

EPURATION DES EAUX

LE LAGUNAGE MIXTE
MICROPHYTES-MACROPHYTES
PAR PERCOLATION-TRANSLATION

par Louis LECLERCQ,
Docteur en Sciences

2016

AVANT-PROPOS

Depuis toujours, les végétations des zones humides bordant les cours d'eau (plaines alluviales, fonds de vallée inondables plus ou moins marécageux, aulnaies, saulaies) ont permis une épuration des eaux. Ce processus biologique, naturellement lent, suffisait quand les charges polluantes étaient moins importantes et plus diffuses qu'aujourd'hui.

Depuis le début du siècle, ces zones humides, bien que de grands intérêt biologique, furent souvent considérées comme des terrains incultes, voire malsains, et progressivement éliminées par drainage et plantations de ligneux (épicéa, peupliers, photo 2).

Par ailleurs, la tendance récente fut de grouper les rejets d'eau polluée dans des collecteurs afin de réaliser leur épuration en site propre et par des procédés physiques et biologiques nécessitant la mise en oeuvre de technologies particulières essentiellement basées sur les bactéries. Nous les désignerons ci-après par le vocable "stations d'épuration classiques".

Enfin, pendant la même période, on assista à une augmentation des rejets polluants industriels et urbains et à la diversification des substances polluantes.

Ces trois éléments (disparition des zones humides, technicité, augmentation des charges polluantes) firent oublier ou négliger le rôle épuratoire global des végétaux aquatiques et ce d'autant plus que la rusticité apparente de cette épuration biologique a desservi le procédé dans une société de plus en plus technocratique.

Nous disons bien "rusticité apparente" car, pour bien fonctionner, une station d'épuration basée sur des végétaux doit être bien dimensionnée, réalisée avec soin en respectant notamment l'écologie des espèces végétales implantées et gérée en suivant des règles strictes ainsi que nous le montrerons plus loin.

Des progrès importants ont certes été réalisés au niveau des stations d'épuration classiques mais la bonne connaissance de leur fonctionnement a fait aussi ressortir leurs faiblesses, les plus importantes étant la difficulté d'éliminer les bactéries fécales, les nitrates et les phosphates responsables de l'eutrophication catastrophique des cours d'eau récepteurs et le coût de fonctionnement assez élevé.

Or, s'il était important de parer au plus pressé en assurant une bonne épuration primaire et secondaire dans les zones les plus polluées, le problème posé par l'eutrophication des cours d'eau (exubérance des algues et végétaux entraînant des mortalités piscicoles et une banalisation de la faune) apparaît crucial aujourd'hui.

Ainsi, en France, beaucoup de grandes agglomérations étant épurées, on se soucie maintenant de l'épuration tertiaire et du rétablissement d'un bon équilibre biologique des cours d'eau.

La montée des mouvements écologiques, suite à la prise de conscience de la dégradation galopante de notre environnement, ne fait qu'accélérer le processus en remettant à l'honneur des méthodologies plus naturelles. Par ailleurs, la récession économique pousse à la recherche de procédés moins coûteux que les procédés classiques, tant en investissement qu'en gestion.

On peut ainsi remarquer que, depuis une quinzaine d'années, des recherches ont été menées dans différentes directions groupées sous le terme de "lagunage", dénomination trop générale et ambiguë comme nous le verrons plus loin.

Malheureusement, on n'a pas échappé, dans ce domaine comme dans d'autres, à un phénomène de mode et on a vu naître des soi-disant lagunages d'épuration qui n'étaient en fait que "des trous dans la campagne, où on amène des eaux usées et qui ne demandent aucun entretien". Rapidement, ces sites mal dimensionnés devenaient des cloaques malodorants et étaient abandonnés; de plus, l'absence d'imperméabilisation rendait ces infrastructures très dangereuses pour les nappes aquifères.

Pire encore, certains ont imaginé utiliser des marais existants comme station d'épuration en y envoyant simplement des eaux usées: cette procédure doit être considérée comme un acte criminel car les charges polluantes de plus en plus élevées en raison de la densité croissante de l'habitat condamnent à plus ou moins court terme ces zones de grand intérêt biologique de plus en plus rares et à protéger de toute urgence.

Evidemment, ces expériences ou ces projets maladroits, qui se reproduisent encore actuellement, ont largement contribué à jeter le discrédit sur le lagunage.

Elles eurent, par ailleurs, l'avantage de susciter la mise sur pied de groupes de recherche qui, actuellement, font évoluer cette technique très positivement.

Plus particulièrement, nous avons conçu un système basé sur l'utilisation conjointe de microphytes et de macrophytes et dimensionné par ordinateur. L'objectif poursuivi est d'arriver à une qualité globale annuelle de l'eau meilleure qu'avec les autres procédés, pour un investissement et des frais de gestion inférieurs.

Notre propos comportera deux volets:

- description des principaux procédés d'épuration conventionnels ou non, nature des effluents épurés et leur impact sur le cours d'eau récepteur;*
- description et avantages de notre procédé et comparaison avec les autres systèmes.*

- 1 -

CARACTERISTIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

Préalablement, précisons que tout ce qui va suivre concerne les pollutions organiques, à l'exclusion des pollutions exclusivement minérales qui sont le fait de certaines catégories d'industries, bien que le lagunage puisse également y apporter des solutions. Cependant, pour de tels rejets, la description de l'évolution biologique au sein des cours d'eau (autoépuration) et des stations d'épuration est tout autre et souvent beaucoup plus complexe (toxicité directe).

L'effluent urbain contient essentiellement des eaux vannes chargées de fèces et d'urines et des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine), ces eaux étant plus ou moins diluées par des eaux pluviales (toitures, voiries). Ces eaux usées ont une couleur gris-brunâtre et sont troubles (matières en suspension minérales et organiques). A cela s'ajoutent généralement des graisses et des matières colloïdales. Globalement, on trouvera surtout dans ces eaux des matières carbonées, azotées et phosphorées plus ou moins biodégradables et de nombreuses bactéries fécales. En Europe, on estime que l'équivalent-habitant (EH) correspond à 180 l de production d'eau usée et de 54 g de DBO₅ par jour.

Ces eaux sont récoltées dans un réseau d'égouts et de collecteurs, généralement de manière unitaire c'est-à-dire en y mélangeant des eaux claires parasites (eaux des toitures, quelque fois eaux de source).

Idéalement, l'épuration de ces eaux usées devrait être aussi complète et globale que possible c'est-à-dire aboutir à un abattement des charges le plus élevé possible pour tous les paramètres (matières en suspension, carbone organique, DBO₅, DCO, azote, phosphore, bactéries fécales).

- 2 -

IMPACT DU REJET DIRECT DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES DANS LES COURS D'EAU

La figure 1 illustre les processus qui se réalisent au niveau de la rivière lorsque celle-ci est soumise à un rejet direct d'eau résiduaire urbaine.

Il s'agit, bien sûr, d'un schéma, les processus d'autoépuration et le passage d'une zone à la suivante étant progressifs.

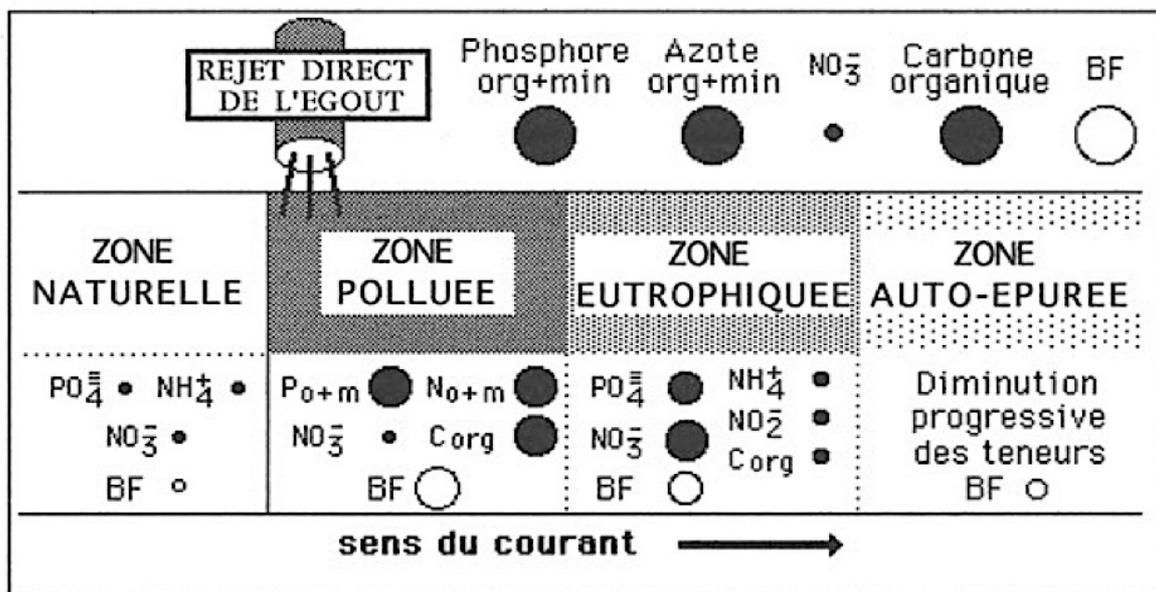


Figure 1.- Impact du rejet direct d'eau résiduaire urbaine en rivière (NH₄⁺ = ammonium; NO₂⁻ = nitrites; NO₃⁻ = nitrates; PO₄³⁻ = o-phosphates; BF = bactéries fécales). Dessin: L. Leclercq.

La première réaction de la rivière est de produire une grande quantité de bactéries chargées de transformer les matières organiques biodégradables en matières minérales (notamment le carbone organique en carbone minéral, l'urée en ammoniac, puis en nitrites et enfin en nitrates et le phosphore organique en phosphore minéral).

Cette transformation exige de grandes quantités d'oxygène dissous. Les possibilités de dissolution de l'oxygène de l'air dans l'eau sont rarement suffisantes pour assurer la totalité de cette biodégradation aérobie. Le rivièrè passe alors en anaérobiose, phase au cours de laquelle ce sont des bactéries vivant sans oxygène qui prolifèrent et fermentent la matière organique tout en dégageant des odeurs nauséabondes.

Nous appellerons zone polluée cette portion de rivière où le travail bactérien prédomine et qui est reconnaissable par une teneur en oxygène nulle ou très faible, la présence de sédiments en fermentation anaérobie avec dégagement d'odeurs nauséabondes et le développement de bactéries filamenteuses grisâtres et très gluantes ("queues de mouton"). Dans ces conditions, la vie animale est très réduite, parfois inexistante; on trouve surtout des protozoaires (flagellés, amibes, paramécies, vorticelles), quelques métazoaires (rotifères, nématodes, oligochètes), des algues diatomées (certaines d'ailleurs considérées comme N-hétérotrophes) et des algues bleues.

A l'issue de ce processus, l'eau de la rivière est enrichie en nitrates et en phosphates qui servent d'engrais et induisent un développement exubérant de végétaux (algues, renoncules,...) qui sont responsables d'une augmentation importante du pH pendant la journée et d'une consommation importante de l'oxygène pendant la nuit, au détriment de la faune aquatique. Dans ces conditions, la qualité piscicole reste mauvaise; on se trouve dans la zone **eutrophiquée**.

Ce processus d'eutrophication ne doit pas être confondu avec l'eutrophisation qui est l'enrichissement naturel et progressif, surtout en calcium, magnésium et bicarbonates de la rivière de l'amont vers l'aval. Il faut savoir que les peuplements vivants dans les zones eutrophiquées et dans les zones eutrophisées sont totalement différents, notamment au niveau des algues. La confusion malheureuse entre ces deux termes devrait disparaître définitivement sous peine de fausser complètement les données sur la qualité des eaux de surface!!

Enfin, après un parcours dont la longueur dépend notamment de facteurs saisonniers et du pouvoir auto-épurateur de chaque rivière, les nitrates et phosphates sont résorbés et atteignent des teneurs normales: le développement de la végétation atteint un équilibre favorable à la vie animale. C'est la **zone d'autoépuration**.

- 3 -

L'EPURATION DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

Il est important de préciser les objectifs poursuivis. Devant l'ampleur des rejets actuels, le processus d'assainissement est devenu indispensable. Il a commencé par la construction d'égouts et de collecteurs devant mener à des stations d'épuration. Les budgets ont donc été prioritairement consacrés à la construction des égouts dont beaucoup débouchent directement en rivière. Comme nous venons de le voir, celle-ci n'a pas toujours les capacités autoépuratrices suffisantes: elle devient un cloaque nauséabond et dangereux par la présence de bactéries fécales pathogènes la rendant impropre à toute utilisation (baignade, tourisme, abreuvement du bétail, utilisation industrielle).

Il convient maintenant d'activer la construction des stations d'épuration. Des recherches dans ce domaine ont abouti à la mise au point de nombreux procédés que nous allons brièvement décrire ci-après.

Suivant le même schéma, nous examinerons, outre le fonctionnement des stations, l'impact du rejet épuré sur la biologie de la rivière réceptrice. C'est en effet à ce niveau, et non pas seulement dans l'absolu avec des chiffres relatifs à l'effluent épuré pris isolément, qu'il convient d'évaluer l'efficacité épuratrice. Cette manière de procéder, peu suivie jusqu'à présent, aurait pu éviter de nombreux à priori en la matière...

Idéalement, on devrait arriver à un taux d'épuration minimisant l'impact sur le milieu récepteur et ce, globalement pendant toute l'année. Il convient donc de diminuer au maximum l'ensemble des paramètres ayant un impact négatif sur l'environnement autrement dit d'arriver simultanément à une épuration primaire, secondaire, tertiaire et quaternaire.

Comme paramètres les plus couramment utilisés en épuration conventionnelle, nous citerons les matières en suspension (épuration primaire) et les demandes biologique (DBO₅) et chimique (DCO) en oxygène (épuration secondaire). Plus récemment, on commence à introduire d'autres éléments responsables de l'eutrophication soit l'azote total, les nitrates, le phosphore total et les phosphates (épuration tertiaire). Plus rarement, on évoque les germes bactériens fécaux (épuration quaternaire).

3.1. Épuration des eaux résiduaires urbaines dans une station d'épuration classique

3.1.1. PRINCIPES ET PROCÉDES

Les stations classiques sont chargées d'effectuer de façon optimale et en site propre la transformation des matières organiques en matières minérales qui, sinon, a lieu dans la zone polluée de la rivière. Différents systèmes existent, avec des rendements variables mais il n'entre pas dans notre propos de les décrire: une littérature existe à leur sujet: ils sont tous basés sur l'utilisation optimale de bactéries spécialisées dans cette transformation.

Rappelons que ces stations sont schématiquement pourvues d'un traitement primaire constitué d'un dégrillage (élimination des flottants), d'un désableur, d'un dégraisseur et d'un bassin de décantation (élimination des particules en suspension).

Suit le traitement secondaire basé sur la flore bactérienne qui assure la transformation des matières organiques en matières minérales et la résorption d'une partie de ces minéraux: ce traitement nécessite de grandes quantités d'oxygène. Outre les bactéries, on trouve dans ces bassins une faune spécifique (protozoaires, rotifères,...) qui permet de juger de l'état de santé des boues bactériennes, de trouver les causes de dysfonctionnement et d'y remédier. L'eau épurée est rejetée après élimination de la flore bactérienne par décantation.

Ces stations résorbent partiellement l'azote et le phosphore (traitement tertiaire partiel) et très peu les bactéries fécales (traitement quaternaire très faible). Un traitement complémentaire de précipitation des phosphates et de dénitrification peut améliorer le rendement en tertiaire mais se révèle très coûteux en utilisation régulière.

Il existe différents types de réacteurs bactériens. Les uns anaérobies sont assez peu utilisés. Les autres, aérobies, sont les plus largement répandus: il s'agit surtout des boues activées avec aérateurs de surface ou diffuseurs, des chenaux d'oxydation, des lits bactériens ou des biodisques.

Il importe de citer ici un autre procédé appelé "lagunage aéré": il s'agit en fait d'un système allégé de type boues activées mais où l'aération est plus discrète et le volume du réacteur plus important, avec des temps de séjour plus longs (surface nécessaire: 1,5-3 m²/EH); le terme "lagunage aéré" prête à confusion car, contrairement au lagunage proprement dit, il n'y a pas ici de résorption plus importante des nitrates et phosphates que pour les procédés conventionnels.

Dans le cas des boues activées, il y a formation d'une très grande quantité de boues qui fait l'objet d'un traitement spécial (épandage direct dans l'agriculture, dessiccation sur lit de séchage, en filtre presse,... puis épandage sur champs ou incinération ou mise en décharge). L'adjonction de polyélectrolytes, de chaux et de chlorure ferrique aux boues améliore leur dessiccation, augmente leur teneur en phosphore, élimine le risque d'odeurs et ne compromet pas leur utilisation en agriculture.

3.1.2. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DE L'EPURATION CLASSIQUE

L'avantage essentiel de l'épuration classique est le faible encombrement qui permet le traitement groupé de grandes collectivités: on compte en effet $2 \text{ m}^2/\text{EH}$ pour des unités de 1000 à 10000 EH et $1,3 \text{ m}^2/\text{EH}$ pour plus de 10000 EH.

Incidentement, les temps de séjour sont faibles (souvent de quelques heures): ils suffisent, grâce à l'aération forcée et à la charge organique élevée, à la multiplication exponentielle des bactéries qui assurent alors une bonne élimination du carbone et, en principe, des rendements élevés au niveau de la DCO et de la DBO_5 (plus de 90 % selon les constructeurs, en moyenne 80-85 % en réalité).

Un autre avantage est la faible influence des facteurs saisonniers sur les rendements: en boues activées, le faible volume d'eau du réacteur, son agitation et son aération et le temps de séjour limité expliquent une certaine stabilité de la température permettant aux bactéries de travailler également l'hiver. Il en est de même pour les biodisques qui sont placés dans un local fermé. Les lits bactériens en plein air sont probablement plus sensibles. Il reste que les données à ce sujet sont plutôt rares et que celles dont nous disposons indiquent quand même une diminution hivernale de près de 20% pour la DBO_5 et la DCO.

La faiblesse de l'épuration classique est le rendement nul ou faible sur les détergents, en traitement tertiaire (de l'ordre de 20% sur le phosphore et de 45% sur l'azote) et en traitement quaternaire. Le procédé chimique de déphosphatation au chlorure ferrique est moyennement efficace et d'un coût très élevé: il est donc peu utilisé et certaines stations qui en sont pourvues ne le font fonctionner que pendant les mois d'été (augmentation des charges dues aux activités touristiques). Une déphosphatation bactérienne est à l'étude et semble prometteuse. L'utilisation d'une aération prolongée permet d'obtenir une dénitrification partielle mais nécessite des installations beaucoup plus importantes (jusqu'à 5 fois plus grandes).

Par ailleurs, la surcharge hydraulique, qui va de pair avec une dilution de la charge polluante, constitue également un problème fréquent en cas de réseau d'égouttage unitaire. Dans ce cas, le système "boues activées" est fragile (grandes variations des nutriments, développement de bactéries filamenteuses, gestion difficile de l'âge des boues, mauvaise décantation des boues). Ces différents éléments expliquent que les rendements réels sont inférieurs aux rendements théoriques obtenus en pilotes. La compilation de nombreuses analyses d'effluents épurés fait apparaître un rendement moyen de 75 % sur la DCO et de 83 % sur la DBO_5 contre les 90-95 % avancés par les constructeurs. Il est par ailleurs évident que des rendements aussi élevés ne peuvent pas être obtenus en permanence dans la réalité en raison des variations quantitatives et qualitatives des charges.

Les différents problèmes que nous venons d'exposer sont spécialement aigus dans les installations petites et moyennes dans lesquelles l'apport d'eaux claires parasites est souvent important et très irrégulier et perturbe le travail des bactéries.

Enfin, parmi les inconvénients, on citera encore les coûts d'investissement et de gestion assez lourds (personnel qualifié permanent), surtout pour les petites stations et la mauvaise intégration, plus particulièrement en zone rurale ou d'intérêt paysager ou touristique.

3.1.3. IMPACT DE L'EFFLUENT EPURE PAR UNE STATION CLASSIQUE SUR LE COURS D'EAU RECEPTEUR (figure 2)

Si le fonctionnement est correct, on constatera, au niveau de l'effluent, un abattement important de la charge en matières en suspension et en matières carbonées transformées et mobilisées par la biomasse bactérienne mais on observera généralement des teneurs élevées en phosphates et en

nitrates issus de la minéralisation mais peu résorbés par la flore bactérienne et des nombres importants de bactéries fécales.

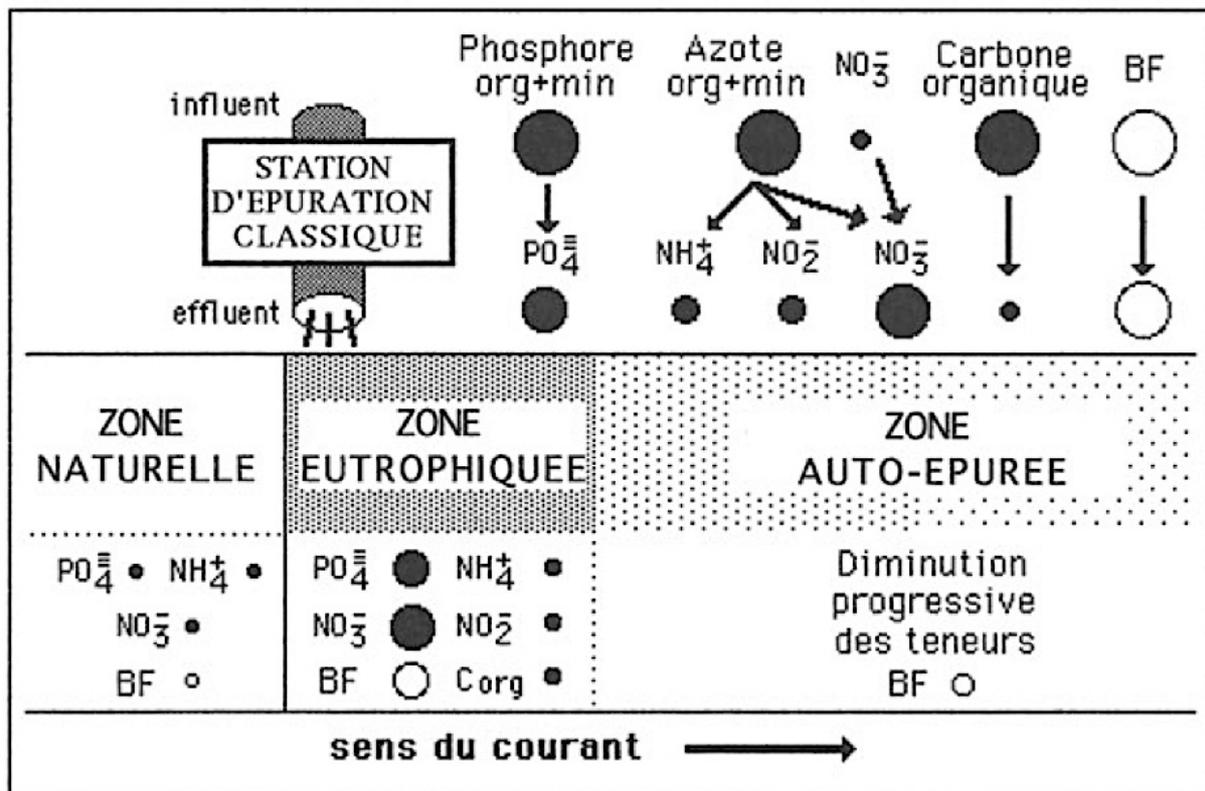


Figure 2.-Impact du rejet en rivière d'eau épurée par une station traditionnelle (NH_4^+ = ammonium; NO_2^- = nitrites; NO_3^- = nitrates; PO_4^{--} = phosphates; BF = bactéries fécales). Dessin: L. Leclercq.

On constate donc que le rejet épuré des stations classiques même les plus performantes a encore un impact négatif sur les cours d'eau car, si on constate la disparition ou la réduction de la zone polluée dans la rivière, par ailleurs, la zone eutrophiquée, éventuellement plus ou moins raccourcie, existe encore.

Dans la réalité, en raison de surcharges hydrauliques et(ou) de variations importantes de la charge polluante, il est difficile de bien dimensionner les petites stations. Il en résulte des irrégularités de fonctionnement dont les plus fréquentes sont: teneurs résiduelles parfois élevées en DBO₅ (rejet de boues) et en ammonium ou nitrites: ce sont alors les bactéries de la rivière qui, en consommant une partie de son oxygène, assurent le complément épuratoire. Dans ce cas, la zone polluée n'est pas complètement éliminée et le développement de *Sphaerotilus* sur le fond du cours d'eau concrétise ce dysfonctionnement et la présence d'une charge carbonée résiduelle.

3.1.4. CONCLUSIONS

En résumé, une station d'épuration classique bien gérée devrait assurer une très bonne épuration primaire et secondaire pendant toute l'année, une épuration tertiaire limitée, surtout au niveau du phosphore et une épuration quaternaire très faible. Ces résultats sont expliqués par une biomasse bactérienne très active mais par des temps de séjour limités. Des recherches récentes sur des techniques utilisant certains types bactériens sélectionnés laissent espérer des améliorations au niveau tertiaire.

Une régularité de fonctionnement et un coût raisonnable ne sont obtenus que pour des stations assez importantes (plus de 10000 EH voire même 50000 EH suivant certaines sources).

3.2. Épuration des eaux résiduaires urbaines par lagunage

3.2.1. INTRODUCTION

Face au coût des égouttages et des collecteurs et au nombre toujours croissant de stations, les autorités responsables cherchent aujourd'hui à mettre en place des systèmes d'épuration les plus fiables possibles, tout en simplifiant leur exploitation et en réduisant les charges de gestion. Économiquement, une décentralisation peut s'avérer intéressante dans certains cas et remplacer un collecteur coûteux.

Dans ce contexte, les systèmes extensifs - lagunages à microphytes et à macrophytes - constituent une très bonne alternative. On peut attendre de ces systèmes une meilleure fiabilité de fonctionnement et une résorption des nutriments (nitrates, phosphates) grâce à l'utilisation complète de la chaîne trophique (bactéries comme décomposeurs, végétaux comme producteurs, animaux comme consommateurs) et grâce à l'augmentation du temps de séjour de l'eau à épurer. Ce temps de séjour permet également d'atteindre une excellente épuration quaternaire (élimination des bactéries d'origine fécale).

Il existe évidemment différents types de stations basés sur le même principe et fonctionnant plus ou moins bien. Nous décrirons tout d'abord les deux grands principes basés sur les microphytes d'une part et les macrophytes d'autre part.

3.2.2. LES LAGUNAGES A MICROPHYTES

3.2.2.1. Principes et procédés

Il s'agit généralement de bassins d'eau libre, de forme et de dimensionnement très variables, où les eaux usées séjournent pendant 40 à 60 jours et occupant 10 à 15 m²/EH, voire même davantage; ces surfaces sont liées à une profondeur assez faible correspondant à la zone photique et assurant une disponibilité en oxygène suffisante sans apport extérieur; on y observe la mise en place de peuplements bactériens et algaux variables suivant le niveau de pollution, les premiers accomplissant la minéralisation des matières organiques, les seconds utilisant les minéraux ainsi formés (nitrates et phosphates) comme engrais pour leur croissance.

La biomasse produite (bactéries, algues) devrait idéalement se déposer dans le fond des lagunes et être exportée.

Les rendements moyens sont donnés dans le tableau 3.

Il apparaît que, pour des raisons essentiellement liées aux orientations politiques de chaque pays en matière d'eau, ces lagunages se présentent sous des formes différentes suivant qu'ils sont conçus en Allemagne, en France ou en Espagne alors qu'ils sont très peu répandus en Belgique.

3.2.2.2. Avantages et inconvénients des microphytes

Un des gros avantages du lagunage à microphytes est l'exploitation très simplifiée par rapport à celle des stations classiques (prestations peu fréquentes et personnel non qualifié). Mais il convient cependant de lutter contre une tendance minimaliste à ce sujet. Ainsi, une étude récente (SATESE de Basse Normandie), basée sur 63 lagunes à microphytes en fonction depuis une dizaine d'années, fait apparaître que $10 \text{ m}^2/\text{EH}$ ne semblent pas suffire si un curage régulier n'est pas effectué ce qui est rarement le cas.

Autre point positif: élimination des bactéries fécales à plus de 98% ce qui est prévisible, eu égard au temps de séjour très élevé.

Parmi les désavantages, il faut noter des rendements assez moyens notamment en tertiaire (30-50% sur l'azote, les nitrites, les nitrates et le phosphore), le besoin élevé en surface (on s'oriente actuellement vers $15\text{-}20 \text{ m}^2/\text{EH}$), la diminution de l'efficacité en cas de surcharge hydraulique (diminution du temps de séjour) et la difficulté de curage si on n'a pas bien conçu les bassins.

D'autre part, les lagunes à microphytes posent deux problèmes d'exploitation:

-il n'est pas possible de retenir la biomasse végétale produite dont seule une partie décante. A certaines périodes de l'année, on rejette donc une eau verte très chargée en algues planctoniques (=d'eau stagnante) qui périssent en eau courante, créant une DBO dans le cours d'eau récepteur. Dans ce cas, on transforme les matières organiques de l'influent par une matière organique végétale également polluante;

-des variations saisonnières de la biomasse algale existent dans toute pièce d'eau naturelle et sont attribuées à la disponibilité en nutriments mais aussi à la lumière (qualité et quantité) et à la température: sous nos latitudes, on note souvent un premier pic de développement des algues au printemps (juin) et un second à la fin de l'été (septembre). Dans le cas du lagunage, ces variations saisonnières peuvent influencer les rendements au niveau de l'épuration tertiaire notamment en été quand les charges sont plus élevées.

3.2.2.3. Impact de l'effluent épuré par un lagunage à microphytes sur le cours d'eau récepteur (figure 3)

L'effluent, avant son rejet à la rivière étant appauvri en phosphates et en nitrates utilisés par les algues et les teneurs résiduelles subissant encore une dilution dans la rivière, on obtient une réduction de la zone eutrophiquée et un retour plus rapide à des conditions naturelles.

Néanmoins, les abattements en DBO₅ et DCO étant assez limités surtout à cause de la présence d'algues parfois très abondantes dans le rejet épuré, une demande complémentaire en oxygène dans la rivière peut se manifester, limiter la diversification de la faune benthique et retarder le retour à la normale.

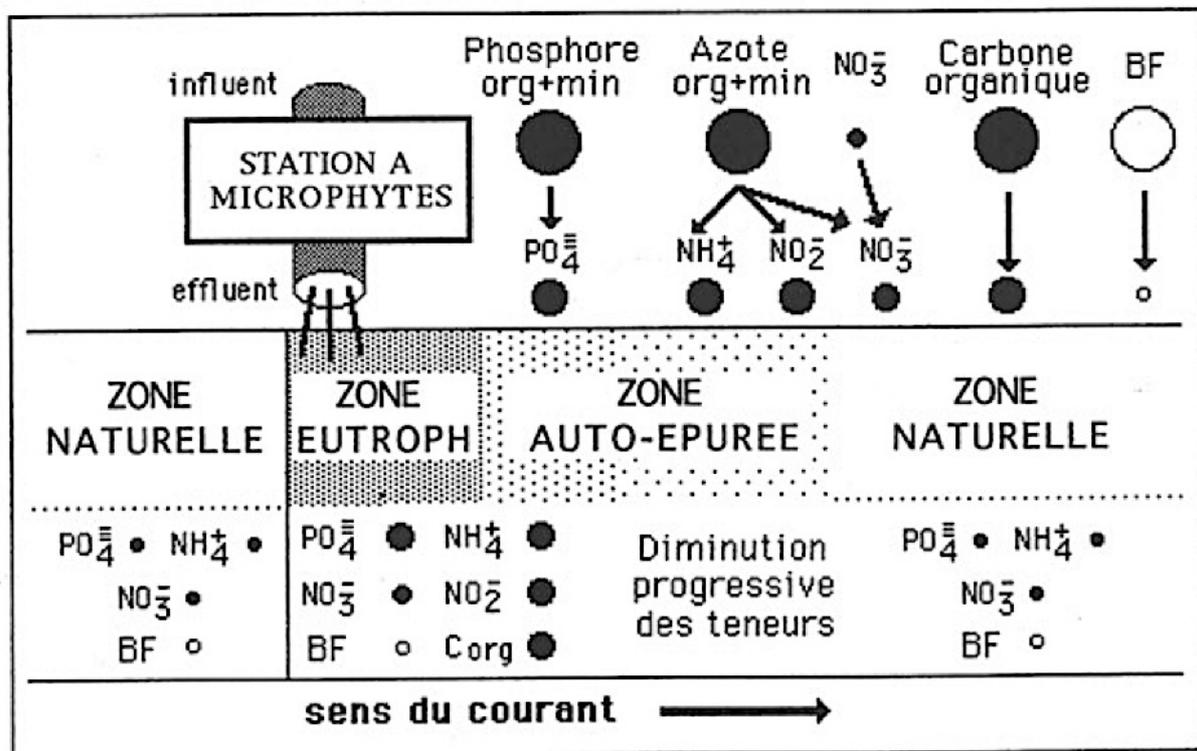


Figure 3.- Impact du rejet en rivière d'eau épurée par un lagunage à microphytes (NH₄⁺ = ammonium; NO₂⁻ = nitrites; NO₃⁻ = nitrates; PO₄³⁻ = phosphates; BF = bactéries fécales). Dessin: L. Leclercq.

3.2.2.4. CONCLUSIONS

En résumé, le lagunage à microphytes est une technique simple qui assure, à condition d'un curage régulier et sans aération forcée, une épuration primaire, secondaire et tertiaire assez moyennes notamment au niveau de l'azote, et une épuration quaternaire très bonne en raison temps de séjour très long. Ces rendements sont néanmoins insuffisants à l'égard des grandes surfaces nécessaires.

Simplicité ne signifie pas absence d'entretien ainsi que certains le prétendent: sans surveillance, ces lagunes peuvent devenir progressivement des cloaques malodorants et inefficaces.

D'autre part, l'impossibilité de retenir la biomasse végétale produite et l'irrégularité de son développement au fil des saisons sont des handicaps sérieux.

Enfin, des surfaces importantes sont nécessaires (10-20 m²/EH).

3.2.3. LES LAGUNAGES A MACROPHYTES

3.2.3.1. Principes et procédés

On exploite ici les bactéries de l'eau et du sol pour la minéralisation et les macrophytes comme pompes à phosphates et nitrates. En principe, la surface nécessaire (environ $5 \text{ m}^2/\text{EH}$) est au moins 2 fois moindre que pour les microphytes ce qui est un avantage mais cela signifie aussi que le dimensionnement doit être calculé avec beaucoup plus de précaution puisque les temps de séjour sont également réduits au moins de moitié.

Il existe ici aussi une grande diversité de systèmes. Dans un premier temps, il convient de distinguer deux types de fonctionnement dissociés dans la plupart des systèmes: soit transfert de l'eau horizontalement au dessus de la surface du sol (translation), soit transfert de l'eau verticalement au travers d'un sol reconstitué (percolation dans un sol agricole, du sable, du gravier,...).

La plupart des installations existantes fonctionnent suivant l'un ou l'autre de ces systèmes. Nous verrons plus loin que le procédé que nous proposons est une association de ces deux principes. Mais auparavant, nous décrirons isolément chacun d'eux.

A. Translation

Dans ce système, les macrophytes sont implantés dans un substrat de plantation sur lequel circule l'eau à épurer. Certains se sont interrogés sur le rôle effectif des macrophytes dans la résorption des nutriments et pensent plutôt que l'épuration est surtout due aux bactéries et microphytes qui se développent dans l'eau libre et sur les tiges des plantes. Néanmoins, les plantes absorbent évidemment une partie de l'eau polluée mais la disponibilité en nutriments peut être insuffisante.

Dans les systèmes allemands de Kickuth, les eaux usées sont déversées sur un ballast, s'écoulent en profondeur puis sont sensées traverser le sol horizontalement. Pratiquement, on entend ainsi obtenir une translation horizontale souterraine ce qui très improbable, l'eau passant là où le passage est le plus aisé soit au fond du bassin sans nourrir les racines, soit en surface.

D'après les données bibliographiques, il faut prévoir pour les systèmes à translation une surface de bassin de $5 \text{ m}^2/\text{EH}$ avec un temps de séjour de 15 à 20 jours.

B. Percolation

Il s'agit de bassins où la totalité de l'eau à épurer doit passer au travers du sol reconstitué et planté de macrophytes. Certains affirment que ces systèmes ne peuvent fonctionner en raison du colmatage progressif du sol.

En fait, pour travailler en percolation uniquement, il faut prévoir des surfaces très importantes et, comme dans certains cas, disposer de 7 bassins, un pour chaque jour de la semaine. Le dimensionnement est très délicat et il existe peu d'exemples en service. C'est pourquoi nous ne pouvons donner ici une estimation précise des surfaces et des rendements mais il semble qu'ils soient assez bons, notamment pour l'épuration quaternaire.

3.2.3.2. Impact de l'effluent épuré par un lagunage à macrophytes sur le cours d'eau récepteur

Les différences les plus marquées par rapport au lagunage à microphytes portent sur les rendements moyens supérieurs en DBO₅ (79%) et en DCO (68%) suite à l'absence d'algues notamment (tableau 3). L'épuration tertiaire est également plus complète, une plus grande partie des phosphates et des nitrates ayant servi à la nutrition des macrophytes. Après dilution dans la rivière, on obtient une réduction plus sensible de la zone eutrophiquée et le retour plus rapide à des conditions naturelles. Pour l'impact sur la rivière, la figure 3 peut être réutilisée ici, après un aménagement dans ce sens.

3.2.3.3. Conclusions

En résumé, le lagunage à macrophytes est une technique qui assure, malgré l'absence d'aération forcée, une bonne épuration à tous les niveaux. Ces résultats sont expliqués par un temps de séjour long, une oxygénation assurée par la grande interface eau-air et l'activité très dynamique des macrophytes. Les données existantes dans la littérature ne permettent pas de distinguer les rendements obtenus en percolation et en translation.

Le procédé "macrophytes" est moins simple que celui des microphytes. Il nécessite notamment un dimensionnement plus précis, une bonne connaissance des exigences écologiques de chaque espèce de macrophytes et un entretien annuel ou bisannuel (faucardage d'une biomasse valorisable) afin d'arriver au meilleur rendement épuratoire. Un des grands avantages par rapport aux microphytes est précisément de pouvoir exporter la biomasse produite.

Enfin, les surfaces nécessaires étant moins élevées, on peut envisager le procédé macrophytes pour des collectivités plus importantes.

- 4 -

LE LAGUNAGE MIXTE MACROPHYTES-MICROPHYTES A TRANSLATION-PERCOLATION

Malgré ces résultats encourageants, il nous a semblé possible d'encore améliorer les rendements en technique de lagunage.

Nous avons conçu, avec l'aide financière de la Région Wallonne (Belgique), l'aide technique de l'Intercommunale namuroise de Services Publics (INASEP) et le soutien logistique des Cercles des Naturalistes de Belgique, une station pilote alliant judicieusement ces deux types de végétaux. Cette synergie vise à optimiser les rendements par rapport aux techniques de lagunage existantes.

Cette station, située à Doische (province de Namur) fonctionne depuis juin 1989 et a été l'objet d'un suivi scientifique. Elle réalise l'épuration complète d'une collectivité d'un millier d'habitants. La figure 4 en donne une représentation schématique.

4.1. Principe

Comme nous l'avons vu plus haut, le lagunage à microphytes, malgré des temps de séjour très long, ne permet pas d'obtenir des rendements très élevés tant au niveau secondaire que tertiaire. Seule l'épuration quaternaire est excellente. Dans les stations à macrophytes existantes, les résultats ne nous semblent pas suffisamment élevés car on n'attache pas assez d'importance au rôle actif du sol reconstitué, aux possibilités de réoxygénation naturelle de l'eau et aux exigences écologiques des macrophytes utilisés.

Par une association judicieuse des microphytes et macrophytes dans la même installation, notre concept vise à une optimisation de nombreux éléments permettant d'augmenter encore les rendements en épuration primaire, secondaire, tertiaire et quaternaire. Après un bassin de décantation, 5 bassins mixtes se suivent, composés chacun d'une zone plantée de macrophytes (différentes espèces) et d'une zone d'eau libre à microphytes, séparées par une cloison siphonoïde forçant une partie au moins de l'eau à circuler en percolation dans le sol.

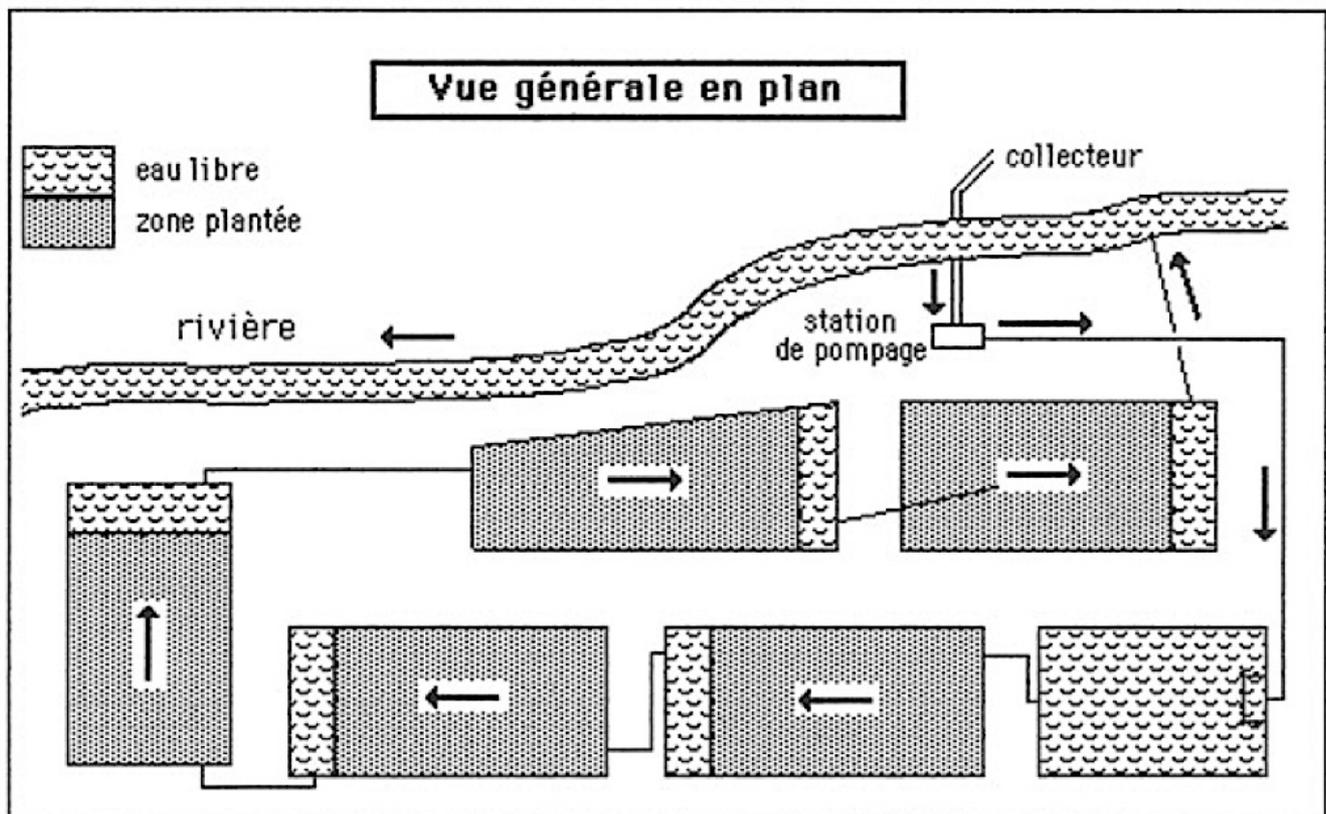


Figure 4.- Vue schématique de la station de Doische (prov. Namur, Belgique). Dessin: L. Leclercq.

4.2. Efficacité épuratoire de notre procédé

Des analyses chimiques, microbiologiques et biologiques ont été faites dans l'effluent brut (station 0) et à la sortie de chacun des bassins (stations 1 à 6) de 1989 à 1992.

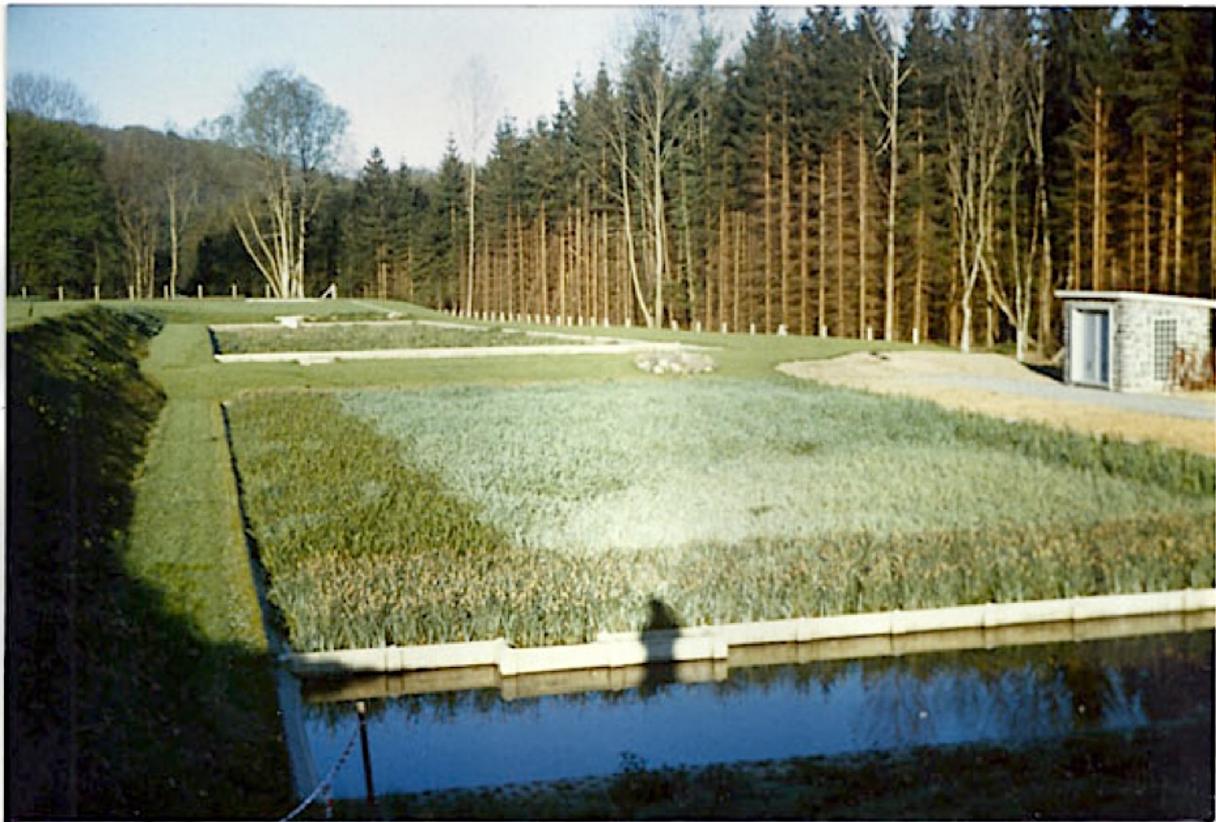


Figure 5.- Vue générale de la station de Doische (bassins inférieurs). On aperçoit le dernier bassin, avec, en avant plan, la zone à microphytes et en arrière plan, la zone à macrophytes, séparées par la cloison siphonoïde. A gauche, la station de pompage.

4.2.1. ANALYSES CHIMIQUES

Les nombreux résultats d'analyses chimiques à partir d'échantillons ponctuels sont présentés sous forme de moyennes annuelles, seules significatives en raison du décalage temporel important entre l'entrée et la sortie et de la variabilité des débits entrants.

4.2.1.1. Evolution de l'efficacité épuratoire le long de l'axe hydraulique

Le tableau 1 donne ces moyennes à l'entrée du bassin de décantation (station 0) et aux sorties des 6 bassins plantés (stations 1 à 6).

Paramètres et unités		0	1	2	3	4	5	6
Année 1989								
pH	-	8,1	7,9	7,7	7,6	7,6	7,7	7,6
oxygène	%	42	21	22	20	40	52	50
ammonium	mg-N/l	14,6	13,8	11,3	9,9	8,1	7,5	6
nitrites	µg-N/l	190	151	64	55	52	56	58
nitrates	mg-N/l	1,1	0,9	0,7	0,5	0,6	0,6	0,7
phosphates	µg-P/l	1950	1900	1330	1125	1030	935	735
DCO	mg-O2/l	169	-	-	-	-	-	48
DBO ₅	mg-O2/l	98	81	63	59	44	32	30
potassium	mg/l	20	18	15	14	13	13	11
sodium	mg/l	30	29	27	27	27	26	26

Tableau 1.- Physico-chimie aux entrées et sorties des bassins de la station de Doische (année 1989).

a) L'oxygène

C'est un paramètre de très grande importance dans un système où l'on compte sur les apports naturels et non sur une oxygénation forcée. Son évolution amont-aval dans notre procédé est la suivant: 50 % environ à l'entrée (oxygénation des eaux usées brutes par le mouvement des pompes immergées), 20% aux sorties du bassin de décantation et des deux premiers bassins plantés, augmentation jusqu'à 50 % à la sortie du dernier bassin.

Ce profil est très révélateur: c'est dans les trois premiers bassins que la minéralisation des matières organiques par les bactéries a surtout lieu. D'ailleurs, en période froide, une anaérobiose apparaît systématiquement aux stations 2 et 3, accompagnée d'un faible dégagement d'odeur soufrée.

Notre système pourrait être adapté à des charges plus élevées par l'apport simple d'un complément d'oxygène aux périodes critiques.

b) Les matières organiques et les éléments eutrophiquants

En l'absence de mesures de l'azote et du phosphore totaux et de la DCO aux stations intermédiaires pour cette période, ce sont globalement les mesures de DBO₅ qui nous indiquent les capacités de minéralisation des éléments organiques. La diminution est progressive et plus rapide en amont, un tassement se présentant aux stations 5 et 6.

Les nitrites ne sont pas des nutriments mais seulement un état transitoire de passage de l'ammonium vers les nitrates. Leur présence en quantité plus importante dans le bassin de décantation et à la sortie du premier bassin planté indique l'activité des bactéries du cycle de l'azote à ce niveau. Nous avons souvent noté des teneurs élevées en nitrites à la sortie de lagunes à microphytes qui fonctionnent en fait sur le même principe que notre bassin de décantation. Ceci illustre l'insuffisance du procédé microphytes pour le traitement complet de l'azote malgré de longs temps de séjour, sauf si on ajoute une oxygénation forcée.

Au niveau des éléments eutrophiquants (nitrates et phosphates) et de l'ammonium, la diminution est progressive tout le long de l'axe hydraulique. Plus particulièrement, les teneurs en nitrates sont toujours très basses. Il va de soi que si l'installation était plus largement dimensionnée, la réduction serait encore plus poussée mais l'augmentation des coûts ne serait pas justifiable, vu le très bon bilan global déjà obtenu et qui s'améliore encore après dilution par l'eau de la rivière.

c) Les autres minéraux

Certains (potassium, magnésium, sulfates) importants pour le métabolisme des plantes diminuent. D'autres (sodium, chlorures) ne font que passer.

Enfin, d'une façon générale, il n'apparaît pas qu'une espèce de macrophyte soit plus active qu'une autre, la diminution de pollution d'un bassin à l'autre étant continue. L'intérêt d'utiliser différentes espèces se situe ailleurs: intégration, périodes végétatives différentes, protection contre les parasites, diversité de niches écologiques favorable à une faune variée).

4.2.1.2. Variations saisonnières de l'efficacité épuratoire

Les variations saisonnières ne sont quantifiables que sur une longue période, les circonstances climatiques étant variables d'une année à l'autre. C'est pourquoi nous avons calculé des abattements saisonniers à partir de toutes les analyses effectuées de septembre 1989 à janvier 1992. Nous les donnons dans le tableau 2.

	Abattements globaux par saison			
	DBO ₅	DCO	Ptot	NH ₄ ⁺
printemps	56	56	49	49
été	83	86	83	73
automne	86	85	87	64
hiver	60	64	47	32

Tableau 2.- Abattements globaux par saison, en %.

Les rendements maximums sont notés en été et en automne, période d'intense activité bactérienne et végétale. On note pourtant une augmentation parfois importante de la charge polluante (moins d'eaux claires parasites, tourisme plus important).

Pour la DBO₅ et la DCO, les minimums de rendement sont notés au printemps (diminution de 30 % par rapport à l'été et à l'automne). Cette réduction de rendement est, comme nous l'avons dit, simultanée à la dilution des charges (pluviosité importante): dès lors, son impact est modéré.

Pour le phosphore total et l'ammonium, les minimums de rendements sont notés en hiver, période où la végétation est au repos (diminution de 40 % par rapport à l'été et à l'automne). Ce repos n'est pas un arrêt puisque des rendements significatifs sont encore notés, surtout pour le phosphore (activité ralentie mais existante des bactéries, des microphytes d'eau froide et des macrophytes).

C'est en fin de période hivernale (février-mars-avril) que la dilution est la plus importante (tableau 4). C'est aussi à ce moment que les abattements paraissent les plus faibles. En mars 91 par exemple, on passe de 22 à 15 mg-O₂/l pour la DBO₅ soit une diminution de 32 %. Cette diminution ne peut pourtant être considérée comme mauvaise puisqu'en raison de la dilution, le rejet est conforme aux normes et que, par ailleurs, biologiquement, il n'y a aucun intérêt à encore réduire cette DBO.

La diminution des rendements pendant cette période est donc due à la conjonction de deux facteurs: activités bactérienne et végétale réduites et charges diluées. En conséquence, les rejets restent conformes.

4.2.1.3. Abattements moyens annuels

A partir d'analyses entrée-sortie dans 200 stations classiques et dans quelques lagunages (chiffres de la littérature) et dans la station de Doische en 1990, nous avons calculé des rendements moyens (tableau 3).

Bien que la signification de ces moyennes puisse être discutée, certaines différences sont systématiques et correspondent bien aux caractéristiques épuratrices intrinsèques des organismes vivants mis en oeuvre (flore bactérienne, faune, végétation).

	Épuration classique	lagunage microphytes	lagunage macrophytes	lagunage mixte microphytes-macrophytes *
DBO ₅	-83%	-65%	-79%	-81%
DCO	-75%	-54%	-68%	-82%
Azote total	-46%	-55%	-53%	-60%
Nitrates sortant (mg-N/l)	45	17	6	4
Phosphore total	-21%	-34%	-47%	-76%
Bactéries fécales	faible	de -99 à 100%	de -88 à 95%	de -98 à 99%

* analyses de 1990

Tableau 3.-Comparaison des abattements moyens pour les principaux systèmes d'épuration.

En stations classiques, les rendements théoriques devraient atteindre 90-95 % sur la DBO₅ et la DCO, grâce à une oxygénation forcée. Ils sont inférieurs en moyennes réelles (83 et 75 %) ce qui est lié principalement à la difficulté de dimensionner. En cas de sous-dimensionnement, on peut rejeter de l'ammonium et des nitrites en quantité importante. Les rendements sur l'azote (46 %) et le phosphore (21 %) sont faibles. Le reste de l'azote est rejeté sous forme de nitrates, beaucoup plus abondants en sortie que dans l'eau résiduaire entrante. Enfin, les rendements en bactéries fécales sont faibles, en relation avec les temps de séjour faibles. Bien que, globalement, la qualité de l'effluent soit assez moyenne (eutrophication), le procédé est néanmoins le seul envisageable pour les grandes agglomérations.

En lagunage à microphytes, les rendements en DBO₅ et DCO sont moyens, en relation avec la présence d'algues parfois très abondantes dans le rejet épuré. Les rendements en azote (55%) et en

phosphore (34%) sont légèrement supérieurs à ceux de l'épuration traditionnelle mais il faut tenir compte de la part rendue à la rivière par le rejet des algues. En cas de sous-dimensionnement, on peut rejeter de l'ammonium et des nitrites en quantité importante. Enfin, les rendements très élevés en bactéries fécales sont liés à des temps de séjour très longs. Ce procédé trouve ses limites d'utilisation dans l'impossibilité de retenir toute la biomasse épuratrice et dans les grandes surfaces nécessaires (longs temps de séjour requis). Bien que la qualité globale de l'effluent épuré soit encore moyenne, ce procédé a connu un grand développement en raison de la simplicité apparente de gestion. De ce fait même, beaucoup d'installations sont plus ou moins laissées à l'abandon et deviennent des cloaques.

En lagunage à macrophytes, les rendements en DBO₅ (79%) et en DCO (68%) sont satisfaisants, vu les surfaces moins importantes qu'en lagunage à microphytes et l'absence d'oxygénation forcée. Au niveau tertiaire, l'amélioration par rapport aux deux systèmes précédents porte surtout sur le phosphore. L'élimination des bactéries fécales est inférieure à celle des lagunages à microphytes, les temps de séjour étant plus courts: ils sont cependant bien supérieurs à ceux de l'épuration traditionnelle. La qualité globale de l'effluent réduit les risques d'eutrophication. L'entretien (faucardage essentiellement) est simple mais indispensable.

Enfin, les résultats de notre procédé (dernière colonne à droite) sont très satisfaisants et supérieurs à ceux des autres types de stations. Notre concept mixte est donc bien une optimisation du principe de lagunage visant à intensifier un procédé extensif en tirant meilleur parti des macrophytes et des microphytes sur une surface minimale.

L'étude de la faune d'invertébrés dans la rivière en amont et en aval du rejet épuré confirme que cette eau présente une réelle qualité biologique, l'impact étant imperceptible. C'est bien dans ce sens que nous utilisons le terme de qualité globale de l'eau épurée.

4.2.1.4. Conclusions

Au niveau de la chimie des eaux, notre procédé présente les caractéristiques épuratoires suivantes:

- les paramètres chimiques évoluent de différentes façons entre le premier et le dernier bassin avec une faible réduction pour certains minéraux aisément lessivables (chlorures, sodium) et une réduction importante pour les formes organiques, azotées et phosphorées et pour des minéraux indicateurs de l'activité végétale (magnésium, sulfates, potassium);
- la minéralisation des matières organiques est très efficace ce que concrétisent les abattements en DBO₅ et la courbe de l'oxygène dissous;
- notre procédé permet de faire face aux augmentations estivales de la charge aussi bien qu'aux variations de débit;
- les rendements sont supérieurs par rapport aux autres types de lagunage; par ailleurs, la réduction des rendements en hiver est en partie limitée par la conception même des bassins (stabilité thermique, gestion des niveaux d'eau,...).

4.2.2. ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

4.2.2.1. Bactéries dans les eaux de la station

Des analyses microbiologiques ont été réalisées mensuellement aux entrées et sorties des bassins. Les abattements obtenus sont meilleurs que ceux des autres systèmes de lagunage à macrophytes (tableau 3). Nous attribuons ces bons résultats à l'association des transferts de l'eau par translation et percolation. En effet, les sols reconstitués agissent comme filtre passif mais ont aussi un rôle actif car ils sont colonisés par une faune microscopique en partie bactériophage. Par ailleurs, ces rendements élevés sont obtenus pratiquement pendant toute l'année ainsi que le montre le tableau 4.

date	colif. totaux	colif. fécaux	strept. fécaux
hiver	92,1	92,2	95,1
printemps	98,9	99,5	99,9
été	98,8	99,4	99,5
automne	98,3	96,1	95,7

Tableau 4.- Variations saisonnières en 1990 des abattements quaternaires à la station de Doische (en %).

4.2.2.2. Bactéries dans les sols de la station

Une recherche détaillée des germes bactériens des sols a été menée à différentes profondeurs des sols reconstitués des bassins d'épuration, 1, 12 et 15 mois après la mise sous eau.

Globalement, l'augmentation de la charge organique depuis novembre 1989 n'a pas modifié sensiblement les proportions de germes aérobies et anaérobies dans les sols alors que des conditions anaérobiques sont apparues à certains moments dans les lagunes à microphytes. Nous y voyons un indicateur de bon fonctionnement de la microflore des sols reconstitués qui reçoivent un renouvellement d'oxygène par la percolation de l'eau.

Les germes de la protéolyse et de l'ammonification sont abondants partout. Cette bonne activité se remarque par les teneurs importantes en ammonium en tête de l'installation.

Les ferments nitreux sont peu nombreux, surtout dans l'eau ce qui correspond bien aux faibles teneurs en nitrites.

Les ferments nitriques sont très peu nombreux et les teneurs en nitrates sont toujours très faibles (consommation par les végétaux dès leur apparition).

Il y a dans les sols, souvent dans les horizons 40-60 cm, un nombre important de germes de la dénitrification. Leur répartition correspond à leur fonctionnement en anaérobiose.

Le cycle de l'azote est donc bien complet, avec la minéralisation de l'azote organique et la transformation de l'azote minéral en partie en nitrates consommés au fur et à mesure par les végétaux et en partie en azote gazeux.

Les germes de la sulfato-réduction sont peu nombreux partout.

4.2.2.3. Conclusions

Au niveau de la microbiologie des eaux, notre procédé présente les caractéristiques épuratoires suivantes:

-abattements en bactéries fécales très bons (98 à 99 %) et ce, pratiquement pendant toute l'année; après dilution de l'effluent par les eaux du cours d'eau récepteur, on atteint assez rapidement une qualité microbiologique correspondant à des eaux de baignade (norme CEE) et pouvant servir à l'abreuvement du bétail ou à certaines utilisations en industrie (recyclage de l'eau épurée).

-sols reconstitués bactériologiquement actifs (bactéries nombreuses et diversifiées); une recherche approfondie nous a permis de préciser le cycle de l'azote dans la station. Cette microflore bactérienne s'est peu modifiée malgré l'augmentation de la charge polluante.

4.3.

Impact, sur le cours d'eau récepteur, de l'effluent épuré par le lagunage mixte macrophytes-microphytes (figure 6)

Le suivi scientifique détaillé dont nous venons de donner quelques éléments synthétiques au niveau de la chimie et de la microbiologie montre que l'épuration obtenue par notre procédé est plus poussée qu'avec les autres systèmes de lagunage.

En effet, les rendements en DBO₅ et DCO sont du même ordre de grandeur que ceux de l'épuration classique ce qui est remarquable en l'absence de toute oxygénation artificielle.

De plus, les rendements en nitrates et phosphates sont nettement plus élevés ce qui minimise les risques liés à l'eutrophication.

Enfin, les abattements très élevés en bactéries fécales suppriment les risques sanitaires.

Par contre, le rejet d'un effluent épuré en station traditionnelle, avec, en principe, une DBO₅ résiduelle très faible mais avec des teneurs importantes en nitrates, phosphates et bactéries fécales, accentue ces risques.

La figure 6 montre donc que, globalement et du point de vue biologique, la qualité de l'effluent du lagunage à macrophytes est meilleure que celle de la station classique et du lagunage à microphytes et ce, pendant toute l'année. La zone eutrophiquée et la pollution par les germes fécaux sont réduites au maximum. Pour la comparaison, nous renvoyons aux figures 2 et 3 (impact sur la rivière des effluents épurés par station traditionnelle et par lagunage à microphytes).

L'étude des invertébrés aquatiques confirme l'impact très faible du rejet épuré sur la rivière.

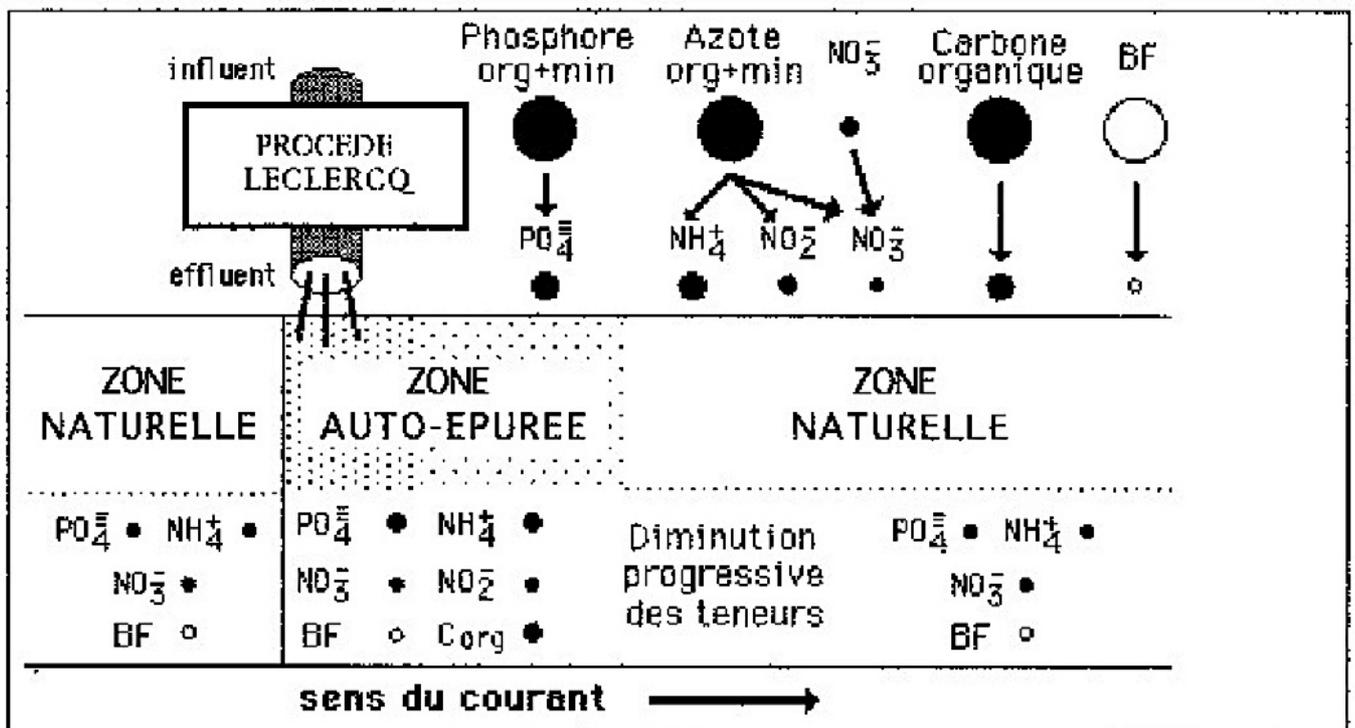


Figure 6.- Impact du rejet en rivière d'eau épurée par un lagunage mixte macrophytes-microphytes (NH_4^+ = ammonium; NO_2^- = nitrites; NO_3^- = nitrates; PO_4^{3-} = phosphates; BF = bactéries fécales). Dessin: L. Leclercq.

4.4.

Aspects biologiques et écologiques

4.4.1. MISE EN PLACE DE LA VEGETATION EPURATOIRE

27000 plants appartenant à 9 espèces du bord des eaux ont été préparés en pot et mis en place au mois de juin avec un reprise proche de 100%. Trois mois après la plantation, la station était opérationnelle.

4.4.2. PRODUCTION VEGETALE DANS LA STATION

4.4.2.1. Introduction et méthodes

L'analyse de la biomasse algale montre une diminution de la productivité du premier au dernier bassin parallèlement à la résorption des nutriments, le phosphore devenant limitant dans le dernier bassin.

Pour la biomasse macrophytique, nous avons procédé, 3 mois et 12 mois après la plantation, à une quantification de la biomasse aérienne par m^2 et de la biomasse souterraine (racines et rhizomes) par m^2 sur 20 cm de profondeur. Simultanément, une partie de cette biomasse a été analysée pour son contenu en azote et en phosphore. De la même façon, nous avons réalisé l'étude de peuplements naturels des mêmes espèces (*Typha* et *Glyceria*) situés dans la même région.

4.4.2.2. Production de biomasse macrophytique

Par rapport aux sites naturels, on voit que la biomasse aérienne produite est beaucoup plus importante (10x pour *Typha* et 3x pour *Glyceria* qui reçoit moins de nutriments) et que la densité et la hauteur moyenne des peuplements sont nettement plus élevées. La biomasse assez faible de *Scirpus* est liée à une croissance plus lente de cette espèce et à la diminution des nutriments disponibles.

Pour les racines, la biomasse de Doische est plus faible pour *Typha*, un peuplement jeune comportant moins de gros rhizomes. Par contre, pour *Glyceria*, la biomasse souterraine est plus importante à Doische, cette espèce présentant des rhizomes plus fins, à croissance sans doute plus rapide.

Si on effectue deux faucardages par an (juin et octobre 1990), les productions globales en matières fraîches sont, pour la biomasse aérienne, de 115 tonnes à l'ha (ou $11,5 \text{ kg/m}^2$) pour *Typha*, 144 pour *Glyceria* et 5,1 pour *Scirpus* (tableau 5).

	1989: septembre				1990: juin			octobre
	tiges			racines	tiges			tiges
	n	h	pds	pds	n	h	pds	pds
-	m	kg/m ²	kg/m ²	-	m	kg/m ²	kg/m ²	
Typha								
Doische	57	2,3	12,7	4,9	47	2,5	7,9	3,6 *
site naturel	26	1,2	1,1	8,4	-	-	-	-
Glyceria								
Doische	180	1,3	5,2	3,8	250	2,3	8,3	6,1 *
site naturel	265	0,9	1,6	2,1	-	-	-	-
Scirpus								
Doische	117	1,4	1,7	2,6	152	2,2	2,8	2,3 *
site naturel	-	-	-	-	-	-	-	-
Sparganium	-	-	-	-	-	-	-	4,1
Phalaris	-	-	-	-	-	-	-	5,4
Phragmites	-	-	-	-	-	-	-	5,3
Carex	-	-	-	-	-	-	-	5,8

Tableau 5.- Production de biomasse (poids frais) pour les principales espèces de macrophytes dans la station de Doische et en site naturel (n et h=nombre de tiges/m² et hauteur moyenne; *= repousse après le fauchage du mois de juin).

4.4.2.3. Contenu de la biomasse en azote et phosphore

Les résultats des analyses d'azote et de phosphore dans les parties aériennes et souterraines des sites de Doische et de sites naturels sont exprimés en % de la matière sèche (Tableau 6).

	1989: septembre			
	chimie des tiges		chimie des racines	
	Azote	Phosphore	Azote	Phosphore
	en % de la matière sèche		en % de la matière sèche	
Typha				
Doische	2,56	0,29	2,59	0,23
site naturel	1,66	0,12	0,61	0,11
Glyceria				
Doische	2,34	0,24	2,33	0,16
site naturel	1,31	0,15	1,71	0,19
Scirpus				
Doische	2,61	0,16	2,21	0,19
site naturel	-	-	-	-

Tableau 6.- Teneurs en azote et en phosphore de la biomasse aérienne et souterraine des macrophytes à Doische et en sites naturels.

Les teneurs en N et P des parties aériennes et souterraines sont globalement deux fois plus élevées dans la station d'épuration qu'en sites naturels, ce qui prouve le rôle effectif des végétaux dans la résorption de ces éléments, concept parfois mis en doute dans la littérature.

Ces teneurs plus élevées s'additionnent à une production de biomasse plus importante dans la station d'épuration: dès lors, les macrophytes des deux premiers bassins mobilisent 4 à 10 fois plus d'azote et 3 à 5 fois plus de phosphore qu'en sites naturels.

L'accumulation d'azote et de phosphore est surtout fonction des teneurs de l'eau et non de l'espèce.

4.4.2.4. Conclusions: Rôle des macrophytes dans l'abattement de l'azote et du phosphore

Notre procédé démontre la participation active des macrophytes dans le processus épuratoire.

4.6. Gestion (charges financières et entretiens)

Ainsi que nous l'avons déjà dit, un procédé qui prétendrait ne nécessiter aucun entretien n'existe pas et les stations non ou mal entretenues deviennent inefficaces ou génèrent des nuisances (odeurs, moustiques,...) quel que soit le procédé employé.

S'il convient évidemment de simplifier au maximum les charges de gestion et leur coût, il faut donc prendre garde de céder à une tendance minimaliste.

Nous énumérons ci-après les quelques éléments importants de gestion liés à notre procédé. De leur bonne application dépend le fonctionnement optimal de l'installation, autant que du choix des plantes ou du dimensionnement. Ces éléments sont détaillés dans un cahier de gestion remis à l'exploitant.

1. surveillance et entretien des pompes si elles sont nécessaires;
2. réglage des niveaux d'eau selon les espèces et les saisons;
3. tonte des pelouses;
4. 1 ou 2 faucardages par an;
5. élimination des boues: tous les 10 ans dans la lagune de décantation, beaucoup plus rarement dans les lagunes à microphytes.

Nous détaillons ci-après les éléments les plus importants.

4.6.1. REGLAGE DES NIVEAUX D'EAU

C'est un élément capital si l'on veut obtenir des peuplements végétaux sains, vigoureux et produisant une biomasse maximum donc exportant un maximum de nutriments.

En période végétative, il faut donc respecter les hauteurs d'eau correspondant à l'écologie de chaque espèce. C'est pourquoi nos bassins sont équipés de déversoirs réglables.

En hiver, on remonte partout les niveaux au maximum de manière à augmenter le temps de séjour ce qui compense en partie la diminution d'activité de la végétation et aussi pour protéger les plantations contre le gel intense.

4.6.2. FAUCARDAGE

Le faucardage doit se faire au dessus du niveau de l'eau si l'on veut sauvegarder la vitalité des peuplements: on évite ainsi d'immerger sitôt après la coupe les tiges coupées dans lesquelles l'air ne pourrait plus circuler. A Doische, la hauteur d'eau maximum étant de 30 cm, la hauteur de coupe se situe idéalement à cette valeur.

Un premier faucardage est effectué quand les plantes atteignent une hauteur d'au moins 1,7 m pour les grandes espèces (généralement en début juin). La repousse est tellement rapide à cette époque (2 cm par jour pour certaines espèces) qu'un nouveau faucardage doit être effectué en octobre. On parvient ainsi à maintenir une activité épuratoire intense pendant une plus longue période.

L'opération nécessite:

- l'interruption de l'alimentation en tête du bassin: l'eau est envoyée par by-pass au bassin suivant;
- la vidange de la partie d'eau libre par pompe immergée dans le bassin suivant.

Après quelques jours, le sol reconstitué s'est ressuyé et le terrain devient praticable (bottes). On peut alors descendre dans les bassins avec le matériel de faucardage.

Pour 1 faucardage, il faut compter, avec les moyens de fauche disponibles actuellement (débroussailluses) et l'élimination manuelle de la biomasse vers un container, 200 heures pour l'ensemble de la station ce qui correspond à 5 ouvriers pendant 5 jours.

Pour faciliter le faucardage, il est aussi recommandé d'utiliser des plantes qui versent peu et de déterminer les périodes de fauche avant versage c'est-à-dire quand les tiges ne sont pas trop hautes.

4.7. Conclusions générales

Contrairement à ce que d'aucuns prétendent, le procédé de lagunage peut s'avérer, s'il est bien conçu et prévu dans une limite raisonnable de charge polluante (moins de 1000 EH), une très bonne technologie.

En particulier, les excellents résultats que nous avons obtenu montrent que notre procédé est performant, salubre, économique et simple à gérer, intégré, fiable et enrichissant pour l'environnement.

Performant puisque l'on atteint des abattements de l'ordre de 80 % en moyenne annuelle pour la DBO₅ et la DCO, de 75 % pour le phosphore, de 60 % pour l'azote avec des teneurs en nitrates toujours très faibles, et ce, sans aucune oxygénation et en limitant au maximum la diminution de rendement en hiver.

Salubre puisqu'on élimine à plus de 98 % pendant toute l'année les germes bactériens fécaux ce qui autorise à nouveau l'utilisation de l'eau de la rivière réceptrice pour l'abreuvement du bétail, élément capital en zone rurale et pour la baignade, élément capital en zone touristique.

Economique, notamment parce que la conception des bassins permet de minimaliser l'emprise au sol, qu'on essaye de limiter le matériel électromécanique et que la gestion est limitée à deux faucardages par an (main d'oeuvre non spécialisée) et à un réglage simple des niveaux d'eau; la production de boues est en outre très limitée.

Intégré dans le paysage par l'utilisation optimale du relief et par la juxtaposition de plusieurs espèces végétales.

Fiable par l'imperméabilisation totale des bassins, assurant une protection intégrale des nappes aquifères.

Enrichissant pour l'environnement qui a perdu beaucoup de milieux humides naturels d'un grand intérêt scientifique. Une flore et une faune diversifiées se sont rapidement installées et témoignent de l'équilibre biologique obtenu. Cet équilibre est essentiel pour éviter des nuisances telles que des odeurs ou des proliférations de moustiques, lesquels sont toujours présents mais en petit nombre, étant la proie de divers prédateurs. Nous avons ainsi dénombré provisoirement, en plus des 10 espèces végétales plantées, une dizaine de macrophytes spontanés, 90 espèces d'algues, 40 types d'invertébrés aquatiques avec, pour les seules libellules, 16 espèces différentes! et différents vertébrés.

Notre procédé, tirant parti à la fois des microphytes et des macrophytes, apparaît donc bien comme une optimisation de la technique de lagunage aboutissant à une très bonne qualité globale de l'eau du point de vue de la chimie, de la microbiologie et de la biologie et à l'élimination du risque d'eutrophication des rivières. Par qualité globale de l'eau, nous entendons notamment son aptitude à recevoir des organismes végétaux et animaux réputés sensibles à la pollution et ses possibilités de réutilisation (abreuvement du bétail, baignade, irrigation,...).

Les possibilités d'application sont nombreuses, le procédé pouvant être adapté à des charges faibles ou élevées, organiques et parfois minérales, riches en phosphore et/ou en azote, à des habitats isolés ou groupés, avec une préoccupation décorative ou non... Evidemment, pour chaque cas, les règles de dimensionnement diffèrent.

Notre analyse du problème démontre que la conception d'un lagunage offrant toutes les sécurités et de bons rendements ne s'improvise pas. Il faut en effet optimiser le dimensionnement, l'intégration, le choix des plantes, le coût. De ce point de vue, la station de Doische a nécessité un budget de quelque 15 millions de francs belges en 1990. Mais cette station est expérimentale et de ce fait, plus coûteuse qu'une station normale dont l'investissement, en routine, est estimé, à charge polluante égale, à 2/3 du coût d'une station classique et l'entretien à 1/3.

BIBLIOGRAPHIE

LECLERCQ L., 1987-1990.- Epuration des eaux du village de Doische par marais reconstitués. Rapports intermédiaires 1 à 8 et rapport de synthèse. Convention Région wallonne/INASEP/Cercles des naturalistes de Belgique a.s.b.l.

LECLERCQ L., 1992.- Epuration des eaux. 1. Description d'une nouvelle biotechnologie: le lagunage mixte microphytes-macrophytes par percolation-translation. 2. Etude de faisabilité de l'application de ce procédé à l'épuration tertiaire de l'effluent de la station d'épuration de Beuvrages. Rapport, 75 p.

