

SEPTEMBRE 1989/1990- EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF, SUISSE

AMÉNAGEMENT DES BOUES D'ÉPURATION:

CONDITIONS À RESPECTER

INTRODUCTION PAR UELI BUNDI

Actuellement, la Suisse produit chaque année 4 millions m³ de boues d'épuration (260 000 t de matière sèche), qu'il s'agit d'aménager afin d'éviter toute nouvelle pollution de l'environnement. Faute de capacités suffisantes, il est toutefois impossible d'éliminer en Suisse la totalité de ces boues selon des critères stricts et des méthodes soucieuses de l'environnement. Concernant la tolérabilité des différentes méthodes de traitement, bon nombre de questions demeurent ouvertes.

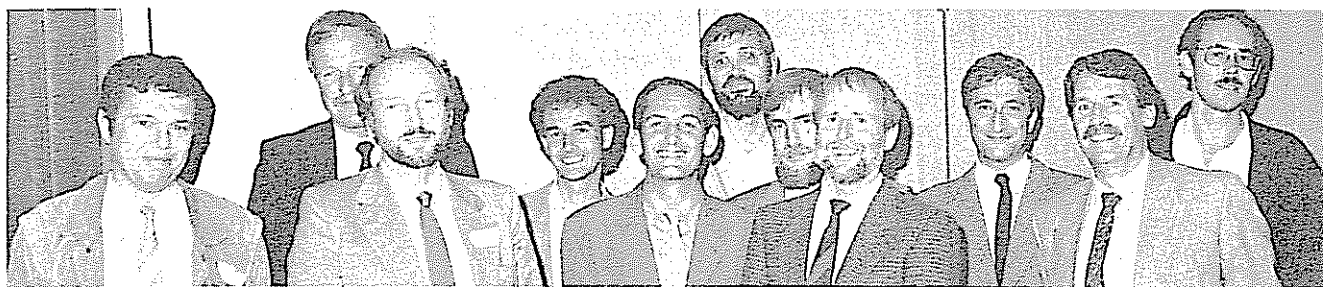
Les problèmes posés par les boues d'épuration ne datent pas d'aujourd'hui. Pourtant, leur importance a évolué avec le temps ; d'une part, grâce aux mesures adoptées et, d'autre part, par suite de nouvelles découvertes. En principe, les problèmes que pose le traitement des boues d'épuration portent sur

- l'esthétique (en particulier l'odeur),
- l'hygiène (c'est-à-dire la transmission éventuelle d'agents pathogènes sur les hommes et les animaux),
- l'apport de substances fertilisantes dans l'eau,
- la pollution de l'environnement par des substances nocives organiques et inorganiques.

C'est à ce dernier aspect que s'intéresse la présente publication. Elle se propose de faire le point des connaissances au sujet des métaux et des polluants organiques présents dans les boues d'épuration - leur origine, leur enrichissement éventuel dans le sol, leur incidence sur le traitement des boues. Et puisque l'élimination des boues d'épuration est aussi, de toute évidence, un problème

SOMMAIRE

- | | |
|--|----|
| 1. Evolution des boues d'épuration et des polluants ; Conditions et possibilités de lutte contre les causes | |
| • Evolution de la production des boues d'épuration en Suisse, Willi Gujer | 2 |
| • Evolution et importance des charges métalliques dans les boues d'épuration, Paul Brunner | 5 |
| • Polluants organiques dans les boues d'épuration: origine et comportement dans l'environnement, Walter Giger | 8 |
| 2. Traitement et stockage définitif des boues d'épuration | |
| • Considérations fondamentales sur l'hygiénisation des boues d'épuration, Anthony Mason, Mario Snozzi | 11 |
| • Combinaison des Procédés aérobiques et anaérobiques dans le traitement des boues d'épuration, Hansruedi Siegrist | 15 |
| • Peut-on prévoir le comportement à long terme des boues d'épuration dans les décharges? Thomas Lichtensteiger | 18 |
| 3. Séchage et incinération des boues d'épuration | |
| • Objectifs de qualité pour l'incinération des boues d'épuration, Georg Henseler, Hansruedi Siegrist, Peter Baccini | 22 |
| • Technique d'incinération des boues d'épuration Albert Obrist (Holderbank) | 26 |
| 4. Résumé de la réunion | |
| • Options pour l'élimination des boues d'épuration, Mario Snozzi | 30 |



Présidents de séance et conférenciers de la journée d'information du 26 septembre 1989 sur le thème "Aménagement des boues d'épuration, conditions à respecter": (de gauche à droite) Albert Obrist, Hans Wasmer, Walter Giger, Thomas Lichtensteiger, Paul Brunner, Hansruedi Siegrist, Mario Snozzi, Ueli Bundi, Anthony Mason, Peter Baccini, Willi Gujer.

quantitatif, l'un des articles se consacre à l'analyse de son évolution quantitative, passée et future.

Un autre article présentera divers aspects de la combinaison, de plus en plus souvent évoquée aujourd'hui, de procédés de stabilisation aérobies et anaérobies. Enfin, le problème de l'hygiène sera également abordé, au sujet duquel subsistent beaucoup de questions sans réponse. Il nous a semblé important de présenter ce dernier problème du point de vue de nos microbiologistes et d'offrir aussi, avant tout, un rappel des connaissances.

La manifestation organisée par l'EAWAG le 26.09.1989, où furent présentés les exposés reproduits ici, avait pour devise : "De la recherche à la pratique". Il nous importe donc de transmettre aux praticiens intéressés les résultats des recherches de l'EAWAG. Des informations doivent leur être fournies, indispensables au traitement des boues d'épuration. En revanche, l'EAWAG ne peut répondre aux questions relatives à l'orientation que pourrait ou devrait suivre à l'avenir l'aménagement des boues d'épuration. Pour cela, toutes les parties concernées doivent conjuguer et maintenir leurs efforts, praticiens, instances d'exécution, chercheurs, ainsi que ceux, qui sont à l'origine des boues d'épuration: les producteurs d'eaux usées. Dans ce sens, la devise de notre manifestation devrait être révisée en partie. Dans le traitement des boues d'épuration, comme dans d'autres domaines de la protection de l'environnement, il est nécessaire que s'instaure un "dialogue entre la recherche et la pratique". Nous nous efforcerons de contribuer à ce dialogue, au-delà de notre manifestation.

EVOLUTION DE LA PRODUCTION DE BOUES D'EPURATION EN SUISSE

WILLI GUJER

INTRODUCTION

Lorsque la station d'épuration de Dubendorf (canton de Zurich) fut mise en service en 1964, elle était conçue, initialement, sans tours de digestion ni autres procédés de stabilisation de boues. Au lieu de cela, une place fut prévue pour des installations ultérieures de déshydratation, et un four fut construit où ordures ménagères et boues d'épuration étaient incinérées ensemble. Les problèmes posés par l'élimination des boues d'épuration étaient déjà d'actualité il y a trente ans; aujourd'hui, ils se sont multipliés, déplacés et aggravés, mais ils ne sont pas nouveaux.

Le présent exposé se propose de mettre en évidence l'évolution quantitative, passée et future, des boues d'épuration en Suisse et les problèmes qui en résultent.

CAUSES DE L'ACCROISSEMENT DE LA PRODUCTION DE BOUES

L'accroissement de la production de boues d'épuration a de multiples origines; elle est la conséquence d'une exploitation toujours plus intensive de l'environnement, liée à une diminution simultanée de la présence, dans les eaux traitées, de substances particulières, biodégradables et eutrophisantes. Ont contribué à l'augmentation de la production de boues les facteurs suivants:

- 1) L'accroissement de la population, de la production industrielle et des surfaces asséchées urbaines (agglomération et réseau routier)
- 2) L'augmentation sensible du taux de raccordement des logements aux égouts.

- 3) L'efficacité augmentée du traitement par les stations d'épuration.
- 4) La diminution des pertes d'eau combinée au cours de l'assainissement des réseaux de drainage.

EVOLUTION DE LA PRODUCTION DE BOUES

Le tableau 1 fournit une évaluation des quantités de boues produites dans toute la Suisse à partir de statistiques couvrant la période 1960-2000. En outre, il comprend l'année hypothétique 2050, où l'on suppose que l'assainissement sera proche de la perfection.

La production de boues est supposée proportionnelle à la population. La *ligne 1* indique l'évolution démographique; à partir de 1990, l'évolution ultérieure fait l'objet de prévisions modérées. Selon les statistiques de l'OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), la production d'eaux usées d'origine industrielle est légèrement inférieure à celle des ménages. Les quantités équivalentes produites par l'industrie révèlent souvent une présence accrue de substances organiques; mais la production de boues est inférieure à celle issue des eaux usées communales, car les industries produisent des eaux usées riches en substances organiques colloïdales ou dissoutes, tandis que les effluents ménagers ont tendance à contenir davantage de matières solides. A la *ligne 2*, on suppose que la production de boues d'origine industrielle équivaut à celle issue des eaux usées ménagères. De par l'amélioration de l'épuration des eaux usées dans la production industrielle, la présence de boues par unité pro-

duite tend à diminuer, tout en augmentant en raison de l'accroissement de la production; les deux facteurs sont censés ici se compenser.

En extrapolant l'évolution prévisible à partir des statistiques de l'OFEFP (1985), on peut déduire la part de la population raccordée aux stations d'épuration (*ligne 3*). Le même taux de raccordement est appliqué aux entreprises industrielles.

En 1960, les eaux usées étaient encore partiellement déchargées même par temps sec; aujourd'hui, la plupart des réseaux ont été assainis et de plus en plus de retenues d'eaux de pluie sont aménagées, qui permettent de réduire encore les pertes. Celles-ci sont évaluées à la *ligne 4* en moyenne annuelle.

Les procédés d'épuration n'ont fait que s'améliorer au fil du temps. En 1960, de nombreuses stations ne permettaient guère plus qu'une épuration mécanique. Depuis 1970, les installations biologiques sont dimensionnées sur la base d'un reste d'impuretés d'environ 20 mg O₂ par litre, DBO₅ (demande biochimique en oxygène en 5 jours) et elles sont de plus en plus souvent équipées de précipitation simultanée. La construction d'installations de filtration a commencé en 1980. De nos jours, un nombre croissant d'installations anciennes sont assainies. La *ligne 5* indique une évaluation du taux moyen d'efficacité dans l'élimination des substances productrices de boue, pour l'ensemble des stations d'épuration suisses. La production de boues par habitant issue de l'élimination de substances organiques particulières et biodégradables n'a guère évolué au cours

Ligne	Année	Unités	1960	1970	1975	1980	1985	1990	2000	2050
1	Population Suisse	Million	5,4	6,3	6,35	6,4	6,5	6,6	6,8	7,5
2	Facteur industrie	-	2	2	2	2	2	2	2	2
3	Taux de raccordement	%	12	32	55	73	84	89	93	97
4	Pertes par des canaux de décharge	%	25	20	17,5	15	12,5	10	5	3
5	Elimination des substances formatives de boues	%	60	70	75	80	85	90	93	95
6	Coefficient brut du rendement en boues									
7	subst. en suspension, biomasse	g/habit. et jour	90	90	90	90	90	90	90	90
8	élimination du phosphore	g/habit. et jour	0	3	7	18	20	15	22	25
9	Production de matière sèche (MS)									
10	avant stabilisation	1000 t/a	19	74	142	209	267	313	367	440
11	après stabilisation	1000 r/a	13	49	95	139	178	208	245	294
12	élimination du phosphore	1000 t/a	0	2	11	42	59	52	90	122
13	boues totalement stabilisées	1000 r/a	13	52	106	181	237	260	334	416
14	rendement en boues (OFEFP, 1985)	1000 r/a			90	170	230	260		
15	MS/boues digérées (OFEFP)	%			4,5	5	6			
16	MS/boues digérées hypothèse	%	4,5	4,5	4,5	5	6	6,5	7	7,5
17	Volume de boues digérées	Mio. m3/a	0,28	1,15	2,35	3,62	3,95	4,01	4,78	5,55
18	Substances inertes (cendre)	1000 t/a	5	22	47	89	119	125	170	215
19	Pertes	1000 t/a	336	340	275	212	160	121	80	52

Tableau 1

Evaluation de la production annuelle de boues d'épuration dans toute la Suisse (Mio= million)

du temps. Elle est estimée à 90 g de substances sèches (TS) par habitant et par jour (ligne 7).

L'élimination du phosphore n'a commencé en Suisse que vers 1970 et la quantité de boues en résultant n'a cessé de croître. L'origine de cette augmentation réside dans le taux accru de raccordement aux stations d'épuration dotées d'une installation d'élimination du phosphore, dans la plus forte consommation de phosphates et dans l'emploi plus intensif de sels de précipitation, lié aux exigences croissantes. Entre 1985 et 1990, le remplacement des phosphates dans les détergents a eu pour effet de réduire la production de boues. A l'avenir, toutefois, celle-ci augmentera à nouveau, étant donné que la filtration est de plus en plus répandue et que, par suite d'obligations internationales, de plus en plus de stations situées en aval des lacs doivent s'équiper d'installations d'élimination du phosphore (ligne 8).

A partir des données précédentes, il est maintenant possible de calculer la production annuelle de boues fraîches issues de l'élimination de substances organiques (ligne 10). Ces boues consistent, à plus de 70%, en substances organiques susceptibles d'être réduites par des procédés de stabilisation (en général digestion) (ligne 11). La production de boues provenant de l'élimination du phosphore est indiquée à part (ligne 12). Ces substances solides ne peuvent pas

faire l'objet d'une stabilisation (réduction).

La production annuelle totale de boues (ligne 13) résulte de la somme des boues stabilisées et des boues issues de l'élimination du phosphore ; elle a fortement augmenté au cours des trente dernières années, surtout par suite de l'amélioration du taux de raccordement de la population aux stations d'épuration. Elle s'accroîtra encore à l'avenir, essentiellement en raison de l'élimination accrue du phosphore.

L'évaluation de la production de boues (ligne 13) concorde bien avec les statistiques de l'OFEFP (1985, ligne 14).

La ligne 15 indique les statistiques de l'OFEFP (1985) en ce qui concerne l'augmentation de la production de boues digérées. Il apparaît que l'aggravation du problème a entraîné un traitement plus soigneux des boues d'épuration. Le calcul du volume des boues digérées (ligne 17) se base sur une estimation optimiste de sa concentration (ligne 16).

La teneur en matières inertes, indiquée à la ligne 18, fournit une estimation approximative de la production de cendre, obtenue par l'incinération de toutes les boues d'épuration. L'élimination du phosphore joue ici un rôle prépondérant, puisqu'elle représentera environ 50% des substances inertes en l'an 2000.

A l'augmentation de la production de boues d'épuration s'oppose la diminution de la pollution de l'environnement par des substances productrices de boues:

la ligne 19 en indique les pertes.

POLLUTION EN RETOUR DES STATIONS D'ÉPURATION ET DES EAUX

L'emploi accru de la déshydratation, de la dessiccation et de l'incinération des boues d'épuration a augmenté la charge des stations d'épuration : eaux boueuses/liquide surnageant, filtrat, condensat, etc sont réacheminés vers les stations et il en résulte un surcroît de pollution des eaux. L'exemple de l'azote permet de mettre en évidence l'ampleur éventuelle de ce phénomène.

Le tableau 2 fournit les bases d'une évaluation de l'évolution au cours des années 1960-2000 (2050) :

L'industrie ne contribue que pour une part infime à l'accroissement de la présence d'azote. La valeur moyenne estimée pour l'ensemble du pays est de 20% (ligne 2). La production d'azote par habitant et par jour s'élève à 12 g (ligne 3).

De même que pour la production de boues, il est possible, à partir des indications fournies par les lignes 1 à 6, de calculer la présence d'azote à l'entrée des stations d'épuration (ligne 7). Une partie est intégrée dans les boues fraîches (ligne 8) : 3,5% de la production de boues (cf. ligne 10 du tableau 1).

Par suite de la stabilisation des boues, l'azote est libérée sous forme dissoute et revient vers la station au cours de la réduction de volume (ligne 9-11). La

Ligne	année	unité	1960	1970	1975	1980	1985	1990	2000	2050
1	Population suisse	Mlo.	5,4	6,3	6,4	6,4	6,5	6,6	6,8	7,5
2	Facteur industrie	-	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
3	Taux de raccordement	%	12,0	32,0	55,0	73,0	84,0	89,0	93,0	97,0
4	Pertes par des canaux de décharge	%	25,0	20,0	17,5	15,0	12,5	10,0	5,0	3,0
5	Production d'azote (N)									
6	par habitant	g N/habit. et jour	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0
7	à l'entrée des stations	1000 t N/a	2,6	8,5	15,1	20,9	25,1	27,8	31,6	37,1
8	dans les boues fraîches (4,5%MS)	1000 t N/a	0,7	2,6	5,0	7,3	9,3	10,9	12,8	15,4
9	dans les boues digérées	1000 t N/a	0,6	2,2	4,2	6,0	7,2	8,2	9,4	11,1
10	déshydratées à 25% MS	1000 t N/a	0,4	1,5	2,8	4,1	5,3	6,2	7,3	8,7
11	desséchées à 80% MS	1000 t N/a	0,3	1,3	2,6	3,8	4,9	5,7	6,7	8,0
12	Pollution des eaux par les eaux usées									
13	eaux non épurées	1000 t N/a	13,3	13,4	10,7	8,2	6,3	5,0	2,9	1,7
14	épurées non recyclées	1000 t N/a	1,9	5,9	10,2	13,6	15,8	16,8	18,7	21,7
15	recyclées avec séchage	1000 t N/a						5,3	6,2	7,4
16	Elimination par dénitrification	%					5,0	10,0	20,0	33,0
17	masse par an	1000 t N/a					-0,8	-2,2	-5,0	-9,6
18	Pollution restante par les eaux usées									
19	sans dénitrification	1000 t N/a	15,2	19,3	20,9	21,8	22,1	27,1	27,8	30,8
20	avec dénitrification seule	1000 t N/a					21,3	24,9	22,8	21,2
21	avec traitement des eaux recyclées	1000 t N/a						19,6	16,7	13,8
22	Pollution totale des eaux (selon Adam)	en 1000 t N/a					98,8			
23	part imputable aux eaux usées	en 1000 t N/a					25,1			

Tableau 2

Evaluation de la pollution en retour des stations d'épuration par l'azote produit lors du traitement des boues

concentration dans les boues fraîches a été évaluée à 4,5% de matière sèche.

Seule une partie de l'azote présent dans les eaux usées non traitées par les stations d'épuration parvient dans les eaux. Elle est estimée à 50% (ligne 13). De plus, les eaux sont polluées par l'azote contenu dans les eaux traitées (ligne 14, teneur en azote des eaux usées non refluentes).

Présent sous forme concentrée, l'azote pourrait être éliminé assez facilement des eaux refluentes. La ligne 15 indique la teneur maximale en azote des eaux recyclées après le traitement des boues, dans l'hypothèse où la totalité des boues est asséchée.

La dénitrification peut permettre l'élimination d'une partie de l'azote contenu dans les eaux usées. Les conditions préalables ne sont toutefois pas réunies en Suisse. A la ligne 16 figure une évaluation prudente de la réduction d'azote en pourcentage de la quantité produite. La ligne 17 indique la réduction annuelle éventuelle en masse.

Sans mesure de réduction de l'azote, la pollution des eaux résultant du déversement d'eaux usées correspond aux chiffres indiqués à la ligne 19. En exploitant au maximum les possibilités de dénitrification, la pollution restante se réduit aux chiffres de la ligne 20. L'élimination de l'azote de toutes les eaux recyclées pourrait également réduire la pollution restante par les eaux usées

(ligne 21). A vrai dire, il faut comparer la pollution des eaux par les eaux usées avec celles d'autres origines (atmosphère, agriculture). Adam (1989) a estimé cette pollution à près de 100 000 t d'azote par an (ligne 22).

Il ressort de ce tableau que la pollution des eaux par l'azote a augmenté par suite du raccordement des villes aux stations d'épuration (ligne 19), et que, outre les mesures de dénitrification, une réduction de cette pollution devrait être favorisée par l'élimination de l'azote des eaux recyclées.

CONCLUSIONS

Entre 1970 et 1990, la production annuelle de boues d'épuration en Suisse a été multipliée par cinq, passant de 52 000 t à 260 000 t de matière sèche. Cette augmentation peut être imputée aux facteurs suivants :

Augmentation de la population	Coefficient 1,05
Part de la population raccordée	2,78
Réduction des pertes causées par des canaux de décharge	1,13
Amélioration de l'épuration	1,29
Introduction de l'élimination du phosphore	1,19

L'épaississement, la déshydratation et la dessiccation croissants des boues d'épuration donnent lieu à une pollution en retour des stations d'épuration par l'azote ; selon des estimations réalistes, elle correspond approximativement à la réduction possible de la charge d'azote par dénitrification. Il faudrait donc rechercher des procédés permettant d'éliminer directement l'azote des eaux refluentes. Ces procédés seraient tout à fait judicieux du point de vue écologique, car ils permettraient, d'une part, l'élimination du gaz hilarant (N₂O) dégagé dans l'atmosphère par suite de la dénitrification biologique, et d'autre part, le recyclage de l'azote dans l'agriculture, par exemple sous forme de (NH₄)₂SO₄.

Quoique les calculs présentés ici reposent sur des modèles extrêmement simples, les résultats coïncident avec les statistiques de l'OFEFP. Les prévisions concernant les années 2000 et suivantes montrent que, loin d'avoir atteint son maximum, la production de boues d'épuration est de plus en plus influencée par l'élimination croissante du phosphore.

Adam, F., 1989, Nährstoffe: Frachtanteile Abwasser/Landwirtschaft und Massnahmen zu deren Reduktion, 11. Fachmesse und Fachtagungen für Umweltschutz und Umweltschutz, Basel, 6.-9. Juni, Band 11B.
OFEFP 1985, Gewässerschutzstatistik, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 46.

EVOLUTION ET IMPORTANCE DES CHARGES METALLIQUES DANS LES BOUES D'EPURATION

PAUL H. BRUNNER, DARIUSZ GAJCY

1. COMPOSITION DES BOUES D'EPURATION

Les substances contenues dans les boues d'épuration peuvent être classées en deux catégories : les composés matricielles et les éléments en traces. Parmi les composés matricielles figurent les substances qui, présentes en plus forte concentration, déterminent principalement le comportement chimique des boues : par exemple, carbone organique, oxygène, fer, calcium, silicium, de même que les substances nutritives phosphore et azote (cf. tableau 1). La concentration des éléments en traces est plus faible, de l'ordre du g/kg de substance sèche (TS) ou même moins. Tant les composés organiques qu'inorganiques peuvent être présentes sous forme matricielle ou en traces dans les boues d'épuration. En quoi les composés matricielles et celles en traces se distinguent-elles surtout ? Le nombre des composés matricielles est limité et facile à recenser, moyennant une analyse appropriée ; leur concentration subit relativement peu de variations. La diversité des substances en traces, en revanche, est très grande ; de plus, elles est soumise à des modifications permanentes en fonction de l'approvisionnement. Cela impose de sévères contraintes au niveau de l'analyse : tandis que, pour les plus de 50 métaux différents présents dans les boues d'épuration, une analyse reste possible en théorie, la détermination complète des plusieurs milliers de composés organiques et synthétiques est exclue. Contrairement aux composés matricielles, la concentration des substances en traces peut varier de un à trois ordres de grandeur selon la provenance de la boue.

Les connaissances actuelles sur les composants matriciels des boues d'épuration en Suisse suffisent pour les besoins de l'utilisation agricole, de la mise en décharge et de l'incinération. Les informations relatives aux composés en traces sont toutefois limitées à quelques "représentants" importants. Ces derniers, qui font l'objet de l'ordonnance sur les boues d'épuration (BUS 1984), comprennent le plomb, le cadmium, le chrome, le cuivre, le molybdène, le nickel, le mercure et le zinc. A l'époque où les normes concernant les métaux lourds ont été définies, ces substances étaient considérées comme les plus importantes en rapport avec la protection des sols ; elles figurent donc dans l'ordonnance sur les polluants dans le sol, ainsi que dans l'ordonnance sur les substances menaçantes pour l'environnement, annexe 4.5 "engrais et additifs". Grâce au contrôle des boues d'épuration prescrit par la Confédération, il existe un vaste ensemble de données au sujet de la concentration de ces éléments, extrêmement précieux pour l'interprétation des flux de métaux dans les boues d'épuration en Suisse.

Outre les 9 éléments figurant dans l'ordonnance sur les boues d'épuration (Obe), celles-ci contiennent plus de 40 autres métaux, parmi lesquels se trouvent des

Tableau 1

Composition des boues d'épuration à l'exemple de la station de Zurich Werdhölzli. Le nombre total des substances en traces s'élève à 40 [9]

Eléments matriciels	Valeur moyenne		Valeurs extrêmes	
	[mol/kgTS]	[g/kgTS]	[g/kgTS]	[g/kgTS]
Hydrogène	34	34	32-62	
Carbone	18	220	180-260	
Oxygène	11	170	159-180	
Silicium	2,3	65	61-69	
Calcium	1,9	73	66-80	
Azote	1,9	27	22-32	
Fer*	1,3	75	72-87*	
Phosphore	1,1	34	28-40	
Aluminium	0,9	25	23-26	
Magnésium	0,4	9	7-11	
Soufre	0,3	8	7-9	
Divers éléments en traces				
	[mmol/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]
Zinc	25	1600	1200-2000	
Cuivre	12	760	460-1060	
Plomb	1,9	390	280-500	
Arsenic**	0,09	7	4-10	
Cadmium	0,04	5	1-9	
Mercure	0,03	6	5-7	
Antimoine**	0,02	2	1-3	

* Précipitation du phosphate au sulfate de fer ; il faut prévoir, sans précipitation environ 10-20 g/kgTS.

** Non concerné par l'Obe [2]

métaux précieux, comme l'or (env. 1 mg/kgTS) ou l'argent (10-100 mg/kgTS), mais aussi des métaux lourds toxiques, tels que l'arsenic (env. 10 mg/kgTS), l'antimoine (env. 5 mg/kgTS) et le sélénium (env. 2 mg/kgTS). L'apparition de nouvelles matières et méthodes de production entraîne une modification permanente de l'éventail des métaux dans les boues d'épuration : des métaux tels que le plomb (interdiction de l'essence plombée) et le cadmium (limitation par ordonnance) se feront sans aucun doute de plus en plus rares à l'avenir. Par contre, la concentration d'autres éléments comme le gallium ou l'arsenic aura, de par le développement de la technique des semi-conducteurs, tendance à augmenter. La sélection des substances visées par les ordonnances doit donc s'adapter de temps en temps à ces circonstances.

2. SOURCES DE METAUX DANS LES BOUES D'EPURATION

Les métaux présents dans les boues d'épuration peuvent provenir de quatre sources :

- Industrie et artisanat

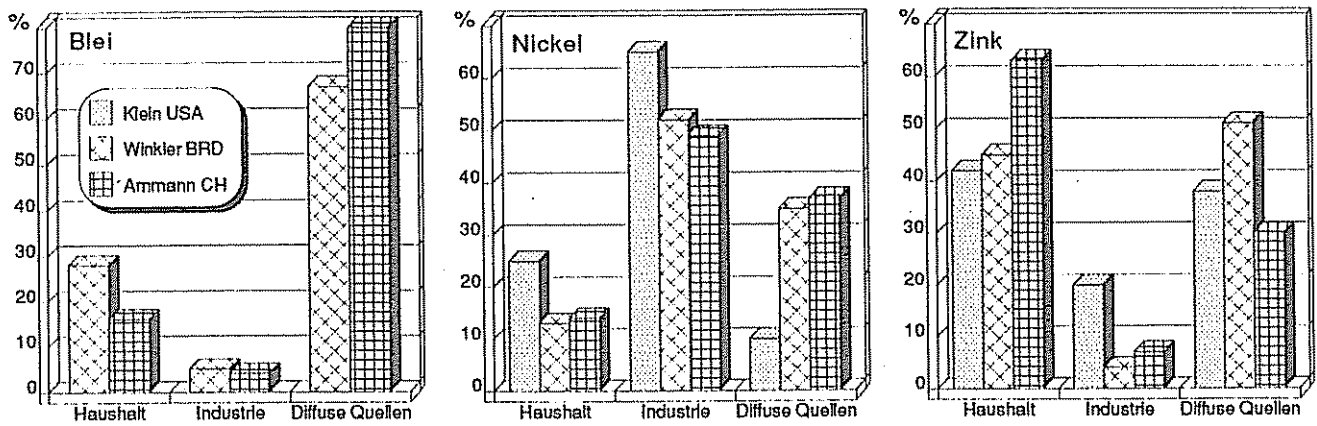


Fig. 1

La présence des métaux dans les boues d'épuration peut être due, selon le métal, à des sources diffuses (plomb, p. ex.), à des sources industrielles (nickel, p. ex.) ou aux ménages (zinc, p. ex.). Sources [1, 6, 11]

- Ménages
- Ecoulements de surface
- Agents de précipitation dans les stations d'épuration

Industrie et artisanat : La fabrication, la transformation et le traitement de produits intermédiaires et de biens de consommation entraînent la production d'eaux usées chargées de métal. Par exemple : entreprises de galvanisation, industrie chimique, ateliers de réparation automobile, installations de casseurs et de ferrailleurs, stations d'incinération des déchets. Les conditions de déversement de ces eaux résiduaires dans les égouts sont précisées dans l'ordonnance sur l'évacuation des eaux usées (VoA). En plus des 9 métaux concernés par l'Obe, les déversements d'aluminium, d'arsenic, de barium, d'argent et d'étain y sont réglementés.

Les déversements d'origine industrielle, désignés aussi comme "sources ponctuelles", seraient la source la plus importante dans bien des zones d'évacuation des eaux usées. L'application conséquente de l'ordonnance sur les déversements d'eaux usées a permis de réduire la charge polluante des métaux imputable à cette source. Grâce notamment aux nouvelles méthodes d'application [10], leur importance n'est plus aussi prépondérante aujourd'hui.

Ménages : Les eaux usées produites par les ménages résultent de l'hygiène personnelle (bain/douche, WC), de la lessive, du nettoyage de la vaisselle, du logement et de la voiture. Les métaux proviennent, par exemple, des conduites d'eau (zinc), des articles de soin et d'hygiène (zinc, cadmium dans le shampooing), des matières fécales ou du nettoyage de surfaces. Selon des enquêtes de l'Office fédérale de la protection de l'environnement (1983), une part no-

table des différents métaux peut provenir du réseau de distribution. Pour cette raison, les ménages constituent une des principales sources de zinc et de cuivre. Les produits chimiques tels que les détergents peuvent aussi, selon une étude effectuée en Allemagne fédérale, apporter jusqu'à 20% de la charge en certains métaux lourds à la station d'épuration. Une certaine contribution non quantifiée résulte de l'érosion chimique et mécanique de la surface chromée ou galvanisée des appareils ménagers comme lave-linge ou lave-vaisselle, ainsi que des objets nettoyés (argent, chrome; plomb dans les textiles, etc).

Ecoulements de surface : Appartiennent à cette catégorie les eaux usées provenant de l'évacuation des rues, toits, places et autres surfaces stabilisées. Les ruisseaux couverts et les drainages en font également partie. La qualité des écoulements de surface traduit surtout la qualité des dépôts secs et humides provenant de l'atmosphère. Ainsi, le plomb parvient à environ 70-80% dans les boues d'épuration via l'atmosphère et les écoulements de surface. Mais l'érosion chimique des surfaces métalliques exposées à l'air et aux précipitations contribue à la production de cette charge polluante : selon Winkler [11], la moitié du zinc et, selon Ammann (1981), plus de la moitié du cuivre (caténares, gouttières) sont amenées par les écoulements de surface.

Agents de précipitation : Des études menées par l'EAWAG en collaboration avec la ville de Zurich ont révélé que l'emploi d'agents de précipitation pollués (pour éliminer le phosphore) accroît la concentration de métaux comme le zinc, le nickel, le chrome et le cuivre de 20 à 50%. Cette augmentation due à l'action des agents de précipitation

devrait être encore supérieure. Si l'on utilise d'autres agents, faiblement pollués, leur part n'excèdera pas 1%, et la contribution à la charge en métal deviendra négligeable. Ce problème a déjà été soulevé dans les années 70 et devrait revêtir aujourd'hui une importance secondaire.

3. MODIFICATION DE LA CHARGE EN MÉTAL DANS LES BOUES D'ÉPURATION

Selon Candinas [4], la concentration et la charge de certains métaux dans les boues d'épuration ont diminué en Suisse au cours des dernières années. Cette situation résulte essentiellement de l'ordonnance sur l'évacuation des eaux usées, grâce à laquelle un assainissement ponctuel a pu être réalisé en de nombreux endroits. D'autres mesures se sont aussi révélées très efficaces : grâce à la consommation réduite d'essence plombée, la charge en plomb dans les boues d'épuration a sensiblement diminué.

C'est surtout dans les stations très sollicitées que la forte réduction des concentrations de métaux a pu être observée au cours des dernières années. Pour certains métaux, comme le cuivre et le zinc, les charges constatées dans les boues de certaines stations n'ont parfois pratiquement pas diminué en raison de l'augmentation de la quantité de boues produites. La diminution est également moins marquée dans les stations présentant de petites quantités de charges métalliques. La réduction de la charge en cuivre ne peut y être observée. Tandis que le potentiel de réduction se révèle relativement grand au niveau des sources ponctuelles, il est bien plus difficile d'abaisser les charges en métaux provenant de sources diffuses comme les ménages et les écoulements de surface. Par suite de l'augmentation permanente

des surfaces métalliques (appareils ménagers, véhicules galvanisés, candélabres, glissières de sécurité, etc), il se peut que les quantités de métal augmentent de nouveau à long terme. L'amélioration de la capacité de séparation des stations entraînera aussi un accroissement de la charge en métaux des boues d'épuration.

4. IMPORTANCE DE LA TENEUR EN MÉTAUX DES BOUES D'ÉPURATION

Le bilan métallique de la Suisse (tableau 2) montre que les boues d'épuration représentent un convoyeur de métaux relativement modeste : moins de 1% des métaux importés subit le traitement des boues d'épuration. D'autres procédés d'élimination (incinération des déchets, traitement des voitures mises à la casse, etc) produisent 10 à 100 fois plus de métaux. Pourtant, la contribution des boues d'épuration à la teneur en métal du sol peut être forte à l'échelle locale ou régionale. Les concentrations de nombreux métaux sont beaucoup plus élevées dans les boues d'épuration que dans le sol (tableau 3). De par l'utilisation de boues "moyennes" dans l'agriculture, les normes fixées par l'ordonnance sur la protection des sols sont dépassées au bout de plusieurs décennies ou siècles. Si l'on ne tient compte que des 10% des boues à faible teneur en métal, ce laps de temps peut, selon le métal, durer de deux à dix siècles (tableau 4). La pratique du "remplissage" du sol jusqu'aux normes n'est pas conforme aux directives concernant la gestion des déchets en Suisse [5], lesquelles stipulent que la gestion des déchets ne doit pas entraîner un report des problèmes dans l'avenir. Cette pratique est également en contradiction avec le principe de prévoyance de la loi sur la protection de l'environnement.

Tableau 3

Concentration de certains éléments dans les boues d'épuration et dans les sols. L'enrichissement est défini comme quotient des teneurs dans les boues et dans les sols.

Métal	Teneur		Enrichissement
	Boues	Sols	
Eléments matriciels [g/kgTS]			
Fer	20	60	0,3
Aluminium	20	80	0,3
Azote	20	1	20
Eléments en traces [mg/kgTS]			
Antimoine	2	0,2	10
Plomb	400	13	30
Mercure	5	0,2	300

Tableau 2

Bilan du fer, du cadmium et du plomb en Suisse au début des années 80. Par rapport aux déchets urbains, les boues d'épuration constituent un convoyeur modeste de métaux.

Métal	Importation nette		Boues d'épuration		Déchets		Eaux export
	[kt/an]	[%]	[kt/an]	[%]	[kt/an]	[%]	
Fer	2140	100	2,4	0,1	55	3	5,6
Plomb	19	100	0,04	0,2	3,5	18	0,075
Cadmium	0,1	100	0,001	0,8	0,025	21	0,007

5. PERSPECTIVES

L'observation conséquente de l'ordonnance sur l'évacuation des eaux usées (VoA) maintiendra la réduction de la charge en métaux des boues d'épuration fortement polluées. Ainsi, ces charges se situeront, à moyen terme, au même bas niveau dans les boues très polluées et dans celles qui le sont moins. Compte tenu de la tendance à l'accroissement des sources diffuses, difficiles à combattre, la teneur en métaux n'enregistrera plus de diminution sensible à l'avenir. Au contraire, une hausse est même possible, notamment au niveau des substances non encore réglementées et présentes en grandes quantités depuis peu. Il importe donc de réévaluer périodiquement le problème des métaux lourds, quelque peu minimisé aujourd'hui, sur la base d'analyses de flux de matières, par exemple.

- [1] Amman P., Fahrni H.P. (1981), Schwermetalle im Abwasser - Herkunft und Bedeutung, Wasser, Energie, Luft, 73, Heft 3, S. 29-31.
- [2] Bundesamt für Umweltschutz (1983), Klärschlammverordnung vom 8. April 1981, Bericht des Bundesamtes für Umweltschutz.
- [3] Bundesamt für Umweltschutz (1983), Schwermetalle im Abwasser, Schriftenreihe Umweltschutz, Bern, Januar 1983.

- [4] Candinas T. (1989), Anforderungen und Kriterien für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, VGL Umweltinformation 2/89, S. 25-29.
- [5] EKA (1986), Eidg. Kommission für Abfallwirtschaft, Leitbild für die Schweiz, Abfallwirtschaft, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 51, BUS Bern.
- [6] Klein L. (1974), J. Water Pollution Control Federation 12.
- [7] Koch M. (1989), Datensammlung des Kantonalen Labors des Kantons Zürich, persönliche Mittlg.
- [8] Müller G. (1985), Schwermetalle in häufig in der BRD verwendeten Haushaltswaschmitteln, 109, Nr. 7/8, S. 245-250.
- [9] Siegrist H., Alder A., Brunner P.H. und Giger W. (1988), Pathway Analysis of Selected Organic Chemicals from Sewage to Agricultural Soils, Vortrag Intern. Conf. "Sewage Sludge Treatment and Use", Amsterdam, Sept. 1988
- [10] Ruegg E. (1989), Sielhautuntersuchungen, Vortrag am 23. VSA- Fortbildungskurs vom 4. - 6. 1. 1989.
- [11] Winkler H., Bischofsberger W., Ruf (1981), Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm der Stadt München, 34. Berichte aus Wassergütemirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen am 23. VSA- Fortbildungskurs vom 4. - 6. 1. 1989.

Tableau 4

Délai (en années) de "remplissage" des sols jusqu'à obtention des normes fixées par l'ordonnance sur la protection des sols, pour deux qualités de boues, à raison d'un apport de 2,5 tTS/ha/an.

Métal	Teneur moyenne* [mg/kgTS]	Faible teneur**	
		Années	Années
Zinc	1500	150	240
Cuivre	800	80	240
Cadmium	5	180	900
Mercure	5	160	800

POLLUANTS ORGANIQUES DANS LES BOUES D'EPURATION : ORIGINE ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

WALTER GIGER

En comparaison avec les substances nutritives et les métaux lourds, les connaissances relatives aux éléments organiques contenus dans les boues d'épuration sont encore relativement rudimentaires. Ce n'est qu'au cours de ces dernières années que des polluants organiques ont été identifiés et recensés dans une mesure croissante. Dans cet exposé les impuretés organiques sont définies comme substances chimiques organiques qui ne sont ni présentes comme matières naturelles dans les excréctions humaines ou animales, dans les ordures ménagères, dans les eaux usées biogènes d'origine industrielle, ni biosynthétisées par les microorganismes des boues d'épuration. Une majeure partie des études effectuées en Suisse s'inscrivaient dans le cadre du programme national de recherche no 7D mené par le Fonds National de Recherche Scientifique. Cet exposé se propose de faire le point des connaissances actuelles, notamment à la lumière des recherches effectuées par l'EAWAG. Les références bibliographiques [1]-[12] comportent des publications détaillées sur ces travaux de l'EAWAG. Lescher [13], de même que Drescher et ses collaborateurs [14,15], ont récemment publié, sur les polluants organiques dans les boues d'épuration, des travaux synoptiques sur lesquels s'appuie le présent rapport. Une autre étude analogue a été publiée par Dean et Suess [16].

1. METHODES ANALYTIQUES

Pour étudier avec succès l'apparition et le comportement de polluants organiques dans les boues d'épuration, il faut avant tout disposer de méthodes spécifiques permettant de calculer la concentration de certaines substances ou, au moins, de groupes de substances bien définis. Bien que le problème de l'enrichissement des polluants organiques dans les boues d'épuration ait été identifié il y a longtemps déjà, l'absence de méthodes analytiques adéquates a empêché, dans une large mesure, de savoir quels types et quelles quantités de substances chimiques organiques étaient

présentes dans les boues d'épuration. Les méthodes actuelles permettent toutefois une détermination quantitative et qualitative fiable de toute une série de ces éléments organiques. Il faut cependant souligner que bon nombre de substances leur échappent encore et qu'une analyse exhaustive est encore loin de pouvoir se réaliser.

2. VUE D'ENSEMBLE DES SUBSTANCES

La figure 1 indique les concentrations des polluants organiques importants observés dans les boues d'épuration. Deux types de polluants peuvent être distingués :

- 1) Polluants dits ubiquitaires, présents partout dans l'environnement
- 2) Polluants caractéristiques des eaux usées

Cette dernière catégorie comprend essentiellement des composés provenant de l'utilisation de détergents. Ces substances spécifiques des eaux usées sont en général présentes en plus forte concentration que les produits chimiques ubiquitaires. Les tensioactifs aromatiques anioniques (Alkylbenzène sulfonate linéaire, LAS) et les produits de dégradation des tensioactifs aromatiques non ioniques (nonylphénol, NP) ne peuvent plus être désignés comme polluants traces, mais constituent des éléments essentiels des substances organiques contenues dans les boues d'épuration. Les teneurs maximales en LAS (30 g/kg MS, c'est-à-dire 3%) ont été mesurées à Alicante (Espagne) dans une région où l'eau est particulièrement dure [17]. Les concentrations de LAS et NP indiquées dans la figure 1 ont été mesurées en 1986 et 1988 dans des boues digérées du canton de Zurich. La diminution d'environ 75% de la teneur en NP peut résulter des mesures prises en Suisse pour réduire l'emploi des agents de surface du type NP-polyéthoxylés. L'ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement interdit en effet, depuis le 1.9.1987, l'emploi de ces surfactants dans les détergents pour textiles, mais non pas dans les produits de

nettoyage. Dans le cas du NP, la lutte contre la cause par des mesures prises à la source a eu des répercussions évidentes, sans pour autant résoudre complètement le problème de la haute teneur en NP dans les boues d'épuration.

D'autres substances organiques contenues dans les détergents doivent également se retrouver dans les boues d'épuration, étant donné leur comportement physico-chimique et leurs propriétés de dégradation. C'est ce que révèlent diverses analyses pour les tensioactifs cationiques et les polycarboxylates utilisés en remplacement des phosphates. Les méthodes de mise en évidence spécifiques qui permettraient de mesurer ces substances font toutefois encore largement défaut. Un intérêt tout particulier doit être accordé aux composés organo-étains hautement toxiques, employées comme biocides ou stabilisateurs de matières synthétiques [11, 12]. Bien que ces substances chimiques ne soient pas à proprement parler des composés spécifiques aux eaux usées et aux boues d'épuration, elles y parviennent en raison de leurs multiples utilisations. Les composés organo-étains sont des exemples typiques de polluants organiques pour lesquels il est difficile de proposer des mesures susceptibles d'entraîner une réduction de la pollution des eaux usées et donc des boues d'épuration.

Sont indiquées les fourchettes et les valeurs moyennes. Les données concernant LAS, NP et Sn-OC résultent d'analyses faites en Suisse. Les autres indications proviennent pour la plupart d'Allemagne fédérale [13, 15, 17 et 18]. Les concentrations de zinc, de plomb et de cadmium, indiquées à titre comparatif, ont été mesurées en 1988 dans le canton de Zurich.

Parmi les substances chimiques ubiquitaires, présentes dans l'environnement et dans les boues d'épuration, figurent les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAK), les biphényles polychlorés (PCB), les hexachlorbenzènes (HCB), les insecticides chlorés (DDT, DDE, lindane) et les phthalates, employés comme plastifiants. Toutes ces sub-

stances chimiques se rencontrent aussi sous formes de polluants en traces dans l'environnement et s'y répartissent pour une bonne part via l'atmosphère. Hagenmeier et ses collaborateurs [18] ont découverts dans toutes les boues analysées des traces de polychlorodibenzodioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofuranes (PCDF). Cette catégorie de substances sert d'exemple aujourd'hui pour montrer l'efficacité des analyses de traces chimiques. La question concernant la manière dont ces substances parviennent dans les eaux usées n'a pas encore de réponse définitive. Les principales sources entrant en considération sont les processus de combustion et la fabrication de produits de protection du bois.

3. COMPORTEMENT DES TENSIOACTIFS AROMATIQUES LORS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET DU TRAITEMENT DES BOUES

Si l'on veut empêcher la présence de fortes teneurs en polluants organiques dans les boues d'épuration, il faut d'abord identifier les substances les plus susceptibles d'y être accumulées. A cet effet, il convient d'analyser le comportement chimiodynamique des substances chimiques organiques lors de l'épuration biologique des eaux usées et du traitement des boues. Un concept d'analyse prometteur repose sur l'évaluation des flux de matières dans des installations d'épuration biologique réelles, en y intégrant la phase "eau" et la phase "boue". La figure 2 présente le résultat de cette étude sur le terrain pour les LAS.

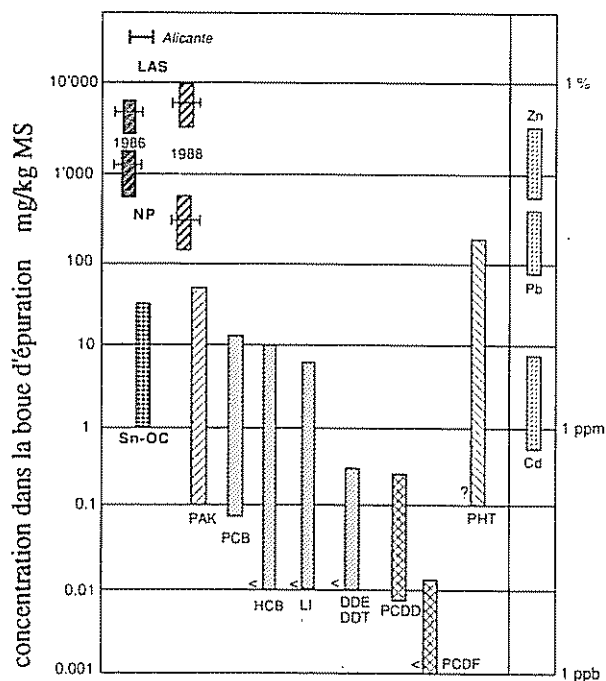


Fig. 1

Fourchettes de concentration de polluants organiques dans les boues d'épuration

- LAS: alkylbenzène sulfonate linéaire
 NP: nonylphénol
 Sn-OC: composés organo-étains
 PAK: hydrocarbures aromatiques polycycliques
 PCB: polychlorobiphényles
 HCB: hexaschlorobenzène
 LI: lindane
 PCDD: polychlorodibenzodioxines
 PCDF: polychlorodibenzofuranes
 PH: phthalates

minimale [11, 12].

L'analyse peut également se baser sur l'étude des processus de transport, de transfert et de transformation qui se déroulent dans une station d'épuration biologique. Pour évaluer l'enrichissement éventuel d'une substance chimique dans les boues d'épuration, il faut considérer en premier lieu les processus de sorption et l'efficacité de la biotransformation dans des conditions anaérobies. Les connaissances et les méthodes disponibles aujourd'hui permettent, en principe, d'évaluer dans de nombreux cas la tendance à l'enrichissement dans les boues d'épuration.

Dans un premier temps, il convient d'étudier comment une substance se répartit entre la phase liquide et la phase

solide (boue), et d'abord contrôler sa solubilité dans l'eau: plus une substance se dissout mal dans l'eau, plus elle sera adsorbée sur la boue. Cette règle ne s'applique pas, toutefois, aux agents de surface (tensioactifs), parce que ces substances, dites amphiphiles, sont certes solubles dans l'eau, mais manifestent en même temps une grande affinité pour les surfaces apolaires. Cette combinaison de propriétés hydrophiles et lipophiles est la condition préalable des l'activité de nettoyage et de surface des tensioactifs. En ce qui concerne les toxiques organiques non chargés, la concentration peut encore être mieux évaluée au moyen des coefficients de répartition eau-octanol.

Utilisés comme substances détergentes non ioniques, les nonylphénolpolyéthoxylates ont un comportement particulièrement défavorable [1, 3-6]. Les processus de dégradation aérobie et anaérobie, de même que les processus de sorption, entraînent de fortes concentrations de nonylphénol toxique dans les boues d'épuration. Ainsi, dans l'installation d'épuration, des substances chimiques relativement inoffensives deviennent des produits de dégradation toxiques, qui s'accumulent dans les boues digérées parce que leur dégradation ultérieure est fortement ralentie dans les conditions anaérobies du traitement des boues.

Dans le cas des LAS, en revanche, la substance tensioactive se concentre dans les boues fraîches, car la dégradation primaire des LAS adsorbés y est déjà très ralentie, sans l'afflux d'oxygène. Bon nombre des études publiées jusqu'à présent sur la dégradation biologique des LAS ne se sont intéressées qu'à la dégradation dans la phase liquide et dans des conditions aérobies.

4. COMPORTEMENT DES POLLUANTS ORGANIQUES DANS LE SOL APRÈS ÉPANDAGE DE BOUE D'ÉPURATION

Dans l'évaluation du rôle des toxiques organiques dans les boues d'épuration, une importance toute particulière doit être accordée au comportement de ces substances dans le sol après l'épandage des boues. A cet effet, des études ont été menées en collaboration avec l'Institut de recherche agricole de Liebfeld [8, 9]. Sur un champ expérimental engraisé depuis des années à l'aide de boues d'épuration, des analyses du sol ont été effectuées pendant un an

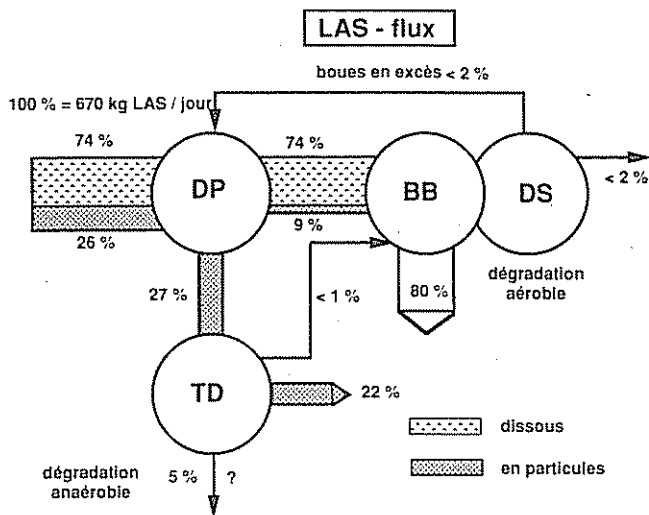


Fig. 2
Flux de LAS dans la station d'épuration de Zurich-Werdhölzli.
DP = décanteur primaire, BB = bassin de boues activées, DF = décanteur final, TD = tour de digestion anaérobie.
Les charges des polluants sont calculées à partir des valeurs moyennes mesurées les 22, 23 et 28 février 1988. La charge journalière moyenne s'élevait à 670 kg de LAS. D'après sources [1, 2, 6, 10].

après le dernier déversement de boues. Les résultats concernant LAS, NP et PCB sont indiqués par la figure 3. Substances chimiques largement répandues dans l'environnement, les PCB ont montré une teneur constante d'environ 0,2 ppm dans les différents échantillons. En revanche, la teneur en LAS et en NP a enregistré une réduction de près de 90% au cours des deux premiers mois. Les concentrations restantes se sont maintenues entre 5 et 0,5 ppm pendant la durée de l'expérience. L'évaluation écotoxicologique des teneurs restantes observées dans le cadre de cette expérience est extrêmement difficile.

En abordant le problème de la concentration de polluants organiques déversés dans le sol via les boues d'épuration, il ne faut pas omettre que certaines des substances ubiquitaires présentes dans l'environnement peuvent très bien provenir de l'atmosphère. Pour les PCDD et les PCDF, il faut supposer qu'ils adoptent, comme les PCB, un comportement persistant dans le sol.

5. CONCLUSIONS

Sur la base de ces considérations, il est possible de tirer certaines conclusions importantes dans la perspective de la protection de l'environnement.

- 1) Les substances organiques contenues dans les eaux usées et présentant des propriétés lipophiles et amphiphiles doivent être totalement dégradables aussi bien en aérobiose qu'en anaérobiose. Les prescriptions actuellement en vigueur sur l'évaluation de la biodégradabilité de ces substances chimiques organiques et des tensioactifs devraient donc être révisées à divers égards.
 - a) Premièrement, il faudrait exiger la biodégradabilité totale, c'est-à-dire une transformation en substances inorganiques.
 - b) Deuxièmement, il faudrait vérifier non seulement la dé-

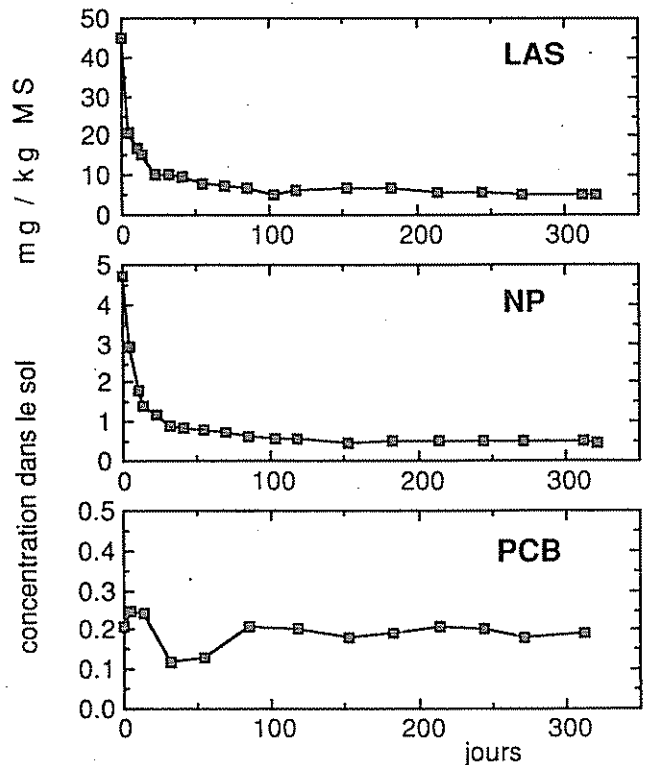


Fig. 3
Concentration de toxiques organiques dans le sol après épandage de boue d'épuration.
LAS = alkylbenzène sulfonate linéaire, NP = nonylphénol, PCB = polychlorobiphényles.
D'après sources [8, 9].

gradation aérobique dans la phase liquide, mais aussi les transformations anaérobies dans la phase solide, surtout dans les conditions de la digestion des boues, productrice de méthane.

- c) Troisièmement, les ordonnances devraient absolument s'appuyer sur des méthodes analytiques modernes qui permettent, soit la détermination des différentes substances, soit le bilan global de matières.
- 2) Les substances chimiques organiques déversées en grandes quantités dans les eaux usées devraient faire l'objet d'analyses de flux de matières dans des stations d'épuration réelles.
- 3) Même les meilleures méthodes analytiques ne permettent de déterminer qu'une partie des toxiques organiques contenus dans les boues d'épuration.
- 4) Il est extrêmement difficile, voire impossible, d'adopter des mesures efficaces de réduction des déversements, si les polluants proviennent de sources très diffuses ou inconnues. Même dans le cas de substances chimiques organiques de source connue, les premières expériences montrent la difficulté d'une élimination totale des concentrations dans les boues d'épuration. D'une manière générale, il faudrait déverser dans les eaux usées le moins possible de produits chimiques susceptibles d'être attirés ou convoyés par les boues.
- 5) L'évaluation des répercussions à long terme sur l'écosystème sol se révèle extrêmement difficile. Dans le sens d'une protection prévoyante de l'environnement, la pru-

dence est donc de mise, car il faut admettre que l'assainissement de sols pollués est une tâche fastidieuse, sinon impossible.

- 6) Diverses lacunes mentionnées ici même exigent des travaux de recherche effectués par des groupes multidisciplinaires. Un effort de concentration de la recherche sur les toxiques organiques présents dans les boues d'épuration pour garantir, à l'avenir, une meilleure évaluation des risques dans l'utilisation agricole des boues d'épuration.
1. Giger, W., P. H. Brunner, M. Ahel, J. McEvoy, A. Marcomini and C. Schaffner. Organische Waschmittelinhaltsstoffe und deren Abbauprodukte in Abwasser und Klärschlamm. *Gas-Wasser-Abwasser*, 67: 111-122, 1987. *La publication [1] est le rapport final du projet du Fonds National de Recherche Scientifique effectué à l'EAWAG. Dans le même cahier du journal (Gas-Wasser-Abwasser; 3.3.1987) se trouvent les autres rapports finaux du "Programme national de recherche n° 7D - Boues d'épuration".*
2. Giger, W., A. C. Alder, P. H. Brunner, A. Marcomini and H. Siegrist. Behavior of LAS in Sewage and Sludge Treatment and in Sludge-Treated Soil. *Tenside Deterg.* 26: 95-100, 1989. *La publication [2] est une contribution au séminaire international "Alkylbenzolsulfonate (LAS) in der Umwelt". Le cahier 2/1989 du journal "Tenside Detergents" contient les contributions originales complètes.*
3. Giger, W., M. Ahel and M. Koch. Das Verhalten von Alkylphenolpolyethoxylat-Tensiden in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. *Vom Wasser*, 67: 69-81, 1986.
4. Giger, W., P. H. Brunner and C. Schaffner. 4-Nonylphenol in Sewage Sludge: Accumulation of Toxic Metabolites from Nonionic Surfactants. *Science*, 225: 623-625, 1984.
5. Ahel, M. Biogeochemical Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylates in the Aquatic Environment. Doctoral Dissertation, University of Zagreb, Yugoslavia, 1987.
6. Brunner, P. H., S. Capri, A. Marcomini and W. Giger. Occurrence and Behaviour of Linear Alkylbenzenesulphonates, Nonylphenol, Nonylphenol Mono- and Nonylphenol Diethoxylate in Sewage and Sewage Sludge Treatment. *Wat. Res.* 22: 1465-1472, 1988.
7. McEvoy, J. and W. Giger. Accumulation of Linear Alkylbenzenesulphonates in Sewage Sludges. *Naturwissenschaften*, 72: 429-431, 1985.
8. Marcomini, A., P. D. Capel, W. Giger and H. Häni. Residues of Detergent-Derived Organic Pollutants and Polychlorinated Biphenyls in Sludge-Amended Soil. *Naturwissenschaften*, 75: 460-462, 1988.
9. Marcomini, A., P. D. Capel, W. Giger and H. Häni. Behavior of Aromatic Surfactants in Sludge-Treated Soils and Landfills. *J. Environ. Qual.* 18: in press, 1989.
10. Siegrist, H., A. C. Alder, P. H. Brunner and W. Giger. Pathway Analysis of Selected Organic Chemicals from Sewage to Agricultural Soil. *Sludge Treatment and Use*, 1988.
11. Fent, K., R. Fassbind and H. Siegrist. Organotins in a Municipal Wastewater Treatment Plant. First European Conference on Ecotoxicology, 1988, in press.
12. Fent, K. Organozinn: Hochgiftige Verbindungen in Gewässern. *Neue Zürcher Zeitung*, 106: 95-96, 1989, 10. Mai.
13. Leschber, R. Organische Schadstoffe in Klärschlamm. Beihefte zu Müll und Abfall, 28: 12-15, 1989.
14. Drescher-Kaden, U., R. Brüggemann and M. Matthies. Organische Schadstoffe in Klärschlamm. *GWF - Wasser/Abwasser*, 1989, im Druck.
15. Drescher-Kaden, U., M. Matthies, R. Brüggemann and B. Matthies. "Organische Schadstoffe in Klärschlamm - Literaturstudie." 1989, in Vorbereitung. Ecomed Verlag, Landsberg.
16. Dean, R.B. and M.J. Süss. The Risk of Chemicals in Sewage Sludge Applied to Land. *Waste Manag. Res.* 3: 251-278, 1985.
17. Berna, J. L., J. Ferrer, A. Moreno, D. Prats and F. Ruiz Bevia. The Fate of LAS in the Environment. *Tenside Deterg.* 26: 101-107, 1989.
18. Hagenmeier, H., H. Brunner, W. Knapp and U. Weberruss. Untersuchungen der Gehalte an polychlorierten Dibenzodioxinen, polychlorierten Dibenzofuranen und ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffen in Klärschlamm. *Forschungsbericht 103 03 305*, Umweltbundesamt, Berlin, 1988.

CONSIDÉRATIONS FONDAMENTALES SUR L'HYGIÉNISATION DES BOUES D'ÉPURATION

C. ANTHONY MASON ET MARIO SNOZZI

INTRODUCTION

Avec le développement des réseaux d'eau potable et d'eau usée au milieu du siècle dernier, l'importance de l'hygiène fut également reconnue. Des épidémies de typhus et de choléra sévissaient alors dans les villes et se propageaient en partie par le biais des nouvelles installations. Les germes pathogènes qui se répandaient ainsi sont des organismes susceptibles d'entraîner la maladie par voie directe ou indirecte chez l'homme et chez l'animal. Les considérations qui suivent se concentrent sur quatre catégories d'agents pathogènes.

A. Bactéries pathogènes

Il existe de nombreuses bactéries pathogènes (tableau 1), parmi lesquelles figurent les germes de maladies telles que le

choléra (*Vibrio*), les intoxications alimentaires et le typhus (*Salmonella*), la listériose (*Listeria*) et la gastroentérite (*Campylobacter* et *Yersinia*). La plupart des maladies provoquées peuvent être mortelles dans certaines circonstances.

B. Vers pathogènes

La deuxième catégorie d'agents pathogènes sont les vers. Dans l'intestin de l'homme, par exemple, les vers de la famille des *Ascaris* produisent chaque jour jusqu'à 200 000 oeufs, tandis que le *Taenia saginata*, qui se développe chez le boeuf, et le *Taenia solium*, dont l'hôte intermédiaire est le porc, en produisent jusqu'à un million, lesquels sont éliminés avec les déjections. Dans l'environnement, ces oeufs peuvent survivre

assez longtemps.

C. Protozoaires pathogènes

Ces êtres vivants unicellulaires sont présents partout. Plusieurs espèces peuvent affecter l'homme. Bon nombre d'entre elles vivent dans l'intestin et provoquent gastroentérite, diarrhée et dysenterie. *L'Entamoeba histolytica*, par exemple, est l'agent de la dysenterie amibienne et le *Giardia lamblia* est un protozoaire susceptible de provoquer des diarrhées chroniques ou aiguës.

D. Virus pathogènes

Un gramme d'excrément humain peut contenir jusqu'à 10^{11} particules de virus infectieux. Des maladies telles que la méningite virale, la polio et l'hépatite sont causées par des virus et peuvent avoir une issue mortelle dans certaines circonstances.

MODES DE PROPAGATION

Face au grand nombre d'agents pathogènes éventuels, il convient de s'interroger, bien entendu, sur leur mode de propagation. La figure 1 présente les diverses voies de transmission des organismes pathogènes dans l'environnement [1,2]. Les porteurs d'agents pathogènes éliminent ces derniers, indépendamment de la manifestation ou non de symptômes de la maladie. Ainsi, ces organismes peuvent parvenir dans les stations d'épuration. Par suite de la fertilisation au moyen de boues d'épuration ou d'eaux usées non traitées, l'organisme peut assimiler directement ces agents par l'intermédiaire des plantes.

Mais la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines, et, par voie de conséquence, de l'eau potable, est possible. Les animaux peuvent aussi se transmettre des agents pathogènes par l'intermédiaire de la paille et du purin. Les germes pathogènes peuvent parvenir dans le lait ou être transmis à l'homme par la viande. Habituellement, la nourriture pour animaux et les denrées alimentaires importées sont contrôlées. Mais il arrive souvent que l'on ne puisse contrôler l'immigration d'animaux sauvages et la santé de voyageurs venant de l'étranger et porteurs de maladies. Heureusement, bon nombre de facteurs réduisent les risques de transmission des maladies ; par exemple, la capacité de survie des différents agents pathogènes est, dans certaines conditions ambiantes, souvent limitée [3]. Par ailleurs, une série de mesures préventives peut être entreprise pour enrayer la propagation des agents pathogènes. Ainsi, par exemple, l'eau est désinfectée lors de la fabrication d'eau potable et la viande de boucherie est soumise au contrôle de routine des vétérinaires. Un autre moyen d'interrompre les voies d'infection consiste à traiter les eaux usées et les boues d'épuration. Lors de la formation de boues dans les stations d'épuration, les agents pathogènes se multiplient, sans que leur capacité de survie soit menacée [1,4]. La figure 2 illustre clairement cet effet de concentration dans les boues d'épuration. Il s'agit d'entérocoques, mais un décuplement peut être observé chez la plupart des bactéries [5]. Il va sans dire que la concentration minimale à la sortie n'exige aucune mesure de réduction complémentaire. Les stations d'épuration sont donc en mesure d'enrayer, dans une mesure suffisante, la propagation

d'agents pathogènes parvenus jusque là.

Voyageurs, aliments importés, animaux domestiques, eau potable, homme, viande, lait, eau de surface, eaux usées, abattoir, animaux importés, boues d'épuration, fruits, bétail, immigration d'animaux sauvages, eaux souterraine, champ, fourrage, purin, aliments importés pour animaux

RISQUES POUR L'HOMME ET L'ANIMAL

Un important critère d'évaluation des risques est la dose infectieuse minimale, c'est-à-dire la plus petite quantité nécessaire d'organismes entraînant la maladie dans 50% des cas. Ces données sont toutefois très difficiles à obtenir, car il n'est pas facile de trouver des volontaires disposés à se soumettre à ce genre d'expérience. Il s'agit de valeurs s'appliquant à des sujets en bonne santé, car des hommes ou des animaux affaiblis peuvent déjà être affectés par des doses inférieures. Le tableau 2 fournit des indications sur les différentes doses infectieuses. Chez les vers, un simple oeuf suffit pour déclencher la maladie. Des doses légèrement supérieures sont nécessaires pour des infections virales, alors que les maladies bactériennes se déclarent à partir de doses variables. En ce qui concerne la dysenterie bactérienne, la dose minimale n'est que de 10 organismes, tandis que, pour la *Salmonella derby*, 10^7 cellules sont nécessaires pour que la maladie se manifeste. La dose infectieuse minimale n'est toutefois pas le seul critère important, car il faut aussi tenir compte de la probabilité selon laquelle elle sera assimilée, par exemple via les aliments. En toute logique, il paraît donc très difficile d'établir des généralisations en ce qui concerne les risques. Au niveau des procédés de traitement des boues d'épuration, on est normalement satisfait lorsque l'on peut réduire les germes pathogènes de plusieurs ordres de grandeur. Il est pourtant judicieux de fixer des limites quant à la teneur en agents pathogènes restants, en tenant compte des doses infectieuses variables et des possibilités de transmission. A la lecture

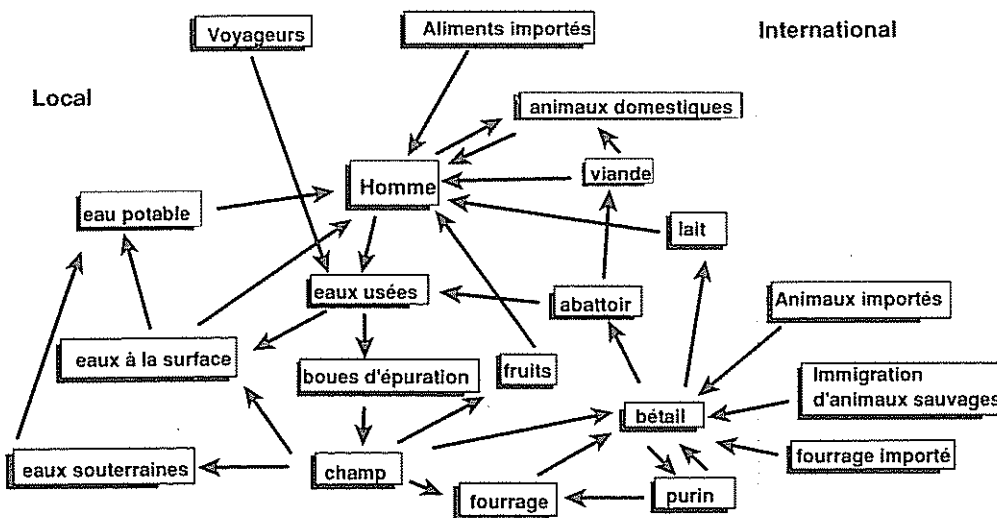


Fig. 1 Voies de propagation des organismes pathogènes dans l'environnement

du tableau 2, on comprend pourquoi l'ordonnance sur les boues d'épuration ne tolère la présence d'aucun oeuf de ver contagieux dans les boues hygiénisées.

Le tableau 3 donne une vue d'ensemble des teneurs en organismes dans les boues d'épuration [4]. Chez les agents pathogènes, les valeurs s'échelonnent sur plusieurs ordres de grandeur, ce qui révèle des différences saisonnières et régionales. La dose infectieuse minimale est souvent contenue dans une fraction de gramme de boue.

E. COLI : UN INDICATEUR DES IMPURETÉS FÉCALES

Le groupe d'organismes pathogènes le plus souvent analysé est celui des bactéries. La plus connue est sans doute l'*Escherichia coli*, une bactérie normalement peu ou non pathogène. Elle appartient en même temps au plus important sous-groupe de bactéries présentes dans les boues d'épuration, les *Enterobacteriaceae*. L'*E. coli* est souvent utilisée comme indicateur des impuretés fécales. Dans les excréments humains, elle ne représente pourtant que 1% de la biomasse bactérienne. Son emploi comme indicateur résulte de sa présence chez les hommes et les animaux en bonne santé également. Les autres bactéries pathogènes présentes dans les boues d'épuration sont généralement négligées lors des tests de routine. La présence d'*E. coli* ne doit donc être considérée que comme une indication de la présence éventuelle d'autres bactéries pathogènes. Dans le cas contraire cependant, l'absence d'*E. coli* ne signifie nullement que d'autres bactéries pathogènes ne sont pas présentes. Il convient encore de mentionner que les méthodes actuelles d'analyse des boues s'appuient en partie sur des méthodes désuètes et des hypothèses inadmissibles. On suppose notamment que le nombre de bactéries coliformes constitue un indicateur fiable d'autres germes pathogènes. En outre le test présuppose que les germes coliformes réagissent de la même manière que d'autres agents pathogènes aux conditions de l'analyse qui entraînent une inactivation des organismes. Aucune de ces hypothèses n'a vraiment été vérifiée et il importe de reconsidérer d'un oeil critique les méthodes habituelles.

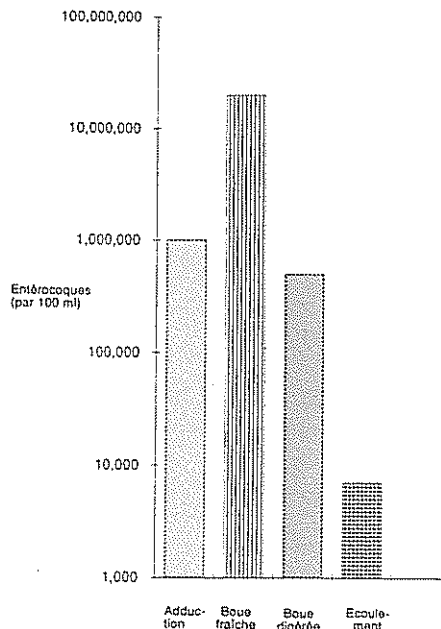


Fig. 2
Teneur en bactéries lors de l'épuration des eaux usées [5]

TRANSMISSION DES MALADIES PAR LES BOUES D'ÉPURATION

Comme un grand nombre d'agents pathogènes peuvent être présents dans les boues d'épuration, le risque potentiel serait grand pour l'homme et pour l'animal en cas de fertilisation à l'aide de boues non traitées, si les organismes pouvaient suivre les voies de contamination décrites plus haut sans perdre leur capacité de survie. Le danger effectif de contamination est réduit par le fait que la survie et le caractère contagieux d'agents pathogènes dépend de divers facteurs, tels que les conditions ambiantes et la sensibilité de l'homme et de l'animal. La teneur en agents pathogènes survivants dans les boues d'épuration est fonction des méthodes choisies pour le traitement des eaux usées et des boues [6]. Plusieurs agents pathogènes de l'homme ont leur hôte principal dans le règne animal. Dans bien des cas, les animaux ne sont que porteurs des germes et ne présentent aucun symptôme de maladie. En ce qui concerne les bactéries, on attribue particulièrement aux salmonelles un risque élevé d'infection [7], surtout chez les animaux. Les généralisations ne sont toutefois pas encore possibles aujourd'hui ; lors d'une expérience, par exemple, on n'a décelé aucune infection chez des veaux qui paissaient sur des prairies contaminées par la *Salmonella dublin* [8]. En revanche, Hess et Breer ont constaté en 1975 [9] que des infections par la *Salmonella* pouvaient être provoquées chez le boeuf par suite

d'épandage de boues sur des pâturages. En effet, les salmonelles n'y meurent que lentement. Néanmoins, les rares expériences réalisées dans ce domaine montrent que le danger d'infection est limité si un laps de temps suffisant s'écoule entre l'épandage de la boue et l'utilisation du pâturage. Il n'existe malheureusement que peu d'information sur les autres bactéries pathogènes présentes dans les boues et sur leur survie après épandage sur une zone agricole.

Les connaissances sont rudimentaires sur les risques de maladie provoqués par les virus. On sait de bon nombre de virus qu'ils résistent aux procédés conventionnels de traitement des boues d'épuration [1, 10]. Par contre, ils semblent ne pouvoir survivre que peu de temps dans le sol. Toutefois, on a pu montrer que des entérovirus sont capables de parvenir, via le sol, dans les eaux souterraines, où ils peuvent survivre assez longtemps (jusqu'à 200 jours). Le danger réel d'infection virales est difficile à évaluer, car il arrive souvent que des affections bénignes ne soient pas déclarées ou reconnues comme maladies virales.

Grâce à l'amélioration des méthodes de dépistage, on a pu montrer les oeufs de ténia sont relativement sensibles au traitement anaérobie mésophile, alors que les vers de la famille des *Ascaris* et des *Trichuris* survivent et peuvent donc représenter un risque pour la santé. Il a été prouvé que les oeufs de *Taenia* pouvaient survivre jusqu'à trois mois dans un sol sec en l'absence de tout traitement. Cette survie peut même se prolonger dans l'herbe.

CONDITIONS D'HYGIÉNISATION

En Suisse, le risque de maladie est réduit pour l'homme et l'animal, car la boue épandue sur des terres agricoles doit toujours être hygiénisée. Le degré d'efficacité de l'hygiénisation des boues, c'est-à-dire le degré d'élimination des organismes pathogènes, dépend du type d'agent pathogène et de la méthode utilisée. L'ordonnance sur les boues d'épuration définit un strict degré de qualité qu'il faut atteindre indépendamment de la méthode choisie : la boue que l'on est censé épandre sur des terres agricoles ne doit pas contenir plus de 100 entérobactériacées par gramme et aucun oeuf de ver contagieux. Ces précautions imposent automatiquement que deux objectifs soient réalisés au niveau

du traitement. Premièrement, les agents pathogènes doivent être soit tués soit inactivés de façon irréversible. Deuxièmement, il faut choisir des procédés qui éliminent de la boue les nutriments susceptibles de favoriser une nouvelle prolifération après le traitement. Ces deux objectifs, l'hygiénisation et la stabilisation, doivent être atteints pour que soit produite une boue stable et irréprochable sur le plan hygiénique. Les méthodes qui hygiénisent la boue sans en éliminer les nutriments permettent une nouvelle croissance d'agents pathogènes (surtout des bactéries) ou une réinfection. Ce phénomène peut être provoqué par des aérosols susceptibles de contenir des agents pathogènes à proximité des stations d'épuration ou par des déjections d'oiseaux parvenant dans les lieux de stockage, souvent ouverts. Des mesures effectuées dans une station d'épuration n'ont révélé la présence d'aucune entérobactériacée après l'hygiénisation ; comme la teneur en acides carboniques s'élevait toujours à 170 mg/l dans les boues stockées analysées, on y a découvert à nouveau plus de 6 000 entérobactériacées par gramme au bout de quelques jours. On ne peut obtenir un produit relativement sûr du point de vue biologique que si la boue a fait l'objet d'une hygiénisation d'abord et d'une stabilisation ensuite.

En résumé, on peut dire que les prescriptions d'hygiène définies par la législation suisse minimisent les risques de contamination par les boues d'épuration. Aux yeux du microbiologiste, ces mesures semblent judicieuses et suffisantes.

Tab. 1 Bactéries pathogènes

<i>Escherichia</i>	<i>Streptococcus</i>	<i>Bacillus</i>
<i>Legionella</i>	<i>Leptospira</i>	<i>Erysipelothrix</i>
<i>Vibrio</i>	<i>Staphylococcus</i>	<i>Rickettsia</i>
<i>Salmonella</i>	<i>Proteus</i>	<i>Shigella</i>
<i>Campylobacter</i>	<i>Gaffkya</i>	<i>Listeria</i>
<i>Brucella</i>	<i>Coprococcus</i>	<i>Rachalimaea</i>
<i>Veillonella</i>	<i>Fusobacterium</i>	<i>Neisseria</i>
<i>Aeromonas</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Coxiella</i>
<i>Peptococcus</i>	<i>Citrobacter</i>	<i>Klebsiella</i>
<i>Sarcina</i>	<i>Yersinia</i>	<i>Mycobacterium</i>
<i>Morganella</i>	<i>Plesiomonas</i>	<i>Bacteroides</i>
<i>Acidaminococcus</i>	<i>Erwinia</i>	<i>Serratia</i>
<i>Peptodstreptococcus</i>	<i>Providencia</i>	<i>Acinetobacter</i>
<i>Megasphaera</i>	<i>Edwardsiella</i>	<i>Gemmiger</i>

Tab. 2 : Dose infectieuse minimale de divers organismes pathogènes

	Organismes	Maladie	Dose infectieuse minimale
Vers	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	1-100
	<i>Anclystoma duodenale</i>	Andylostomiasis	1-100
	<i>Trichuris trichiura</i>	Trichiuriasis	1-100
Virus	Entérovirus	Gastroentérite	100-10,000
	Hépatite virus	Hépatite	100-10,000
Protozoaires	<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	1,000-100,000
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	1-100
Bactéries	<i>Shigella dysenteriae</i>	Dysenterie bactérienne	10-100,000
	<i>Shigella flexner</i>	Dysenterie bactérienne	100-100,000
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera	100-1,000,000
	<i>Salmonella typhi</i>	Typhus	<1,000
	<i>Escherichia coli</i>	Gastroentérite	<1,000,000
	<i>Salmonella derby</i>	Gastroentérite	<10,000,000
	<i>Clostridium perfringens</i>	Diverses maladies	10,000,000-1,000,000,000

Tab 3 : Teneur en organismes dans les boues d'épuration (par gramme de substance sèche) [4]

Organismes	Nombre	Dose infectieuse minimal
Coliformes	$10^8 - 10^9$	
Coliformes fécaux	$10^6 - 10^9$	
Streptocoques fécaux	$10^4 - 10^8$	
Salmonelles	$0 - 10^7$	$10^3 - 10^7$
Ascaris	$0 - 10^4$	1-100
Trichuris	$0 - 10^4$	1-100
Entérovirus	$0 - 10^4$	$10^2 - 10^4$

- [1] Traub, F. Spillman, S.K. und Wyler, R. (1987) Virusinaktivierung bei der Klärschlammbehandlung. Gas Wasser Abwasser, 67,133-138
- [2] Havelaar, A.H. (1986) General epidemiology of Salmonella. In: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P. L'Hermite eds. pp15-20. Elsevier, London.
- [3] Wray, C. (1975) Survival and spread of pathogenic bacteria of veterinary importance within the environment. Vet. Bull. 45, 543-550.
- [4] Pederson, D.C. (1981). Density levels of pathogenic organisms in municipal wastewater sludge: A literature review. EPA report no. 600/2-81-170.
- [5] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1985). Wasserwirtschaft Wasservorsorge Forschungsarbeiten. Verhalten von Fäkalindikatoren und Salmonellen bei der Abwassereinigung und nach Vorflutereinleitung. Wien.
- [6] Watson, D.C. (1985) Land disposal of sewage sludge. Soc. Appl. Bacteriol. Symp. Ser. 14, 95S-103S.
- [7] Breer, C., Pike, E.B., Strauch, D., Jones, P.W., Krug, W., Martel, J.L., Poiraud, G. und Rehm, N. (1986) Panel Discussion A. Salmonella and other bacteria. in: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P.L'Hermite eds. pp154-158. Elsevier, London.
- [8] Jones, P.W. (1986). Sewage sludge as a vector of Salmonellosis. in: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P. L'Hermite eds. pp. 21-33. Elsevier, London.
- [9] Hess, E. und Breer, C. (1975) Salmonellenepidemiologie und Grünlanddüngung mit Klärschlamm. Zbl. Bakt. Hyg., 1. Abt. Orig. B. 161, 54-60.
- [10] Kowal, N.E. (1983) An overview of public health effects in: Utilization of Municipal Wastewater and Waste Sludge on Land. A.L. Page, T.L. Gleason III, J.E. Smith Jr., I.K. Iskander and L.E. Sommers (eds) pp 329-394. University of California, Riverside.

COMBINAISON DES PROCÉDÉS ROBIQUES ET ANAÉROBIQUES DANS LE TRAITEMENT DES BOUES D'ÉPURATION

HANSRUEDI SIEGRIST

1. INTRODUCTION

En raison des exigences croissantes imposées au traitement des boues d'épuration (hygiénisation, déshydratation, stockage, décharge), il est de plus en plus souvent question aujourd'hui de procédures à deux phases. Tout en maintenant la phase principale mésophile anaérobie, on propose de remplacer la prépasteurisation par des phases préalables thermophiles aérobies et anaérobies.

Les procédures combinées à deux phases font très souvent l'objet d'articles élogieux qui présentent d'impressionnantes augmentations de rendement par rapport à la simple putréfaction mésophile. Il n'en ressort toutefois pas dans quelle mesure un assainissement simultané de la putréfaction mésophile (meilleur mélange, isolation thermique, température accrue, chargement régulier) et du processus d'épaississement peut contribuer à une plus grande stabilisation et déshydratation des boues.

Malheureusement, il n'existe jusqu'à présent que peu d'analyses scientifiques comparant les différentes combinaisons de procédures avec une stabilisation à une phase. Les présentes considérations se borneront donc à des modèles simples pour caractériser d'éventuelles interactions entre la phase préliminaire et la phase principale.

2. BIODÉGRADATION DES SUBSTANCES CONTENUES DANS LES BOUES D'ÉPURATION

Étant donné le peu de données disponibles sur les différences de dégradabilité lors des phases préliminaires thermophiles aérobies et anaérobies, on suppose que la part des substances organiques dégradables dans la boue brute est identique pour tous les procédés.

Environ 90% des substances organiques contenues dans les boues se présentent sous forme particulaire. Comme les microorganismes ne peuvent absorber et assimiler que des substances dissoutes, les substances particulaires doivent d'abord être hydrolysées, c'est-à-dire transformées sous forme dissoute (fig. 1).

En cas de dégradation aérobie, les substances organiques dissoutes mises en présence d'une quantité suffisante d'oxygène sont directement minéralisées en CO₂, eau, ammonium et bicarbonate. La plupart du temps, pour des raisons énergétiques, les phases préliminaires thermophiles aérobies ne se déroulent toutefois qu'en présence d'une quantité limitée d'oxygène, de sorte que des acides gras volatils peuvent se concentrer.

Dans le cas d'un processus anaérobie, les substances dissoutes se dégradent en acétate, hydrogène et CO₂ via des produits intermédiaires non re-

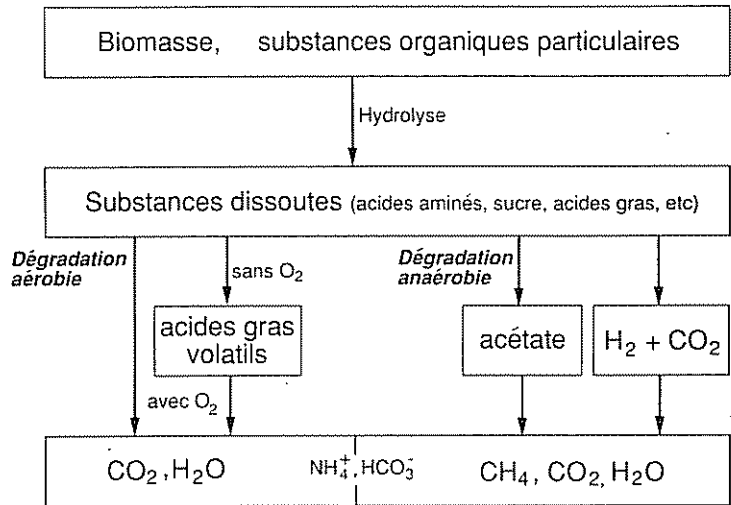


Fig. 1

Schéma simplifié de la dégradation thermophile aérobie et anaérobie de substances organiques dans les boues d'épuration.

présentés sur la figure 1. L'action des bactéries de méthane transforme l'acétate en CO₂ et méthane ainsi que l'hydrogène et le CO₂ en méthane et eau. Ces bactéries, qui décomposent l'acétate, s'accroissent lentement et sont déterminantes pour la durée de séjour minimale de la boue dans le réacteur et pour la stabilité du processus. En cas de traitement thermophile, la décomposition de l'acétate s'amorce au bout d'une durée de séjour de 2-3 jours. Avant un jour et demi, le méthane n'est produit qu'à partir de l'hydrogène et du CO₂.

Dans un régime thermophile, les protéines sont en grande partie déjà dégradées au bout d'une durée de séjour d'un jour, ce qui entraîne des concentrations d'ammonium de 500 mg NH₄⁺-N/l. Comme contre-ion à l'ammonium se forme du bicarbonate, qui, en dépit de l'apparition d'acides gras volatils, ne laisse pas descendre le pH en-dessous de 6,5, même en cas de brefs séjours.

Contrairement au processus anaérobie, le traitement aérobie donne lieu à la formation d'une quantité substantielle de biomasse, qui doit à son tour être hydrolysée, tandis que la vitesse réelle d'hydrolyse doit être réduite (hydrolyse nette). Lors de la stabilisation des boues, l'hydrolyse est le facteur qui limite la vitesse et détermine le degré de stabilisation de la boue putréfiée. L'hydrolyse de substances organiques particulaires est un processus relativement complexe, qui sera décrit ici, par souci de simplicité, comme un processus de 1er degré :

$$r_H = -k_H \cdot X_H \quad (1)$$

avec r_H = Vitesse de l'hydrolyse nette [M_XL⁻³T⁻¹]

k_H = Constante de vitesse de l'hydrolyse nette [T⁻¹]

= 0,15 - 0,2 d⁻¹ dans des conditions anaérobies mésophiles à 35°C, calculée à partir des données de [1,2,3]

= 0,25 - 0,3 d⁻¹ dans des conditions aérobies thermophiles à 50-65°C, calculée à partir des données de [3,4,5]

= 0,4 d⁻¹ dans des conditions anaérobies thermophiles à 50-55°C, calculée à partir des données de [2,6]

X_d = Concentration des matières particulaires dégradables [$M_x L^{-3}$]

3. STABILISATION DES BOUES À DEUX PHASES

3.1. Technique du réacteur

Les procédures de stabilisation des boues s'effectuent généralement dans des réacteurs complètement mélangés. Un bilan massique des substances particulaires dégradables peut donc être décrit comme suit :

$$V \cdot \frac{X_{d,k}}{dt} = Q \cdot (X_{d,k,e} - X_{d,k}) - k_{H,k} \cdot X_{d,k} \cdot V_k \quad (2)$$

avec

V_k = Volume du réacteur k [L^3]

Q = Ecoulement de la boue [$L^3 T^{-1}$]

$X_{d,k,e}$ = concentration des matières particulaires dégradables à l'entrée et dans le réacteur k [$M_x L^{-3}$]

En supposant que le processus est en état d'équilibre, on obtient le rendement suivant :

$$\frac{X_{d,k}}{X_{d,k,e}} = \frac{1}{1 + k_{H,k} \cdot V_k / Q} \quad (3)$$

Si deux réacteurs fonctionnent en série, la concentration à l'entrée du deuxième réacteur est égale à la concentration à la sortie du premier réacteur ; il en résulte, pour la stabilisation des boues à deux phases, le rendement suivant :

$$\begin{aligned} \frac{X_{d,2}}{X_{d,1,e}} &= \frac{X_{d,a}}{X_{d,2,e}} \cdot \frac{X_{d,1}}{X_{d,1,e}} \\ &= \frac{1}{(1 + k_{H,1} \cdot V_1 / Q) \cdot (1 + k_{H,2} \cdot V_2 / Q)} \end{aligned} \quad (4)$$

Dans le cas d'une putréfaction mésophile à une phase, environ 75 à 80% des substances organiques dégradables sont minéralisées. Comme l'hydrolyse est une réaction de premier degré, une capacité de dégradation identique ou supérieure peut être obtenue par l'installation en série de réacteurs complètement mélangés avec un volume total inférieur ou identique (tableau 1). En raison de la meilleure stabilisation lors de la phase préliminaire thermophile aérobie, on a aussi observé, selon [3], un meilleur épaissement de la boue que dans le cas d'une putréfaction à une phase.

On peut choisir comme mesure de concentration des substances organiques la demande chimique d'oxygène (DCO):

$$DCO_{dégradé} = DCO_{gazeux} + O_{2, consommé}$$

De par l'oxydation de substances organiques dans la phase préliminaire thermophile aérobie, la production de gaz est sensiblement réduite lors de la putréfaction mésophile (tableau 1). Comme l'aération de la boue s'accompagne d'une forte consommation d'énergie mécanique et d'importantes pertes de chaleur liées à l'évaporation de l'eau, il importe que la phase préliminaire aérobie s'effectue le plus courtement possible, avec limitation d'oxygène et une utilisation intensive de l'oxygène.

3.2. Forte charge de pollution

En cas de putréfaction mésophile d'une forte charge de pollution, un traitement préalable peut, à l'état stationnaire, permettre un fonctionnement plus stable (chargement plus régulier, homogénéisation de la boue, maintien de la température). Les systèmes à deux phases réagissent aux fortes variations de la charge (production accrue de boue en cas de pluie, variations des quantités d'eaux résiduaires industrielles, différences saisonnières) de façon plus marquée que les systèmes à une phase à rendement de dégradation constant.

Ce phénomène est illustré dans la figure 2 grâce à un modèle simple qui ne tient compte que de l'hydrolyse et de la dégradation des substances organiques particulières en acétate et de la décomposition des acétates en méthane et CO_2 . Une station d'épuration qui reçoit une quantité d'eaux usées variant fortement d'une saison à l'autre produit en hiver environ trois fois plus de boues qu'en été. Les boues sont soumises à un prétraitement thermophile aérobie. La durée de séjour dans cette phase préliminaire varie entre 0,8 et 2,4 jours et, dans la chambre de putréfaction, entre 20 et 60 jours. En hiver, étant donné la plus courte durée de séjour, les substances organiques contenues dans la boue sont oxydées à 15% seulement et, en été, à 50%. La charge organique est donc cinq fois supérieure en hiver qu'en été, ce qui entraîne des concentrations d'acétate d'autant supérieures que dans un système à une phase. Si l'on admet en plus que la chambre de putréfaction fonctionne à un degré Celsius de moins, la concentration d'acétate augmente encore, le pH diminue, ce qui réduit l'activité des microorganismes qui décomposent l'acétate. La dégradation des acides gras cesse et la boue digérée s'acidifie.

3.3. Hygiénisation des boues par prétraitement thermophile

Dans le cas d'un traitement thermophile, les germes pathogènes sont détruits selon une réaction de premier degré. Au fonctionnement avec chargement constant s'applique l'équation suivante (5) :

$$\frac{N_s}{N_e} = \frac{1}{1 + K_{in} \cdot \theta} \quad (5)$$

Il en résulte $\theta = \frac{N_e / N_s - 1}{K_{in}} [T^{-1}]$

En cas de chargement successif, les conditions sont plus favorables :

$$\theta = \frac{\theta}{k_{in} \cdot \Delta t} \ln \left(\frac{N_e}{N_s} \cdot \frac{\Delta t}{\theta} \right) \quad (6)$$

Il en résulte $\frac{N_s}{N_e} = \frac{\Delta t}{\theta} \cdot \exp(-k_{in} \cdot \Delta t)$

avec

N_s ou N_e = Concentration de germes à la sortie et à l'entrée [L^{-3}]

k_{in} = Constante d'inactivation [T^{-1}]

Δt = Intervalle de chargement [T]

Q = Durée de séjour hydraulique [T]

Tab. 1

Comparaison de la dégradation des substances organiques particulières dans des systèmes de stabilisation à une ou à deux phases. La production de gaz a été comparée avec les données de [3,4,6]

Durée de séjour		Taux de dégradation			Production de gaz	
1 ^{ère} phase	2 ^{ème} phase	1 ^{ère} phase	2 ^{ème} phase	total	calculée	mesurée
jours	jours	%	%	%	%	%
1 ^{ère} phase : aérobic thermophile		$T = 55-65^{\circ}\text{C}, k_H = 0.25 \text{ d}^{-1}$				
2 ^{ème} phase : anaérobic mésophile		$T = 35^{\circ}\text{C}, k_H = 0.15 \text{ d}^{-1}$				
-	20	-	75	75	Référence (100%)	
0.7	8	15	47	62	63	65
0.7	12	15	53	68	71	71,77
0.7	20	15	64	79	85	82,85
1 ^{ère} phase : anaérobic thermophile		$T = 55^{\circ}\text{C}, k_H = 0.4 \text{ d}^{-1}$				
2 ^{ème} phase : anaérobic mésophile		$T = 35^{\circ}\text{C}, k_H = 0.15 \text{ d}^{-1}$				
2.0	8	44	31	75	100	100
2.0	10	44	34	79	104	105

Selon [7], dans des conditions aérobies thermophiles, à une température de 60°C , le bactériophage $\phi 2$ (virus) est inactivé à une vitesse de $k_{in} = 200 \text{ d}^{-1}$. Si l'on veut obtenir une réduction du virus de 10^6 à la sortie par rapport à l'entrée, voici les durées de séjour hydrauliques minimales :

- Fonctionnement continu

$$\Theta = (1/200) 1^6 = 10^4 \text{ d}$$

- Fonctionnement discontinu

$$(\Theta/\Delta t = 10):$$

$$\Theta = (1/200) 10 \times \ln(10^6) = 0.6 \text{ d}$$

Avec un réacteur parfaitement mélangé, d'une taille justifiable, une hygiénisation n'est donc pas possible. Le fonctionnement en discontinu réduit en outre le risque de réinfection de l'eau à la sortie par des écoulements dérivés.

3.4. Influence de l'augmentation de température dans la chambre de putréfaction

En été, il résulte de la phase préliminaire thermophile un surplus

Fig. 2

Comportement d'une digestion mésophile avec ou sans prétraitement thermophile aérobic en cas de triplement de la production de boue

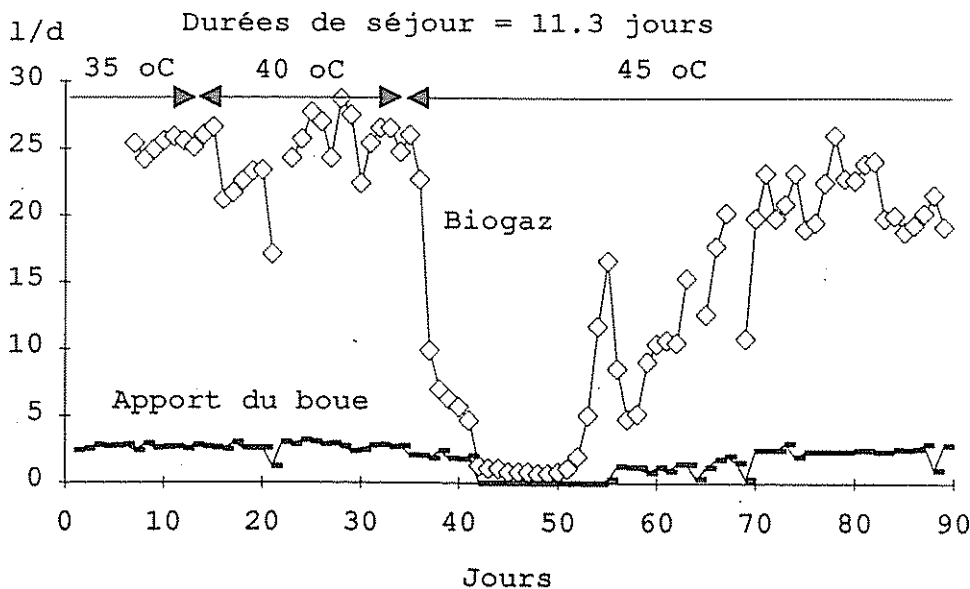
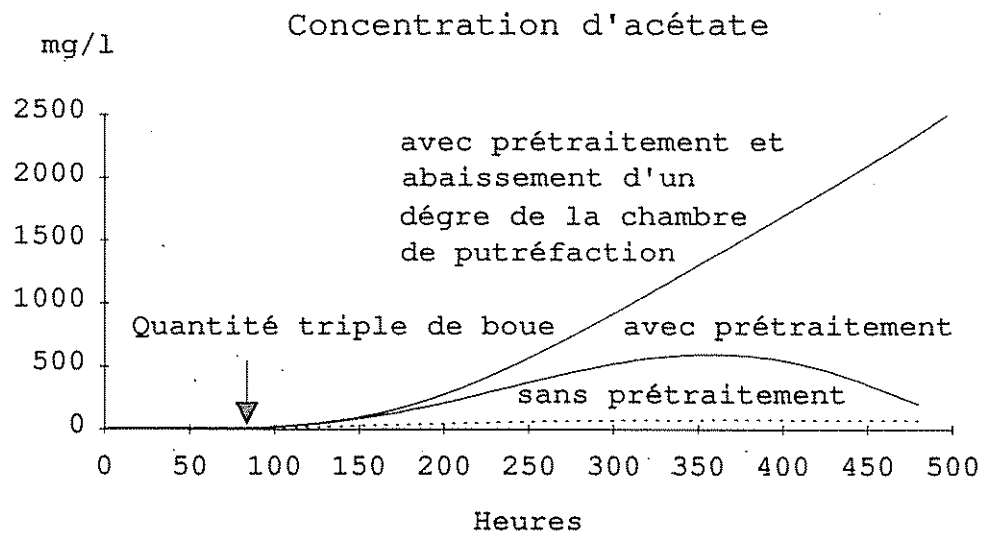


Fig. 3

Evolution de la production de biogaz et de l'arrivée de boue dans un réacteur expérimental anaérobic mésophile lors de hausses de température de 35° à 40° puis à 45°C (durée de séjour moyenne de la boue = 11,3 jours)

d'énergie et la putréfaction mésophile s'effectue très souvent à une température supérieure à 35°C. La figure 3 reproduit le comportement d'un réacteur expérimental où la durée de séjour moyenne était de 11,3 jours et où la température sautait de 35 à 40° et de 40 à 45°C. La première hausse de température à 40°C a été tolérée sans problème. Lors de la seconde hausse de température, la production de gaz est descendue en l'espace de 5 jours à moins de 10% de la valeur initiale et le pH a chuté à 6,6. Pour empêcher une acidification de la boue putréfiée, l'arrivée de boue fraîche a été suspendue pendant 13 jours. Le pH est remonté et, 30 jours après la hausse de température, le réacteur pouvait fonctionner avec la charge de boue initiale et à une température de 45°C. Il ressort de cette expérience qu'une tour de putréfaction peut être exploitée à des températures assez élevées (<40°C), si des variations extrêmes sont évitées et si la construction ne souffre pas de la hausse des températures.

4. CONCLUSIONS

A volume de réacteur égal, les procédures à deux phases permettent une dégradation accrue des substances organiques et, ainsi, une meilleure stabilisation de la boue. Il est possible d'en faire une évaluation à l'aide de modèles simples.

Le prétraitement thermophile de la boue peut permettre un fonctionnement plus stable de certaines chambres de putréfaction surchargées. Les systèmes à deux phases réagissent toutefois de façon plus sensible aux variations de la charge. En cas de réduction de la durée de séjour en putréfaction mésophile, il importe de contrôler le comportement dynamique en tenant compte de la première phase.

La phase préliminaire thermophile ne peut entraîner une hygiénisation de la boue qu'en fonctionnement discontinu, avec une durée de séjour hydraulique raisonnable.

Pour des raisons énergétiques, la phase préliminaire thermophile aérobie devrait se dérouler dans les conditions suivantes : durée de séjour aussi brève que possible (<1 jour), limitation de l'oxygène et exploitation maximale de l'oxygène (>80%).

- [1] W. Gujer and A.J.B. Zehnder (1983), Conversion Processes in anaerobic digestion, *Wat.Sci. Tech.*, 15, 127-167.
- [2] F. Wechs (1985), Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung, Dissertation TU München, Band 53.
- [3] U. Keller und I. Berninger (1984), Aerob thermophile Schlammbehandlung mit anschliessender Faulung-Vergleichende Pilotversuche, *GWA*, 64, 215-224.
- [4] K. Siekman (1986), Leistungsfähigkeit des zweistufigen Schlamm stabilisierungsverfahrens nach dem System Sauerstoffbegasung mit anschliessender Faulung im Vergleich zur einstufigen Faulung, Dissertation, TH Aachen, Band 89.
- [5] K. Bau (1986), Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlammvorentwässerung, Dissertation TH Darmstadt, WAR 29.
- [6] U. Keller und I. Berninger (1987), Aerob thermophile

PEUT-ON PRÉVOIR LE COMPORTEMENT À LONG TERME DES BOUES D'ÉPURATION DANS LES DÉCHARGES ?

THOMAS LICHTENSTEIGER

STRATÉGIES

En Suisse sont produits chaque année $4,3 \times 10^6$ m³ de boues d'épuration stabilisées (substance sèche 5-6%). 30 à 40% sont mises à la décharge sous forme de boues déshydratées ; 15 à 20% sont incinérées et stockées sous forme de cendre volante. Au total, environ 100000t de substance sèche provenant des boues d'épuration sont mises chaque année en décharge avec une teneur en eau de 10-80%. Ainsi, les boues d'épuration constituent un des déchets les plus abondants de Suisse, et la question se pose de savoir quelle stratégie de mise à la décharge il convient d'adopter à l'avenir.

Les décharges de boues fraîches ou stabilisées sont des décharges réactives : dans le corps de la décharge se déroulent des processus biologiques et chimiques entraînant des émissions qui doivent être traitées. Si les boues d'épuration sont stockées avec d'autres déchets (déchets urbains, par exemple), il en résulte des décharges composites ; les décharges ne contenant que des boues d'épuration sont des "mono-décharges" réactives. L'objectif de stratégies modernes en la matière consiste à réduire autant que possible les risques à long terme. En cas de décharges composites, le comportement à long terme ne peut être prédit de manière fiable tant

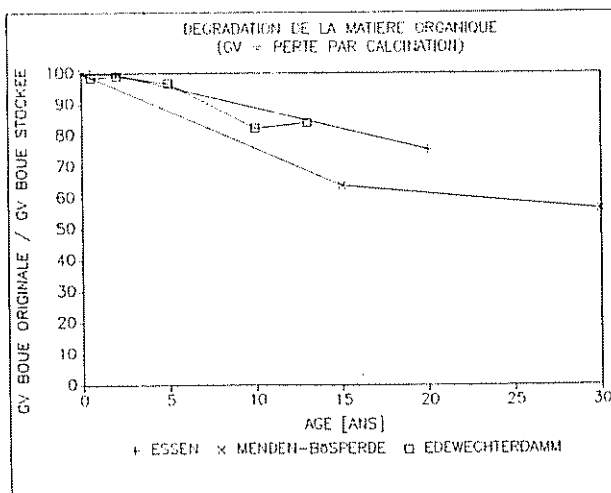


Fig. 1
Dégradation de matières organiques dans des boues mises en décharge

du point de vue qualitatif que temporel [1,2]. Pourtant, la décharge composite est encore le mode de stockage le plus couramment appliqué. Dans les lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse [3], le concept de stockage définitif a donné naissance à une nouvelle génération de décharges : désormais, il ne faudrait plus créer que des mono-décharges ; en vertu de cette conception, avant même la mise en décharge ou au cours des premières décennies de la mise en décharge, toutes les matières non recyclables devraient être transformées sous une forme non polluante à long terme qui n'exigerait aucun traitement ultérieur d'émissions. Ainsi, la forme des déchets [4] constitue la principale "barrière" d'une décharge. Le revêtement de la décharge (moyens techniques et roches) n'est pas superflu, mais sert de barrière de sécurité supplémentaire ; il doit être en équilibre thermodynamique avec les substances anthropogènes stockées.

La protection à long terme de l'environnement présuppose que les impératifs de qualité soient suffisamment connus. Malheureusement, les connaissances actuelles ne suffisent pas pour évaluer de façon catégorique la qualité du stockage final. Dans "l'Ordonnance technique sur le traitement des déchets" (OTTD, projet de 1988) ont été formulés des impératifs qu'il faut considérer comme un premier pas dans la direction des objectifs définis par les lignes directrices. La compatibilité à long terme avec l'environnement n'est toutefois pas encore garantie, même si ce projet exige la création de mono-décharges et contient des critères de qualité qui, dès maintenant, rendent nécessaire un prétraitement pour beaucoup de déchets.

A l'heure actuelle, plusieurs projets de recherche s'intéressent à l'élaboration de critères permettant de juger la compatibilité à long terme avec l'environnement. Pour entériner les expériences de laboratoire et les modèles (par exemple, des comparaisons avec des sédiments et des roches géogènes), des analyses sont effectuées aussi sur des mono-décharges. L'une de ces études s'est appliquée au comportement à long terme des boues d'épuration dans les décharges. Elle a été soutenue par le COST (European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research) et le présent exposé s'appuie sur ses résultats.

MINÉRAUX, ROCHES ET SÉDIMENTS GÉOGÈNES COMME MODÈLE

Les substances provenant des installations de traitement des eaux usées et des déchets (y compris celles issues de collecteurs) sont, en étant mises en décharge, confiées à la biosphère comme sédiments anthropogènes. Les processus qui s'amorcent avec la mise en décharge sont, à bien des égards, comparables aux processus observés lors de la transformation des dépôts géogènes (diagenèse) ou de leur décomposition à l'air. L'idée d'employer des minéraux ou des combinaisons de minéraux (roches) comme modèle pour le traitement des déchets a été lancée en 1953 par HATCH [5] à propos de déchets nucléaires, puis développée par ROY [4] en 1982. Ce concept peut s'appliquer aux substances non nucléaires. Il s'appuie sur les "expériences" réalisées dans la géosphère pendant des millions d'années, et à partir desquelles il est possible de déterminer la durée et la stabilité de certaines combinaisons de phases dans certaines conditions. Les combinaisons minérales qui se sont révélées stables doivent être retenues comme modèle de céramisation (cristallisation dans des processus techniques) des déchets. La même base géologique permet de dégager les processus qui prédominent dans des dépôts peu ou non cristallins au cours des premières décennies ou centaines d'années. Il est ainsi possible d'évaluer le comportement de substances anthropogènes de composition connue soumises aux intempéries et à la diagenèse, par rapport aux sédiments géogènes. La notion de diagenèse englobe tous les processus observés dans un sédiment à partir de son dépôt, dans la mesure où ils se déroulent au-dessous d'une couverture sédimentaire ou aquatique minimale. La décomposition à l'air se trouve en concurrence avec la diagenèse ; elle triomphe là où l'érosion est plus rapide que la sédimentation. Plus le sédiment anthropogène concorde avec son modèle géogène, plus la prévision sera réaliste.

ANALYSES DE MONO-DÉCHARGES DE BOUES D'ÉPURATION

Afin d'évaluer les modifications des boues d'épuration dans les décharges pendant les premières décennies, nous avons choisi des mono-décharges de boues fraîches, de boues digérées, de boues déshydratées ou de boues chaulées ; la durée de stockage des boues variait de 0 à 30 ans (tableau 1). Les boues fraîches avaient été déversées, à des fins de déshydratation naturelle, dans des bassins allant jusqu'à 10 m de profondeur (profondeur moyenne = 5 m). Ces étangs de boues se sont asséchés au bout de 5-20 ans, donnant naissance à des paysages marécageux. L'avantage de ce genre de décharge résidait pour notre étude dans le fait qu'il s'agissait de mono-décharges sans substances ajoutées et qu'elles étaient déjà pleines au bout de 2-3 ans en raison de la forte teneur en eau des boues liquides ; c'est ainsi qu'ont été créées au cours des années des étangs d'origine identique et d'âge différent, dont les contenus pouvaient être comparés. Cette technique de décharge est en outre la plus ancienne, mais elle est encore utilisée aujourd'hui pour les boues.

Le prélèvement des échantillons s'est effectué dans les étangs à l'aide de tuyaux en PVC, pour les boues déshydratées au moyen d'un excavateur. Au-dessous d'une couche superficielle allant jusqu'à 40 cm, le milieu se révélait largement anaérobie ; cette couche superficielle était enlevée avant le prélèvement des échantillons. En laboratoire, ceux-ci ont fait l'objet d'analyses biologiques, chimiques et physico-géotechniques ; les paramètres indicateurs choisis étaient : perte par calcination, composition (éléments matriciels et en traces), teneur en eau et résistance au cisaillement (pour plus de précisions sur le prélèvement des échantillons et les paramètres d'analyse, voir Lichtensteiger et al., [6,7]). Lors d'analyses complémentaires, nous avons observé le comportement de certaines substances xénobiotiques [8,9]. Dans les mono-décharges de boues d'épuration, une phase de transformation rapide s'engage après quelques mois ou années (< 2 ans ; avec de la chaux, après 1-10 ans, selon la quantité ajoutée). La perte par calcination a été choisie comme principal indicateur de cette transformation (fig. 1). Cette phase s'étend sur une période de 10-20 ans. Après qu'environ 50% des substances organiques ont été dégradées dans la station d'épuration, 10 à 20% supplémentaires se décomposent lors de cette phase de transformation rapide ; une part sans doute encore minime est transformée en substances organiques

Tableau 1

Boues d'épuration provenant de mono-décharges : caractéristiques en fonction du prétraitement et de la durée de stockage

LIEU	PRETRAITEMENT DES BOUES	DUREE DE STOCKAGE [ANS]	TS [%]	GR [g/kg]	C [g/kgTS]	N [g/kgTS]	Cd [mg/kgTS]	PCB [mg/kgTS]	Cd* [mg/kgGR]	PCB* [mg/kgGR]	RESISTANCE [kN/m ²]
Menden-Bösperde	Boue fraîche liquide	15	25	617	198	10	51	14.2	31	9.1	1.4
		30	30	662	171	9	114	10.2	75	6.9	1.1
Edewechterdamm (Bremen)	Boue digestée liquide	0.5	7	350	343	29	14	1.7	5.6	0.7	n.b.
		2	12	484	290	24	23	2.6	12	1.4	0.1
		5	10	458	299	27	18	1.9	8.8	0.9	0.1
		10	22	522	276	21	25	4.4	14	2.4	1.6
Essen	Boue digestée liquide	13	26	512	259	19	32	7.7	18	4.2	5.8
		0.5	14	492	268	22	11	0.8	5.5	0.4	0.1
		2	11	402	330	26	12	5.7	5	2.4	n.b.
Düsseldorf (Langenfeld)	Boue digestée, déshydratée par filtre-pressé avec électrolyte	20	29	623	242	15	62	7.6	40	4.9	0.6
		2	23	526	235	38	15	n.b.	8	n.b.	3.2
Düsseldorf (Erkrath)	Boue digestée, avec lait de chaux et chlorure de fer, déshydratée par filtre-pressé	4	26	555	228	34	57	n.b.	32	n.b.	4.9
		0.0	42	602	165	17	17	n.b.	10	n.b.	29
		0.5	36	576	180	21	15	n.b.	9	n.b.	17
Hagen	Boue digestée, avec lait de chaux et chlorure de fer, déshydratée par filtre-pressé	0.0	39	640	130	16	10	n.b.	6.5	n.b.	18
		1	35	617	156	18	10	n.b.	6	n.b.	11
Hagen	Boue digestée, avec lait de chaux et chlorure de fer, déshydratée par filtre-pressé	0.0	43	603	147	13	30	n.b.	18	n.b.	58
		1	44	602	156	11	53	n.b.	32	n.b.	50
Hagen	Boue digestée, avec lait de chaux et chlorure de fer, déshydratée par filtre-pressé	4	48	614	165	15	205	n.b.	126	n.b.	26

TS = matière sèche, GR = résidu de calcination, * Cd et PCB par rapport à GR, Résistance = mesure avec cône ; domaine de variation et écarts de norme dans Lichtensteiger et al. [7]

réfractaires.

A partir de ces données, il est possible, dans l'hypothèse d'une cinétique de dégradation de premier degré, de calculer l'intensité de dégagement gazeux, qui est d'un ordre de grandeur inférieure à celle observée dans une décharge de déchets urbains [10].

La dégradation de substances organiques entraîne aussi une libération de l'eau liée à la substance cellulaire, et des émissions se produisent via l'eau d'infiltration. Celle-ci s'observe au cours des premières décennies d'une mono-décharge de boues d'épuration, mais elle est due essentiellement à la séparation de l'eau contenue dans les boues.

En raison de la faible perméabilité des boues d'épuration ($< 1 \times 10^{-9}$ m/s [11]), une grande partie des précipitations reste à la surface et s'évapore. Dans le cas de décharges de boues liquides, la précipitation des substances solides engendre l'apparition d'une eau surnageante. Dans ces étangs de boues, l'eau de pluie et l'eau de la boue se superposent. La qualité de l'eau contenue dans les boues équivaut à celle des eaux filtrées lors d'une déshydratation mécanique ; elle se distingue par la forte présence de DOC, NH_4 , azote et phosphore, ce qui rend un traitement indispensable. Les concentrations en métaux lourds sont minimales [12]. Néanmoins, certains métaux lourds, tels le cadmium, le cuivre et le zinc, ainsi que des substances organiques persistantes contenues dans les boues, comme les PCB, présentent des concentrations

beaucoup plus élevées dans les matières solides des vieilles décharges que dans celles des jeunes décharges. Ceci bien sûr lorsque l'on soustrait l'effet de concentration relative résultant de la dégradation de substances organiques (tableau 1). Des tensioactifs appartenant aux groupes des nonylphénolpolyéthoxylates (NPEO) et des alkyl-benzène-sulfonate (ABS) ne sont pas non plus complètement dégradés dans les plus anciennes décharges analysées. La décharge de 30 ans contient encore les ABS ramifiés ; ils furent remplacés dans la branche des détergents par les sulfonates linéaires (LAS), mieux dégradables, au cours des années 60. Les LAS apparaissent pour la première fois dans les échantillons prélevés sur les décharges de 20 ans ; ils y excèdent les NP et NPEO d'un ordre de grandeur [9]. A l'instar des sédiments marins, les décharges de boues d'épuration ont donc aussi valeur de témoins historiques [8].

Les 30 à 40% de substances organiques restantes à l'issue de la phase de transformation rapide contiennent encore des éléments susceptibles d'être décomposés avec une relative facilité ; ainsi, des fibres de cellulose ont été identifiées dans tous les échantillons préparés pour le microscope électronique. Après la phase de transformation rapide, le rapport carbone/azote est, avec 17 (11 avant), encore propice à la dégradation bactérienne. Mais les taux de dégradation équivalent à ceux des tourbes. De même, les propriétés géotechniques sont largement compar-

ables à la résistance des tourbes. Dans les décharges de boues liquides, les résistances s'accroissent avec le vieillissement. L'accroissement de résistance au cisaillement va de pair avec l'augmentation de la substance sèche sans suivre la même évolution (cf. aussi [32]). Dans les boues conditionnées avec de la chaux, la résistance était, dès la mise en décharge, d'un ordre de grandeur plus élevée que sans chaux ; avec le vieillissement, même sur une période d'observation limitée de 4 ans, on a pu constater une diminution de la résistance (tableau 1). L'addition de chaux améliore certes la qualité de dépôt des boues du point de vue de leur praticabilité, mais elle donne

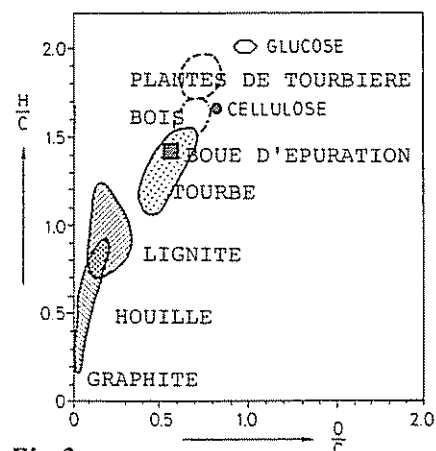


Fig. 2 La turbification et la carbonisation dans le diagramme de Van Krevelen (rapports atomiques H/C contre O/C) : les boues d'épuration (boue putréfiée) sont comparables à la tourbe digestée

Tableau 2

Comparaison entre boues d'épuration (boues digérées) et tourbe. Pour les boues, les mesures proviennent des décharges analysées. Pour la tourbe et la carbonisation, elles proviennent de NAUCKE, 1980 [17] et SWAIN, 1970 [17]

COMPARAISON BOUES D'EPURATION/TOURBE				CARBONISATION***			
PARAMETRE	BOUE DIGESTEE	TOURBE		LIGNITE	HOUILLE BITUMINEUSE	ANTHRACITE	GRAPHITE
		BAS- MARAIS	HAUT- MARAIS				
pH	7 - 8	4 - 7.5	3 - 5				
TS	<30 %	<30 %	<20 %				
GV	50 - 65 %	30*-95%	>95 %	53 %**	45 %**	10 - 0 %**	
C	25 - 35 %	15*-47%	48-53%	69 %	79 - 92 %	95 %	100 %
O	< 22 %	<40 %	40-46%	30 %	14 - 2.2 %	1.85 %	
H	3 - 5 %	<5 %	5 - 6 %	5.1%	5.5 - 4.5 %	2.15 %	
N	3 - 6 %	2.1-45%	0.8-1.6%		1.5 - 1.6 %	1.0 %	
S	1 - 2 %	0.5-5%	0.25%				
Fe	1 - 5 %	1.7 %	0.24 %				
Cu	400 - 600 ppm	18 ppm	8 ppm				
Zn	1000-2000 ppm	66 ppm	23 ppm				

* Minima pour tourbes, ** Solides volatils, *** Matière de base pour carbonisation : d'après la tourbe des haut-marais

lieu à des nuisances olfactives (dégagement d'ammoniaque) sans modifier sensiblement à long terme la faible stabilité géotechnique typique des dépôts organiques.

EVALUATION DU COMPORTEMENT À LONG TERME PAR RAPPORT AUX TOURBES DE BAS-MARAIS

Du point de vue pédologique, les tourbes sont des dépôts non marins contenant plus de 30% de substance sèche organique ; les aires de sédimentation à 15-75% sont aussi désignées par le terme d'"anmoor". Contrairement aux tourbes de haut-marais, celles de bas-marais sont riches en nutriments végétaux ; ils proviennent principalement de l'assèchement d'eaux eutrophes. Les tourbes de bas-marais sont des éléments géogènes qui se prêtent bien à la comparaison avec des dépôts de boues d'épuration. Au niveau de la composition chimique, la concordance est bonne en ce qui concerne les éléments matriciels (tableau 2). Pour divers éléments en traces, il existe toutefois des écarts de plusieurs ordres de grandeur. Pour ce qui est de l'évaluation des tendances à propos de la diagenèse et de la décomposition à l'air, et ainsi du comportement à long terme des substances solides, la concordance dans les éléments matriciels est plus déterminante que les écarts concernant les substances en traces. En chimie organique, on utilise, pour classer les mélanges de substances et leur évolution, le diagramme de Van Krevelen (fig. 2) [15]. Si l'on inscrit dans un tel

diagramme des rapports atomiques H/C contre O/C les mesures effectuées sur des boues d'épuration putréfiées, celles-ci correspondent aux mesures effectuées dans les tourbes. Au fur et à mesure de la diagenèse (carbonisation) la tourbe se transforme en lignite, houille puis graphite ; les rapports H/C et O/C diminuent (le potentiel diagenétique baisse). Les substances organiques initialement présentes et leurs métabolites sont soit minéralisées soit transformées en composants organiques réfractaires insolubles [16].

La carbonisation n'est pas seulement fonction du temps. Selon les conditions climatiques et tectoniques, la transformation de la tourbe en lignite s'effectue au bout de 1 à 20 millions d'années. Dans des conditions non marines, la plupart des sédiments organiques subissent toutefois l'érosion avant d'avoir atteint un premier stade de carbonisation. A raison d'un taux d'érosion de 5 à 100 cm / 10³ années [19], une décharge de boues d'épuration pourrait être érodée en l'espace de 10³⁻⁵ années. Dans le cas d'une diagenèse souterraine, la décomposition de la matière organique en eau, gaz et substances organiques réfractaires insolubles exigerait des périodes géologiques (10⁶ années).

La comparaison avec la tourbe donne une idée de la durée qu'il faut prévoir lorsque des mélanges riches en matières organiques, tels que les boues d'épuration ou les déchets urbains, sont mis en décharge (les différences dans la composition pétrographique n'ont pas encore

été prises en considération). Selon cette évaluation, par exemple, la stabilité géotechnique des décharges de boues d'épuration est, pendant des millénaires, comparable à celle des tourbières. En raison des différences observées au niveau des éléments en traces, il faut toutefois escompter une variation de la composition des flux de substances (émissions), même si l'évolution des matières solides est identique.

CONSÉQUENCES DANS LA PRATIQUE

Le comportement des mono-décharges de boues d'épuration est plus facile à évaluer que celui des décharges composites ; en outre, les substances déposées peuvent être, en cas de besoin, soit recyclées soit soumises à un traitement spécifique ultérieur. Les décharges composites vont à l'encontre des directives officielles sur la gestion des déchets [3]. Mais même les mono-décharges de boues stabilisées sont des décharges réactives dont les transformations s'étendent sur des millénaires. Des étanchements latéraux et basaux fonctionnels, combinés avec la récupération et le traitement des eaux d'infiltration, sont nécessaires ; l'eau surnageante doit être décantée et également traitée. Le traitement doit se prolonger au moins au cours des premières décennies (phase de transformation rapide). Elle peut s'achever au plus tôt si les conditions sont remplies permettant le déversement direct dans une eau de surface ("ordonnance technique sur le traitement des

déchets", OTTD, projet de 1988). Un contrôle des émissions doit être assuré à long terme (pendant plusieurs siècles). Compte tenu de la faible stabilité due aux matières organiques, il en résulte des restrictions d'utilisation à très long terme. En raison de ces restrictions, et étant donné que les émissions via le gaz et l'eau d'infiltration ne sont pas exclues même au bout de plusieurs siècles, le choix de la localisation (roche d'accueil, eaux souterraines, aménagement du territoire) revêt une importance cruciale. Pour minimiser les risques, les grosses épaisseurs sont à éviter lors de la mise en décharge. Conformément à l'OTTD (projet de 1988), la décharge de boues liquides n'est pas autorisée. L'addition de substances peut faciliter la décharge, mais elle accroît le volume et ne contribue que peu à l'amélioration de la sécurité à long terme. Le besoin en volume et en surface est grand pour les décharges de boues d'épuration et le choix de la localisation doit satisfaire à de nombreuses exigences. Une qualité de stockage final assurant la minéralisation complète de la matière organique [3] ne peut pas être atteinte avant des millénaires. Le manque de place et la nécessité d'atteindre cette qualité en l'espace de quelques décennies auront pour conséquence en Suisse que la mise en décharge de boues d'épuration ne pourra avoir lieu qu'après la minéralisation des substances organiques (incinération) et l'immobilisation des résidus inorganiques.

- [1] BELEVI, H. und BACCINI, P. (1989). Long-term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management & Research*, 7, 43-56.
- [2] BACCINI, P. (Ed.) et al. (1989). The Landfill: Reactor and Final Storage Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes Gerzensee, March 14-17, 1988. *Lecture Notes in Earth Sciences*, Vol. 20, Springer-Verlag, Heidelberg, 438 p
- [3] EKA (1986). *Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft*. Bundesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Umweltschutz, 51, 41p.
- [4] ROY, R. (1982). *Radioactive Waste Disposal Volume 1: The Waste Package*. Pergamon Press, New York, 232 p.
- [5] HATCH, L.P. (1953). *Ultimate Disposal of Radioactive Wastes*. *Am. Scientist*, 410.
- [6] LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and LANGMEIER, M. (1989). Transformation of Sewage Sludge in Landfills. In: *Treatment of Sewage Sludge: Thermophilic Aerobic Digestion and Processing Requirements for Landfilling*. Eds. A.M. Bruce, F. Colin and P.J. Newman, Elsevier Applied Science, London, 58-71.
- [7] LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and LANGMEIER, M. (1988). Klärschlamm in Deponien COST 681 Forschungsprojekt. EAWAG interner Schlussbericht, 57 S.
- [7] CAPEL, P.D., LICHTENSTEIGER, TH. and BRUNNER, P.H. (1988). The Use of Sludge-only Landfills as Historical Records of Persistent Organic Chemicals and Heavy Metals in Sewage Sludge. *Water Research*, Vol. 23, No. 4, Pergamon Press, 525-527.
- [8] MARCOMINI, A., CAPEL, P.D., LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and GIGER, W. (1988). Behavior of Aromatic Surfactants and PCBs in Sludge Amended Soil and Landfills. *J. Environm. Quality*, in press.
- [9] DOEDENS, H. (1989). Ablagerung von Klärschlamm auf Monodeponien. In: *Klärschlamm Entsorgung*; Reimann, D.O (Hrsg.). Beihefte zu Müll und Abfall, 28, Erich Schmidt Verlag GMBH&Co, Berlin, 132-
- [11] KÖCHENDÖRFER, 1984: Folgemaßnahmen bei Schlammdeponien am Beispiel Flotzgrün der BASF. *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*, Bd 17, 261-276
- [12] SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.H., WEBER, B. and STRÜNCK, U. (1984). Qualitative Begutachtung von abzuführendem Wasser aus der Schlammdeponie "Edeweicht".
- [13] OTTE-WITTE, R. (1988). Erforderliche Vorbehandlung der Klärschlämme. ATV-Seminar "Ablagerung von Klärschlamm". 26./27. 02. 1988 in Bremen.
- [14] BURMEISTER, E.G., GÖTTLICH, KH., GROSPHETSCH, TH. und KAULE, G. (1980). Begriffsbestimmung anhand der Moortypen Mitteleuropas. In: *Moor und Torfkunde* (Ed. Göllich, K.). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 173-195.
- [15] KREVELEN, D.W. VAN (1961). *Coal. Typology, chemistry, physics, constitution*. Elsevier, Amsterdam, 400-414.
- [16] TISSOT, B.P. and WELTE, D.H. (1978). *Petroleum formation and occurrence*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 538p.
- [17] NAUCKE, W. (1980). *Chemie von Moor und Torf*. In: *Moor und Torfkunde* (Ed. Göllich, K.). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 173-195.
- [18] SWAIN, F.M. (1970). *Non-marine Organic Geochemistry*. Cambridge University Press, 445p.
- [19] JUDSON, S. (1968). Erosion of the land, or what's happening to our continents? *American Scientist*, 56/4, 356-374.

OBJECTIFS DE QUALITÉ POUR L'INCINÉRATION DES BOUES D'ÉPURATION

GEORG HENSELER, HANSRUEDI SIEGRIST ET PETER BACCINI

1. INTRODUCTION

Dans les directives officielles concernant la gestion des déchets en Suisse [1] figure le principe selon lequel les systèmes de traitement ne doivent produire que des substances recyclables ou compatibles avec l'environnement. Les installations de traitement des eaux usées font partie de systèmes communaux ou régionaux. Au cas où les boues d'épuration qui y sont produites ne seraient pas recyclées, elles devraient subir des traitements supplémentaires pour ne pas nuire à l'environnement. Le processus technique de l'incinération complétée par un traitement des résidus offre la possibilité d'atteindre cet objectif. La qualité et la quantité des produits définis comme "compatibles avec

l'environnement", à savoir les eaux usées, l'air d'échappement et les déchets solides, sont l'objet d'ordonnances correspondantes en complément de la loi sur la protection de l'environnement. Si l'on connaît, pour un système de processus, la composition chimique des produits évacués et la qualité souhaitée des produits finaux, on peut en déduire les objectifs de qualité minimaux que les processus techniques doivent atteindre. La qualité des produits provenant de l'incinération des boues d'épuration a été contrôlée à l'exemple de l'installation prévue pour la station de Buholz [2]. Le présent exposé contient les principaux résultats et conclusions de cette étude, réalisée pour le compte de l'association des communes pour l'épuration des eaux usées de Lucerne et des environs.

2. DESCRIPTION DU SYSTÈME

Le système de traitement des boues d'épuration présenté ici (fig. 1) se compose de trois processus principaux, à savoir "déshydratation", "séchage" et "incinération". Les boues d'épuration sont introduites dans le système (sous forme de boues digérées), ainsi que des substances auxiliaires (combustibles, air, produits chimiques). Sont extraits les produits aqueux, "centrifugat" et "eau

usée", le "gaz pur", la "cendre", solide, et la "boue de neutralisation" provenant de l'épuration des gaz de fumée. Les mesures de base servant au dimensionnement des installations, telles qu'elles étaient fournies aux entreprises soumissionnaires pour la conception du projet, ont été reprises telles quelles dans cette étude. Il ne s'agit donc que d'une variante d'incinération des boues d'épuration. Mais les principaux problèmes constatés devraient se présenter avec la même ampleur dans d'autres variantes.

Pour l'analyse des flux de matières, un certain nombre d'éléments indicateurs ont été sélectionnés, importants du point de vue écologique comme du point de vue technique [3]. La présentation résumée qui suit s'appuie sur quelques paramètres choisis à titre d'exemple : carbone, azote, soufre, mercure (dans certains cas, zinc et cadmium également).

3. RÉSULTATS DE L'ANALYSE DES FLUX DE MATIÈRES

Le flux de matières en tonnes par jour d'exploitation et par système est présenté dans le graphique de la figure 2a. Il en ressort que la masse des substances auxiliaires (en premier lieu l'air et l'eau d'exploitation) doit se situer dans le même ordre de grandeur que celle des boues d'épuration introduites. La masse la plus importante à la sortie est bien entendu la somme des eaux usées (centrifugat, condensat, eau épurée provenant de l'épuration des gaz de fumée), c'est-à-dire environ 70% de la masse des produits introduits, qui possèdent une forte teneur en eau (fig. 2b).

Une comparaison avec les flux de masses des matières sèches (fig. 3) montre que les matières sèches provenant

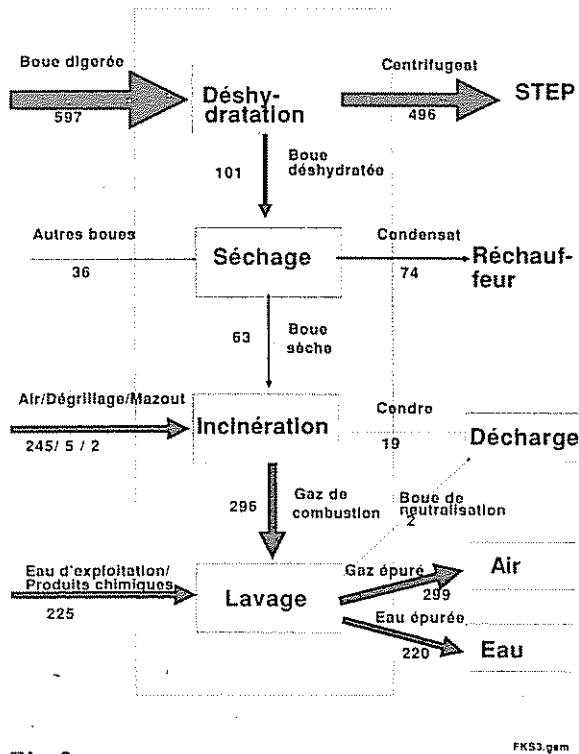


Fig. 2
a) Flux de matières lors de l'incinération des boues d'épuration, en tonnes par jour d'exploitation
b) Répartition de la masse des rejets à l'issue du traitement des boues d'épuration (déshydratation-séchage-incinération avec épuration des gaz de fumée)

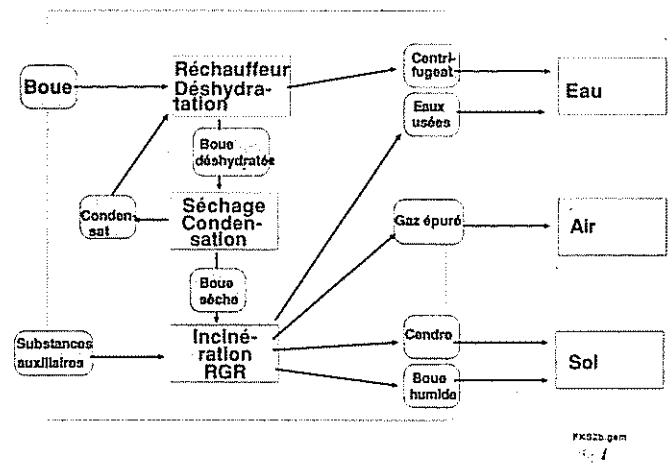


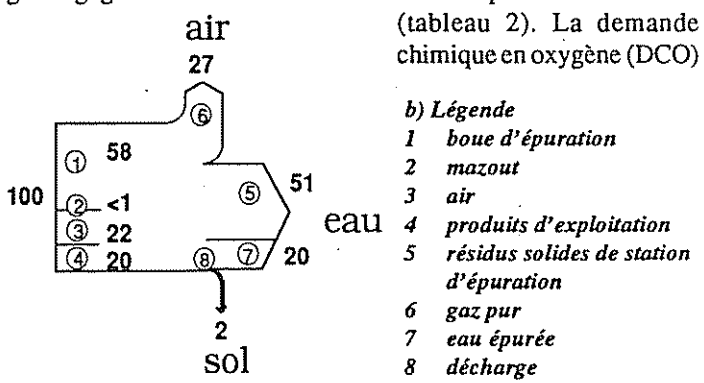
Fig. 1
Description du système d'incinération des boues d'épuration

des boues d'épuration introduites parviennent presque intégralement à l'incinération. Environ la moitié (53%) est transformée en cendre. Le reste, essentiellement un mélange de CO₂/H₂O, est transféré à la phase gazeuse. C'est la transformation de la matière organique contenue dans la matière sèche (près de 50%) de la boue digérée. Les données concernant la composition des boues d'épuration figurent dans le tableau 1.

Les répartitions calculées pour le carbone, l'azote, le soufre et le mercure sont indiquées à la figure 4. Les flux de ces substances vers les différents compartiments de l'environnement (eau, air et sol), tels qu'ils sont définis à la figure 1, sont synthétisés et présentés en relation avec la quantité globale introduite. En ce qui concerne le carbone, environ 1% est transféré vers les eaux usées, de même que dans les résidus solides. Ces coefficients de transfert correspondent grosso modo à ceux de stations d'incinération existantes. Toutefois, en améliorant la combustion, il serait possible d'obtenir une augmentation sensible du degré de minéralisation [5]. En même temps, l'éventail des liaisons organiques indésirables dans les gaz de fumée (p. ex., aromates polycycliques, hydrocarbures halogénés) pourrait être fortement réduit. Près d'un tiers de l'azote introduit avec les boues (l'azote amené avec l'air n'est pas pris en considération) est à nouveau transféré dans les eaux usées. La même constatation s'applique au soufre. Environ deux tiers de cet élément sont cependant retenues dans la cendre. Le mercure est retenu en trois quarts dans les résidus de l'épuration des gaz de fumée. Des parts importantes parviennent dans l'air et dans l'eau.

4. EVALUATION DE LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT

A l'exemple des éléments cités plus haut, il s'agit maintenant de comparer les concentrations résultantes dans les eaux usées et les gaz dégagés avec les valeurs limites définies par les ordonnances (tableau 2). La demande chimique en oxygène (DCO)



- b) Légende
- 1 boue d'épuration
 - 2 mazout
 - 3 air
 - 4 produits d'exploitation
 - 5 résidus solides de station d'épuration
 - 6 gaz pur
 - 7 eau épurée
 - 8 décharge

est utilisée ici comme paramètre pour les liaisons organiques. La concentration en DCO évaluée à partir du flux de C (fig. 4) s'élève, dans le centrifugat, à environ 200 mg/l. Comme à peu près un tiers de l'apport d'azote est transféré dans le centrifugat (cf. paragraphe 3), celui-ci est recyclé vers la station d'épuration. Dans l'eau résiduaire épurée provenant de l'épuration des gaz de fumée, la concentration de DCO s'élève à environ 8 mg/l; elle se situe donc dans les normes (colonne II des ordonnances) imposées au déversement direct dans l'eau (tableau 2). Pour ce qui est du mercure, les concentrations atteintes dans l'eau épurée dépassent celles de la colonne II. Le transfert de mercure entre les résidus de l'épuration des gaz de fumée et la boue de neutralisation devrait donc atteindre 98% de la masse introduite pour que la concentration dans l'eau épurée soit inférieure à la valeur limite.

Dans les concentrations de gaz d'échappement après le nettoyage des gaz de fumée, les concentrations de mercure se situent dans les normes. Le transfert de Hg entre le gaz brut et les produits issus de l'épuration des gaz de fumée devrait donc atteindre au moins 85% de l'apport initial. La valeur limite pour le dioxyde de soufre est loin d'être dépassée. D'après des valeurs empiriques, selon lesquelles environ 5% de l'apport d'azote apparaît dans le gaz de fumée sous forme de NO_x, la valeur limite définie par l'ordonnance sur la protection de l'air serait dépassée de 60%. Mais cette estimation comporte une grave erreur. Pour que la concentration soit inférieure de 50% à la

Tableau 1
Composition des boues digérées

Paramètre	Symbole	Concentration
Matière sèche	TS	40 g/kg
Matière volatile	GV	450
Carbon organique	OC	220
Azote	N	34 g/kg TS
Soufre	S	8
Zinc	Zn	2
Cadmium	Cd	16 mg/kgTS
Mercure	Hg	3

Tableau 2
Comparaison entre valeurs limites admises et valeurs calculées à partir de l'incinération de boues d'épuration

Paramètre	Destination	Valeur limite admise	Rejets calculés Incinération/nettoyage
DOC	eau	10 mg/l	8 mg/l (eau épurée)
NO _x	air	500 mg/m ³	800 mg/m ³ *) (gaz pur)
SO ₂	air	500 mg/m ³	100 mg/m ³ (gaz pur)
Hg	air	0.1 mg/m ³	0.07 mg/m ³ (gaz pur)
	eau	0.01 mg/l	0.02 mg/l (eau épurée)

*) Hypothèse : 5% de l'azote contenu dans les boues d'épuration est transformé en NO_x

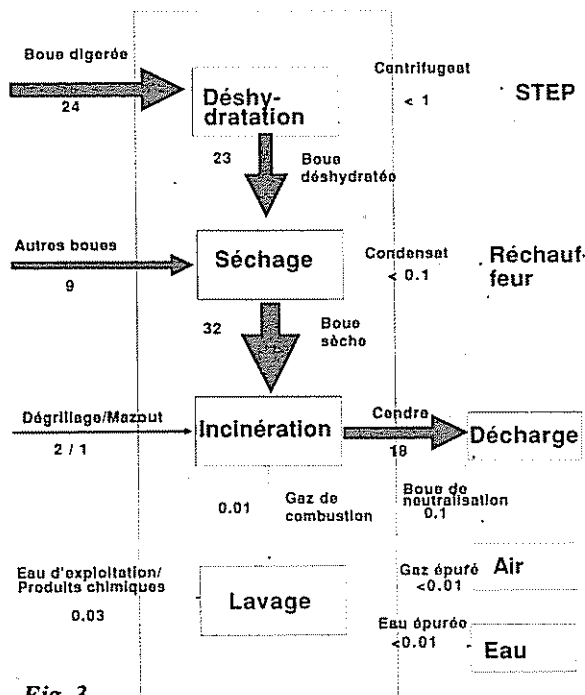


Fig. 3
Flux de masses lors de l'incinération des boues d'épuration, en tonnes par jour d'exploitation (* augmentation des solides due à la précipitation de la chaux et du gypse)

valeur limite, conformément à l'objectif fixé dans cet exemple (tableau 2), il faudrait que la part oxydée ne dépasse pas 1,5%. Sinon, un processus réductif devrait être ajouté à la suite.

La composition chimique de la cendre produite est indiquée dans le tableau 3. Les valeurs calculées à partir de l'analyse des flux de matières y sont comparées avec les mesures effectuées dans une station d'incinération de boues d'épuration. Ces mesures ne fournissent toutefois aucune donnée quant à la composition des boues au début du traitement. On peut constater que les éléments analysés sont comparables. Les concentrations équivalent également à celles des scories provenant de l'incinération des déchets. Le mercure fait exception. Par rapport aux concentrations mesurées dans les poussières de l'électrofiltre, les concentrations de métaux sont nettement inférieures (p. ex., zinc et cadmium). En revanche, la teneur en mercure est sensiblement plus élevée ; elle se situe au niveau des concentrations dans les boues humides de l'incinération des déchets. La teneur relativement forte en soufre résulte de la formation de gypse. Il ressort de ces comparaisons que la cendre doit subir un traitement complémentaire, au même titre ou en même temps que les scories provenant de la station d'incinération des déchets. Celles-ci ne présentent pas encore la qualité de stockage final requise par la loi pour être déversées comme matière inerte dans une décharge de type A [4]. Les fortes teneurs en mercure des boues de neutralisation imposent un traitement séparé, avec les poussières des filtres et les boues issues de la station d'incinération, afin que soit atteinte une qualité permettant le stockage dans une décharge de type B ("décharge de résidus" selon TVA).

Tableau 3

Comparaison entre les concentrations dans la cendre et dans la boue de neutralisation, par rapport à la composition mesurée dans la station d'incinération de Roche et aux concentrations mesurées dans les résidus issus de stations d'incinération des déchets. Teneurs en g/kg de matière sèche.

	Cendre		Scories	Boues de neutralisation	Poussières d'électrofiltre
	calc.	mes.	mes.	calc.	mes.
C org.	2.6	4.5	15-40	4.8	14-36
S	8.6	44.7	2-4	100	20-40
Zn	3.3	1.8	4-15	1.0	13-39
Cd	0.03	0.004	0.03	0.01	0.2-0.6
Hg	0.001	0.0005	0.0001	0.55 *)	0.002-0.014

calc. = calculé mes. = mesuré * dans les boues de neutralisation des stations d'incinération

5. BILAN ÉNERGÉTIQUE

L'apport de boue deshydratée choisi pour l'installation prévue, avec 23% de matière sèche (TS), suppose un besoin en énergie supplémentaire relativement élevé (5,7 MJ/kg TS en énergie primaire) (tableau 4). Si l'on accroît de 28% la masse de boue deshydratée, il sera possible de réduire de 30% le besoin en énergie. Cet exemple révèle que, dans le choix de processus combinés depuis la station d'épuration jusqu'à l'incinération, il est indispensable de procéder à une étude des flux d'énergie, afin de maintenir au plus bas la quantité d'énergie supplémentaire.

6. SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

Une analyse des flux de matières destinée à élaborer une variante éventuelle d'incinération des boues d'épuration permet de dégager les conclusions suivantes :

- a) Les objectifs de qualité en ce qui concerne l'air et l'eau évacués peuvent être atteints au moyen des techniques existantes.
- b) Les substances critiques sont le mercure et l'oxyde d'azote. Pour Hg, l'épuration des gaz de fumée doit être conçue de telle sorte que moins de 15% parvienne dans les gaz échappés et qu'au moins 98% du mercure précipité reste dans les boues de neutralisation. Les valeurs de NO_x dans les rejets de gaz ne resteront inférieures aux valeurs limites admises que si la quantité d'azote introduite dans les boues d'épuration et transformée en NO_x ne dépasse pas 3%. Faute de possibilités de vérification, cette estimation de

- c) Le degré de minéralisation du carbone (transfert de C_{org.} à C_{inorg.}) devrait se situer au moins à 99%.
- d) Les cendres générées ne devraient pas être mélangées avec les produits de l'épuration des gaz de fumée (boues de neutralisation). Ni les uns ni les autres ne présentent la qualité de stockage final requise. Les cendres peuvent être traitées avec les scories issues de l'incinération des déchets ou stockées dans des mono-décharges. Les boues de neutralisation peuvent être traitées avec celles provenant de l'incinération des déchets et les poussières de filtrage, et transformées en résidus analogues aux minerais.

Tableau 4

Bilan énergétique des processus deshydratation-séchage-incinération. Unités en MJ/kg MS. Facteur de conversion de l'énergie mécanique en énergie primaire : 3.

	Unité: MJ/Kg TS			
	Boue deshydratée en % TS			
	23		28	
	therm.	mec.	therm.	mec.
Déshydratation		0.3		0.4
Séchage	6.7	0.5	5.1	0.5
Incinération	-4.9	0.5	-5.3	0.5
Bilan énergétique	+1.8	+1.3 (x3)	-0.2	+1.4 (x3)
Besoin total en énergie primaire	+5.7		+4.0	

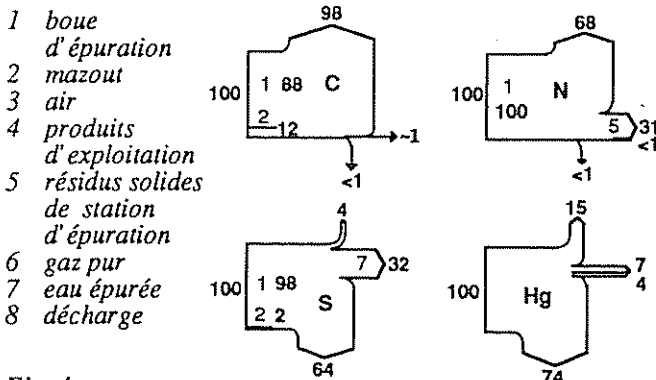


Fig. 4 Répartition des éléments carbone (C), azote (N), soufre (S) et mercure (Hg) dans les produits du système d'incinération des boues d'épuration

- [1] Eidg. Kommission für Abfallwirtschaft, 1986 "Leitbild für die Schweiz. Abfallwirtschaft", Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 51, BUS, 3003 Bern
- [2] Henseler G. und Siegrist H.R., "Stoffflussanalyse für die geplante Schlammverbrennungsanlage in der ARA Buholz," EAWAG-Projekt Nr. 30-4767, Interner Bericht, EAWAG, 8600-Dübendorf
- [3] Baccini et al. 1987, "Die Umweltverträglichkeitsprüfung von Entsorgungsanlagen-Einführung in die Methodik der Stoffflussanalyse", Referate des EAWAG-Seminars vom 16.9.87 an der ETH Zürich, EAWAG, Abt. AWS, 8600 Dübendorf
- [4] Krebs J., Belevi H., Baccini P., 1988, "Long-term behavior of bottom ash landfills", Proc. ISWA 88, 5th Int. Solid Wastes Exhib. and Conf. Copenhagen
- [5] Brunner P.H., 1989, "Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung", Müll und Abfall, 21.Jg. Heft 4, 166-180

TECHNIQUES D'INCINÉRATION DES BOUES D'ÉPURATION

A. OBRIST, HOLDERBANK

"Holderbank" Management und Beratung AG, Holderbank

1. INTRODUCTION

En Suisse, environ 1/5 des boues d'épuration sont incinérées. En outre, de nouvelles installations ou des extensions sont prévues dans de nombreuses villes. Les grandes stations d'épuration surtout ne peuvent plus guère se concevoir sans installation d'incinération des boues.

Comment le problème de l'incinération est-il résolu sur le plan technique et quelles sont les perspectives d'avenir ? L'exposé qui suit se propose de présenter et de discuter les principales méthodes et possibilités.

2. PRINCIPES

L'incinération des boues d'épuration présuppose au moins trois questions de procédure importantes :

1) La boue doit-elle être digérée ou non ?

Si la boue doit être exclusivement incinérée, il est possible de renoncer à la digestion, car elle retire de la boue environ 50% de sa teneur en énergie.

2) Dans quelle mesure la boue doit-elle être déshydratée mécaniquement ?

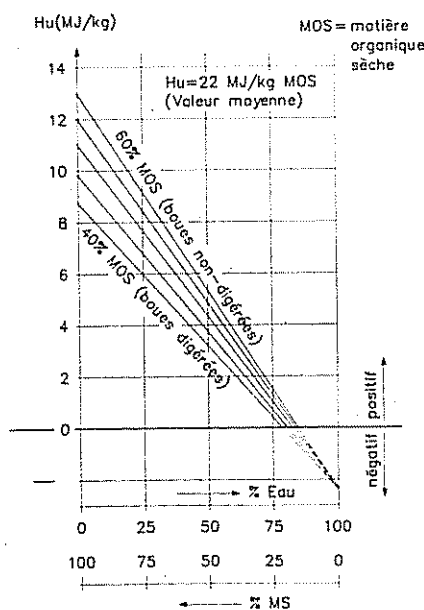


Fig. 1

Valeur calorifique des boues d'épuration

La valeur calorifique dépend de la teneur en matière sèche (% MS) et de la part des matières organiques

Plus la déshydratation mécanique est efficace, moins il faudra évaporer d'eau par la suite. Le rapport entre la teneur en énergie (valeur calorifique nette) et la teneur en matière sèche (MS) est représenté dans la figure 1. La déshydratation par décantation centrifuge donne des teneurs en matière sèche de 25-30%, les boues obtenues présentant encore des valeurs calorifiques tout juste positives (env. 0-2 MJ/kg). Toutefois, dans la pratique, ces boues ne peuvent s'incinérer seules ; elles requièrent souvent, au contraire, l'addition de combustibles.

Bien que des degrés de déshydratation supérieurs (jusqu'à un maximum de 40-50% de matière sèche) soient possibles à l'aide de filtres-presses, ceux-ci ne sont guère employés avant l'incinération. Rentabilité et besoin d'espace plaident davantage en faveur de décanteurs centrifuges fonctionnant en continu.

3) Faut-il procéder à une dessiccation préalable de la boue ?

Si les boues déjà déshydratées ne peuvent être incinérées sur place (c'est-à-dire dans la station d'épuration), une dessiccation des boues mécaniquement déshydratées est souhaitable. En particulier les boues très sèches (comportant plus de 90% de matière sèche) offrent une stabilité et une durée de conservation excellentes, ce qui permet un stockage de plusieurs semaines et un transport sur de longues distances.

Du point de vue énergétique, la dessiccation jusqu'à plus de 90% de substance sèche entraîne une augmentation de la valeur calorifique (9-13 MJ/kg) (fig. 1), ce qui correspond approximativement à 30-40% de la valeur calorifique du charbon.

En raison de l'énergie supplémentaire requise pour la dessiccation, le gain énergétique net (dessiccation et incinération) est cependant minime, en général. Pourtant, une dessiccation préalable peut être nécessaire et judicieuse dans certains cas.

Les boues d'épuration contiennent toujours beaucoup de cendre (règle générale:

à peu près 50% de la substance sèche). Cette cendre doit être traitée et recyclée sous une forme appropriée à l'issue de l'incinération.

3. FOUR À LIT FLUIDISÉ

L'incinération des boues d'épuration dans un four à lit fluidisé représente le principal procédé d'incinération. En Suisse, de telles installations sont en service depuis des années, par exemple à Bâle, Pratteln, Lausanne, Viège, Bioggio et Roche.

Caractéristiques de l'incinération en lit fluidisé (cf. fig. 2)

- Emploi de boues mécaniquement déshydratées (les boues sèches à 90% de substance sèche sont exclues en raison du problème de surchauffe).
- Bonne répartition de la boue sur le lit fluidisé à haute turbulence, ce qui permet une bonne combustion.
- Température de combustion 800 à 950°C (permettant une incinération inodore).
- Rejet de NO_x généralement bien inférieur à la valeur limite admise (500 mg/Nm³).
- Les résidus solides se présentent sous forme de légères particules de cendre à grain fin, ne convenant pas à une mise en décharge directe.
- Par suite des fortes pertes d'énergie des

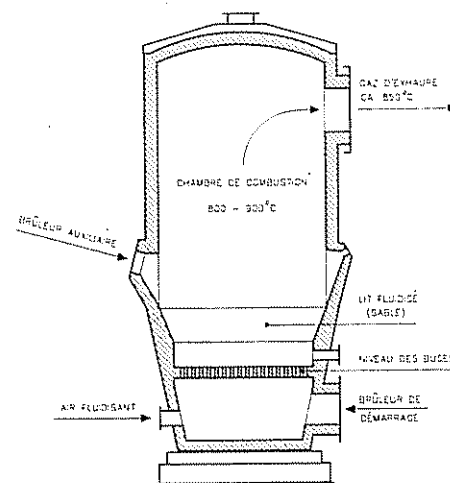


Fig. 2

Four à lit fluidisé

La combustion des boues en lit fluidisé est le principal procédé d'incinération

gaz d'échappement après le passage sur le lit fluidisé, il est pratiquement toujours indispensable de procéder à une récupération de la chaleur perdue. Possibilités : préchauffage de l'air de combustion, chauffage à distance, dessiccation partielle des boues.

- Le rendement des fours à lit fluidisé se mesure en premier lieu à l'évaporation de l'eau. Les installations optimales permettent des rendements d'évaporation de 3-12 t/h H₂O.

BESOIN EN ÉNERGIE

Les processus énergétiques dans les fours à lit fluidisé sont dominés par l'évaporation de l'eau. De même, la grandeur de référence judicieuse du point de vue physique pour la consommation d'énergie est la quantité d'eau évaporée (et non la quantité de substance sèche). Si la chaleur des gaz de fumée est récupérée jusqu'à 300-600°C de température finale à l'intérieur du processus, le besoin énergétique spécifique sera de 4 200 à 6 300 MJ/t H₂O. Ce besoin doit être couvert par la substance sèche des boues d'épuration et le combustible supplémentaire. En comparaison, un séchage optimal des boues n'exige que 3 000 MJ/t H₂O.

De même, en raison des pressions de soufflage relativement élevées, un four à lit fluidisé demande une grande énergie électrique, à savoir 100-150 kWh/t H₂O.

Malheureusement, il est pratiquement impossible, sur le plan technique, de réduire sensiblement le haut degré

d'évaporation d'un four à lit fluidisé en employant des boues préséchées. Le procédé se base justement sur le principe de la limitation de la température à 900°C grâce à l'évaporation refroidissante de l'eau, afin que soit évité la fusion redoutée des cendres. Il existe certes des systèmes alternatifs munis de surfaces refroidissantes dans le lit fluidisé (exemple : Sulzer-Escher-Wyss), mais ils ne se sont guère imposés jusqu'à présent pour des raisons de coût.

COÛT

Le tableau 1 présente les coûts typiques par tonne de matière sèche d'un four à lit fluidisé conforme à la législation (OPAir), tels qu'ils apparaissent dans le cas d'une installation parfaitement conçue et utilisée de façon optimale (6'000 h/a). Ce tableau s'appuie sur les conditions préalables suivantes [3] :

- Boues comportant 25% de substance sèche, ce qui donne une consommation totale de 15 GJ/t MS, dont le tiers doit être couvert par un combustible d'appoint.
- Coût en capital correspondant à une durée d'amortissement de 10 ans pour les machines et de 25 ans pour la construction, avec un intérêt de 5%.
- Les coûts incluent la combustion proprement dite, l'épuration des gaz de fumée et le traitement des résidus.

Si l'on considère le coût total de l'incinération (564 Fr./t MS), on constate que plus de la moitié consiste en

Tableau 1

Coût de l'incinération de boues d'épuration dans des fours à lit fluidisé (6 000 t MS/a, 25% MS)

	Fr./t MS
Coût minimal en capital	290
Combustible d'appoint	50
Energie électrique	54
Personnel	40
Mise en décharge des cendres	50
Entretien, reste	80
Total	564

coût en capital. Le coût du combustible d'appoint ne s'élève qu'à 50 Fr./t MS. La consommation d'énergie n'exerce donc qu'une influence limitée sur le coût global.

Exemple

La figure 3 présente l'installation d'incinération de la station d'épuration de Pratteln. Cette installation offre un rendement d'évaporation d'eau de 4 t H₂O/h ; ainsi, pour une teneur en matière sèche de 20% à l'entrée, environ 1 t MS est incinérée par heure.

Le four est subdivisé en lit fluidisé et sécheur à étages. Cette construction spéciale porte le nom d'"Etagenwirbler". La chaleur perdue n'est toutefois pas récupérée pour le séchage préliminaire.

Le système de lavage radial présenté n'est plus à la pointe de la technique. Dans une deuxième installation (actuellement en construction), un procédé humide à deux phases sera donc intégré, conçu comme une installation d'incinération des déchets.

4. INCINÉRATION DE BOUES D'ÉPURATION SÈCHES DANS DES FOURS INDUSTRIELS

4.1. Généralités

Conformément aux conceptions cantonales en matière de traitement des boues d'épuration, il est à prévoir que les installations de dessiccation produiront en Suisse à l'avenir une quantité de boues d'épuration sèches (TKS) de quelque 75 000 t MS/a [4]. Un vif intérêt subsistera pour leur utilisation partielle comme "combustible". L'incinération dans des fours industriels est judicieuse pourvu que l'ordonnance sur la protection de l'air soit respectée et qu'un traitement des cendres compatible avec l'environnement soit garanti.

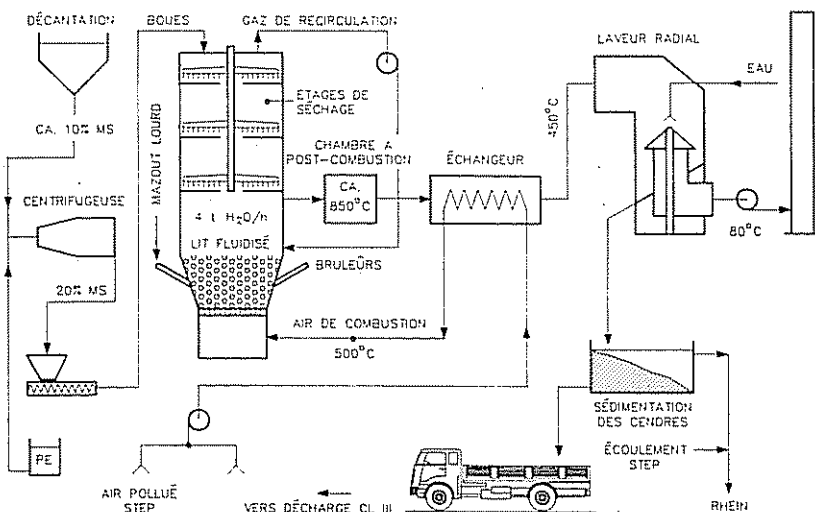


Fig. 3 Incinération des boues dans le système à étages de Pratteln (1988). Le four consiste en un "Etagenwirbler". Le système de lavage radial présenté ne répond plus aux besoins ; c'est pourquoi un procédé humide à deux phases sera intégré dans la deuxième installation en construction.

4.2. Combustion dans l'industrie de l'enrobé

La combustion de boues sèches pour le chauffage de séchoirs rotatifs est exclue à l'heure actuelle. La loi (OPAir), en effet, n'admet pas les boues sèches comme combustible.

En dépit de cette restriction momentanée, leur utilisation éventuelle n'a pas été définitivement écartée. A la lumière de résultats positifs enregistrés en Allemagne fédérale, l'industrie suisse de l'enrobé a prévu une exploitation d'essai accompagnée de mesures détaillées. De cette manière, il devrait être possible de déterminer avec plus de précision la compatibilité avec l'environnement.

Les avantages et les inconvénients seraient les suivants :

Avantages :

- Intégration des cendres dans l'enrobé (sous une forme difficile à éluer).
- Répartition géographique favorable, car 63 usines modernes pourraient entrer en ligne de compte.
- Potentiel de traitement théorique : environ 90 000 t MS/a.

Inconvénients :

- Questions encore sans réponse quant à la compatibilité avec l'environnement.
- La suspension d'activités de 2—4 mois en hiver exige un stockage temporaire des boues sèches.

4.3. Combustion dans les cimenteries

Les boues sèches d'épuration peuvent remplacer jusqu'à 15% du combustible normal (charbon) dans la fabrication du clinker. La figure 4 montre un système de four moderne. Les principes techniques ainsi que les influences sur les rejets et la qualité du ciment ont fait l'objet d'une analyse approfondie et de publications [1,2]. Dans le cas hypothétique d'un réaménagement total, l'industrie du ciment pourrait traiter théoriquement environ 200 000 t de matière sèche. Dans un four à ciment, une combustion des boues sèches pauvre en émissions est possible si l'on assure en même temps le recyclage des résidus. Les raisons sont les suivantes :

- La combustion à haute température jusqu'à 2 000°C peut entraîner la destruction de polluants organiques contenus dans les boues d'épuration.
- Les fines particules de farine crue en suspension qui apparaissent au cours du processus exercent une bonne action absorbante sur les polluants.
- Les cendres et certains éléments en

Tableau 2

Avantages et inconvénients de l'incinération des boues d'épuration dans les fours à ciment

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> - Respect des valeurs limites admises - Bonne rétention de tous les métaux lourds (sauf Hg) - Elimination efficace des métaux lourds de la biosphère (immobilisation) - Destruction des polluants organiques (combustion à haute température) - Qualité du clinker et du ciment intacte - Aucune nouvelle installation d'incinération nécessaire - Aucun lavage des gaz de fumée est nécessaire en raison des boues d'épuration - Aucun résidu solide (récupération dans le produit) 	<ul style="list-style-type: none"> - Seules boues pauvres en mercure acceptables (émission) - Seule boue sèche d'épuration (TKS) admise - Pas d'incinération pendant la suspension des activités

traces sont chimiquement intégrés dans le clinker.

Les réserves subsistent en ce qui concerne la teneur en mercure des boues d'épuration. Seul les boues avec une faible teneur en mercure (si possible < 3 mg Hg/kg MS) peuvent être incinérées. A cette condition, les valeurs limites admises par la loi peuvent être respectées.

Jusqu'à présent, les boues sèches d'épuration ne sont utilisées que dans une seule cimenterie : les Cementwerke d'Untervaz, dans les Grisons, (fig. 5) incinèrent chaque année 2 300 t MS provenant des stations d'épuration d'Altenrhein et de Tuma Lunga. La cimenterie a même été équipée en 1988 d'un système supplémentaire d'épuration des gaz de fumée, ce qui a entraîné une nouvelle amélioration au niveau des émissions. Le tableau 2 montre les avantages et les inconvénients du système.

5. INCINÉRATION DANS DES INSTALLATIONS D'INCINÉRATION DES DÉCHETS

Les boues mécaniquement déshydratées ou les boues sèches d'épuration peuvent être incinérées dans des usines d'incinération des déchets.

En règle générale, environ 10% de boues d'épuration (en poids, humides) peuvent y être incinérées, exceptionnellement jusqu'à 15%. Dans l'hypothèse d'un aménagement total, près de 200 000 t MS/a pourraient être incinérées de cette manière en Suisse.

Possibilités techniques

1) Incinération de boues mécaniquement déshydratées, soit prémélangées avec les ordures ménagères (p. ex., lors de l'homogénéisation), soit répandues sur le lit du grillage (cf. station d'incinération de Genève, fig. 6).

2) Incinération de boues sèches d'épuration externes, soit ajoutées au

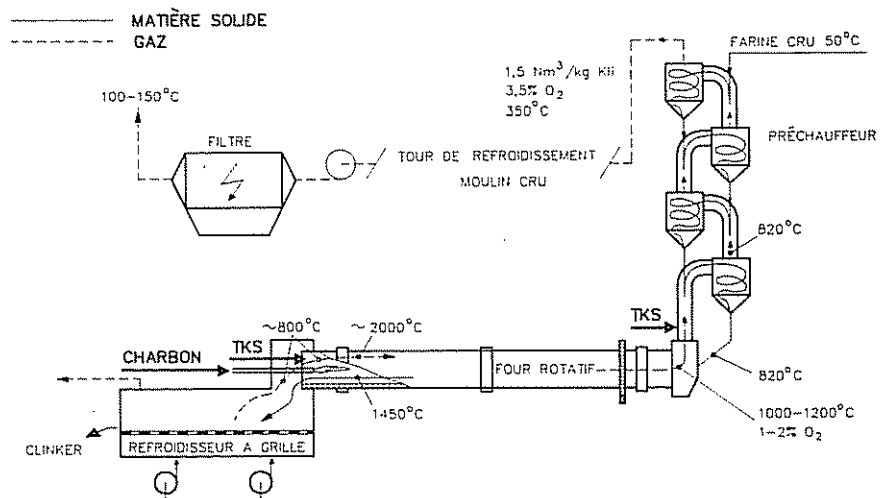


Fig. 4

Incineration de boues sèches d'épuration dans un four à ciment : elles peuvent couvrir une partie des besoins en énergie combustible lors de la combustion du clinker. Les principes techniques et les influences sur les rejets et la qualité du ciment ont fait l'objet d'une étude approfondie et de publications.

Tableau 3
 Comparaison des procédés d'incinération des boues d'épuration

Critères d'évaluation	Systèmes d'incinération		
	Four à lit fluidisé Incinération de boue épaisse	Four à ciment Incinération de boues sèches d'épuration	Usine d'incinération des déchets (avec ordures ménagères) Incinération de boue épaisse évent. avec préséchage interne
Mode de recyclage Utilité énergétique à la combustion Besoin en espace de décharge	Destruction Négatif pour < 30% MS Env. 1 t/ MS (humide)	Récupération valeur calorifique + cendre Elevé en raison de H _u TKS 0	Destruction Négatif pour < 30% MS Pour poussières du filtre additionnelles
Rejets atmosphériques - Emission relative des métaux lourds (%) - Polluants organiques - Conformité à la loi (OPAir)	Elevé sans lavage Destruction au maximum à 900°C Seulement avec lavage	Insignifiant sauf Hg Destruction à haute température (1800°C) Oui (possible aussi pour Hg)	Elevé sans lavage Destruction au maximum à 900°C seulement avec lavage
Nombre d'installations en Suisse	Env. 10	11 usines toutes appropriées	Environ 40
Sécurité du traitement - Maturité technique - Acceptance et garantie à long terme de la praticabilité	Eprouvé (mais perfectible) Peu de problèmes, car entreprise publique obligée d'agir	Nouveau, bonne expérience en CH Tribunaire de la politique locale et du bon vouloir de la cimenterie	Evolutif Réserve partielle dans l'acceptation de boues d'épuration
Potentiel de traitement - Installations appropriées - Quantité par installation - Potentiel global CH (traitement CH = 230 000 t MS/a)	Seulement grandes stations ou installations centrales 4'000 - 20'000 t MS/a Au moins 40'000 t MS/a, théorique- ment extensible à l'infini	Installations de dessiccation moyennes ou grandes 2000- 32'000 t MS/a jusqu'à 200'000 t MS/a	1'000- 10'000 t MS/a Théoriquement extensible jusqu'à 200'000 t MS/a
Besoin en énergie - Pour la préparation (p. ex. dessiccation) - Pour l'incinération proprement dite	Réduit Moyen à très élevé	Réduit Réduit (utilisation TKS)	Réduit Couvert par énergie issue des déchets
Ordre de grandeur des coûts - Traitement préalable des boues - Total (traitement + incinération) - Investissements	100-200 Fr/ t MS 600-800 Fr/ t MS Très élevé	400-500 Fr/t MS 450-550 Fr/t MS Elevé pour dessiccation	100-200 Fr/ t MS 500-600 Fr/ t MS Sans dessiccation préalable : moyen

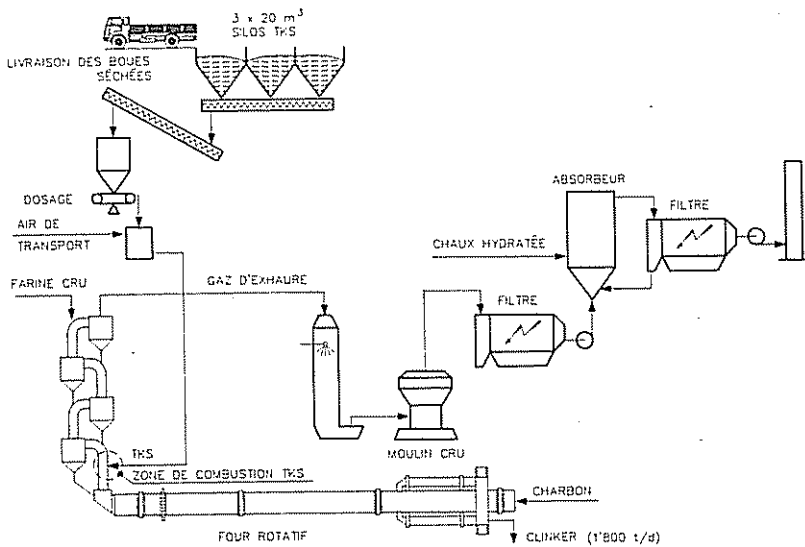


Fig. 5
Incineration de boues sèches d'épuration dans la cimenterie d'Untervaz (2 300 t MS/a provenant de 2 stations d'épuration). L'épuration sèche des gaz de fumée a été introduite en 1988.

mélange, soit répandues, soit insufflées dans la chauffe (par la grille).

3) Combinaison de 1) et 2) : les boues externes mécaniquement déshydratées sont séchées avec la chaleur perdue de l'usine d'incinération des déchets, puis incinérées.

Aucune de ces solutions n'est parfaite du point de vue technique ; il faut admettre certains compromis. Par exemple, des problèmes d'extinction, de forts rejets de gaz brut, l'usure et la corrosion peuvent se manifester. L'incinération des boues d'épuration avec les ordures ménagères est donc considérée comme

un inconvénient par les exploitants d'usines d'incinération.

Compatibilité avec l'environnement

On peut supposer qu'à l'avenir, toutes les usines d'incinération des déchets seront munies de systèmes d'épuration des gaz dégagés, de sorte que le rejet accru dans le gaz brut ne se répercute guère sur le gaz pur. Toutefois, il faut s'attendre à un surcroît de pollution via le traitement des résidus.

Gestion de l'énergie

La combustion dans l'usine d'incinération de boues simplement déshydratées de façon mécanique n'entraîne aucun gain profitable en énergie. En revanche, l'incinération de boues sèches d'épuration permet une utilisation énergétique (chauffage à distance / électricité).

Coût

Si l'on compare les ordures ménagères et les boues sèches d'épuration, les mesures concordent en ce qui concerne :

- Valeur calorifique (H_v)
- Quantité spécifique de gaz dégagé à la combustion
- Eléments en traces comme S, Cu, Zn, Pb, Cd, Hg (exception : les boues d'épuration ne contiennent que peu de Cl).

Il en résulte que les boues sèches d'épuration et les ordures ménagères sont comparables en ce qui concerne la charge thermique du chauffage de l'usine d'incinération et les problèmes liés aux polluants. En fait, dans la pratique, les coûts de combustion des boues très sèches équivalent à ceux des ordures ménagères, soit 100 Fr./t MS. Par rapport au poids (humide), les boues déshydratées mécaniquement coûtent un peu plus cher que les boues sèches d'épuration ; par rapport à la substance sèche, le coût est beaucoup plus élevé.

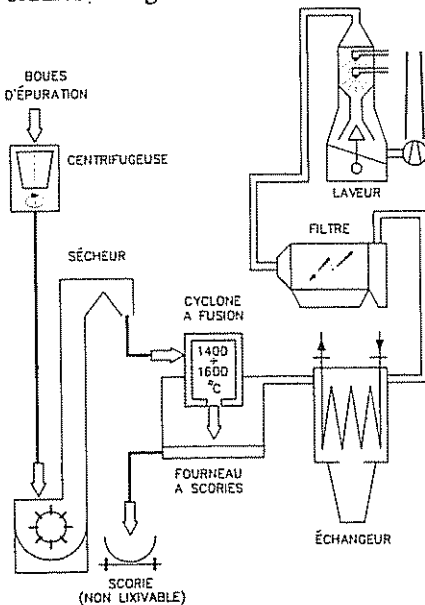


Fig. 7
Incineration avec scorification (procédé Cormin de la firme KHD). Ce procédé, encore au stade expérimental, est censé produire des scories résistantes au lessivage.

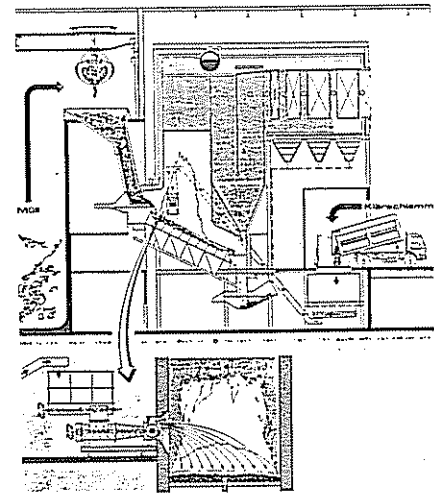


Fig. 6
Dispersion des boues d'épuration mécaniquement déshydratées sur la grille d'une usine d'incinération des déchets (système Martin). Ainsi sont incinérées les boues d'épuration dans l'usine de Genève

four à lit fluidisé, dans l'enceinte de la station d'épuration, peut être considérée comme une solution prometteuse. En intégrant une épuration des gaz dégagés à plusieurs phases, il est possible d'obtenir une incinération pauvre en rejets ; dans ce cas, une part importante des coûts est reportée sur cette épuration.

A l'avenir, les tendances se concentreront surtout sur l'amélioration du traitement des cendres dans des installations réservées à l'incinération des boues d'épuration. Une amorce intéressante existe par exemple dans la fabrication d'une cendre fondue et vitreuse, susceptible d'être utilisée comme matériau de construction (fig. 7).

Il ne faut pas ignorer qu'il reste encore à faire actuellement au niveau de la réduction des émissions dans les installations existantes. Dans la réalisation de nouvelles installations, on ne peut attendre indéfiniment une "solution parfaite à venir", car la production quotidienne de boue d'épuration est inéluctable. L'objectif doit donc être de réaliser, en temps utile, une "solution justifiable aujourd'hui".

[1] A. Obrist / Th. Lang Bestimmung von Emissionswerten und Produktqualität bei Klärschlammverbrennung in industriellem Masstab im Zementofen Teilstudie 5 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, März 1985

[2] A. Obrist / Th. Lang Die Möglichkeiten der schweizerischen Zementindustrie bei der Lösung des Klärschlammproblems Teilstudie 3 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Juli 1986

[3] A. Obrist / Th. Lang Schlammbehandlungsverfahren / Schlammbehandlungsverfahren Teilstudien 1/2 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Mai 1988

[4] U. Gasser / Th. Lang Zwischenlagerung und Transport entwässerter und getrockneter Klärschlämme Teilstudie 4 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Mai 1988

[1]-[4]: à obtenir de: "Holderbank" Management und Beratung AG, 5113 Holderbank

RÉSUMÉ DE LA RÉUNION: OPTIONS POUR L'ÉLIMINATION DES BOUES D'ÉPURATION

MARIO SNOZZI

Il n'est guère aisé de porter un jugement global sur les différents problèmes liés à l'élimination des boues d'épuration et commentés dans les exposés précédents. Du point de vue scientifique, l'état des connaissances actuelles ne permet pas d'apporter une réponse définitive à la question d'une méthode d'élimination optimale des déchets. Par conséquent, il s'agit d'avancer à petits pas vers l'objectif fixé d'une élimination écologique des boues d'épuration. A l'avenir aussi, il conviendra d'étudier en permanence chaque méthode d'élimination sur la base de l'expérience et des connaissances acquises. Nous ne pouvons ici qu'essayer une fois encore de reprendre les points principaux en la matière et d'en présenter les implications au présent et dans un proche avenir. En cela, il convient aussi de prendre en considération les obstacles techniques pratiques et les exigences secondaires. Les capacités dont nous disposons actuellement ne suffisent pas, et de loin, à garantir un recyclage ou une élimination écologique des boues d'épuration. La mise en place d'une infrastructure adéquate demandera un certain nombre d'années.

VOLUME DES BOUES D'ÉPURATION

De 1970 à 1990, le volume des boues d'épuration a quintuplé. Il représente aujourd'hui 260 000 t de matière sèche.

Une plus grande densité des canalisations en est la cause première. En second lieu, il convient de citer une diminution des pertes dans les installations de récupération et les canalisations mixtes, d'une part, ainsi qu'une amélioration de la qualité du nettoyage, d'autre part. A l'avenir, le volume des boues d'épuration va continuer à croître, en grande partie à cause de l'élimination peu à peu généralisée des phosphates. Cette augmentation des boues correspond donc à un meilleur filtrage des eaux. Il faut aussi signaler que l'évolution des modes de vie n'a guère eu d'incidence sur le volume des boues d'épuration par habitant.

Les boues d'épuration ne se composent pas d'un produit unique, loin de là. En amont de la centrale d'épuration déjà, des eaux usées d'origines diverses se mélangent. Dans la centrale, les boues d'épuration sont produites selon trois à quatre procédés différents. Environ 55% de la matière sèche provient d'une première épuration; sa composition est très complexe. La seconde épuration donne 35% de la matière, de composition complexe aussi. Cependant, on estime qu'une partie considérable de cette dernière est constituée de biomasse bactérienne. En principe, on peut agir sur cette partie grâce à un procédé en bassin d'aération. Les microbiologistes sont d'avis qu'il est possible d'obtenir une réduction supplémentaire en optimisant ce procédé,

bien que le volume de boues d'épuration non stabilisées ne diminue que de 5 à 10%.

QUALITÉ DES BOUES D'ÉPURATION

Il est fondamental d'avoir à l'esprit qu'il ne nous est possible d'apporter des précisions que sur les matières dont la présence dans les boues d'épurations a fait l'objet de recherches. Comme nous l'avons vu, la lutte menée ces dernières années contre des sources ponctuelles, en particulier afin de réduire la teneur en métaux, s'est vue couronnée de succès. Néanmoins, il s'avère difficile de cerner les sources diffuses, et leur réduction est très limitée. Dans les exposés sur la teneur en métaux et en polluants organiques, on note qu'il n'est aujourd'hui guère aisé de porter un jugement définitif sur la situation. Des efforts de recherche supplémentaires sont nécessaires, surtout avant de pouvoir porter un jugement sur la teneur des boues d'épuration en polluants organiques, ce qu'ils deviennent et l'influence qu'ils exercent, utilisés à des fins agricoles. Etant donné les particularités chimiques (réactions) de chaque polluant (ou groupe de polluants), il convient de les étudier séparément. En cela, il faut diriger toute son attention sur les substances qui, de par leur utilisation, sont rejetées directement dans les égouts. Ici, une modification à la source connaîtrait la meilleure

chance de succès. Il s'agit de faire en sorte que ces substances puissent s'éliminer totalement aussi bien par des procédés aérobies qu'anaérobies. De plus, n'oublions pas que de nouvelles évolutions techniques pourraient contribuer à modifier et à élargir la palette des produits polluants. Il faudra donc suivre avec la plus grande attention l'évolution des polluants présents dans les boues d'épuration et veiller à adapter constamment les ordonnances en la matière. Indépendamment du procédé d'élimination des boues d'épuration, les polluants sont indésirables. En effet, une partie des eaux usées peut contaminer l'environnement (pluies trop abondantes, eaux usées non traitées, résidus de la centrale de traitement des eaux usées). Pour cette raison aussi, des efforts devront être entrepris à l'avenir pour limiter autant que possible la quantité de métaux et de substances organiques dans les eaux usées.

ELIMINATION DES BOUES D'ÉPURATION

A. Récupération à des fins agricoles.

Comme les chiffres de ces dernières années le démontrent, il semble que le seuil de saturation annuel dans ce domaine soit déjà atteint, avec environ 110 000 t de Matière sèche. Dans le recyclage à des fins agricoles, les polluants contenus dans les boues sont répartis de manière diffuse. Cette réalité contredit la politique suisse en matière de déchets. En prenant des mesures dissuasives à l'encontre des producteurs d'eaux usées, il serait possible de diminuer la teneur en métaux de celles-ci. Des mesures complémentaires permettraient encore une réduction supplémentaire, qui, néanmoins, a ses limites. Aussi longtemps que les eaux usées de toutes provenances seront épurées ensemble, la teneur en métaux de sources diffuses restera si haute que la réutilisation des boues à des fins agricoles mènera à une augmentation de la concentration de métaux dans les sols. Il faut bien savoir que l'assainissement de sols contaminés se révèle particulièrement ardu, voire souvent impossible. Il s'agit donc d'éviter que métaux et, le cas échéant, substances organiques dangereuses ne viennent s'accumuler dans les sols. L'état des connaissances actuelles n'oblige en rien à prononcer une interdiction généralisée d'utiliser des boues à des fins agricoles. Il est cependant fondamental de veiller à ce que les boues de meilleure qualité soient utilisées dans ce secteur. Leur utilisation à longue échéance dans le secteur agricole exige une qualité des boues d'épuration qui corresponde aux critères de qualité fixés pour les sols (qui restent

encore à concrétiser dans de nombreux domaines) à travers des changements fondamentaux à la source de la pollution, ainsi que dans les stations d'épuration des eaux usées.

B. Décharges.

Etant donné le comportement peu stable des boues d'épuration dans les décharges mixtes, elles devraient se stocker dans des décharges contrôlées non mixtes, faute de mieux. La surface de terrain nécessaire à l'opération, ainsi que les coûts liés au contrôle à long terme des décharges non mixtes, ne correspondent pas à la politique suisse en matière d'élimination des déchets. Ces décharges ne doivent donc être considérées que comme des pis-aller, lorsque la minéralisation préalable des déchets par incinération est impossible.

C. Incinération

Afin d'éliminer la quantité croissante de boues d'épuration en Suisse tout en respectant l'environnement, il est nécessaire d'augmenter les capacités existantes en matière d'incinération. L'incinération peut se produire dans des fours en lit fluidisé, ou bien dans des fours à ciment. Quelque soit la méthode employée, il convient d'épurer les gaz brûlés, afin de respecter les normes de pollution atmosphérique. D'autre part, il faut aussi veiller au retraitement de résidus tels que cendres et filtres usés, afin d'obtenir la qualité finale requise dans ce domaine. Actuellement, une partie des installations d'épuration des gaz brûlés ne répond pas aux normes de qualité. Par conséquent, leur rénovation s'avère nécessaire.

REMARQUES FINALES

Des efforts énormes à moyen et long terme seront nécessaires si l'on désire atteindre l'objectif fixé: la mise en place de structures permettant, en Suisse, l'élimination des boues d'épuration selon des critères qui respectent l'environnement de manière stricte. La science, bien que confrontée comme toujours à de nombreuses questions, peut donner des indications dans ce sens. Il s'agit maintenant d'élaborer et d'appliquer des solutions pratiques qui, pas à pas, rempliront le but recherché. Il me semble opportun de rappeler qu'il s'agit là d'une méthode d'approche. Par conséquent, toute possibilité de solution doit être étudiée sérieusement, même si, actuellement, elle n'apparaît pas viable. Je pense, par exemple, à une interdiction généralisée de certaines substances et à un réaménagement des canalisations qui tienne mieux compte des différentes formes de pollution des eaux usées.

Anmeldetalon für ein Abonnement:

NeuabonnentInnen willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in deutsch und französisch und einmal jährlich in englisch.

Talon pour un abonnement:

Les nouveaux abonnés et nouvelles abonnées sont les bienvenus! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

AN DIE BIBLIOTHEK, EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF

Adressänderung
Changement d'adresse

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.

Veillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.

Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:
Veillez m'envoyer les publications suivantes:

Name und Datum/ Nom et date:

Adresse:

Bevorzugte Ausgabe/Edition préférée:

deutsch/français

english