



HAL
open science

Etude des émissions dans l'air des traitements biomécaniques aérobies des ordures ménagères

C. Rada, M. Ragazzi, V. Panaitescu, T. Apostol

► To cite this version:

C. Rada, M. Ragazzi, V. Panaitescu, T. Apostol. Etude des émissions dans l'air des traitements biomécaniques aérobies des ordures ménagères. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 2005, N°40 - 4ème Trimestre 2005, pp.16-20. <10.4267/dechets-sciences-techniques.2013>. <hal-03175437>

HAL Id: hal-03175437

<https://hal.science/hal-03175437v1>

Submitted on 20 Mar 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Etude des émissions dans l'air des traitements biomécaniques aérobies des ordures ménagères

Rada C. * / **, Ragazzi M. **, Panaitescu V. *, Apostol T. *

* Université polytechnique de Bucarest - Faculté d'énergétique - Roumanie

** Université de Trento - Département d'ingénierie civile et d'environnement - Italie

Cette étude a pour but l'évaluation de la qualité de certaines données existant dans la littérature sur les émissions dans l'air des traitements bio-mécaniques des ordures ménagères. En particulier, l'étude présente une analyse critique de certaines typologies d'émissions des procédés aérobies. Les auteurs ont vérifié que dans le secteur des ordures ménagères, il y a un manque partiel de données et d'approches nécessaires pour le développement correct : a) d'études sur l'analyse du cycle de vie ; b) de vérifications du respect des limites fixées par les règlements (qui parfois ne sont pas suffisamment développés) ; c) d'études pour l'évaluation de l'impact sur l'environnement.

Mots-clefs

Impact sur l'environnement, analyse du cycle de vie, traitement bio-mécanique (ou mécano-biologique), législation, ordures ménagères

The bio-mechanical treatment of municipal solid waste (BMT) is an increasing option in Europe either as a pre-treatment before landfill or as a pre-treatment before combustion. The present work deals with the problem of assessment of significant data related to emissions to air from BMT. Reliable data are necessary for the development of : a) Life Cycle Assessment studies (LCA) ; b) verification of compliance with existing regulations ; c) environmental impact studies assessment. In order to point out some lack of knowledge about BMTs, some results of a LCA study on MSW bio-stabilization treatment have been reported and analysed. Indeed, during the development of that LCA, some problems were found regarding the availability and the quality of emission data from MSW mechanical biological treatment. Concerning existing regulations, in Europe we can find countries with very different approaches. The studies of the environmental impact assessment of BMT are not still developed as options like incineration. The reason is that the impact of a BMT plant is considered low. On the contrary, it can be demonstrated that attention must be paid in case of not optimised technologies and large plants.

INTRODUCTION

Dans la gestion des ordures ménagères (OM), le traitement biomécanique (TBM) est une option croissante en Europe, comme pré-traitement avant l'enfouissement ou avant la combustion (Tsotsos D., 2002). Les procédés peuvent être classés en deux catégories, d'après le rôle de l'oxygène libre (systèmes aérobies et systèmes anaérobies) et d'après le flux des déchets (systèmes avec flux simple ou double, selon la

présence ou pas d'un tri avant le réacteur biologique). Dans le cadre des procédés aérobies, une distinction doit être faite entre bio-stabilisation et bio-séchage (qui ne doit pas être confondu avec le séchage thermique des boues des stations de traitement des eaux polluées, où la diminution d'humidité est obtenue par l'usage d'un combustible conventionnel) :

- La bio-stabilisation est un procédé de traitement aérobie appliqué aux OM, aux déchets résiduels résultants de la collecte sélective ou aux fractions organiques contaminées (résultants de tris mécaniques, etc.) avec le but de produire une fraction organique stabilisée convenable pour être enfouie, ou être utilisée comme couverture pour les déchets enfouis ;
- Le bio-séchage est un procédé de traitement aérobie appliqué aux mêmes fractions. Après la séparation des fractions inertes, le produit fini peut être utilisé comme « combustible dérivé de déchets ».

Les deux procédés adoptent l'aération de la masse des déchets, mais avec des résultats différents : dans le cas de la bio-stabilisation (procédé qui nécessite un temps assez long), le but est la plus haute conversion de carbone organique, alors que pour le bio-séchage (procédé qui se développe dans un temps bref), le but est l'exploitation des réactions exothermiques pour évaporer la plus grande partie de l'humidité des déchets, avec une conversion basse de carbone organique.

Dans le cadre des TBM, la présence d'une unité de séparation comme première étape de la filière a été une approche typique dans le passé. Actuellement, les systèmes avec flux simple sont de plus en plus utilisés. Les premiers pays qui ont utilisé ces systèmes ont été l'Allemagne et l'Italie, puis la Grande-Bretagne et l'Espagne. Deux technologies principales peuvent être signalées : 1) systèmes avec alimentation discontinue ; 2) systèmes avec alimentation continue. Dans le Tableau 1, on peut voir la liste des installations de bio-séchage en Europe.

La capacité totale des installations de bio-séchage en Europe est approximativement de 2,5 millions de tonnes par an. Dans le domaine des OM, le pourcentage d'utilisation du bio-séchage est encore bas, mais le secteur s'étend, comme montré par le nombre des installations en construction.

Cette étude présente les problèmes d'estimation de données fiables sur les émissions dans l'air des TBM.

Pour comprendre le manque de connaissance au sujet des

Lieu	Pays	Mise en service	Capacité	Alimentation
Corteolona	Italie	1996	100 000 t/a	Continue
Giussago	Italie	1996	40 000 t/a	Continue
Asslar	Allemagne	1997	140 000 t/a	Discontinue
Bergamo	Italie	1998	60 000 t/a	Continue
Rennerod	Allemagne	2000	100 000 t/a	Discontinue
Montanaso	Italie	2000	60 000 t/a	Continue
Dresden	Allemagne	2001	85 000 t/a	Discontinue
Venise	Italie	2001	125 000 t/a	Discontinue
Lacchiarella	Italie	2002	100 000 t/a	Continue
Cavaglia	Italie	2003	124 600 t/a	Continue
Trier	Allemagne	2004	180 000 t/a	Discontinue
Grate Geel	Allemagne	2004	150 000 t/a	Discontinue
Osnabrück	Allemagne	2004	85 000 t/a	Discontinue
Nordhessen	Allemagne	2005	180 000 t/a	Discontinue
Berlin Région	Allemagne	2005	135 000 t/a	Discontinue
Dresden Région	Allemagne	2005	120 000 t/a	Discontinue
Villafalletto	Italie	2004	60 000 t/a	Continue
Castellan	Espagne	2006	103 000 t/a	Continue
Dumfries & Galloway	Grande-Bretagne	2005	65 000 t/a	Continue
London	Grande-Bretagne	2006	360 000 t/a	Continue

Tableau 1 - Installations de bio-séchage des OM en Europe

TBM, quelques résultats d'une étude d'ACV sur la bio-stabilisation des OM ont été rapportés et analysés.

En Europe, les réglementations en vigueur pour les TBM sont très différentes selon les pays. Dans cette étude, quelques aspects sont analysés sur l'importance d'une législation adéquate. L'estimation de l'impact sur l'environnement des TBM n'est pas encore bien développée, par rapport à l'incinération. Une des raisons est que l'impact d'un procédé TBM est considéré comme bas, et pour cette raison, on considère en général comme prioritaire le problème des odeurs. Au contraire, on peut démontrer (Franzini et al., 2004) que l'on doit faire attention aux technologies non optimisées et aux grandes installations.

Considérations sur la caractérisation des polluants

Pour comprendre la qualité des données disponibles dans la littérature sur les micropolluants émis dans l'air, on a choisi de faire référence à quelques aspects d'une étude développée dans le Département d'ingénierie civile et de l'environnement de l'université de Trento, en Italie (Fedrizzi, 2003). Dans ce cas, une analyse du cycle de vie (ACV) a été appliquée pour évaluer les performances d'un scénario de gestion des déchets qui inclut la bio-stabilisation des OM comme pré-traitement à l'enfouissement. Pour l'application de l'analyse du cycle de vie, Fedrizzi (2003) a utilisé la base de données I-LCA (ANPA, 2000a), considérée comme une référence importante pour ce type d'études en Italie. Les problèmes principaux signalés pendant l'élaboration de l'ACV sont liés aux données incomplètes ou à la présence de facteurs d'émission considérablement différents d'autres trouvés dans la littérature sur le TBM. De plus, dans la base de données utilisée, la même émission est rapportée, pour chaque polluant, soit pour la stabilisation biologique de la fraction organique mécaniquement séparée, soit pour le compostage de matière organique de la collecte sélective (ANPA, 2000b). Cette approche n'est pas

correcte si l'on considère que certaines émissions ne sont pas dépendantes du procédé biologique, mais plutôt de la mobilisation d'une partie des polluants contenus dans les fractions de déchets qui sont traités. A cet égard, les fractions collectées sélectivement et destinées à un compostage de qualité sont le plus souvent moins contaminées (par exemple en termes de métaux lourds) que celles typiques pour une bio-stabilisation.

Des valeurs de la base de données d'ACV ont été comparées avec des données de la littérature pour les installations avec traitement bio-mécanique en Europe (Lahl et al., 1998 ; Cuhls, 2000 ; Antonacci et al., 2004 ; Franzini et al., 2004a ; Franzini et al., 2004b) : les polluants avec les différences les plus évidentes par rapport aux facteurs d'émission sont les dioxines (PCDD/F), le cadmium et le mercure. Une comparaison des valeurs est présentée ci-dessous. L'importance de ces polluants est discutée dans le paragraphe suivant.

Pour ce qui concerne le premier type de polluants, c'est une opinion générale que les procédés aérobies (bio-séchage, bio-stabilisation) ne sont pas responsables d'émissions de PCDD/F. Au contraire, une analyse des données de la littérature du secteur montre que la réalité est différente, au point que les législations allemande et autrichienne demandent une vérification de la concentration de PCDD/F (Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, 2002).

Un autre aspect important est l'échantillonnage des émissions. Pour avoir un échantillonnage représentatif, l'approche allemande demande l'adoption de systèmes de traitement de l'air avec une cheminée finale. Dans autres pays, au contraire, on accepte même des TBM avec bio-filtres ouverts, qui rendent difficile un échantillonnage fiable. En outre, en général, la législation ne détaille pas la méthode pour le contrôle des systèmes avec alimentation discontinue (par exemple, bio-piles) : dans ces installations, on peut trouver des variations fortes des valeurs de concentrations de certains polluants, selon le moment

d'échantillonnage. La dynamique du procédé avec alimentation discontinue cause aussi une dynamique de l'émission des polluants. Dans le cas d'émissions qui dépendent de la volatilité des substances, on peut observer des différences remarquables : dans le Tableau 2, on présente les concentrations de PCDD/F dans l'air évacué d'un procédé de bio-séchage (les données sont les résultats d'une expérimentation pilote : Franzinelli et al., 2004b). Il est évident que le temps d'échantillonnage affecte la valeur de la concentration obtenue. Les variations de contenu en PCDD/F dans les OM peuvent expliquer la valeur de concentration mesurée dans un deuxième essai : 1 102 fgI-Teq/m³ le premier jour. Il est aussi possible de comprendre pourquoi dans Lahl (1998), une valeur de 11 000 fgI-Teq/m³ a été rapportée. En tout cas, même si on trouve des différences aussi évidentes, les limites des législations allemande et autrichienne sont toujours respectées.

Période	Concentration de PCDD/F dans l'air
Jour 0-1	200 fgI-Teq/Nm ³
Jour 2-3	438 fgI-Teq/Nm ³
Jour 4-9	67 fgI-Teq/Nm ³
	(air à l'extérieur: 13 fgI-Teq/Nm ³)

Tableau 2 - Concentrations moyennes de PCDD/F dans l'air évacué d'un procédé de bio-séchage avec alimentation discontinue (essai pilote).

Le facteur d'émission rapporté dans la base de données I-LCA pour PCDD/F est très haut, alors que dans la littérature, de plus petites valeurs sont présentées : la quantité de PCDD/F issue des installations avec traitements bio-mécaniques est considérablement variable, de 1 à 60 pgI-Teq/kgOM (Antonacci et al., 2004 ; Franzinelli et al., 2004a ; Franzinelli et al., 2004b) selon la composition des déchets, le type de procédé et les systèmes d'épuration de l'air évacué. Une proposition de facteurs d'émission de PCDD/F est présentée dans le Tableau 3 (Donegà et al., 2005), où l'on souligne les bénéfices de l'adoption de *Best Available Technologies* (BAT). Cette proposition est basée sur l'élaboration des données publiées dans neuf études (Benfenati et al., 2004 ; Chuls et al., 1999 ; Franzinelli et al., 2004a,b ; Fricke, 1994 ; Greenpeace, 2003 ; Lahl et al., 1998 ; Stockinger et Doedens, 2003 ; Zeschmar-Lahr, 1997 ; Zeschmar-Lahr, 2001). La séquence scrubber plus biofiltre plus oxydation thermique a été considérée comme BAT. La présence d'un simple biofiltre a été considérée une solution sans BAT. Pour chaque unité de traitement, on a considéré une efficacité d'élimination de PCDD/F à partir des données publiées dans

les neuf études citées. Les valeurs minimum et maximum dans le Tableau 3 ont été mesurées. Les cas de déchets avec bas et haut contenu de PCDD/F ont été différenciés à partir des valeurs typiques de PCDD/F dans les OM en Europe.

Pour ce qui concerne le cadmium, dans la base de données I-LCA, un facteur d'émission de 25 µg/kgOM est proposé, alors que les valeurs de la littérature peuvent varier de 2,3 à 7,2 µg/kgOM (Lahl et al., 1998 ; Cuhls, 2000). Pour ce qui concerne le mercure, la base de données I-LCA propose 125 µg/kgOM, alors que dans la littérature, on trouve 0,2-24 µg/kg (Lahl et al., 1998 ; Cuhls, 2000).

La variabilité des données signalée démontre que lorsqu'on développe une ACV, on devrait utiliser des facteurs d'émission dans un intervalle certifié pour calculer l'impact minimum et maximum attendu. En outre, à part la proposition du Tableau 3, à ce moment il manque une information différenciée entre bio-séchage, bio-stabilisation et compostage.

Pour mieux comprendre le niveau d'attention donné dans le secteur des TBM aux polluants émis dans l'air, on a choisi de faire référence à des aspects liés à la réglementation.

Pour ce qui concerne l'ammoniac, quelques règlements nationaux fixent une limite de 5 mg/m³ dans l'air évacué après traitement. Pour le bio-séchage, la quantité d'air nécessaire pour le développement du procédé est environ 10 m³/kgOM. Pour la bio-stabilisation et le compostage, on peut avoir des valeurs plus grandes (Franzinelli et al., 2004a). Donc pour le bio-séchage, le facteur d'émission conséquent est 5 x 10 = 50 mg/kgOM et peut être plus haut que celui d'un incinérateur moderne avec un système de réduction catalytique : par exemple, 5 mgNH₃/Nm³ et 6 Nm³/kgOM donnent 5 x 6 = 30 mg/kgOM, c'est-à-dire moins que le facteur d'émission autorisé pour un TBM. Le même résultat peut être obtenu si on considère les poussières : une limite de 5 mg/m³ dans l'air évacué après traitement biologique et une quantité spécifique d'air de 10 m³/kgOM donnent un facteur d'émission de 5 x 10 = 50 mg/kgOM ; ça peut être plus haut que celui d'un incinérateur moderne où l'on peut demander de respecter une concentration de poussière de 5 mg/Nm³ : avec 6 Nm³/kgOM on obtient 5 x 6 = 30 mg/kgOM, c'est-à-dire moins que le facteur d'émission autorisé pour un TBM.

Des considérations identiques peuvent être faites pour un mélange de polluants, par exemple pour ceux qui sont inclus dans le paramètre COT. La législation allemande pour les TBM (30.BimSchV 2001) introduit un concept important, le facteur d'émission limite. Pour le paramètre COT, on demande de

Bio-séchage	FE avec BAT	FE sans BAT
Déchets avec bas contenu de PCDD/F	1	5
Déchets avec haut contenu de PCDD/F	4	20
Bio-stabilisation	FE avec BAT	FE sans BAT
Déchets avec bas contenu de PCDD/F	2	10
Déchets avec haut contenu de PCDD/F	8	40
Compostage	FE avec BAT	FE sans BAT
Déchets avec bas contenu de PCDD/F	3	15
Déchets avec haut contenu de PCDD/F	12	60

Tableau 3 - Facteurs d'émission calculés élaborés (FE - pgI-Teq/kg)

	TBM	Incinération
Ammoniac (mg/kgOM)	50	30
Poussières (mg/kgOM)	50	30
COT (mg/kgOM)	55	30

Tableau 4 – Exemple de comparaison des facteurs d'émission autorisés.

respecter une limite de 55 mg/kgOM. Bien que ceci soit une approche innovatrice, si on considère qu'un incinérateur pourrait être autorisé à avoir une quantité d'émissions à la cheminée de 5 mg/Nm³, dans le cas d'une quantité d'air spécifique de 6 Nm³/kgOM, soit un facteur d'émission de $5 \times 6 = 30$ mg/kgOM, inférieur à celui autorisé pour les TBM (30 < 55 mg/kgOM). Dans le Tableau 4, on résume la comparaison des facteurs d'émission d'ammoniac, poussières et COT calculés à partir des concentrations autorisées. Il est évident que les valeurs autorisées pour les TBM doivent être choisies avec soin si on veut garantir une gestion optimisée des déchets. Les technologies pour un traitement optimal de l'air des TBM existent mais souvent, on accepte des solutions simplifiées qui, comme on peut le voir dans le Tableau 4, pour certains paramètres, pourraient être moins favorables que celles adoptées pour un incinérateur moderne.

CONSIDERATIONS SUR LES ETUDES D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

Les études d'impact sur l'environnement dû aux émissions atmosphériques des TBM ne considèrent pas le rôle des PCDD/F. Ces polluants sont signalés comme le groupe principal de substances utilisées pour l'estimation de l'impact sur la santé humaine dû aux incinérateurs en termes de risque cancérigène. Au contraire, on les considère comme un problème nul dans le cas des TBM. Cette approche n'est pas correcte, l'explication est présentée ci-dessous.

On a récemment démontré que la présence de PCDD/F dans l'air des TBM est due à la volatilisation de PCDD/F à température basse (Franzini et al., 2004a). Si on considère une concentration de PCDD/F dans les OM non traitées de 60 000 pgl-Teq/kgOM, une mobilisation de seulement 1/1 000 donne une émission de $60\,000 \times 0,001 = 60$ pgl-Teq/kgOM (avant le traitement de l'air). En supposant une bonne efficacité dans enlèvement de PCDD/F présent dans l'air évacué du TBM, par exemple de 2/3, le facteur d'émission résultant est : $60 \times (1 - 2/3) = 20$ pgl-Teq/kgOM. Une valeur de ce type est confirmée par les valeurs dans le Tableau 3 et est acceptée même par les « défenseurs » des traitements biologiques : dans une étude de Greenpeace (2003), le facteur d'émission pour le TBM proposé est de 13,5 pgl-Teq/kgOM. Pour l'évaluation de l'importance de ce facteur d'émission, on peut noter que pour un incinérateur moderne avec une quantité d'air spécifique de 6 Nm³/kgOM et une concentration de PCDD/F à la cheminée de 10 pgl-Teq/Nm³, on a un facteur d'émission du même ordre de grandeur : $6 \times 10 = 60$ pgl-Teq/kgOM. Comparée aux incinérateurs modernes, l'émission de PCDD/F

des TBM ne peut pas être considérée comme négligeable. L'installation de TBM pourrait être défavorable quant à dilution des polluants dans l'atmosphère : la dilution des polluants est considérablement différente entre le cas d'une cheminée (incinérateur) et le cas de un bio-filtre ouvert (TBM), dépendant de la vitesse des gaz, de la température des gaz et de la hauteur du point d'émission. Par conséquent, la déposition locale de PCDD/F pourrait être plus haute dans le cas du TBM si on n'optimise pas le traitement de l'air.

Pour les raisons expliquées, les études d'impact sur l'environnement dû aux émissions atmosphériques des TBM devraient considérer le rôle des PCDD/F pour calculer la distance limite des gens résidant aux environs des installations.

CONCLUSIONS

- 1) Quand on doit développer une ACV sur un TBM, la haute variabilité d'émissions devrait être prise en considération ; il serait important d'exécuter aussi une analyse de sensibilité des résultats obtenus.
- 2) Les règlements pour les TBM peuvent être améliorés. La liste des polluants qui doivent être contrôlés paraît incomplète d'un point de vue scientifique. Quelques limites paraissent inadéquates par rapport à d'autres règlements (par exemple, ceux en vigueur pour l'incinération). Le manque de précision concernant les méthodes d'échantillonnage peut parfois causer la collecte d'échantillons qui ne sont pas représentatifs.
- 3) La dilution sub-optimale des émissions pourrait donner une contribution significative à la concentration locale de polluants dans l'air. Une vérification est nécessaire surtout en cas d'installations grandes et de polluants cancérigènes.

Bibliographie

- 30.BimSchV (2001), *Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen*, Artikel 2 der Verordnung vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305
- ANPA (2000a), *I-LCA Italian database for Life Cycle Assessment*
- ANPA, (2000b), *Handbook for the use of I-LCA database*
- Antonacci G., Cemin A., Franzinelli A., Ragazzi M., Tubino M., Ziglio G., (2004), *Minimizzazione dell'impatto sulla salute per gli impianti di pretrattamento dei rifiuti urbani*, Proceedings of the 10th Conference of Industrial Hygiene, Corvara (Bozen, Italy), 2004
- Benfenati E., Mariani G., Lodi M., Reitano G., Fanelli R., (2004), *Is bioexsiccation releasing dioxins?*, ORGANOHALOGEN COMPOUNDS, Vol. 66, 995-961
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (2002), *Umwelt und Wasserwirtschaft, "Richtlinie für die Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen"*, Wien 01/03/2002
- Chuls C., Doedens H., Truppa J., Kock H., Levsen K., (1999), *Bilanzierung von umweltschädlichen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung*, Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Postadam Ed.
- Cuhls C., (2000), *Emissionenpotenziale und Verfahren zur Abluftreinigung*, Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) 6 S. 55-69
- Cuhls C., (2001), *Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung*, Heft 114 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- Donegà M., Franzinelli A., Rada E.C., Ragazzi M., (2005), *Emissioni di PCDD/F da trattamenti biologici dei rifiuti: analisi critica della letteratura e dei metodi di misura*, XI conférence d'Hygiène Industrielle, Corvara (I)
- Fedrizzi L. (2003), *Aspetti tecnici, ambientali ed economici dei pretrattamenti dei rifiuti urbani a discarica: il ruolo del pretrattamento aerobico*, internal report, Civil and Environmental Department, University of Trento
- Franzinelli A., Ragazzi M., Tubino M (2004a), *Fattori di emissione di PCDD/F da processi biologico meccanici applicati ai rifiuti urbani parte I: stato dell'arte*, RS rifiuti solidi 5/2004
- Franzinelli A., Ragazzi M., Tubino M (2004b), *Fattori di emissione di PCDD/F da processi biologico meccanici applicati ai rifiuti urbani parte II: sperimentazione pilota*, RS rifiuti solidi 5/2004
- Franzinelli A., Ragazzi M., Tubino M (2004c), *PCDD/F emissions from bio-mechanical MSW treatment facilities*, ISWA 2004 International Conference, Rome
- Fricke K., (1994), *Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und polychlorierte Dibenzofurane bei aeroben und anaeroben Behandlungsprozessen*, Organohalogen Compound, vol. 18, pp. 63-88
- Greenpeace (2003), *Cool Waste Management A State-of-the-Art Alternative to Incineration for Residual Municipal Waste*, Greenpeace Environmental Trust, February 2003
- Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Scheidl K., Scharf V., Konrad W., (1998), *Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich*, Umweltbundesamt, Monographien Band. 104, Umweltbundesamt Federal Environment Agency, Austria
- Stockinger J., Doedens H., (2003), *Air management and emission control at mechanical biological waste treatment plants*, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2003, Italy
- Tsotsos D. (2002), *Biodegradable municipal waste management in Europe*, European Environment Agency
- Zeschmar-Lahr B. (1997), *Bio-mechanical treatment (BMT) of residual household waste after separate collection of recyclable fractions*, Vortrag, Norsas-Kildesorerer SFK, Oldenburg
- Zeschmar-Lahr B., Lahl U., (2001), *Lösungsansätze zur Umsetzung der Emissionanforderungen der 30. BimSchV*, 13. Kasseler Abfallforum, Kassel