

A.H.MAIGA

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso
amadou.hama.maiga@2ie-edu.org

Y.KONATE

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso

J.WETHE

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso

K. DENYIGBA

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso

D.ZOUNGRANA

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso

L.TOGOLA

2iE (ex Groupe EIER-ETSHER)
01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso

Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien : cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER

Performance of a series of three wastewater stabilisation ponds in sahelian climate : Case study at the EIER Wastewater treatment plant.

Résumé

Des études portant sur l'épuration des eaux usées domestiques ont été menées sur une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes à la station expérimentale de l'EIER. Cette filière comporte : un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation. Des mesures d'indicateurs de qualité ont été effectuées pendant 10 mois sur des échantillons prélevés suivant une fréquence bihebdomadaire pour certains et hebdomadaire pour d'autres. Les rendements épuratoires moyens atteignent 66% en MES, 81% en DCO et 87% en DBO₅. Les concentrations résiduelles en MES de l'effluent traité répondent dans 76% des mesures effectuées aux normes de rejet recommandées par la directive de l'Union Européenne (< 150 mg/l). L'élimination du phosphore est faible et instable avec un rendement moyen de 17,2% pour le phosphore total et 19,2% en P-PO₄. La réduction de la pollution azotée atteint en moyenne 76% en NTK, se chiffrant par moment au dessus de 90%. De manière globale, l'élimination de l'azote et du phosphore est faible et les teneurs résiduelles restent assez élevées par rapport à la limite tolérable pour un rejet d'effluent dans un écosystème sensible à l'eutrophisation. L'abattement de la pollution bactérienne est importante allant jusqu'à 4,9 ulog en coliformes fécaux, mais les teneurs résiduelles (3,71 ulog) restent tout de même supérieures à la norme OMS (≤ 3 ulog) pour une réutilisation non restrictive en irrigation. Concernant la charge parasitaire, les études ont montré que la filière assure une élimination totale (100%) des œufs d'helminthes et des kystes de protozoaires.

Mots : Eaux usées, lagunage à microphytes, performance épuratoire, climat sahélien.

ABSTRACT

A performance assessment has been conducted on a series of three wastewater stabilisation ponds at the EIER pilot-scale wastewater treatment plant. The series was composed by one anaerobic pond, one facultative pond followed by one maturation pond.

Samples of raw wastewater and effluent from each pond were taken with a frequency of twice a week and once a week over 10 months and were analysed for indicators of quality. Overall averages for the removal efficiencies of BOD₅, COD and suspended solids were 87%, 81% and 66% respectively. 76 per cent of the suspended solids measures met the European union quality requirement for suspended solids (< 150 mg/l). The capability of the system for P removal was weak and variable, with averages around 17.2 per cent and 19.2 per cent respectively for total-P and ortho-P removals. Average Kjeldah-N removal was 76% per cent and reaches some moment above 90%. Global efficiencies of the series for nitrogen and phosphorus reduction were weak and the effluent concentration of these nutrients didn't satisfy the quality recommended to discharge in water sensitive to eutrophication.

The WSP series showed a total removal efficiency of 4.9 log units for faecal coliforms, but the average concentration of the effluent (3.71 log units) didn't meet the WHO (1989) guideline (≤ 3 log units) for unrestricted irrigation. Concerning helminths eggs and protozoan cysts removals, these were all completely (100%) removed and so confirming the suitability of the final effluent for restricted irrigation.

Key words: wastewater, waste stabilisation ponds, performance, sahelian climate

INTRODUCTION

Dans de nombreux pays africains, les eaux usées urbaines brutes sont rejetées anarchiquement en particulier dans les rues ou dans les caniveaux d'eaux pluviales. L'inadaptation des systèmes intensifs appliqués pour l'épuration des eaux usées dans certains villes d'Afrique (boues activées) par rapport au niveau de technicité a constitué un handicap majeur dans de nombreux cas. Diverses études sur des systèmes de traitement des eaux usées ont révélé que les technologies intensives qui représentaient 76% des stations construites en Afrique francophone en 1993, sont inadaptées dû à plusieurs facteurs comme le coût d'exploitation élevé, la non-disponibilité des pièces de rechange, le manque d'expérience et de la non-appropriation technologique du personnel en charge de la gestion de ces systèmes (CIEH, 1993). Le principal défi consiste à développer les options de traitement qui soient à la fois efficaces et techniquement adaptées aux conditions environnementales et financières des pays africains. De façon évidente, les technologies naturelles d'épuration extensive peu onéreuses constituent des options de traitement adaptées en particulier devant l'intérêt croissant pour la réutilisation de ces eaux usées en agriculture urbaine dans les pays sahéliens.

On note depuis les années 1980, la concentration dans certains pays de la sous région Afrique de l'ouest de quelques stations de lagunage à microphytes. Dans bien des cas, les conditions de

fonctionnement de ces stations se sont révélées différentes de celles qui ont présidé à leur conception. Par conséquent, il devient ainsi difficile de tirer des enseignements valables sur leur performance. Les modèles de dimensionnement des bassins de lagunage étant calés dans des conditions différentes, une étude dans les conditions sahéliennes se justifie.

Le Groupe EIER-ETSHER a initié depuis 1989 des recherches sur le fonctionnement des systèmes de lagunage sous climat sahélien. Les études antérieures sur les performances épuratoires (Guène, O. 1989; Klutsé, A. 1995) ont été effectuées sur des filières à deux étages en série : bassins facultatif et maturation. Cet article rapporte les résultats d'une année d'étude sur une filière de trois étages de bassins en série (Bassin Anaérobie, Bassin facultatif et Bassin de Maturation).

M A T R I E L E T M T H O D E

Description du site

L'étude a été réalisée à la station pilote expérimentale (220 Equivalent-Habitant) du Groupe EIER-ETSHER à Ouagadougou. Le fonctionnement de cette station est régi par le climat soudano-sahélien de Ouagadougou marqué par une longue période sèche avec un ensoleillement important en durée [2500 heures d'ensoleillement par an] et en intensité [19.5 - 22.7 MJ/m²/J]. Construite en 1989, et après une dizaine d'années de fonctionnement, cette station a été réaménagée avec une réorganisation

des filières de traitement. Cette réorganisation a abouti à un nouvel agencement des bassins de lagunage. La station est ainsi composée de cinq filières dont deux filières de lagunage à microphytes (1 et 2), deux filières à lit bactérien (3 et 4), et une filière de lagunage à macrophytes (filière 5).

La filière I est alimentée par les eaux usées produites sur le campus de l'EIER (en sont exclues les eaux usées issues des laboratoires). Le débit journalier admis à l'entrée de la filière est en moyenne de 55 m³/j. Au cours de l'étude, les charges organiques volumiques admises ont varié de 104 à 225 g DBO₅/m³/j. Ce qui correspond à des charges spécifiques moyennes de 105.2 g DBO₅/m²/j sur le bassin anaérobie et 117 Kg DBO₅/ha/j sur le bassin facultatif.

Méthodologie d'échantillonnage et de mesure

Il a été adopté un échantillonnage composite et des mesures bihebdomadaires sur une période de 10 mois (octobre 2004 - juillet 2005). Les échantillons sont prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque bassin afin de suivre la part d'épuration à chaque stade, et la capacité épuratoire de l'ensemble de la filière. Les paramètres physico-chimiques globaux (T°, pH, O₂ dissous, conductivité) ont été mesurés in situ au moyen d'une sonde multi paramètres (multi line P4) sur des échantillons ponctuels prélevés 3 fois par jour (matin entre 7h - 8h, midi entre 12h - 13h et l'après midi entre 17h - 18h).

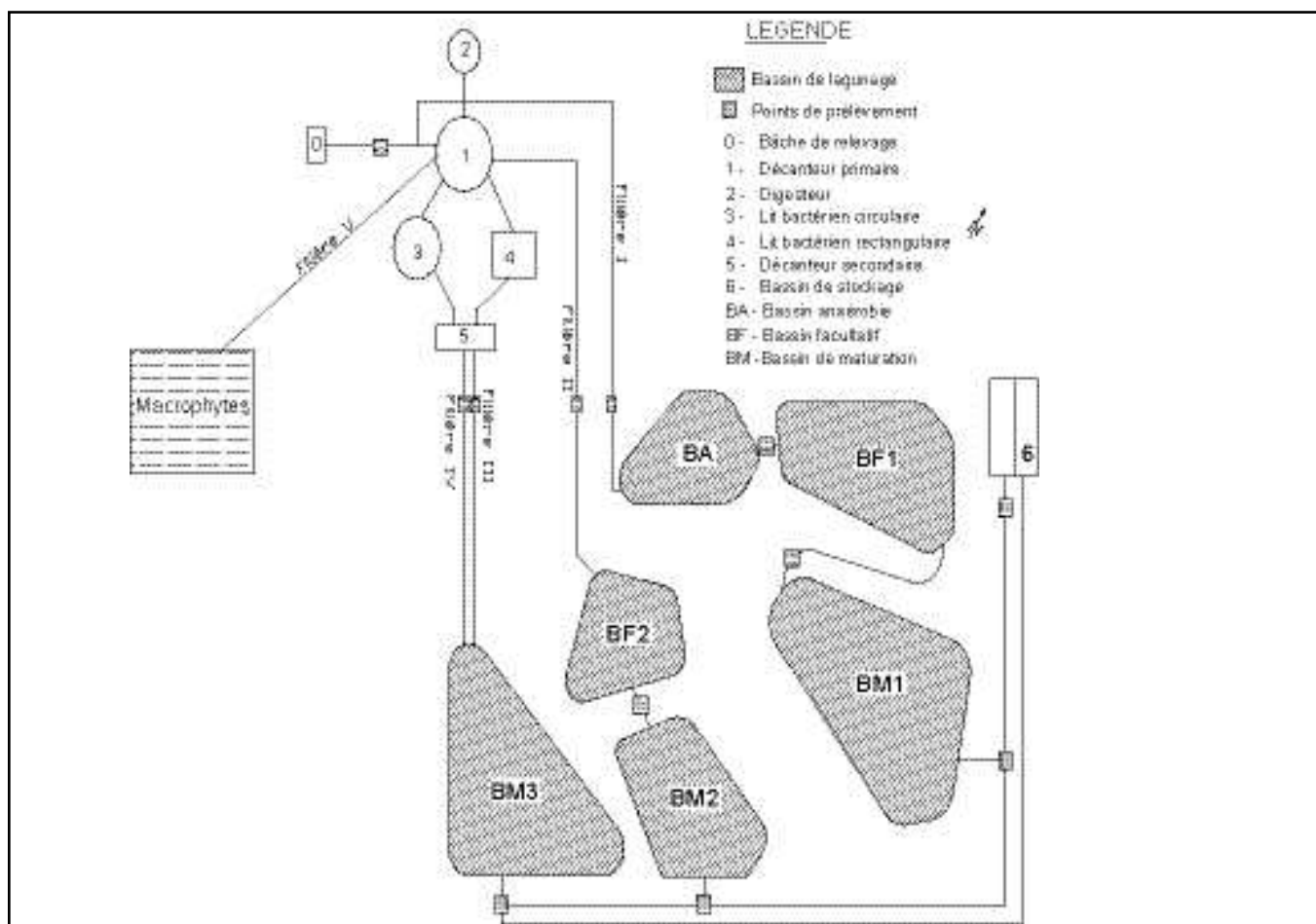


Fig.1 Schéma général des filières de lagunage de la station expérimentale pilote d'épuration des eaux usées de l'EIER

Les paramètres physico-chimiques et biologiques (la DBO_5 , la DCO, les MES, l'Azote, phosphore) ont été mesurés sur des échantillons composites journaliers constitués en proportions égales d'échantillons ponctuels prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque bassin. Les analyses bactériennes (coliformes fécaux) et parasitologiques (kystes de protozoaires et œufs d'helminthes) ont également été faites sur des échantillons composites avec une fréquence d'analyse plus espacée (hebdomadaire).

Pour les matières en suspension (MES), la méthode de mesure adoptée est celle de la pesée différentielle par filtration sur filtre GFC et séchage à $105^{\circ}C$

(AFNOR, T90-105). La demande chimique en oxygène est analysée par oxydation en excès au dichromate de potassium à chaud en milieu acide (méthode AFNOR). La DBO_5 a été évaluée par la méthode manométrique basée sur le principe WARBURG. Pour le bassin facultatif et le bassin de maturation, les mesures de la DBO_5 sont effectuées aussi bien sur les échantillons bruts que sur les échantillons filtrés. Le phosphore total est mesuré sur des échantillons bruts après minéralisation en milieu acide tandis que les ortho-phosphates, et les nitrates sont mesurés sur les échantillons filtrés par la méthode colorimétrique au moyen du spectropho-

tomètre (HACH) DR/2010. L'azote ammoniacal est déterminé par distillation suivie du dosage de l'ammonium par acidimétrie. Le dosage du NTK est fait par distillation précédé d'une minéralisation en milieu acide de l'azote organique en azote ammoniacal. Les coliformes thermotolérants sont dénombrés sur des milieux de cultures spécifiques : gélose lactosée au tergitol 7. La recherche et le dénombrement des parasites (œufs d'helminthes et kystes de protozoaire) sont faits par la méthode de SAF adaptée dont le principe est de traiter le culot des premières centrifugations avec la méthode Schwartzbrod comme une matière fécale et de poursuivre le

Bassin	Profondeur (m)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	Temps de rétention hydraulique (jours)
Bassin anaérobie	2.6	69.7	181.2	3
Bassin facultatif	1.4	415.3	581.4	9,5
Bassin de maturation	0.9	336.9	303.2	5,5

Tableau 1 : caractéristique des bassins de lagunage de la filière étudiée à 3 étages.

Paramètres	Moyenne	Intervalle	Ecart-type	Nombre Echantillons
Température °C	29,6	18.2 – 35.2	2.69	225
pH	7,47	5,63 – 8,68	0,51	225
O ₂ dissous	0,89	0,21 – 6,00	0,47	225
Conductivité µS/cm	655	117 – 944	121	225
DCO mg/l	652	295 – 1026	204	75
DBO ₅ mg/l	489	160 – 800	185	67
MES mg/l	320	112 – 658	121	75
Phosphore total mg/l	15,79	4,10 – 68,00	11,81	75
Orthophosphate mg/l	5,13	2,61 – 9,38	1,65	75
NTK mg/l	209,3	44,80 – 425,60	80,69	19
N-NH ₄ ⁺ mg/l	47,3	17,09 – 86,43	12,21	75
N-NO ₃ ⁻ mg/l	4,03	1,10 – 13,10	2,29	73
CF ulog	6,92	5,30 – 7,93	0,53	47

Tableau 2 : Composition des eaux usées brutes admises dans la filière

protocole SAF suivi d'une observation microscopique.

RESULTATS ET DISCUSSION

Caractéristique de l'influent brut

Les caractéristiques de l'influent brut admis en tête de la filière sont présentées dans le tableau 2. Les valeurs de la DCO et de la DBO₅ restent dans la gamme des

valeurs de référence pour les eaux usées d'origine domestique avec un rapport de DCO/DBO₅ < 2. Il s'agit d'un influent brut facilement biodégradable (Metcalf et Eddy., 1991). Avec des coefficients de variation pour la DCO, la DBO₅, et les MES respectivement de 31%, 37%, et 38%, on est dans une situation de forte variabilité de la qualité de l'influent admis en tête de station. Les valeurs de pH évoluent dans une gamme de

5,6 - 8,6; ce qui est de nature à favoriser le développement bactérien nécessaire à la dégradation biologique des polluants organiques.

Les charges organiques volumiques apportées par les eaux brutes sont conformes aux données de littérature qui rapportent des charges admissibles de 100 à 400g DBO₅/m³/j sur un bassin anaérobie (Arthur., 1983). Au niveau du bassin facultatif, les charges surfaciques reçues restent dans les limites conventionnelles admissibles de 100-400 kg DBO₅/ha/j (Abis., 2002). Ainsi durant la période de l'étude, le bassin anaérobie et le bassin facultatif ont singulièrement fonctionné avec des charges polluantes organiques requises pour un fonctionnement optimal.

Rendements épuratoires

Élimination de la charge organique

Les figures 2, 3, 4 présentent respectivement l'évolution des teneurs et des rendements épuratoires en MES, DBO₅, DCO de l'influent brute à l'entrée de la filière et de l'effluent épuré à la sortie du bassin de maturation.

Les rendements moyens d'abattement de la pollution sur la période de suivi sont de 66% pour les MES, 87% pour la DBO₅ filtrée et 81% pour la DCO. Pour la DCO et la DBO₅, Les rendements d'épuration ont été relativement constants dans le temps, restant respectivement dans les intervalles de [60,9% - 96,1%] et [65,6 - 96,8%]. La stabilité du rendement épuratoire de la filière

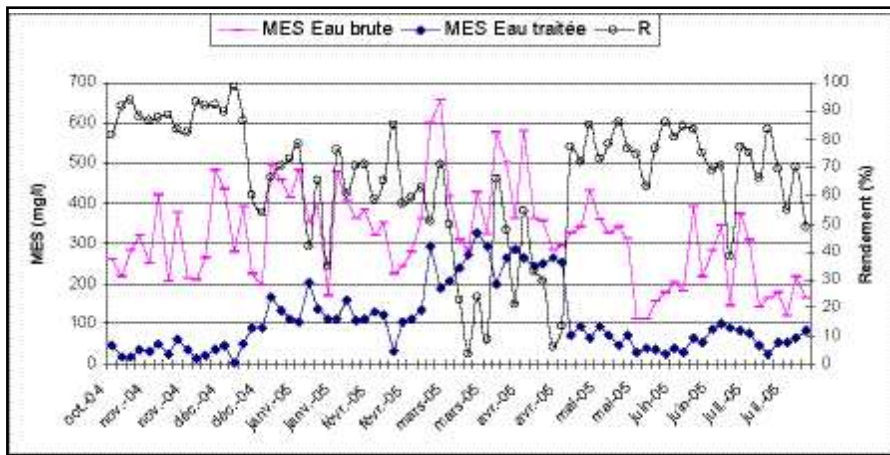


Fig.2 Variation des concentrations en MES de l'influent brute, l'effluent traité, le rendement (R) épuratoire au cours de la période de l'étude.

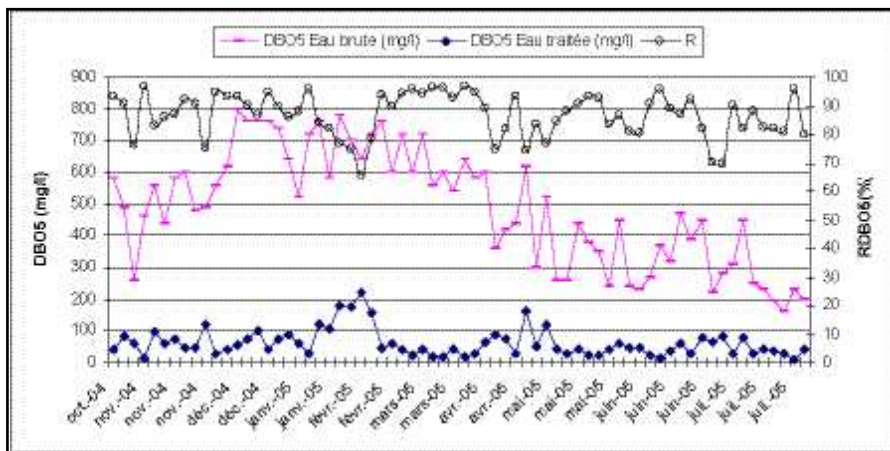


Fig.3 Variation des concentrations en DBO5 de l'influent brute, l'effluent traité, le rendement (R) épuratoire au cours de la période de l'étude.

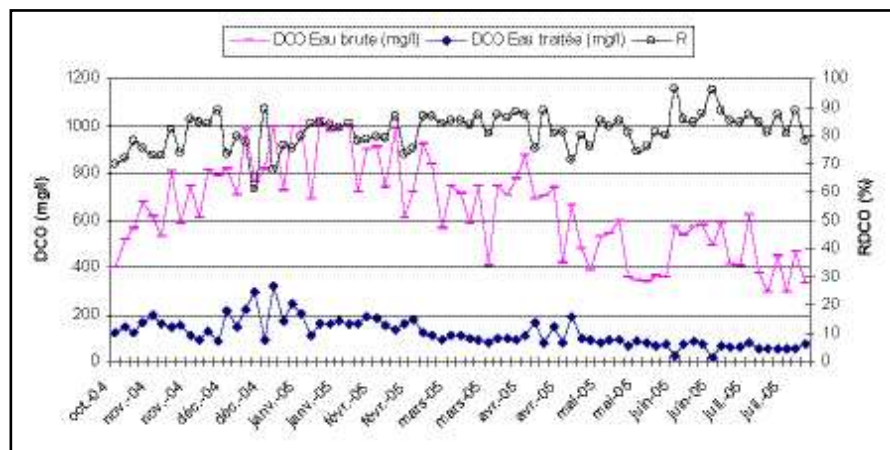


Fig.4 Variation des concentrations en DCO de l'influent brute, l'effluent traité, le rendement (R) épuratoire au cours de la période de l'étude.

en DCO et DBO₅ filtrée est confirmée par l'évaluation des écarts types et des coefficients de variation de ces paramètres qui sont respectivement de 6,2% et

7,6% pour la DCO, et 7,5% et 8,6% pour la DBO₅ filtrée. Dans 83% des mesures de la DBO₅ filtrée sur l'effluent traité, les performances épuratoires ont été

supérieures à 80% (n = 68).

Par contre, pour les MES, on observe de grandes fluctuations pour l'abattement global à la sortie de la station. A la sortie du bassin de maturation, on relève une variation importante des concentrations en MES avec un coefficient de variation de 34,3% et la teneur moyenne est de 110mg/l avec un minimum observé de 4mg/l et un maximum de 326mg/l. Les fortes valeurs en MES de l'effluent traité ont été observées surtout en période de chaleur (mars-avril) correspondant à la période de développement abondant du phytoplancton. En effet, la période de bloom algal caractérisée par une pollution organique de néoformation atténue fortement les performances épuratoires. Ce phénomène apparaît surtout dans les bassins facultatifs et de maturation et conduit certaines périodes à des valeurs de performances négatives selon les mesures effectuées dans ces bassins pour l'abattement de la DBO₅, de la DCO et des MES. La contribution de la charge algale de néoformation dans la DBO₅ totale est traduite par la DBO₅ particulière obtenue par la différence entre la DBO₅ totale et la DBO₅ dissoute. Le tableau 3 présente les teneurs et les proportions de la DBO₅ particulière dans les effluents issus des bassins facultatifs et de maturation.

La DBO₅ particulière atteint des valeurs beaucoup plus importantes dans le bassin facultatif que dans le bassin de maturation, respectivement [10 - 235 mg/l] et [5 - 190 mg/l].

Les concentrations résiduelles en

Bassin	DBO ₅ P mg/l		DBO ₅ P / DBO ₅ Totale en %	
	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne
Bassin Facultatif	10 - 235	66	9 - 84	45
Bassin Maturation	5 - 190	55	4 - 85	47

Tableau 3 : Concentrations en DBO₅ particulaire (DBOSP) et leur proportion par rapport à la DBO₅ totale.

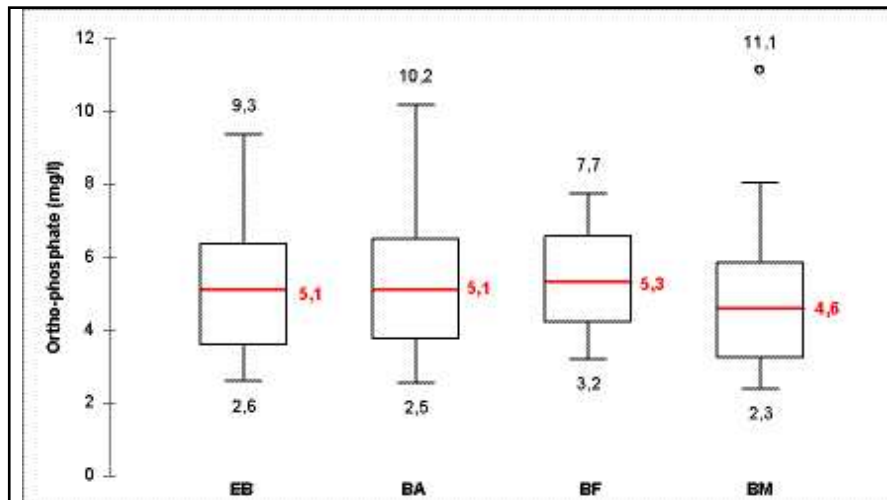


Fig.5 : Teneurs en ortho-phosphates de l'eau brute et de l'effluent aux sorties des bassins.

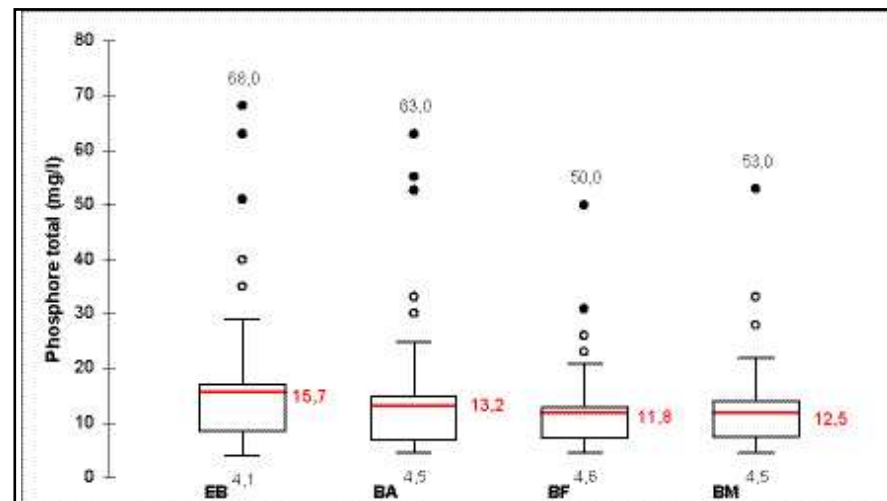


Fig.6 : Teneurs en phosphore total de l'eau brute et de l'effluent aux sorties des bassins.

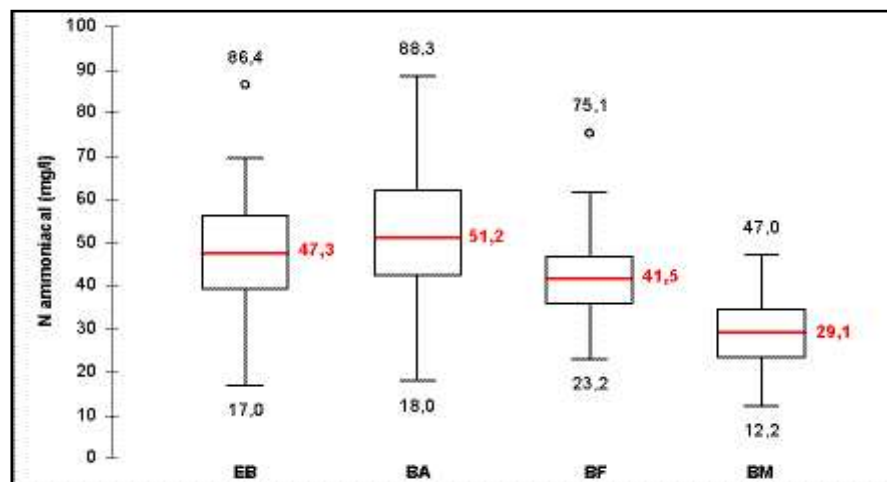


Fig.7 : Teneurs en Azote Ammoniacal de l'eau brute et de l'effluent aux sorties des bassins.

DBO₅ filtrée de l'effluent traité varie entre 10 et 220 mg/l, à comparer au seuil maximum de 25 mg/l suggéré par la réglementation européenne (Council of the European Communities, 1991). En dépit des fortes charges algales souvent observées aussi bien dans le bassin facultatif que dans le bassin de maturation, la qualité de l'effluent à la sortie en terme de MES répond fréquemment aux normes de rejet recommandées par la directive de l'Union Européenne (< 150 mg/l). Ceci est le cas dans 76% des mesures effectuées (n=75).

Élimination des nutriments

L'élimination de l'azote a été analysée sous trois formes à savoir : l'azote total kjeldah, l'azote ammoniacal et l'azote nitrique. Pour le phosphore, c'est le phosphore total et les ortho-phosphates qui ont été analysés. Les figures 5, 6, 7 et 8 présentent respectivement les concentrations en phosphore et en azote (moyenne, minimum et maximum) mesurées dans l'effluent traité durant la période de l'étude. Les figures 9 et 10 présentent respectivement l'évolution des rendements épuratoires en azote et en phosphore durant cette période.

Les teneurs résiduelles moyennes en phosphore total et ortho-phosphates de l'effluent à la sortie de la filière sont respectivement de 12,5mg/l et 4,6mg/l valeurs très élevées par rapport à la limite tolérable de 0,1mg/l en phosphore total pour un rejet d'effluents dans un milieu sensible à l'eutrophisa-

tion (Ayers et Westcot ,1985 ; WHO, 1989).

Le niveau d'élimination du phosphore est faible et instable avec un rendement d'élimination moyen de 17,2% pour le phosphore total et seulement 9,2% pour les ortho-phosphates. Les rendements négatifs en phosphore ont souvent été observés notamment durant les périodes de remontées des boues constatées dans les bassins et plus particulièrement dans le bassin anaérobie.

L'effluent traité présente en sortie des teneurs moyennes en azote kjeldah et en azote ammoniacal élevées (de l'ordre de 47,37 mg/l et 29,1 mg/l respectivement). Ces valeurs sont élevées par rapport à la limite tolérable de 5mg/l d'azote kjeldah proposée par Ayers et Westcot (1985), et l'OMS (1989) pour un rejet d'effluent dans un écosystème sensible à l'eutrophisation. Néanmoins, les rendements épuratoires en NTK atteignent en moyenne 76%, se chiffrant par moment au-dessus de 90%. Les concentrations résiduelles en nitrates de l'effluent sont faibles (avec une moyenne de 2,2mg/l et un maximum de 4,3mg/l).

Elimination de la pollution bactérienne et parasitaire

L'abattement de la pollution bactérienne et parasitaire a été évalué avec comme indicateurs d'une part, les coliformes fécaux, et d'autre part, les œufs d'helminthes et les kystes de protozoaire. Le tableau 4 présente les valeurs moyenne, maximum,

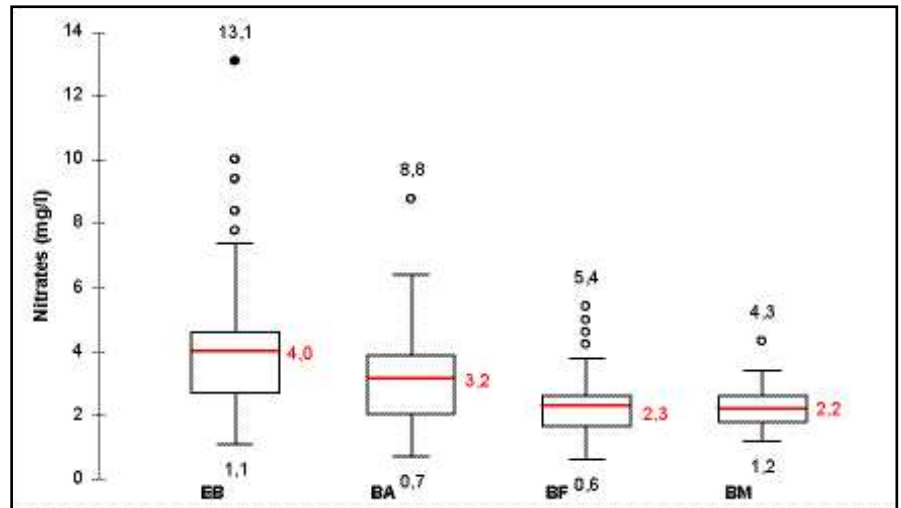


Fig.8 : Teneurs en nitrate de l'eau brute et de l'effluent aux sorties des bassins.

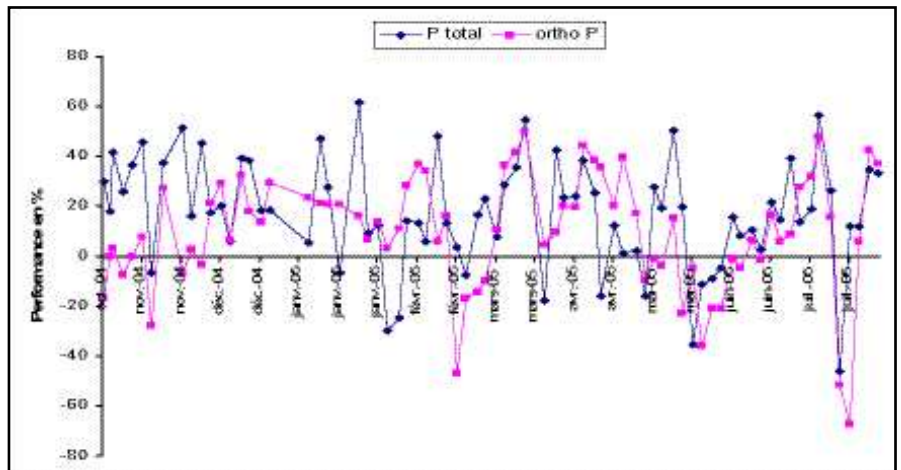


Fig.9 : Rendements épuratoires en Phosphore durant la période de l'étude.

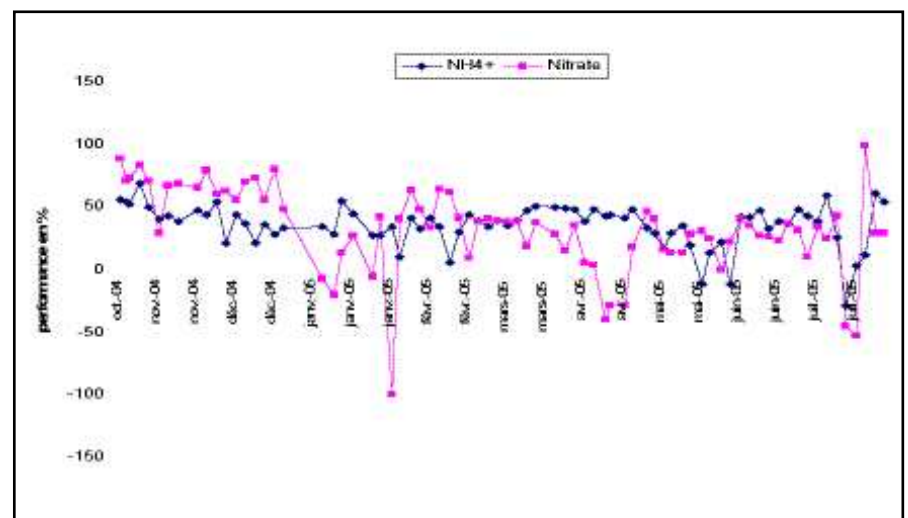


Fig. 10 : Rendements épuratoires en azote ammoniacal et en nitrate durant la période de l'étude.

minimum d'Unités Format Colonies (UFC) mesurées sur 47 échantillons durant la période de l'étude sur l'eau brute et l'effluent à la sortie de chaque bassin.

Les eaux usées brutes présentent des charges en coliformes fécaux variant de 2×10^5 à $8,6 \times 10^7$ ufc avec une valeur moyenne de $1,6 \times 10^7$ ufc. Cette charge est du même ordre de grandeur que celle généralement rencontrée dans les effluents urbains (Lazarova et al. ; 1998 ; Nigim et al. ; 2002). Sur la base de la classification adoptée par Mecalff et Edy (1991), cette charge correspondrait à la composition bactériologique type des effluents bruts d'eaux usées de la catégorie de charge faible à moyenne. Dans l'effluent traité à la sortie de la filière, la teneur résiduelle en coliformes fécaux est en moyenne de $5,4 \times 10^3$ soit 3,73 ulog, avec un minimum de 1×10^3 soit 3 ulog et un maximum de $3,4 \times 10^5$ soit 5,4 ulog. On a ainsi enregistré au cours de la période de l'étude des valeurs élevées d'abattement de la charge en coliformes fécaux avec un maximum de 4,9 ulog en mai, période de forts ensoleillements et de grandes températures. Selon les normes de l'OMS, les eaux épurées ne peuvent faire l'objet de réutilisation en irrigation non restrictive que pour des charges en coliformes fécaux inférieures à 1000 ufc/100 ml. Aussi, les résultats issus de cette étude menée sous climat sahélien restent peu satisfaisants pour l'élimination des coliformes fécaux selon cette norme malgré un temps de séjours

Echantillon	Moyenne géométrique	Intervalle	n
Eaux usées brutes	$1,6 \times 10^7$	$2 \times 10^5 - 8,6 \times 10^7$	47
Effluent Bassin Anaérobie	$2,6 \times 10^6$	$1,2 \times 10^5 - 7,5 \times 10^6$	47
Effluent Bassin Facultatif	$4,1 \times 10^5$	$4 \times 10^4 - 1,7 \times 10^6$	47
Effluent Bassin Maturation	$5,4 \times 10^3$	$1 \times 10^3 - 3,4 \times 10^5$	47

n= nombre d'échantillons analysés

Tableau 4 : Coliformes fécaux dénombrés/100ml dans les échantillons d'eaux usées brutes et les effluents issus des différents bassins

Parasites	Eaux brutes		Bassin Anaérobie		Bassin Facultatif		BM	n
	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle	moyenne	
Ankylostome (œuf/litre)	1	0 - 4	0	0	0	0	0	25
Ascaris (œuf/litre)	2	0 - 10	1	0 - 4	1	0 - 1	0	25
Tricocéphale (œuf/litre)	1	0 - 1	0	0	0	0	0	25
Anguillule (larve/litre)	1	0 - 5	0	0	0	0	0	25
E coli (kyste/litre)	20	6 - 272	3	0 - 8	0	0	0	25
E histolytica (kyste/litre)	21	2 - 55	1	0 - 3	0	0	0	25

Tableau 5 : Evolution des concentrations en parasites par niveau d'épuration

moyen de 18 jours dans les trois bassins. Les résultats de cette étude sont toutefois légèrement meilleurs par rapport à ceux obtenus par Madera *et al.*, (2002) sur une filière similaire en climat tropical humide (Colombie). Avec un temps de séjour total de 12 jours, ils rapportent des concentrations résiduelles en coliformes fécaux de l'ordre 3,81 ulog.

Sur le plan de la pollution parasitaire, les analyses ont révélé sur les eaux usées brutes, des œufs d'helminthes parasites (Ankylostome, Ascaris, Tricocéphale), des larves d'anguillules et des kystes de protozoaires (Entamoeba coli, Entamoeba histolytica). La charge de l'eau brute en œufs d'helminthes et de larves est faible, de l'ordre d'une unité en moyenne par litre. Pour les kystes d'ascaris on a relevé 2 unités en moyenne par litre. Pour les kystes d'Entamoeba coli, on a relevé des valeurs comprises entre 6 à 272 unités par litre. Le tableau 5 présente les valeurs moyennes des indicateurs de pol-

lution parasitaire observées durant l'étude.

On peut noter qu'au stade primaire du traitement déjà (au niveau du bassin anaérobie) les œufs d'Ankylostomes et de Tricocéphale sont entièrement éliminés, les autres parasites y sont partiellement éliminés à hauteur de 60% à 100% pour les œufs d'ascaris, 80% à 100% pour les kystes d'Entamoeba coli et 90% à 100% pour les kystes d'Entamoeba Histolytica. Sur l'ensemble des échantillons analysés (n=25), l'effluent à la sortie de la filière est resté exempt de parasites, soit un rendement constant de 100%. Vu ces résultats d'élimination totale des parasites, l'effluent de sortie de la filière de trois étages de bassins peut être classé en catégorie B (recommandation de l'OMS pour la réutilisation Agricole des eaux usées, 1989). Rappelons que cette réutilisation ne peut être envisagée que pour les céréales, les fourrages, les arbres fruitiers et les cultures industrielles.

CONCLUSION

Cette étude a permis de suivre les performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunages à microphytes sous climat sahélien. Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants pour l'élimination des matières en suspension en accord avec les normes de rejet des effluents de lagunage recommandées par l'Union Européenne pour ce paramètre ($< 150 \text{ mg/l}$). L'élimination de la DBO_5 reste partielle et les valeurs résiduelles de la DBO_5 filtrée [$10\text{-}220 \text{ mg/l}$] sont en grande partie au dessus des limites des teneurs ($< 25 \text{ mg/l}$) recommandées par l'union européenne.

L'élimination des nutriments (en azote et en phosphore) est très faible. Les concentrations résiduelles restent très élevées dans l'effluent traité et pourraient constituer un grand risque d'eutrophisation pour des rejets en milieu sensible. Cependant, ils constitueront un apport intéressant de fertilisation en nutriments azotés et phosphorés dans le cas d'une réutilisation en agriculture urbaine.

L'abattement de la pollution bactérienne est peu satisfaisant. La charge résiduelle moyenne en coliformes fécaux dans l'effluent traité reste encore relativement élevée (3.73 ulog) par rapport à la norme OMS ($< 3 \text{ ulog}$) pour une irrigation non restrictive. Le rendement épuratoire enregistré est de 100% pour l'élimination des parasites (œufs d'helminthes et kystes de protozoaire).

L'absence totale de parasite dans l'effluent traité durant toute la période de l'étude permet de le classer en catégorie B du classement OMS pour une irrigation restrictive notamment, c'est-à-dire pour des produits destinés au bétail ou cultures fruitières n

BIBLIOGRAPHIE

Abis, K.L. (2002). The performance of facultative Waste Stabilisation Ponds in the United Kingdom. PhD Thesis, School of Civil Engineering, University of Leeds. 212 p

Arthur, J.P. (1983). Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries. Technical Paper No. 7. Washington, DC: The World Bank.

Ayers, R.S. and Westcot, D.W. (1985). Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome.

Council of the European Communities (1991). Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. Official Journal of the European Communities L135, 40-52 (30 May).
<http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-urbanwaste/directiv.html>

CIEH (1993). Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude comparative des systèmes d'épuration collectifs dans le contexte africain". CIEH; Ouagadougou. 66 p.

Guène, O. (1989). Contribution à l'étude du fonctionnement et de la modélisation de l'épuration de la pollution carbonée et microbienne des lagunes naturelles sous climat sahélien. Cas de la station pilote de l'EIER. Rapport de recherche / EIER. 65 p.

Klutsé, A. (1995). Epuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone

soudanosahélienne (Ouagadougou, Burkina Faso). Thèse de Doctorat / Université Montpellier II. 160 p.

Lazarova, V., Savoye, P., Janex, M.L., Blatchley, E.R and Pommepay, M. (1998). Advance wastewater Disinfection technologies: State of the art and perspectives. Recycling and reuse. 2^o International conference. Resources and Environmental: Priorities and challenge. 14-16 september 1998, Milan, Italy, 354-362.

Madera, C.A., Pena, M.R., and Mara, D.D (2002). Microbiological quality of a waste stabilisation pond effluent used for restricted irrigation in Valle Del Cauca, Colombia.
Wat. Sci. Tech., 45 (1), pp139-143

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 3rd ed., McGraw-Hill International Editions, New York, USA.

Nigim, H.H., Hashlamoun, W.A., Al-dadah, J.Y., and Vasel, J.L. (2002). Potential implication of subsurface drip irrigation with primary treated wastewater. IWA regional symposium on water recycling in Mediterranean region. Iraklio, Greece, 26-29 September 2002. Preprint Book 2: 171-174.

WHO (1989) Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture.
Technical. Technical report series No778, World Health Organization, Geneva 1989.