



HAL
open science

Combinaisons de traitements physico-chimiques et biologiques pour une production de boues réduite

Etienne Paul, Hélène Carrère, Christine Lafforgue

► To cite this version:

Etienne Paul, Hélène Carrère, Christine Lafforgue. Combinaisons de traitements physico-chimiques et biologiques pour une production de boues réduite: Revue bibliographique. Environnement, Ingénierie & Développement, 2003, N°29 - 1er Trimestre 2003, pp.8-15. 10.4267/dechets-sciences-techniques.2218 . hal-03178195

HAL Id: hal-03178195

<https://hal.science/hal-03178195>

Submitted on 23 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

COMBINAISONS DE TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES POUR UNE PRODUCTION DE BOUES RÉDUITE REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Etienne Paul*, Hélène Carrère** et Christine Lafforgue***

*Insa, Département génie des procédés industriels, Laboratoire d'ingénierie des procédés de l'environnement

** Inra, Laboratoire de biotechnologie de l'environnement

*** Insa de Toulouse, Département génie biochimique et alimentaire, Laboratoire de biotechnologie et bioprocédés

Cet article propose une synthèse de résultats sur des procédés de couplage de traitements physico-chimiques avec des traitements biologiques de dépollution, ayant pour objectif la réduction de la production de boues. Le couplage de la désintégration des boues, par traitements mécaniques, thermochimiques et ozonation, avec les digestions aérobie et anaérobie en réacteurs classiques ou bioréacteurs à membranes est abordé. L'accent est mis sur l'évaluation des potentialités de différents traitements et co-traitements des boues sur les lignes eaux et boues pour tendre vers une réduction de la production de boues. Les effets de ces traitements sur les performances du système de traitement global et sur les caractéristiques physiques des boues sont ensuite examinés.

This paper is a review of different physico-chemical treatments that can be combined to biological treatments with the aim of sludge production reduction. Mechanical, thermo-chemical and ozone treatments for sludge disintegration are presented, they are combined with aerobic and anaerobic digestions in classical reactors or in membrane bioreactors. The stress is put on i) the potentialities of these treatments and cotreatments to reduce the sludge production either during the wastewater treatments or during the sludge treatments, ii) on the effects of the treatments on the whole treatment process performances and on the physical properties of the sludges.

INTRODUCTION : STRATÉGIES DE RÉDUCTION

Le traitement des pollutions organiques par voie biologique génère des boues biologiques qui constituent un résidu de l'épuration et dont l'élimination est onéreuse (incinération) ou de plus en plus problématique pour l'environnement. Ainsi, l'interdiction de l'épandage dans certaines zones (2004) amène de nombreux secteurs industriels à rechercher de nouvelles solutions techniques pour réduire la charge polluante des effluents et la quantité de boues produites en comparaison avec les systèmes d'épuration biologique aérobie traditionnels.

Les méthodes permettant de réaliser une épuration efficace avec une quantité de boues produites minimale peuvent être envisagées à deux niveaux :

- d'une part une conception et une conduite maîtrisée du réacteur d'épuration (unité de traitement de la pollution, bassin d'épuration...) afin de minimiser à la base le rendement de conversion de la matière organique en biomasse,
- et/ou d'autre part la réalisation de traitements de la biomasse produite lors de l'épuration en vue de modifier ses caractéristiques afin d'envisager une étape ultérieure de dégradation biologique pour parfaire l'assimilation de la matière organique.

Cette stratégie, résumée figure 1, repose sur la désintégration et la consommation des cellules mortes considérées comme néo-substrat par les cellules vivantes (croissance cryptique ou "cannibalisme" microbien) et permet d'obtenir une diminution notable des rendements de production de boues ; le rendement final étant le produit des rendements d'assimilation de la matière organique initiale présente dans l'effluent (R1) et de celle provenant des néo-substrats, fractions cellulaires issues des micro-organismes produits (R2).

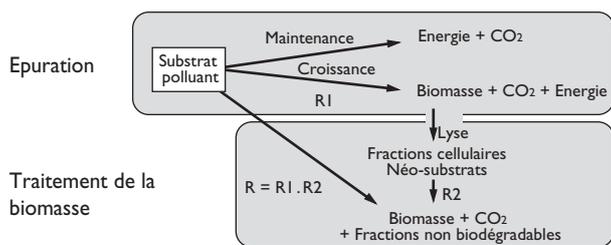


Figure 1 : Représentation simplifiée du devenir du substrat polluant dans le cas d'une épuration associée à un traitement lytique suivi d'un recyclage

Parmi les différentes technologies de traitement des effluents liquides, le bioréacteur à membrane proposé dans les années 1980 connaît à l'heure actuelle un regain d'intérêt. Ce dispositif correspond à l'association d'un bioréacteur et d'une unité de séparation par filtration. Deux configurations sont rencontrées en épuration biologique des eaux : les bioréacteurs à boucle de filtration externe et les bioréacteurs à membranes immergées qui fournissent l'eau traitée par succion.

Ces dernières années de nombreux groupes ont développé ces dispositifs, tant dans le cadre de processus d'épurations biologiques aérobie qu'anaérobie. Ces installations peuvent, en outre, laisser entrevoir des possibilités de réutilisation de l'eau épurée après filtration comme c'est le cas au Japon lors du traitement des eaux usées domestiques dans des habitations collectives [Manem et Sanderson 1996]. Dans les bioréacteurs à membranes (figure 2), l'étape de séparation de la biomasse n'est plus limitante, les niveaux de concentration en biomasse atteints peuvent donc être très élevés et, en conséquence, les potentialités de bioconversion considérables. De plus, la conduite des bioréacteurs à membranes permet, en jouant sur les conditions opératoires (temps de séjour hydraulique et âge de boues), une grande souplesse dans la gestion relative des flux de substrat et de biomasse [Bouillot et al. 1990], et laisse présager une meilleure maîtrise des comportements métaboliques des micro-organismes (croissance endogène, maintenance [Pirt 1965]). De nombreux travaux ont démontré que ce dispositif était un outil de traitement de la pollution particulièrement

performant [Stephenson et al. 2000, Canales et al. 1994, Côté et al. 1998, Manem et Sanderson 1996, Bouillot 1988, Canales 1991].

Les résultats annoncés sur les installations industrielles indiquent d'une façon générale des productions de boues faibles, parfois extrêmement réduites selon l'effluent traité [Stephenson et al. 2000]. Outre une maîtrise optimale des conditions opératoires, plusieurs autres éléments ont été avancés pour justifier les rendements observés, en particulier l'âge important des boues et l'existence de contraintes mécaniques au sein du réacteur pouvant participer à la modification des structures cellulaires et à la lyse des micro-organismes.

La minéralisation par voie biologique des boues excédentaires constitue sans aucun doute la plus économique des techniques de traitement en terme de coût de fonctionnement. Cependant, une fraction de la boue est composée de matières organiques très lentement biodégradables (FNB), voire inertes, qui ne peuvent pas être minéralisées par voie biologique. Une augmentation du taux de traitement de la boue peut être obtenue par une augmentation des temps de séjour caractéristiques des procédés biologiques conventionnels. Cependant, cette augmentation d'âge de boue conduit également à une accumulation de plus en plus importante des composés très lentement biodégradables et inertes et devient prohibitive en terme de dimensionnement (taille du bassin biologique trop importante ou déficience des systèmes de séparation solide/liquide). Dans tous les cas, l'augmentation du temps de séjour des solides ne permet pas d'obtenir une réduction de la production de boues supérieure à 50 % par rapport aux procédés classiques.

L'amélioration de ces procédés biologiques doit donc logiquement être obtenue en provoquant une désorganisation de la structure de la boue, tant au niveau primaire du floc qu'au niveau de la membrane cellulaire. La désintégration de la boue peut être obtenue par l'application d'un traitement pouvant être d'origine mécanique, chimique, thermique ou oxydant, placé à différents niveaux de l'usine de traitement (filière eau ou filière boue) (Figure 3). La boue ainsi traitée peut ensuite être renvoyée dans le réacteur biologique pour permettre la biodégradation. De la même façon le traitement

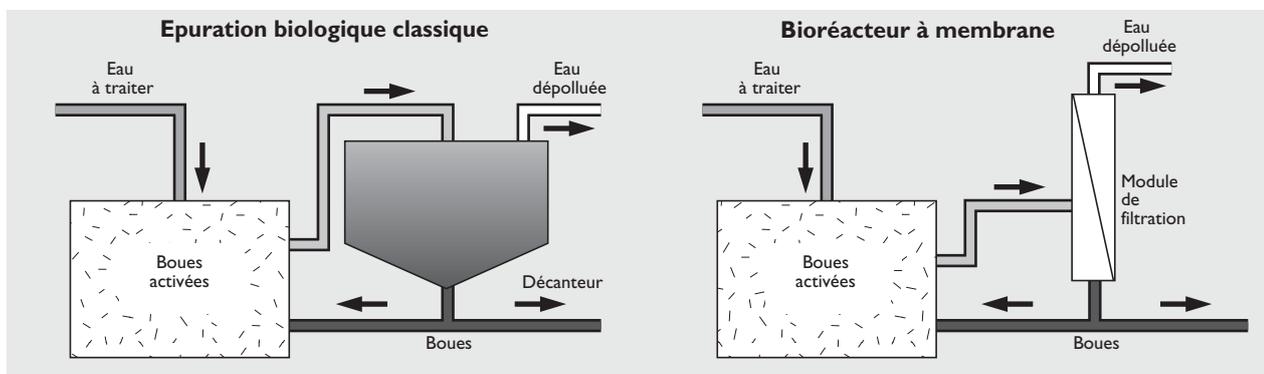


Figure 2 : Comparaison d'un bioréacteur à membrane et d'un dispositif traditionnel à boues activées

peut aussi être couplé à un Bioréacteur à membranes [Canales 1991] (figure 4). Cependant il faut noter que les fractions réputées non biodégradables (FNB) sont fortement influencées par le processus « d'induction de la létalité et de la lyse ». Ainsi, si plusieurs modes de traitement de nature physico-chimique ou mécanique, éventuellement couplés, peuvent être proposés, la pertinence du choix repose, pour une boue donnée, sur l'assimilabilité des substrats produits. Ces traitements peuvent également être envisagés pour modifier les caractéristiques globales des boues en vue d'améliorer leur valorisation ou leur conditionnement.

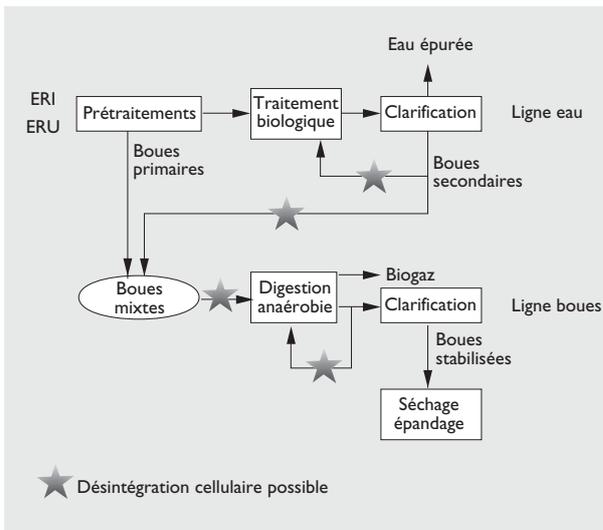


Figure 3 : Insertion des traitements combinés dans la filière de traitement des eaux pour réduire la production des boues

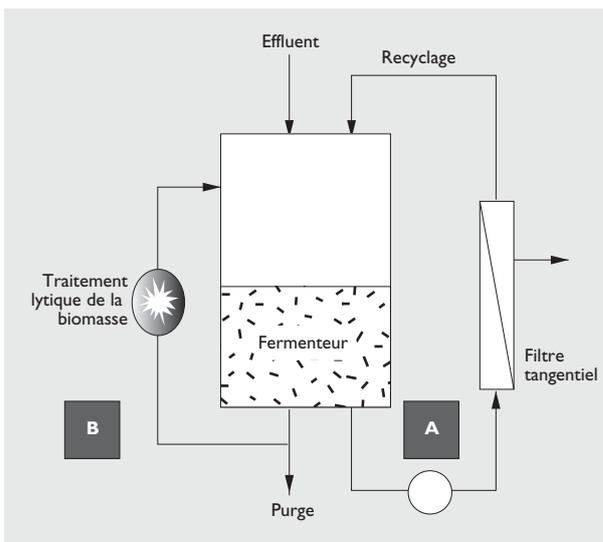


Figure 4 : Schéma de principe du bioréacteur à membrane couplé à une unité de traitement lytique de la biomasse.

DIFFÉRENTES TECHNIQUES DE DÉSINTÉGRATION

Cinq familles de techniques peuvent être identifiées :

- les méthodes mécaniques [Muller et al., 1998 ; Thiem et al., 1997] regroupent les différents types de broyeurs, d'homogénéiseurs haute pression et les ultrasons ;
- les méthodes thermiques [Weemaes et Verstraete, 1998 ; Woodard et Wukasz, 1994] sont basées sur l'utilisation de traitements à température élevée et éventuellement à pression élevée pouvant aller jusqu'au stade de l'oxydation super-critique [Luck et al., 1995] ;
- les méthodes chimiques et thermo-chimiques [Rocher et al., 1999 ; Lin et al., 1997 ; Camacho 2001] sont souvent basées sur des phénomènes d'hydrolyse induite par variation de pH. La combinaison des effets de pH et de température est utilisée pour obtenir des techniques de désintégration efficaces à pression ambiante et à température inférieure à 100°C ;
- les méthodes d'hydrolyse biologique [Sakai et al., 2000] reposent sur l'utilisation de souches de micro-organismes spécifiques développant des fortes capacités d'hydrolyse ;
- les méthodes de traitement par des oxydants puissants [ozone : Kamiya et Hirotsu, 1998 ; chlore : Chen et al., 2001] peuvent permettre d'atteindre des taux de désintégration importants à pression et température ambiantes.

EFFET DE TRAITEMENTS COMBINÉS SUR LA RÉDUCTION DE PRODUCTION DE BOUE

Association traitement mécanique et traitement biologique

L'analyse des techniques de désintégration mécanique permet d'envisager le couplage avec un procédé biologique en vue de la réduction de la production de boue. Le tableau I résume les conditions d'application et les résultats obtenus par divers auteurs qui ont évalué des systèmes combinant un traitement mécanique et un procédé biologique. Malgré l'intérêt potentiel du couplage entre traitement mécanique et traitement biologique, les réalisations industrielles sont inexistantes. La forte consommation d'énergie [Weemaes et Verstraete, 1998] et les problèmes d'usure et de dégradation du matériel de traitement résultant des phénomènes d'abrasion [Muller, 2001] limitent fortement l'application de ces systèmes de réduction de la production de boue. De plus, la désintégration mécanique défavorise le traitement de déshydratation des boues (demande en polymère 3 fois plus importante que la dose classiquement utilisée, soit 30 g/kg au lieu de 10 g/kg MES [selon Kopp et al., 1997 cités par Camacho, 2001]).

Tableau 1 : Exemples d'essais de couplage entre traitement mécanique et traitement biologique

Echelle	Qualité de l'alimentation	Type de traitement mécanique	Conditions d'application	Résultats	Auteurs
Pilote de laboratoire (âge de boue < 8j)	Synthétique DCO 260 mg/l	Système Kady (broyage + cisaillement non refroidi)	Continue (25 à 30 min de temps de séjour)	Pas de production de boue, amélioration IB, baisse du rendement d'élimination de DCO	Springer et al., 1996
Pilote semi-industriel (5100 m ³)	ERU décantée	Système Kady (broyage + cisaillement non refroidi)	3 à 5 % des boues du système	Réduction de la production des boues de 35 %, réduction des bactéries filamenteuses	Wadehra et al., 1999
Digesteur Anaérobie pilote (150 L)	Boues urbaines mixtes	Ultrasons (64 secondes)	Prétraitement	Réduction des solides volatils de 50,3 % contre 45,8 % sans prétraitement	Thierm et al. 1997
Digesteur Anaérobie pilote (20 L)	Boues secondaires urbaines	Hautes pressions (400 bars)	Prétraitement	Réduction des solides volatils de 60 % pour des temps de digestion de 5 jours	Muller et Pelletier, 1998

IB : indice de boue

Tableau 2 : Exemples d'essais de couplage entre traitements chimique ou thermochimique et traitement biologique

Echelle	Qualité de l'alimentation	Type de traitement	Conditions d'application	Résultats	Auteurs
Bioréacteur à membranes de laboratoire (Pseudomonas fluorescens)	Synthétique soluble	Thermolyse	90°C taux de recyclage 0,1 h ⁻¹	Réduction de la production des boues de 59 %, rendement d'élimination de la DCO maintenu	Canales, 1991
Evaluation théorique basée sur des essais batch	-	Thermolyse alcaline	pH 10, 60°C temps de contact : 20 min	Réduction de la production des boues de 38 à 43 % basé sur la baisse du rendement de conversion	Rocher et al., 1999
Bioréacteur à membranes de laboratoire	Synthétique soluble	Chloration	0,066 g Cl ₂ /g MES	Réduction de la production des boues 67 % déstructuration de la boue	Chen et al., 2001
Digesteur anaérobie de laboratoire	Boues industrielles	Thermolyse alcaline	pH 12, 140°C, 30 min	Pas de réduction de la production des boues, présence de composés toxiques	Delgenès et al. 2000, Penaud et al., 2000
Digesteur anaérobie Pilote et industriel	Boues activées urbaines	Thermolyse (procédé Cambi)	180°C	Elimination de 60 % des solides volatils contre 45 % sans prétraitement. Hygiénisation des boues	Panter et Weisz (1998)

Association de traitements thermique, chimique ou thermochimique et d'un traitement biologique

Le tableau 2 présente les résultats d'essais de couplage entre un traitement biologique et une étape de réduction de la production basée sur l'utilisation de techniques chimiques, thermiques ou thermochimiques.

Les résultats obtenus par Canales [1991] dans le cas d'une culture pure montrent qu'une étape de thermolyse à 90°C et à pression atmosphérique entraîne une diminution du rendement de croissance de près de 60 % (par augmentation des besoins en énergie de maintenance) avec un maintien des capacités épuratoires du système. L'utilisation d'une technique de lyse thermochimique sur culture pure et boues activées a permis à Rocher et al. [1999] d'obtenir également une forte diminution du rendement de croissance et a montré l'impact de l'intensité du traitement sur la biodégradabilité des fractions obtenues (figure 5). Par ailleurs un effet différé potentiel des traitements a été mis en évidence. L'efficacité de ces procédés dans le cas d'installations traitant des eaux résiduaires urbaines n'a pas été démontrée à l'heure actuelle.

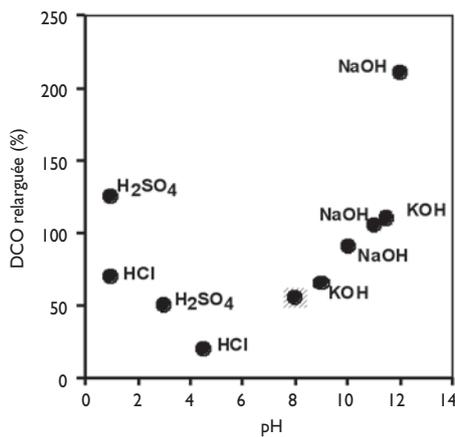


Figure 5 : Libération de DCO soluble par *A. eutrophus* après 45 minutes d'exposition à des traitements thermiques (100°) et chimiques (1 < pH < 14) combinés.

La référence 100 % correspond à un traitement ultrasons (240 W, 20 kHz, 800 s) d'après Rocher et al. 1999

Les résultats obtenus par Chen et al. [2001] montrent que le traitement des boues par un oxydant puissant tel que le chlore permet une réduction du rendement de croissance de plus de 60 %. Cependant, l'utilisation du chlore en présence de matières organiques en fortes concentrations conduit à une éventuelle formation de composés organochlorés comme les THM (trihalométhanes) dont l'impact négatif sur l'environnement et la santé est clairement établi.

De même, lors de l'étude d'un prétraitement thermochimique en amont de la digestion anaérobie d'une boue industrielle, Delgenès et al. [2000] ont mis en évidence la formation de composés inhibiteurs. En effet, les taux de solubilisation de la DCO maximaux ont été obtenus pour des prétraitements à pH=12, 140°C, 30 min. Après ce prétraitement, la DCO soluble représentait 71 % de la DCO totale contre 20 % pour la boue non traitée. Malgré ces forts taux de solubilisation, ce prétraitement thermochimique n'a pas permis d'améliorer la biodégradabilité par voie anaérobie de la boue qui est restée proche de 40 %. Des composés inhibiteurs formés lors du prétraitement thermochimique étaient probablement produits par la réaction de Maillard, favorisée par un pH et une température élevée [Penaud et al., 2000a]. La solubilisation des composés en suspension n'est donc pas le critère à retenir dans la mise au point de prétraitements thermochimiques.

Appliqués en tant que prétraitement de la digestion anaérobie des boues, un traitement à une température de 180°C entraîne une réduction de la quantité des boues résiduelles mais également leur hygiénisation et une meilleure déshydratabilité [Panter et Weisz, 1998]. Ce procédé a été industrialisé en Norvège, au Danemark et en Ecosse [Weiz et al. 2000].

Association d'un traitement d'ozonation et d'un traitement biologique

Différentes études ont été menées sur l'effet de l'ozone sur la production de boues. Le tableau 3 résume les conditions et les résultats de ces travaux.

Les doses d'ozone, les conditions d'application et la qualité de l'alimentation en eaux résiduaires diffèrent fortement pour les résultats présentés dans le tableau 3. La comparaison de l'efficacité des différents systèmes est donc difficile. Nous retiendrons cependant que, dans le cas d'une alimentation en ERU sans décantation primaire, Sakai et al. [1997] indiquent qu'ils obtiennent une production de boue en excès nulle pour une dose d'ozone de 0,034 g O₃.g MES⁻¹ appliquée sur quatre fois l'équivalent de la production de boue du procédé classique. Il est également intéressant de retenir que Yasui et al. [1996] ont démontré l'efficacité du procédé mixte dans le cas de différents effluents urbains et industriels.

Les études dédiées à l'ozonation de boues en prétraitement de leur digestion anaérobie sont plus récentes que celles concernant le couplage ozonation / boues activées.

Les doses d'ozone appliquées en cotraitement de la digestion anaérobie sont, selon les auteurs, supérieures ou de l'ordre de grandeur des doses utilisées sur les boues activées. Le couplage ozonation avec la digestion anaérobie conduit à la réduction de la production des boues même si les performances reportées sont très variables. De plus des essais de longue durée (6 mois [Battimelli et al., 2002] ou 12 mois [Goel et al. 2002b]) montrent l'absence de génération de composés toxiques pendant le traitement à l'ozone. L'élimination poussée des boues peut entraîner une augmentation de la DCO et de la teneur en azote et phosphore de l'effluent de sortie qui pourra nécessiter un traitement par recyclage sur la ligne eau [Goel et al. 2002a]. Finalement l'ozonation peut entraîner des modifications des propriétés physiques des boues : désodorisation, décoloration, meilleure décantabilité mais résistance spécifique de filtration plus élevée, atténuation du caractère non Newtonien et diminution de la viscosité apparente [Battimelli et al., 2002].

Cas du couplage ozonation-boues activées

Le principe du couplage ozonation-boues activées est décrit sur la figure 6 où sont également représentés les différents effets qui peuvent survenir lors d'un tel couplage.

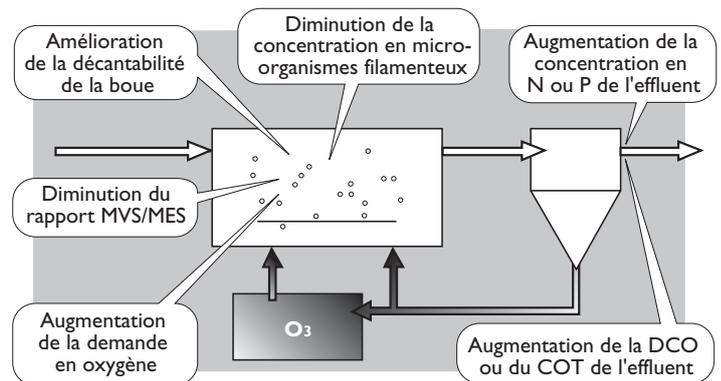


Figure 6 : Principe de fonctionnement du procédé de couplage système à boues-système d'ozonation

D'après la figure 7, dès le début de l'ozonation, la production cumulée de boues diminue significativement mais demeure linéaire [Déléris et al. 2001]. Le taux de réduction de la production de boue atteint 65 %. La figure 8 montre que pour une dose d'ozone appliquée plus élevée, une production de boue nulle voire un lessivage du réacteur peut être atteint. Ce point de fonctionnement extrême peut néanmoins être facilement maîtrisé en diminuant la dose injectée. L'ozone présente un potentiel certain pour réduire la production de boues en association avec le traitement biologique. Les doses d'ozone appliquées sont alors de quelques pourcents par rapport à la DCO à dégrader. L'ozone n'intervient donc que pour déstabiliser chimiquement les molécules réfractaires à la dégradation biologique.

Tableau 3 : Résumé des résultats publiés sur l'effet de l'ozone sur la production de boue

Auteurs	Caractéristiques de l'ozonation			Résultats		
	Echelle	Alimentation	Géométrie	Dose	Application	Production de boue
Yasui et Shibata (1994)	Bassin d'aération 2 l, MES 4000 mg.l ⁻¹	1 kg DBO.m ⁻³ j ⁻¹ substrat synthétique peptone + extrait de levure	Colonne de 0,8 l précédée d'un réacteur tampon	0,05 à 0,2 g O ₃ .g ⁻¹ SS	Récupération et recirculation en continu, ozonation discontinue	À 0,04 g O ₃ .g ⁻¹ MES production de boue nulle taux de recirculation 0,3 j ⁻¹
Yasui et al. (1996)	Bassin d'aération de 1900 m ³ MES 4000 mg.l ⁻¹	550 kg DBO.j ⁻¹ DBO 2,2 g.l ⁻¹ SS 150 mg.l ⁻¹ industrie pharmaceutique	Contacteur à contre courant Ø = 100 cm H= 5400 cm	O ₃ consommé/ boues à traiter = 5 %	3 x production de boue normale traitée par ozonation transfert = 90 %	Production de boue nulle sur une période de 10 mois (normalement 50 t)
Sakai et al. (1997)	Bassin d'aération de 800 m ³ , MES 3000 mg.l ⁻¹	ERU non décantée primaire	Contacteur 4,5 m ³	0,034 kg O ₃ /kg MES traitée	4 x production de boue normale traitée par ozonation transfert = 90 %	Production de boue nulle
Huysmans et al. (2001)	SBR, 45 l	ERU	Colonne à bulles 20 l	0,019 g O ₃ /g MES	2 /3 réacteur biologique 2 fois par semaine	50 % de réduction de la production des boues
Déléris et al. 2000 et 2001	Boues activées (26l)	ERU décantée primaire	Contacteur agité	0,01 kg O ₃ /kg MES traitées	Recirculation	100 % de réduction de la production des boues (sur boues secondaires)
Scheminski et al. (2000)	Digestion anaérobie continue (10 l)	Boues urbaines	Colonne à bulles	0,3 g O ₃ /g matière organique	Prétraitement	Élimination de 70 % de la DCO
Weemaes et al. (2000)	Digestion anaérobie discontinue (1 l)	Boues mixtes urbaines	Colonne à bulles (15 l)	0,1 g O ₃ /g DCO	Prétraitement	Élimination de matière organique 68 % (36 % sans prétraitement)
Penaud (1998)	Digestion anaérobie continue (1l)	Boue industrielle	Colonne à bulles	0,045 g O ₃ /g DCO	Prétraitement	Élimination des matières en suspension 53 % (42 % sans prétraitement)
Goel et al. (2002a)	Digesteur anaérobie continu alimenté (2 l)	Boues activées de SBR		0,05 g O ₃ /g solides totaux	Prétraitement	Elimination des solides volatils en suspension 59 % (31 % sans prétraitement)
Goel et al. (2002b)	Digestion anaérobie continue	Boues activées de SBR		0,02 à 0,06 g O ₃ /g solides totaux	Prétraitement et post-traitement (boucle fermée pas de purge sur les boues)	Dégradation des solides volatils de 80 % environ.
Battimelli et al. (2002)	Digestion anaérobie continue (4l)	Boues urbaines secondaires	Colonne à bulles	0,16 g O ₃ /g solides en suspension	Post-traitement et recirculation partielle dans le digesteur	Meilleures performances pour 25 % de recyclage Élimination des matières en suspension 54 % (38 % sans prétraitement)

Augmentation de la DCO ou du COT de l'effluent

Une augmentation de la DCO totale de sortie du système de traitement de 10 à 50 % a été observée en particulier dans le cas de forts taux de réduction de la production de boue [Déléris et al. 2001].

Augmentation de la concentration en phosphore et en azote de l'effluent, évolution de la demande en oxygène

Dans les procédés conventionnels non dédiés spécifiquement à l'élimination de N et P, ces nutriments sont incorporés dans les micro-organismes formés et sont purgés avec la boue excédentaire. Dans le cas d'un procédé biologique avec réduction de la production de boue (70 % voire 100 %), l'élimination de l'azote par nitrification et dénitrification est maintenue [Déléris et al. 2001, Sakai et al. (1997) et Huysmans et al. (2001)]. Cependant, l'apport d'oxygène

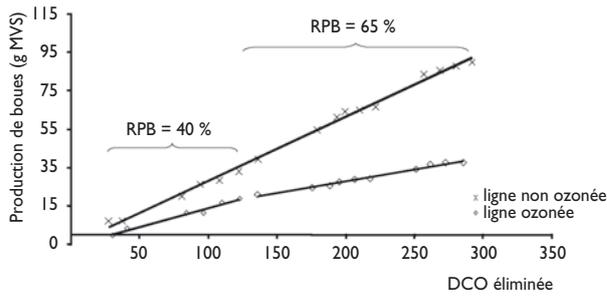


Figure 7 : Evolution de la production cumulée de boues activées en fonction de la masse cumulée de DCO dégradée pour des conditions sans ozonation puis avec ozonation

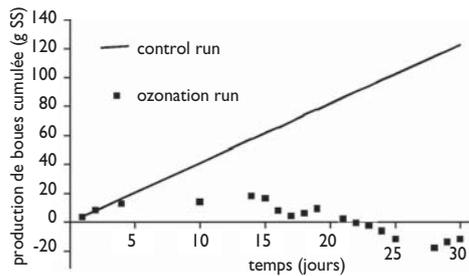


Figure 8 : Evolution de la production cumulée de boue au cours du temps pour une dose d'ozone appliquée conduisant à une production de boues nulle

doit être augmenté pour pallier à la quantité d'azote libérée par la boue oxydée.

Évolution de la décantabilité des boues et de la concentration en micro-organismes filamenteux

Les caractéristiques de décantation sont très fortement améliorées du fait du traitement associé par l'ozone. Les indices de boues atteignent des valeurs de 50 ml/g de manière régulière. De plus, l'amélioration de la décantation est maintenue même lorsque le système est soumis à des variations de charge ou à des apports d'effluents de type agro-alimentaire pour lesquels on obtient en général de très mauvaises aptitudes à décanter.

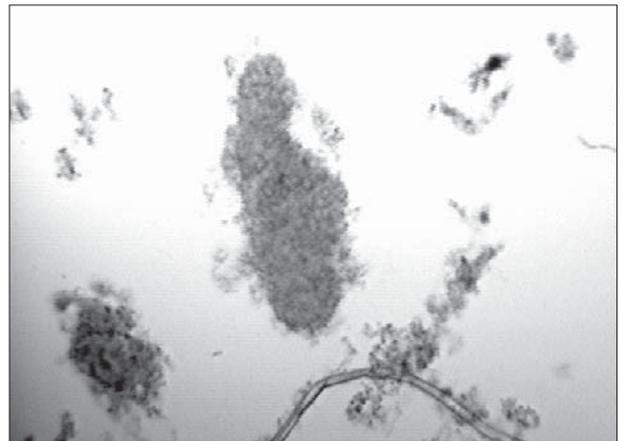


Figure 9 : Photographies au microscope optique des floccs de boues activées provenant d'une ligne de référence (a) et d'une ligne avec ozonation (b). Les deux lignes sont alimentées avec une eau résiduaire conduisant théoriquement à la croissance d'organismes filamenteux.

Évolution de rapport MVS/MES ou devenir des matières inorganiques particulières

Le rapport MVS/MES diminue légèrement mais se stabilise. La matière minérale est donc solubilisée au fur et à mesure du traitement.

Élimination de la flore filamenteuse

L'intérêt d'un traitement par ozonation pour l'élimination des micro-organismes filamenteux est illustré sur la figure 9.

CONCLUSION

La bibliographie fait état d'un grand nombre de techniques, qui couplées à des procédés de traitement biologiques, aérobies ou anaérobies, permettent de réduire significativement la production de boues. Différentes stratégies ont été optimisées ou sont en cours d'étude dans les laboratoires de l'INRA Narbonne et de l'INSA Toulouse (tableau 4). À côté

Tableau 4 : Différentes technologies étudiées dans les laboratoires de l'INSA (Laboratoire de biotechnologie et bioprocédés et Laboratoire d'ingénierie des procédés de l'environnement) et de l'INRA (Laboratoire de biotechnologie de l'environnement)						
traitements	thermique	oxydation	divers	thermique	oxydation	divers
INSA-LBB	BRM-T		T-Ch, Ch, US, BRM			
INSA-LIPE		BA-O ₃ BA-H ₂ O ₂	BRM	DA-T	DA-O ₃ DA-H ₂ O ₂	
INRA-LBE				DA-T	DA-O ₃	DA-US DA-TCh DA-TH ₂ O ₂

BRM: Bioréacteurs à membrane; T : Stress température ;
Ch : Stress chimique (alcalin ou acide) ;
BA : Boues activées ; O₃ : Ozone ;
DA : Digestion anaérobie ; US : Ultrasons

des performances de réduction des boues, les effets des traitements combinés sur les performances globales des filières sont pris en compte. Les effets positifs sont nombreux (décantabilité et déshydratabilité améliorées pour certaines techniques, élimination de la flore filamenteuse...) et les diminutions des rendements épuratoires ne sont pas rédhibitoires. Combinées au traitement de stabilisation des boues, certaines de ces techniques permettent en outre l'hygiénisation des boues (élimination de la flore pathogène). Nul ne doute que ces techniques sont destinées à un avenir industriel prometteur.

Etienne Paul*

* INSA, Département génie des procédés industriels, Laboratoire d'ingénierie des procédés de l'environnement, 135 Av. de Rangueil 31077 Toulouse cedex 04 - paul@insa-tlse.fr

Hélène Carrère**

** INRA, Laboratoire de biotechnologie de l'environnement, Avenue des étangs, 11 100 Narbonne - carrere@ensam.inra.fr

Christine Lafforgue***

*** INSA, Département génie biochimique et alimentaire, Laboratoire de biotechnologie et bioprocédés, 135 Av. de Rangueil, 31077 Toulouse cedex 04 - Christine.Lafforgue@insa-tlse.fr

Références

Battimelli A., Millet C., Delgenes J.P., Moletta R., 2002, Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling. 3^e International Symposium on Anaerobic digestion of solid wastes, Munich 18-20 septembre 2002.

Bouillot P., Canales A., Pareilleux A., Huyard A., Goma G., *Membrane bioreactors for evaluation of maintenance phenomena in wastewater treatment*. J. Ferment. Bioeng. 1990, 69, pp.178-183

Bouillot P., Bioréacteurs à recyclage cellules par procédés membranaires : application à la dépollution des eaux en aérobiose, Thèse, Institut national des sciences appliquées, Toulouse, France, 1988.

Camacho P., Étude de procédés de réduction de la production de boues par couplage de traitement physique ou chimique et biologique. Thèse, Institut national des sciences appliquées, Toulouse, France, 2001.

Canales A., Croissance cryptique en bioréacteur à membrane : Application au traitement d'eaux résiduaires urbaines, Thèse, Institut national des sciences appliquées, Toulouse, France, 1991.

Canales A., Pareilleux A., Rols J.L., Goma G., Huyard A., *Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment*, Water Science Technology, 30 (1994) pp. 97-106.

Chen G.H., Saby S., Djafer M., Mo H.K. (2001). New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems. Sludge management entering the 3rd Millennium. Conference proceeding of the IWA specialist group of sludge management, Taipei 25-28 March, pp. 307-312.

Côté P., Buisson H., Praderis M., 1998, *Immersed membranes activated sludge process applied to the treatment of municipal wastewater*, Water Science Technology, 38, 437-442.

Déléris S., Paul E., Audic J.M., Roustan M., Debellefontaine H. (2000) *Effect of ozonation on activated sludge solubilization and mineralization*. Ozone Science & Engineering, vol. 22, pp. 473-486.

Deleris S., Geaugey V., Camacho P., Debellefontaine H. et Paul E. (2001). Minimization of sludge production in biological processes : an alternative solution for the problem of sludge disposal. IWA Conf., Acapulco, Mexico, October 25-27.

Delgenès J.P., Pénau V., Torrijos M., Moletta R., 2000, *Investigations on the change in anaerobic biodegradability and biotoxicity of a microbial biomass induced by a thermochemical pretreatment*. Water Science and Technology, 41, pp. 137-143.

Goel R., Tokutomi T., Yasui H., Noike T., 2002a, Anaerobic digestion of excess activated sludge hydrolysed with ozone pretreatment. 3^e International symposium on anaerobic digestion of solid wastes, Munich 18-20 septembre 2002.

Goel R., Tokutomi T., Yasui H., Noike T., 2002b, Closed loop anaerobic digestion using pre/post sludge ozonation and effect of low temperature on process performance. 3^e International symposium on anaerobic digestion of solid wastes, Munich 18-20 septembre 2002.

Kamiya T. & Hirotsuji J. (1998). *New combined system of biological process and intermittent ozonation for a advanced*

wastewater treatment. Water Science Technology, 38 (8-9), pp. 145-153

Léonard D., Mercier-Bonin M., Lindley N.D., Lafforgue C., *A novel membrane bioreactor with gas/liquid two-phase flow for high performance degradation of phenol*, Biotechnology Progress, 1998, 14, 680-688.

Lin J.G., Chang C.N., Chang S.C. (1997). *Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization*. Bioresource Technol., 62, pp. 85-90.

Luck F., Djafer M., and Bourbigot M. (1995). *Catalytic wet air oxidation of biosolids in a monolithic reactor* Catalysis Today, 24, 1-2, pp. 73-78.

Manem J., Sanderson R., 1996, *Membrane bioreactors in water treatment membrane processes*, Ed. McGraw-Hill, pp. 17.1-17.31.

Muller J., Pelletier L., 1998, *Désintégration mécanique des boues activées*, L'eau, l'industrie, les nuisances, 217, pp. 61-66.

OTV (ouvrage collectif) (1997). *Traiter et valoriser les boues*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 2^{ème} édition, 295 p.

Panter K., Weisz N., 1998, *Thermal hydrolysis and anaerobic digestion for pasteurization, volume reduction and energy production, sewage sludge treatment and disposal*, IQPC, July 1998, London.

Pénau V., Valorisation d'une biomasse industrielle par voie biologique anaérobie : étude et optimisation de la production d'acides gras volatils. Thèse, Université Montpellier II, 1998.

Pénau V., Delgenès J.P., Moletta R., 2000a, *Characterization of soluble molecules generated during the thermochemical pretreatment of an industrial microbial biomass*. Journal of Environmental Engineering, 126 (5), pp. 397-402.

Pénau V., Delgenès J.P., Moletta R., 2000b, *Influence of thermochemical pretreatment conditions on solubilisation and anaerobic biodegradability of a microbial biomass*. Environmental Technology, 21, pp. 87-96.

Pirt S.J., The maintenance energy of bacteria in growing cultures, 1965, Proc. Roy. Soc. London, 163 B, pp. 224-231.

Rocher M., Goma G., Pilas Begue A., Louvel L., Rols J.L., *Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge process : biomass physicochemical treatment and biodegradation*, Appl. Microbiol. Biotechnol., 1999, 51, pp. 883-890.

Sakai Y., Fukase T., Yasui H., Shibata M. (1997). *An activated sludge process without excess sludge production*. Water Science Technology, 36 (11), pp. 163-170.

Scheminski A., Krull R., Hempel D.C., (2000) *Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone*, Water Science and Technology, 42 (9) pp. 151-158.

Springer A.M., Dietrich-Valesquez G., Higby C.M., Digiacomo D. (1996). *Feasibility study of sludge lysis and recycle in the activated sludge process*. Tappi journal, 79 (5), pp. 162-170.

Stephenson T., Judd S ; Jefferson B., Brindle K., *Membrane bioreactors for wastewater treatment*, IWA Publisher, London (2000) pp. 1-176.

Thiem A., Nickel K., Neis U. (1997). *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge*. Water Science Technology, 36 (11), pp. 121-128.

Weemaes M.P.J. & Verstraete W.H. (1998). *Evaluation of current wet sludge disintegration techniques*. J. Chem. Technol. Biotechnol., 73, pp. 83-92.

Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F., Verstraete, W. (2000), *Anaerobic digestion of ozonized biosolids*, Water Research 34 (8), pp. 2330-2336.

Weisz N., Kepp U., Norli M., Panter K., Solheim O.E., 2000, *Sludge disintegration with thermal hydrolysis - Cases from Norway, Denmark and United Kingdom*, 1st world water congress of IWA, Paris, 3-7 July 2000, pp. 288-295.

Woodard S.E. & Wukasch R.F. (1994). *A hydrolysis thickening filtration process for the treatment of waste activated sludge*. Water Science Technology, 30 (3), pp. 29-38.

Yasui H., Nakamura K., Sakuma S., Iwasaki M., Sakai Y. (1996). *An full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production*. Wat Qual Int, 3, pp. 262-269.

Yasui H. & Shibata M. (1994). *An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process*. Water Science Technology, 30 (9), p. 11.