspension	61
3.2.5. Matière organique	62
3.2.6. Le pH	63
3.2.7. Conductivité électrique	64
3.2.8. Couleur	64
3.2.9. Turbidité	65
3.2.10. Ortho phosphate	66
3.2.11. Azote ammoniacal NH_3	67
3.2.12. Nitrates	68
3.2.13. Sulfate	68
3.3. Résultats des analyses de la période du mois de Mai	69
3.3.1. Demande biochimique en oxygène	69
3.3.2. Demande chimique en oxygène	70
3.3.3. Oxygène dissous	71
3.3.4. Matière en suspension	71
3.3.5. Le pH	72
3.3.6. Conductivité électrique	73
3.3.8. Turbidité	74
3.3.9. Azote d'Ammoniacal NH_3	74
3.3.10. Les Nitrates	75
3.3.11. Les Sulfates	76
3.3. Résultats des analyses de la période du mois de Juin	76
3.3.1. Quantités d'eau restées dans les bassines	77
3.3.2. Demande biochimique en oxygène	77

3.3.3. Demande chimique en oxygène.....	78
3.3.4. Oxygène dissous.....	79
3.3.5. Matière en suspension.....	79
3.3.6. Matière organique.....	80
3.3.7. Le pH.....	81
3.3.8. Conductivité électrique.....	82
3.3.9. Couleur.....	83
3.3.10. La Turbidité.....	84
3.3.11. Ortho phosphate.....	85
3.3.12. Azote ammoniacal NH_3	85
3.3.13. Nitrate.....	86
3.3.14. Sulfate.....	87
3.4. Evolution des différents paramètres étudiés.....	87
3.4.1. Evolution de la Demande biochimique en oxygène.....	87
3.4.2. Evolution de la Demande chimique en oxygène.....	88
3.4.3. Evolution de l'Oxygène dissous.....	88
3.4.4. Evolution de la matière en suspension.....	89
3.4.5. Evolution de la matière organique.....	90
3.4.6. Evolution des valeurs du pH.....	90
3.4.7. Evolution de la conductivité électrique.....	91
3.4.8. Evolution de la couleur.....	91
3.4.9. Evolution de la Turbidité.....	92
3.4.10. Evolution de l'Ortho phosphate.....	92
3.4.11. Evolution de l'azote ammoniacal.....	93
3.4.12. Evolution du Nitrate.....	93
3.4.13. Evolution du Sulfate.....	94
Conclusion.....	95
Références bibliographiques.....	97
ANNEXE.....	101