

Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement

Removal of nitrogen and phosphorus by high rate algal pond system

H. EL. HALOUANI¹, B. PICOT¹, C. CASELLAS¹, G. PENA¹, J. BONTOUX¹

Reçu le 15 janvier 1991, accepté pour publication le 16 juillet 1992*.

SUMMARY

High rate algal ponds (HRAP) for wastewater treatment have been the focus of a lot of attention since their creation by Professor W.J. OSWALD in the early 1960's. These aquatic ecosystems are hypereutrophic because of massive nutrient introduction with the wastewater influent. This kind of pond is very different from oxidation ponds because of short residence times (2 to 12 days), shallow depths (0.30 to 0.60 m) and constant mechanical mixing which improves algal growth.

This study has been carried out in a small town in the department of Hérault (France). The objective is to establish the efficiencies and mechanisms for nitrogen and phosphorus removal from secondary domestic wastewater by treatment by HRAP. A high rate algal pond of 48 m² surface area and 35 cm depth, constantly mixed with paddle wheels was studied (*fig. 1*). Residence times changed from 2 to 12 days with solar radiations and influent loading. The samples were collected once a week from the in- and outflow at 3 p.m. Dissolved and particulate COD, various nitrogen and phosphorus compounds, suspended solids, chlorophyll-a, pH, dissolved oxygen, temperature and irradiation were determined.

The results of principal component analysis show a negative correlation between (1) the climatic and photosynthetic parameters and (2) inorganic nitrogen and phosphorus compounds, as well as the influence of organic loading on the HRAP efficiency.

1. Département Sciences de l'environnement et Santé Publique, URA CNRS 1355, Faculté de pharmacie, Avenue Charles Flahault, 34060 Montpellier cedex.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 14 août 1993.

Communication présentée à la journée « Jeunes chercheurs » du Gruttee, le 28 septembre 1990 à Poitiers.

The chronological clustering analysis was performed on the data taking into account the discontinuities of effluent nutrient contents (*fig. 4*). During the first year, from February to September 1988, good climatic conditions were shown to favour photosynthetic activity and consequently a good ammonia and orthophosphate removal. From September 1988 to February 1989, the effluent was characterized by high ammonia and orthophosphate levels because of unfavourable climatic conditions and low photosynthetic activity. During the second year, the objective was to improve removal efficiencies; the residence time was changed with solar radiations and influent loading. The results of the chronological clustering analysis of ammonia and orthophosphate levels showed only one sequence (February 1989-January 1990) because the seasonal variations of nutrient removal were attenuated. The optimal residence time was found to be 4 days in summer and 12 days in winter.

The evolution of dissolved chemical oxygen demand is independent of seasonal conditions but decreases with the maturity of the system ($< 50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$).

The mass balance of nitrogen and phosphorus compounds has been established (*fig. 5*). In high rate algal pond influent, the main nitrogen form is ammonia. In the effluent the main nitrogen form is suspended organic nitrogen. The oxidized forms (NO_2^- et NO_3^-) present very low levels; nitrification is a minor process in the system. Ammonia is reduced by both assimilation and stripping; suspended organic nitrogen in the effluent is an indicator of assimilation by algal biomass and loss of nitrogen is an indicator of ammonia stripping. With regard to directive 91/271 EEC concerning domestic wastewater treatment, partial algal separation is necessary in order to achieve $15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ total nitrogen, which is the limit for zones sensitive to eutrophication.

The residual phosphate levels are controlled by pH, which is responsible for instantaneous calcium phosphate precipitation. As the dissolved calcium concentrations are high in the calcareous region near the site ($\text{Ca} = 125 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), the pH of the water will be the main constraint on phosphate elimination in the HRAP. Theoretical calculations indicate that the precipitate is probably an amorphous tricalcium phosphate in pseudoequilibrium (*fig. 6*). Phosphate concentrations are much higher than the values expected for calcium hydroxyapatite in equilibrium (MOUTON *et al.*, 1992). The limit of $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ for phosphorus can only be attained when pH reaches or exceeds 9.

Nitrogen and phosphorus removal is correlated mainly with phytoplanktonic activity, which controls biological nutrients assimilation and pH levels. High pH values are responsible for ammonia stripping and calcium phosphate precipitation.

Key-words : high rate algal pond, wastewater treatment, nitrogen, phosphorus.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est de comprendre le fonctionnement épuratoire de l'écosystème particulier que constitue le lagunage à haut rendement (LHR) afin de déterminer les principaux facteurs responsables de l'élimination de l'azote et du phosphore.

Sur un bassin de 48 m^2 , alimenté en eaux usées domestiques préalablement traitées pendant une semaine dans un bassin primaire ont été suivies selon un rythme hebdomadaire les formes carbonées, azotées et phosphorées dissoutes et particulaires, les variables caractéristiques de l'activité photosynthétiques (chlorophylle a, pH et O_2) et les données climatiques (rayonnement solaire et température).

Une analyse en composantes principales réalisée sur l'ensemble des résultats a montré, d'une part l'opposition des variables climatiques et photosynthétiques aux formes minérales de l'azote et du phosphore (N-NH_4 et P-PO_4) et d'autre part l'influence de la charge organique sur le fonctionnement du système.

L'évolution des formes azotées et phosphorées présente un effet saisonnier marqué. En hiver ou lors de surcharge organique importante, une augmentation du temps de séjour peut améliorer les rendements épuratoires. L'évolution de la matière organique dissoute est indépendante du cycle saisonnier. Au cours des deux années du suivi on observe une adaptation progressive de l'écosystème à la dégradation de la matière organique.

Dans le lagunage à haut rendement l'élimination de l'azote et du phosphore est liée principalement à l'activité algale, qui entraîne une assimilation biologique et une élévation du pH, responsables des phénomènes chimiques de volatilisation de l'azote ammoniacal et de précipitation de phosphate de calcium.

Mots clés : lagunage à haut rendement, traitement des eaux usées, azote, phosphore.

1 – INTRODUCTION

La protection de l'environnement aquatique vis-à-vis de l'eutrophisation est aujourd'hui une préoccupation majeure ; ce phénomène est lié au déversement d'eaux usées plus ou moins épurées dans les milieux récepteurs. Le lagunage à haut rendement (LHR) généralement employé pour produire des algues de manière intensive peut être appliqué au traitement des eaux usées en raison de l'importante efficacité d'assimilation de l'azote et du phosphore par les microalgues (SCHELEF *et al.*, 1980 ; DE LA NOUE *et al.*, 1983 ; TAM et WONG, 1989). Le système jugé attrayant parce qu'il associe épuration et valorisation de la biomasse algale notamment en climat tropical se rencontre dans plusieurs pays : USA, Israël, Philippines, Thaïlande, Singapour, Koweït.

La biomasse algale dans ces systèmes est étroitement liée aux conditions climatiques, à la charge organique et au temps de rétention dans les bassins.

Le lagunage à haut rendement se distingue du lagunage classique par trois caractéristiques : profondeur faible (0,30 à 0,60 m), agitation mécanique permanente et temps de séjour courts (2 à 12 jours selon les conditions climatiques) ce qui se traduit par une réduction des surfaces nécessaires.

L'étude présentée ici a pour objectif de comprendre le fonctionnement du lagunage à haut rendement, de déterminer les facteurs responsables de l'élimination de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux à traiter et de définir sous climat méditerranéen les conditions d'exploitation les plus efficaces pour éliminer ces nutriments.

- la : DBO₅ à éliminer en mg · l⁻¹
S : énergie solaire en joule cm⁻² jour⁻¹
F : rendement photosynthétique.

Une étude hydraulique réalisée par traçage nous a confirmé que notre bassin de LHR peut être considéré comme un réacteur parfaitement agité. Ce qui nous a conduit à échantillonner seulement l'entrée et la sortie du bassin. Le prélèvement de sortie peut être considéré comme représentatif de l'ensemble du bassin (EL HALOUANI, 1990).

Chaque station de prélèvement a été échantillonnée hebdomadairement à 15 heure durant 2 ans de février 1988 à février 1990 soit 105 prélèvements.

Les analyses physico-chimiques ont été effectuées selon la norme française pour l'analyse des eaux (Norme AFNOR). Le dosage de la bactériochlorophylle a a été réalisé selon la méthode préconisée par TAKAHASHI et ISHIMURA (1970). L'analyse du dépôt prélevé par raclage au fond du bassin de LHR a été effectuée selon la méthode de GOLTERMAN et BOOMAN (1988). Les données climatiques (rayonnement solaire et température de l'air) proviennent de la station météorologique Montpellier-Fréjorgues située à 25 km de Mèze sur un site identique.

Les méthodes statistiques utilisées sont celles de l'analyse en composantes principales (ACP) permettant d'établir la synthèse des résultats obtenus et la méthode de groupement chronologique (LEGENDRE et LEGENDRE, 1984) ayant pour but de mettre en évidence l'existence, ou non, de séquences distinctes dans la succession temporelle ainsi que l'organisation de ces séquences dans le temps.

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

La figure 2 présente la moyenne hebdomadaire du rayonnement solaire et de la température sur les deux ans d'étude (1988-1990). Le climat de Mèze est de type tempéré méditerranéen, doux l'hiver et chaud l'été, la température moyenne du mois le plus froid est de 7,9 °C en janvier 1990, celle du mois le plus chaud est de 25,3 °C en août 1989, la moyenne mensuelle du rayonnement solaire est de 314 joules cm⁻²j⁻¹ en décembre 1989 et de 2510 joules cm⁻²j⁻¹ en juillet 1988 et la plus forte intensité atteinte est de 2930 joules cm⁻²j⁻¹ en juillet 1988.

3.1 Synthèse des résultats par l'analyse en composantes principales

Les caractéristiques des variables à l'entrée et à la sortie du LHR (moyenne, écart type, minimum, maximum) sont donnés dans le tableau 1. Afin de mieux comprendre le fonctionnement du LHR et de déterminer les principaux phénomènes contrôlant l'élimination de la pollution carbonée, azotée

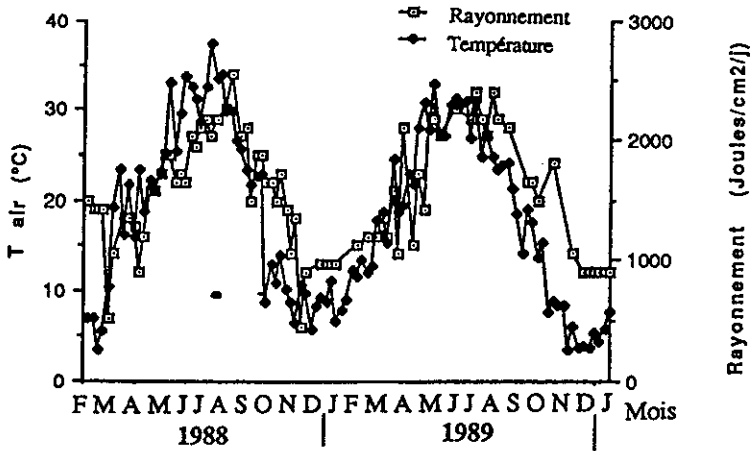


Figure 2 Moyenne hebdomadaire du rayonnement solaire et de la température (1988-1990).
Mean weekly solar radiation and temperature (1988-1990).

Tableau 1 Moyenne, écart-type, minimum et maximum des variables physico-chimiques de l'effluent d'entrée et de l'effluent de sortie du lagunage à haut rendement durant la période d'étude.

Table 1 Mean, standard deviation, minimum and maximum of the variable in the influent and effluent of a high rate algal pond during the study period.

Descripteur	Entrée du LHR			Sortie du LHR		
	Moyenne arithmétique et écart-type	Minimum	Maximum	Moyenne arithmétique et écart-type	Minimum	Maximum
Température de l'eau (°C)				17,0 ± 6,8	3,5	28,2
pH	7,9 ± 0,4	6,3	8,5	8,5 ± 0,5	7,6	9,9
Oxygène dissous (mg · l ⁻¹)	0,34 ± 0,20	0,1	1,2	10,6 ± 7,9	0	34
Matières en suspension (mg · l ⁻¹)	147 ± 52	58	343	187 ± 100	12	560
DCO totale (mg · l ⁻¹)	370 ± 147	187	1 061	318 ± 151	100	949
DCO soluble (mg · l ⁻¹)	179 ± 121	47	694	92 ± 47	27	348
DCO particulaire (mg · l ⁻¹)	191 ± 73	0	490	226 ± 138	17	703
Azote organique dissous (mg N · l ⁻¹)	3 ± 2,2	0	10,9	3,2 ± 2,2	0	9,3
Azote organique particulaire (mg N · l ⁻¹)	11,7 ± 4,6	1,3	24,2	14,1 ± 8,4	1,4	46,4
Azote ammoniacal (mg N · l ⁻¹)	22,4 ± 5,6	9,2	35,0	9,0 ± 8,6	0	29
Phosphore total (mg P · l ⁻¹)	11,1 ± 1,5	6	13,7	9,3		
Phosphore particulaire (mg P · l ⁻¹)	1,7 ± 0,9	0,4	4,3	3,2 ± 2,2	0,2	13,3
Orthophosphates (mg P · l ⁻¹)	7,01 ± 1,1	3,8	9,9	4,6 ± 2,1	0,45	8,7
Calcium (mg · l ⁻¹)	125 ± 13	99	175	116 ± 17	73	155
Chlorophylle a (mg · l ⁻¹)	0,91 ± 0,77	0	3,4	1,23 ± 0,96	0	4,98
Bactériochlorophylle a (mg · l ⁻¹)	0,66 ± 0,54	0	2,07	0,46 ± 0,94	0	5,6

et phosphorée nous avons réalisé une analyse multivariée (ACP) sur 20 variables et 105 individus. Les valeurs propres et les pourcentages d'inertie sont donnés dans le tableau 2. Les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) expliquent 61 % d'inertie. L'axe 1 du plan 1*2 (fig. 3) représente une grande part de la variance des résultats (37 %), il est fortement dominé par l'opposition entre les variables climatiques (Ray et TE) et les variables de la photosynthèse (Chl a, pH, O₂) d'une part et les formes minérales de l'azote et du phosphore d'autre part (N-NH₄, P-PO₄) ; cet axe décrit l'activité algale. L'axe 2 avec 24 % d'inertie définit parfaitement les formes particulières de l'azote, du phosphore et de la matière organique (NOP, PP, DCOP) et la bactériochlorophylle a. La représentation des individus dans le plan 1*2 indique des groupements en fonction des facteurs climatiques et des facteurs de charge, nous distinguons 3 groupes :

– Une période estivale (avril à août) caractérisée par une forte activité photosynthétique et une bonne efficacité épuratoire.

– Une période hivernale (novembre à février) caractérisée par une activité algale réduite responsable des concentrations élevées en N-NH₄ et en P-PO₄.

– Un changement brutal dans le fonctionnement de l'écosystème en septembre et octobre. La station d'épuration reçoit alors des effluents de caves vinicoles fortement chargés en matière organique. Les conditions de surcharge sont responsables de l'apparition des eaux rouges dans le LHR dues à l'activité des bactéries phototrophes, ceci se traduit par des teneurs élevées en bactériochlorophylle, N, C et P sont alors essentiellement sous forme particulière. Ces eaux rouges ont également été observées dans certains lagunages classiques (lagunage de Mèze : AYARI, 1985) ; lagunage du Grau du Roi (DRAKIDES, 1983), lagunage de Marrakech (BOUARAB, 1988). La surcharge de la période des vendanges a été bien mieux supportée par le LHR la deuxième année d'expérimentation, comme le montre la position du mois d'octobre 1989 sur l'axe 2 du plan 1*2, en raison sans doute de l'augmentation du temps de séjour que nous avons fixé durant cette période à 12 jours (au lieu de 4 jours la première année).

Tableau 2 Valeurs propres et pourcentage d'inertie des 5 premiers axes de l'ACP.

Table 2 Eigenvalues and inertia percent of the 5 first axes of the principal component analysis.

Axes	Valeurs propres	Pourcentages	% cumulés
1	6,595	36,6	36,6
2	4,254	23,6	60,3
3	2,001	11,2	71,4
4	0,885	4,9	76,3
5	0,798	4,4	80,8

Cette analyse en composantes principales a permis de mettre en évidence :

- L'importance des facteurs climatiques dans le fonctionnement du LHR
- L'importance de l'activité algale dans le contrôle des formes minérales de l'azote et du phosphore.
- L'impact des fortes charges sur l'efficacité épuratoire de l'écosystème.

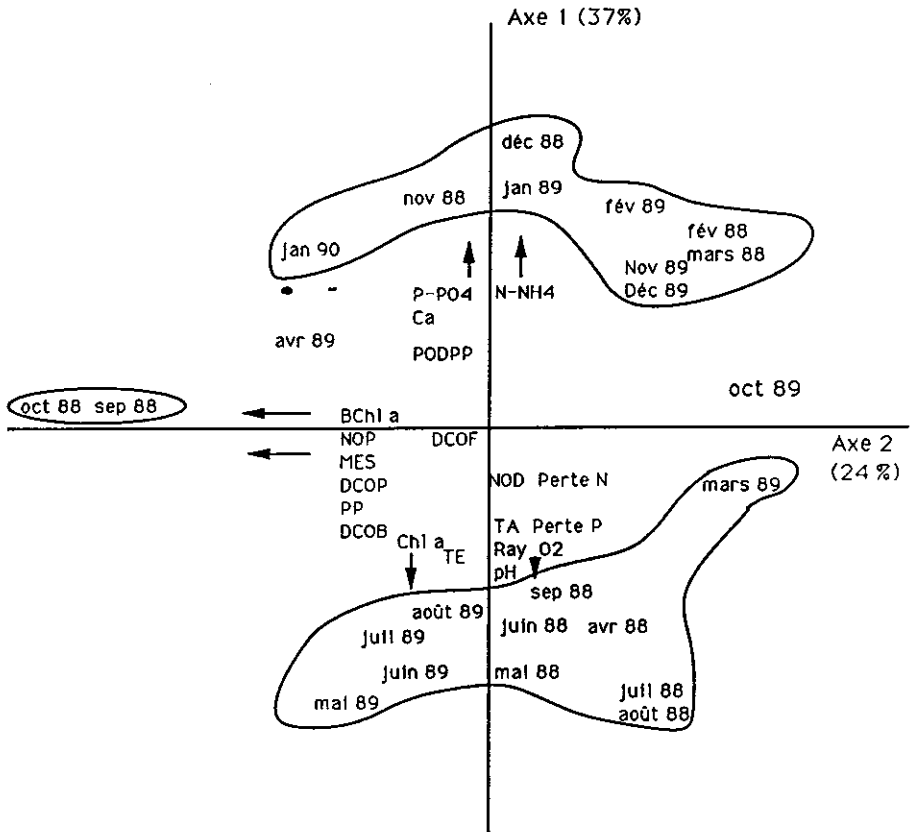


Figure 3 Représentation des variables et des individus dans le plan des deux premières composantes principales (ACP).

Rayonnement solaire (Ray), température de l'eau (TE), chlorophylle a (Chl a), bactériochlorophylle a (BChl a), matières en suspension (MES), DCO brute (DCOB), DCO filtrée (DCOF), DCO particulaire (DCOP), azote ammoniacal (N-NH₄), azote organique particulaire (NOP = azote total brut - azote total filtré), azote organique dissous (NOD = azote total filtré - azote ammoniacal), perte en azote (Perte N = azote total entrant - azote total sortant), orthophosphate (P-PO₄), phosphate particulaire (PP), phosphore organique dissous et polyphosphates (PODPP = phosphore total filtré - P-PO₄), perte en phosphore (Perte P = phosphore total entrant - phosphore total sortant), calcium (Ca), oxygène (O₂), titre alcalimétrique (TA).

Representation of variables and data points in the map of the first two components of the principal components analysis (PCA).

3.2 Evolution temporelle des variables photosynthétiques et des variables caractéristiques de l'efficacité épuratoire

L'analyse des groupements chronologiques réalisées sur les variables de la photosynthèse (Chl a, pH, O₂) permet de distinguer 5 séquences (fig. 4 a, b, c). A part la première séquence correspondant au démarrage, les quatre

autres sont organisées selon un rythme saisonnier, ce rythme (été-hiver) a été conservé sur les deux ans d'étude. Les concentrations maximales en Chl a, en O_2 et des pH alcalins sont enregistrés en période estivale qui peut s'étendre sur une période de 8 mois ; les concentrations minimales en Chl a, en O_2 et des pH faiblement alcalins sont observés en période hivernale étalée sur 4 mois. La teneur maximale en Chl a peut aller jusqu'à $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, celle de l'oxygène est bien au-delà de la saturation avec des pics supérieurs à $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ et des taux de saturation de l'ordre de 300 à 400 %, le pH peut atteindre des valeurs de 10. Ces données montrent qu'une activité photosynthétique intense peut prendre place dans le LHR.

Les groupements chronologiques réalisés sur les évolutions temporelles de l'azote ammoniacal et des phosphates montrent que le rythme saisonnier mis en évidence au cours de la première année a tendance à disparaître au cours de la deuxième année, conséquence de la stratégie adoptée. Pendant la première année le temps de séjour a été changé une seule fois, alors qu'au cours de la deuxième année cinq changements de temps de séjour ont été effectués ; ce qui a entraîné une instabilité du fonctionnement du système comme le montrent les fortes fluctuations des teneurs en N-NH_4 et en P-PO_4 (fig. 4, d, e).

L'évolution de la matière organique dissoute est indépendante du cycle saisonnier et montre une tendance générale à la diminution. Cette diminution se produit de façon lente mais constante, ce qui indique une adaptation progressive de l'écosystème à la dégradation de la matière organique. La concentration minimale en DCOF est inférieure à $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (fig. 4 f).

Les concentrations minimales en N-NH_4 sont négligeables voire nulles, celles des phosphates sont voisines de $1 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$. Ces valeurs sont atteintes lorsque l'activité algale est intense, comme l'ont montré les résultats de la première année en période estivale. Dans les zones sensibles, sujettes à eutrophisation, la Directive Européenne 91/271 fixe des concentrations maximales moyennes de $15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$ et $2 \text{ mg l}^{-1} \text{P}$ en sortie des stations d'épuration d'eaux usées urbaines de capacité comprise entre 10 000 et 100 000 Equivalents-habitant. Ces conditions pourraient être remplies en sortie du LHR, durant toute l'année pour l'azote et en été pour le phosphore, à condition de pouvoir séparer correctement les algues.

Nous pouvons retenir de ces résultats que :

- les changements fréquents du temps de séjour entraînent une instabilité du système,
- pour un fonctionnement correct en période estivale il est nécessaire de respecter un minimum de 4 jours de temps de séjour,
- le système peut absorber une surcharge organique estivale lorsque les conditions d'éclairement sont favorables à une activité photosynthétique intense. Si la surcharge organique a lieu en période hivernale (cas de l'arrivée d'eaux résiduares vinicoles) une augmentation du temps de séjour est indispensable.

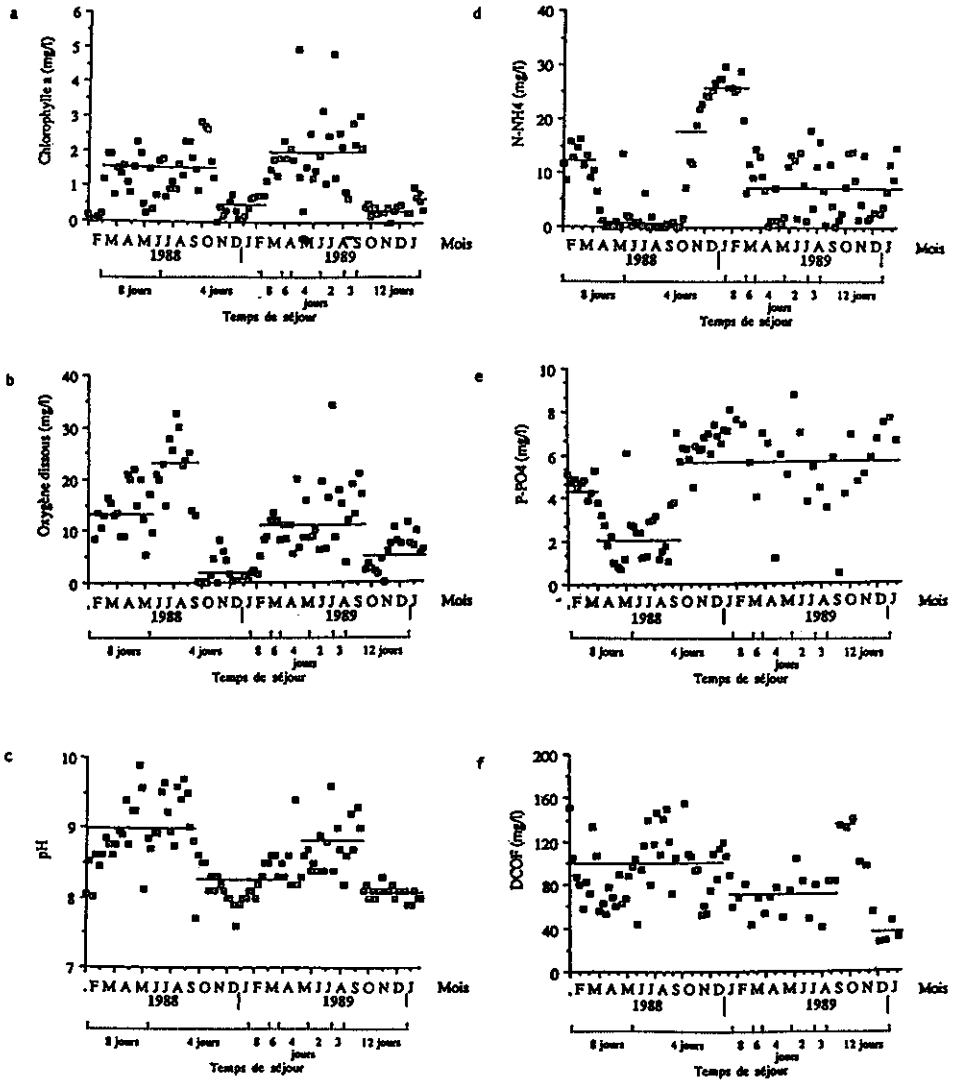


Figure 4 Evolutions temporelles de la chlorophylle a, du pH, de l'oxygène, N-NH₄, P-PO₄, DCO dissoute et résultats des groupements chronologiques à la sortie du lagunage à haut rendement. Les segments de lignes horizontales correspondent au découpage fourni par le groupement chronologique et sont situés à la valeur moyenne de chaque groupe.

Temporal trends for Chl a, pH, O₂, N-NH₄, P-PO₄, and filtered COD, in the high rate pond effluent and results of chronological clustering.

3.3 Devenir de l'azote et du phosphore dans le lagunage à haut rendement

Dans le but de comprendre le devenir de l'azote et du phosphore dans le LHR, nous avons dressé un bilan moyen entrée-sortie sur les deux ans d'étude (fig. 5). Les pourcentages des différentes formes azotées ou phosphorées sont exprimés par rapport à l'azote total ou le phosphore total entrant dans le LHR. Les formes oxydées azotées (N-NO₂ et N-NO₃), toujours inférieures à 1 mg l⁻¹N, n'ont pas été prises en compte car leurs teneurs ne rentrent pas de façon significative dans l'établissement du bilan ; plusieurs auteurs ont également noté l'absence de nitrates dans le LHR malgré les fortes teneurs en oxygène (KOOPMAN *et al.*, 1980 ; SHELEF *et al.*, 1982 ; NUR-DOGAN, 1988). Ce dernier invoque les fortes variations nyctémérales du pH, de la température et de l'oxygène comme inhibitrices de la croissance des bactéries nitrifiantes, le temps de séjour court pourrait également expliquer l'absence de nitrification.

A l'entrée du LHR les formes minérales de l'azote (N-NH₄) et du phosphore (P-PO₄) prédominent, la fraction particulaire est non négligeable, l'effluent d'alimentation du LHR correspondant à la sortie d'une lagune primaire déjà riche en phytoplancton. Nous observons au niveau de l'effluent de sortie du LHR une augmentation des fractions particulaires azotées et phosphorées au détriment des formes minérales, ce qui traduit l'assimilation biologique des nutriments par les algues. L'établissement des bilans nous permet de constater une diminution de l'azote total et du phosphore total au cours du passage de l'effluent dans le LHR, cette fraction disparue a été dénommée « perte » en azote ou en phosphore, elle correspond à la différence entre l'azote total ou le phosphore total à l'entrée et à la sortie du système. Ces pertes en azote et en phosphore sont d'une part corrélées positivement avec les variables de la photosynthèse (pH, O₂) et avec les facteurs climatiques et d'autre part corrélées négativement avec les formes minérales de l'azote et du phosphore et avec le calcium.

Quelles sont les origines de ces pertes en azote et en phosphore ?

3.3.1 Élimination de l'azote

Plusieurs auteurs travaillant sur le lagunage ont attribué les pertes en azote au phénomène de volatilisation ou « stripping » de l'ammoniac (MILLER *et al.*, 1977 ; SHELEF *et al.*, 1982 ; PICOT *et al.*, 1991). Le stripping de l'ammoniac consiste en un transfert de NH₃ à partir de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ce phénomène est contrôlé par plusieurs facteurs physico-chimiques et hydrodynamiques (SHPIRT, 1981 ; PANO et MIDDLEBROOKS, 1982 ; BOISSERIE, 1990) : les pH alcalins sont nécessaires pour la formation de NH₃. La présence d'une agitation ou turbulence favorise le transfert de l'ammoniac de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Dans le LHR les conditions permettant la volatilisation de NH₃ sont réunies : l'activité algale intense qui s'y développe s'accompagne d'une augmentation du pH suite à l'assimilation photosynthétique des bicarbonates (AZOV, 1982 ; BUHR et MILLER, 1983 ; RICHMOND, 1986, DUBINSKY, 1986). Les pH peuvent atteindre des valeurs proches de 10.

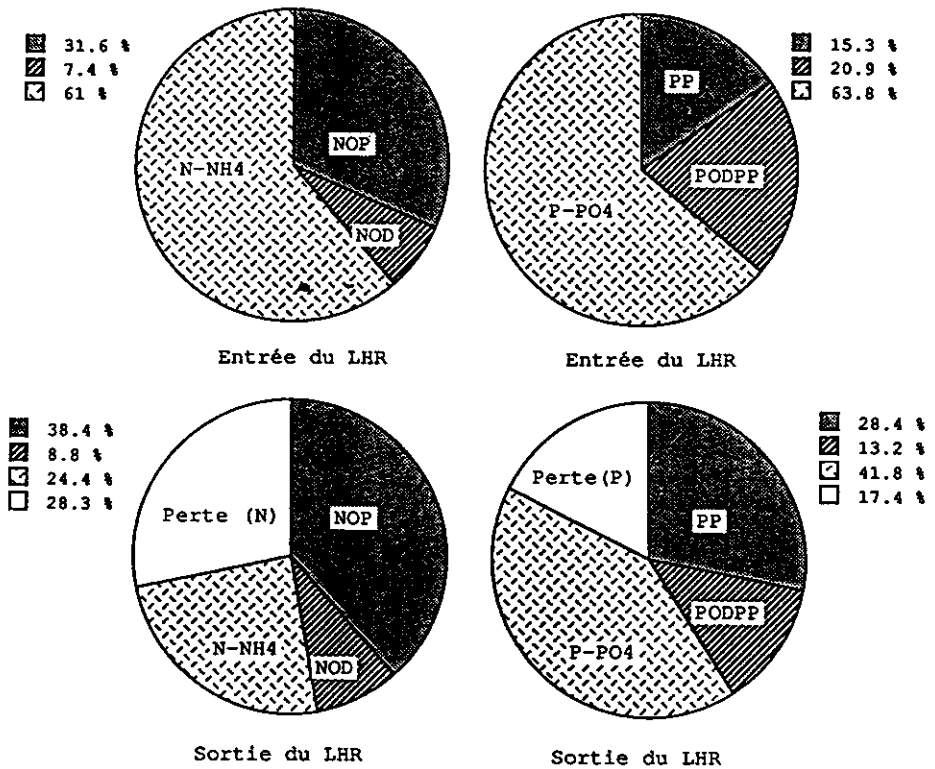


Figure 5 Bilan moyen entrée-sortie en azote et en phosphore sur les deux ans du fonctionnement du LHR. Les pourcentages des formes azotées ou phosphorées sont exprimés par rapport à l'azote total entrant ou phosphore total entrant dans le bassin de LHR.

N-NH₄ : azote ammoniacal ; NOP : azote organique particulaire ;
 NOD : azote organique dissous ; perte N : perte en azote ;
 P-PO₄ : orthophosphate ; PP : phosphore particulaire ;
 PODPP : phosphore organique dissous et polyphosphates ;
 perte P : perte en phosphore.

Mean balance of nitrogen and phosphorus during two years of the HRAP operation.

3.3.2 Elimination du phosphore

Dans des conditions alcalines de pH et en présence de calcium les pertes en phosphore peuvent être dues à la précipitation de phosphates de calcium (KOOPMAN *et al.*, 1980 ; SHELEF *et al.*, 1982 ; NURDOGAN, 1988 ; PICOT *et al.*, 1991). Les pertes en phosphore dans notre LHR sont en effet corrélées positivement avec le pH et négativement avec le calcium.

Notre effluent d'alimentation étant riche en calcium (125 mg · l⁻¹) les teneurs résiduelles en phosphates à la sortie du LHR sont essentiellement contrôlées par le pH.

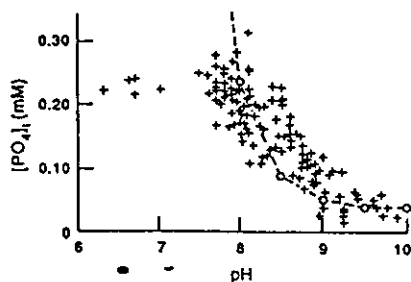


Figure 6 Evolution de P- PO_4 en fonction du pH ; + Points expérimentaux à l'entrée et à la sortie du LHR et ° Calcul théorique d'après la solubilité du phosphate tricalcique. in Moutin *et al.*, 1992.

Phosphate concentration versus pH ; experimental measurements in the HRAP (inflow and outflow) and theoretical predictions generated from the expected solubility of tricalcium phosphate, in Moutin et al., 1992.

Dans le LHR, en raison de l'agitation mécanique constante, il y a peu de sédiments. Après 2 ans de fonctionnement, le volume de sédiment humide a été estimé à 210 litres. Ce dépôt recueilli a été analysé, il est à 80 % de nature minérale ; une analyse séquentielle du phosphore nous a révélé que 92 % du phosphore contenu dans ce dépôt est lié au calcium, le phosphore lié au fer et le phosphore organique ne représentent chacun que 4 % du phosphore total ; ce qui confirme la précipitation de phosphate de calcium. Ce stock de phosphore est immobilisé dans le bassin en raison du pH toujours élevé ($\text{pH} > 7,6$) et des conditions aérobies.

Nous avons calculé, à l'aide de méthodes de calculs conditionnels, la solubilité théorique en fonction du pH des différentes formes de phosphate de calcium, brushite, apatite, phosphate tricalcique et avons comparé ces valeurs théoriques aux données expérimentales obtenues dans le LHR (MOUTIN *et al.*, 1992). Le phosphate tricalcique amorphe semble être la forme de phosphate de calcium obtenue dans ce système. Il est intéressant de noter que pour répondre aux exigences de la directive européenne concernant les rejets en zones sensibles à eutrophisation et atteindre des concentrations résiduelles en $\text{P}\cdot\text{PO}_4$ inférieures à $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (soit $0,068 \text{ mM}$), il faut avoir un pH supérieur à 9.

Ces résultats nous suggèrent que toute optimisation doit favoriser le développement phytoplanctonique afin d'augmenter le pH et par voie de conséquence l'amélioration de l'élimination des nutriments dans le LHR.

4 – CONCLUSION

Nos résultats montrent que dans le lagunage à haut rendement l'élimination de l'azote et du phosphore est liée principalement à l'activité algale. Les algues contribuent à l'élimination des nutriments selon deux mécanismes :

- Assimilation photosynthétique qui consiste en une transformation de l'azote et du phosphore minéral en azote et phosphore organique particulaire.
- Volatilisation ou « stripping » de l'ammoniac et précipitation chimique de phosphate de calcium en raison des pH élevés obtenus grâce à une intense activité photosynthétique des algues.

Il apparaît donc qu'une bonne gestion peut favoriser le développement phytoplanctonique et par voie de conséquence améliorer l'élimination des nutriments (azote et phosphore). Pour cela il est nécessaire d'adapter les temps de séjour aux variations des facteurs climatiques ; par exemple pour notre système, un temps de séjour de 12 jours durant la période de la mi-septembre à janvier, 8 jours de février à mai, 4 jours de juin à mi-septembre. Avec une telle gestion on peut estomper l'effet du rythme saisonnier sur l'efficacité épuratoire.

Le lagunage à haut rendement est une technique performante dans le traitement des eaux usées domestiques sous climat méditerranéen particulièrement en ce qui concerne l'élimination des formes minérales de l'azote et du phosphore. Elle est en tout état de cause très bien adaptée pour les agglomérations à fortes charges estivales. Le lagunage à haut rendement par ses temps de séjour courts permet à la fois une réduction des surfaces nécessaires et une réduction des pertes d'eau par évaporation, ce qui présente un intérêt économique important quand l'objectif de l'épuration des eaux usées est la réutilisation des eaux épurées pour l'irrigation. Les techniques de séparation des algues doivent cependant être améliorées pour permettre une large diffusion du système.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été en partie réalisée grâce au contrat EV4V-0071- (EDB) de la Communauté Economique Européenne.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AYARI A., 1985. Application du contrôle en continu des paramètres physico-chimiques à l'étude de l'eutrophisation dans une lagune d'épuration. Thèse 3^e cycle. Montpellier, 219 p.
- AZOV Y., 1982. Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal cultures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 1300-1306.
- BOISSERIE H., 1990. Etude des pertes d'azote par volatilisation dans les rizières de Camargue. Thèse de l'Université Montpellier II. 178 p.
- BOUARAB L., 1988. Contribution à l'étude des différentes formes du phosphore dans le lagunage naturel : station expérimentale de Marrakech. Thèse 3^e cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech, 125 p.

- BUHR H.O., MILLER S.B., 1983. A dynamic model of high rate algal bacterial wastewater treatment pond. *Wat. Res.*, 17, 29-37.
- CEE., 1991. Directive du conseil du 21 mai, relative au traitement des eaux usées urbaines résiduaires. J.O. CE.30-05-91 - 91/271/CEE.
- DE LA NOUE J., THELLEN C., VAN COILLIE R., 1983. Traitement tertiaire d'eaux usées municipales par production de biomasses d'algues. Rapp. de recherche, Contrat 34SZ.013322-0007, Agriculture Canada, 155 p.
- DRAKIDES C., 1983. Lagunes à charge estivale, fonctionnement, conception. Ed. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 194 p.
- DUBINSKY Z., 1986. Productivity of algae under natural conditions. In handbook of microalgal mass culture. A. Richmond (ed) CRC Press Florida, 101-105.
- EL HALOUANI H., 1990. Lagunage à haut rendement : caractérisation physico-chimique de l'écosystème. Etude de son aptitude à l'élimination de l'azote et du phosphore dans l'épuration des eaux usées. Thèse de l'Université Montpellier I, 154 p.
- GOLTERMAN H.L., BOOMAN A., 1988. The sequential extraction of Ca - and Fe - bound phosphates. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 23, 904-909.
- KOOPMAN B.L., BENEMANN J.R., OSWALD W.J., 1980. Pond isolation and phase isolation for control of suspended solids concentration in sewage oxidation pond effluents. In *Algae Biomass : Production and use*, G. Shelef & C.G. Soeder, Amsterdam, Elsevier, 135-162.
- LEGENDRE L., LEGENDRE P., 1984. Ecologie numérique. Tomes 1 et 2. Paris, Masson, 197 p., 335 p.
- MILLER S., ABELIOVICH A., BELFORT G., 1977. Effect of high organic loading on mixed photosynthetic wastewater treatment. *Wat. Pollut. Control Fed.*, 49, (3), 436-440.
- MOUTIN T., GAL J.Y., EL HALOUANI H., PICOT B., BONTOUX J., 1992. Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate : theoretical and experimental results. *Wat. Res.*, 26, 11, 1445-1450.
- NURDOGAN Y., 1988. Microalgal separation from high rate ponds. Ph D. University of California, Berkeley, 262 p.
- OSWALD W.J., 1988. Large scale algal culture systems (engineering aspects). In *Microalgal biotechnology*, by M.A. Borowitzka & L.J. Borowitzka (eds), Cambridge University Press, Cambridge, 357-394.
- PANO A., MIDDLEBROOKS E.J., 1982. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, 54, (4), 344-351.
- PICOT B., EL HALOUANI H., CASELLAS C., MOERSIDIK S., BONTOUX J., 1991. Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate (France). *Water Sci. Technol.*, 23, Kyoto, 1535-1541.
- RICHMOND A., 1986. Cell response to environmental factors. In *Handbook of Microalgal Mass Culture*, A. Richmond (ed), CRC Press, Inc, Florida, 69-99.
- SHELEF G., MORAINÉ R., ORON G., 1980. Algal mass production as an integral part of waste treatment and reclamation system. In *Algae Biomass*, G. Shelef & C. J. Soeder (eds). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- SHELEF G., AZOV Y., MORAINÉ R., 1982. Nutrients removal and recovery in a two-stage high rate algal wastewater treatment system. *Water Sc. Technol.*, 14, Capetown, 87-100.
- SHPIRT E., 1981. Role of hydrodynamic factors in ammonia desorption by diffused aeration. *Wat. Res.*, 15, 739-743.
- TAM N.F.Y., WONG Y.S., 1989. Wastewater nutrient removal by *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus* sp., *Environmental Pollution*, 58, 19-34.
- TAKAHASHI M., ICHIMURA S., 1970. Photosynthetic properties and growth of photosynthetic sulfur bacteria in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 15, 929-944.