MILJÖRIKTIG HANTERING AV ASKOR 913

Evaluering av jordmånsbildande askbehandlingsprocess (EJA) – förstudie

Holger Ecke & Henrik Bjurström

värmeforsk
VÄRMETEKNISK FORSKNING OCH UTVECKLING

Evaluering av jordmånsbildande askbehandlingsprocess (EJA)

- förstudie

Evaluation of an accelerated mineralization process for ashes

- feasibility study -

Holger Ecke

Henrik Bjurstörm

Q4-233

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
Mars 2005
ISSN 0282-3772

Abstract

Projektet EJA är en hemtagning av kunskap om den s.k. *Accelerated Mineralization Technology* (AMT). Denna japanska behandlingsmetods centrala del är att karbonatstabilisering kompletteras genom humifiering och bildning av leror, vilket leder till fastläggning av såväl metaller som organiska föroreningar. Både karbonater, humus och leror anses som stabila i många naturliga miljöer.

Sammanfattning

Deponeringskostnaderna i Japan motsvarar ca. 400 US$ per ton aska, vilket ger ekonomiska incitament att minska mängden deponerad aska. Vid NIES (*National Institute for Environmental Studies*) i Tsukuba, Japan, utvecklades den s.k. AMT-processen (*Accelerated Mineralization Technology*) som syftar till att behandla askor och producera ett jordmånsliknande material till återanvändning. Målet med projektet EJA var en värdering av denna AMT-process, utgående från den information som finns tillgänglig idag, och de möjligheter som den skulle kunna erbjuda för de svenska förhållandena.

Med hjälp av forskare vid NIES sammanställdes, översattes och värderades befintlig litteratur samt opublicerade manuskript om AMT-processen. Behandlingen innebär att askor tvättas, åldras och blandas med upp till 5 vikt-% komposterbart organiskt avfall. Materialet stabiliseras på deponi. Under upp till flera decennier fastläggs metaller genom en kombination av tre mekanismer: karbonatisering, bildning av leror och humifiering. Även svårnedbrytbara organiska föroreningar, som t.ex dioxiner, skall fastläggas genom humifieringsprodukter eller de skall brytas ned genom anaeroba processer. Efter fullbordad behandling skall materialet återanvändas.

Den långa behandlingstiden gör AMT-metoden dock oattraktiv för askproducenter i Sverige. På sikt skulle det däremot kunna finnas intresse hos deponeringsföretag, som har erfarenhet att disponera avfall i större tidrymd. Vilket dock förutsätter att den rådande lagstiftningen inte lägger några hinder för metoden, t.ex. vad gäller nödvändigheten att blanda askan med organiskt material. Dessutom kvarstår flera års forskningsarbete om AMT-processen för att förstå och bedöma de underliggande biologiska och kemiska processer och deras samspel i sin helhet.

Summary

In Japan, expenses for landfilling yield about 400 US$ per t of ash, which gives an incentive to reduce the amount of landfilled ash. At NIES (National Institute for Environmental Studies) in Tsukuba, Japan, the AMT process (Accelerated Mineralization Technology) was developed aiming at the treatment of ashes and production of soil-like material for reuse. The objective of the project EJA was to evaluate the AMT process on the basis of available information and the possibilities the process could offer with respect to the conditions present in Sweden.

With support of researchers at NIES, available literature including unpublished manuscripts on the AMT process was compiled, translated and evaluated. During treatment, the ashes are washed, aged and mixed with up to 5 weight-% of biodegradable organic matter. The material is stabilized at landfill. During up to several decades, metals are demobilized through a combination of three mechanisms, viz. carbonation, clay formation, and humification. Also persistent organic pollutants (POP) are demobilized due to humification products or they are degraded anaerobically. When the treatment is completed, the reuse of the material is envisaged.

Due to the long treatment period, the AMT method might not be favored by ash producers in Sweden. In the future, landfill companies could be interested in the technology, since they are experienced to handle waste at long sight. This, however, requires that the legislation does not pose any hindrance for the implementation of the method, e.g. regarding the requirement to add organic matter to the ash. Above all, it remains several years of research on the AMT process to fully understand and evaluate the underlying biological and chemical processes as well as their interaction.

Innehållsförteckning

1 BAKGRUND 1

2 MATERIAL OCH METODER 2

3 BESKRIVNING AV AMT-METODEN 3

3.1 OMVANDLINGSPROCESSER 4

3.1.1 Humifiering 4

3.1.2 Mineralomvandling 6

3.1.3 Mekaniska processer 7

4 DISKUSSION 8

4.1 RELEVANS 8

4.2 UTVECKLINGSLÄGE 8

4.3 ANVÄNDNINGSPOTENTIAL 9

5 SLUTSATSER 12

6 FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE 13

7 REFERENSER 14

Bilagor

A AMT:S MINERALISERINGSPROCESSER

B ÖVERSÄTTNING *STUDIES ON LONG-TERM BEHAVIOR OF MICRO-POLLUTANTS IN WASTE LANDFILLS AND DEVELOPMENT OF CONTROL MEASURES*

1 Bakgrund

Den traditionella strategin för att reducera påverkan från avfall på omgivningen är att isolera det. Deponier är emellertid inte oföränderliga slutförvar utan utvecklas genom naturliga processer. När deponierna nått slutet på deras tekniska livslängd skall de utgöra ett hot mot varken miljön eller människohälsan. En uthållig begränsning av miljöstörande utsläpp från ett avfallsupplag kan därför åstadkommas bara om minst en av följande två förutsättningar uppfylls [1, 2]:

(a) Det finns inget i deponin som kan orsaka emissioner.
(b) Det finns en naturlig process i deponin som, utan att energi tillförs utifrån, leder till att deponin passiveras (utsläppen reduceras eller deras påverkan reduceras).

Alternativ (a) är svårt att genomföra i de fall det deponerade avfallets sammansättning avviker från jordens övriga miljöer. Alternativ (b) har en stor inneboende osäkerhet, dels för att miljöfaktorer kan förändras genom naturliga processer och dels för att mänskliga ingrepp kan förändra förutsättningarna för de naturliga processerna.

Slutsatsen blir att man så långt det går bör sträva efter att uppfylla båda förutsättningar samtidigt. Under deponins driftstid bör man arbeta för att skapa ett inert avfall. Genom en lämplig utformning på upplaget och en lämplig placering bör man skapa förutsättningar för naturliga processer som håller miljöstörande ämnen kvar i deponin och som tillåter att de som kommer ut tas upp i naturliga kretslopp. Denna alternativa deponeringsstrategi kan sammanfattas i begreppen: styr, särbehandla och slutlagra (3S) [1].

I enlighet med 3S-strategin har forskargruppen kring Masahiro Osako vid *National Institute for Environmental Studies* (NIES) i Tsukuba, Japan, utvecklat en metod att behandla askor från förbränningen av avfall: den s k AMT-metoden, eller *Accelerated Mineralization Technology*. I denna metod blandas organiskt avfall med askorna, i första hand flygaskorna från avfallsförbränningen, i syfte att framställa ett material som liknar jordmån. De miljöegenskaper som skall påverkas är främst den lättlösliga andelen av metaller, vilka finns i höga halter, och halten av organiska miljöstörande ämnen.

Målet för detta uppdrag från Värmeforsks delprogram *Miljöriktig användning av askor* är en värdering av denna AMT-process, utgående från den information som finns tillgänglig idag, och en bedömning av de möjligheter som metoden skulle kunna erbjuda för de svenska förhållandena.

2 Material och metoder

EJA är ett samarbetsprojekt mellan Luleå tekniska universitet (LTU), ÅF-Energi & Miljö AB och NIES. Det senare är ett ledande och oberoende miljöforskningsinstitut i Tsukuba (Japan) med sammanlagt nästan 1000 forskare. Vår kontaktperson har varit

Masahiro Osako, Dr. Eng.
Research Center for Material Cycles and Waste Managment
National Institute for Environmental Studies (NIES)
16-2, Onogawa, Tsukuba 305-8506, Japan

Befintlig litteratur om AMT-metoden och angränsande frågor [3-11] består av artiklar på engelska i internationella tidskrifter och konferensbidrag samt av artiklar och årsrapporter på japanska. Hänsyn har tagits även till opublicerade manuskript [12-14], presentationsunderlag i form av diagram och underlag från en forskningsvistelse i Japan under 1998. Under det att detta underlag har sammanställts och utvärderats har underhandsinformation inhämtats och utnyttjats. Texter på japanska har översatts och det centrala manuskriptet av Osako et al. [14] översattes i sin helhet (Bilaga A).

Projektet EJA följdes och stöddes av en referensgrupp tillsatt av Värmeforsk, som även granskat rapporten.

För dialogen och informationsutbytet utnyttjades LTU:s webbaserade konferenssystem (http://lst.sb.luth.se/).

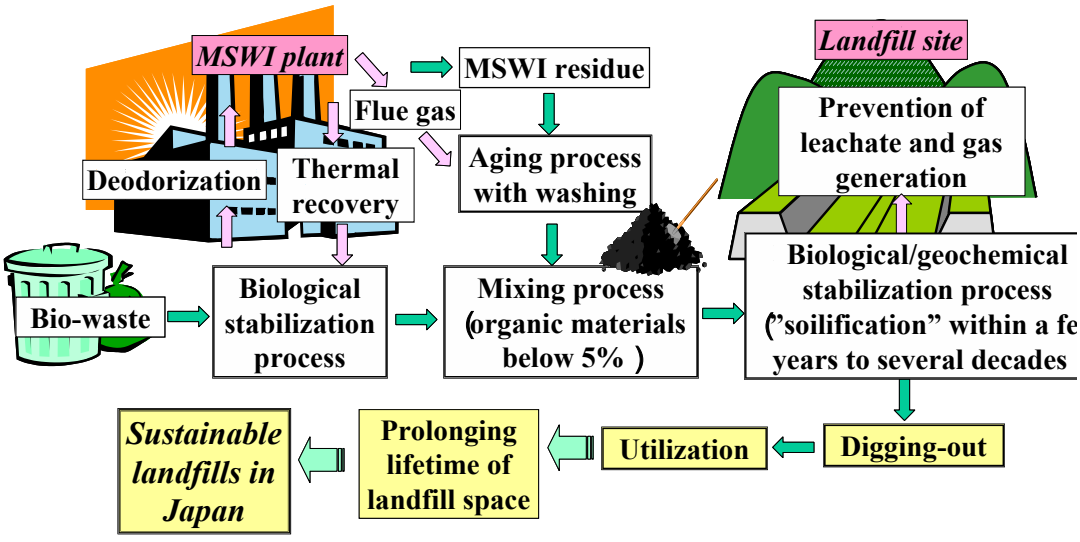
3 Beskrivning av AMT-metoden

Målet för NIES:s utveckling av AMT-metoden (figur 1) är en uthållig hantering av askor från förbränningen av avfall. Behandlade askor skall kunna återanvändas som sekundära konstruktionsmaterial. Alternativt skall upplaget av aska efter genomförd behandling motsvara orört, användbart land. Målet skall uppnås genom jordmånsbildande processer som minskar askornas benägenhet till emissioner av farliga ämnen.

Innovationen består av den s.k. AMT-processen. Avfallsförbränningens askor tvättas och åldras. Produkten blandas med upp till 5 vikt-% komposterat organiskt avfall och stabiliseras på upplag under upp till flera decennier. Genom karbonatisering och bildning av leror stabiliseras metaller medan det organiska materialets humifiering leder till adsorption och troligen anaerob nedbrytning av svårnedbrytbara organiska föroreningar (POP, *persistent organic pollutants*). Efter fullbordad behandling skall materialet kunnas återanvända, t.ex. som vägbyggnadsmaterial, vilket sparar deponeringsvolym och förbättrar resurshushållningen.

Komposteringen kan integreras med avfallsförbränningen: överskottsvärme leds till komposten och gaserna från komposten som ger en dålig lukt avlägsnas genom att destrueras i avfallsförbränningen.

AMT-behandlingen har testats i både laboratoriums- och pilotskaleförsök. De senare



Figur 1 Förslag på AMT-processens integration i askhanteringsrutinerna samt återvinning (Kim & Osako, personlig kommunikation).

Figure 1 Suggestion for the integration of the AMT process into a waste management system (Kim & Osako, personal communication).

Figur 2 Lysimetrar vid Fukuoka universitet som användes för pilotskaleförsök. Fotografierna togs under en forskningsvistelse 1998.

Figure 2 Lysimeters used for pilot-scale investigations at Fukuoka University. The photos were taken during a research stay in 1998.

utfördes i lysimetrar med en diameter på 1 m och en höjd på 8 m vid Fukuoka universitet (figur 2). Försökstiden var som längst sju år (1995-2002).

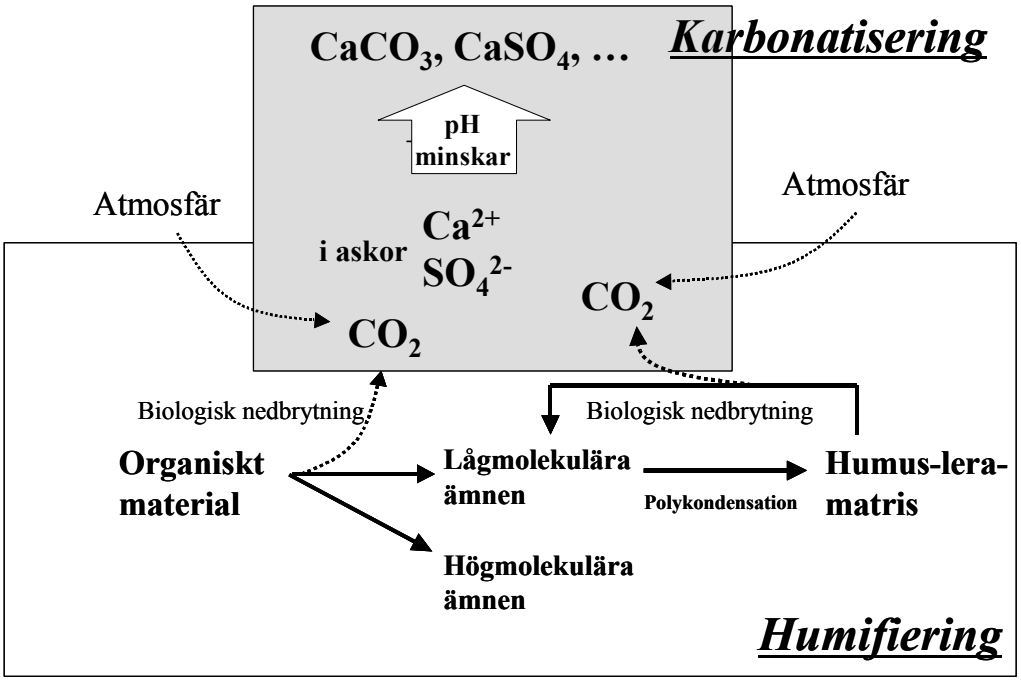
Processen har inte beskrivits i sin helhet på en teknisk-vetenskaplig nivå i något av de tillgängliga dokumenten. I synnerhet har inte förbehandlingen av askorna (tvätt och åldring) och komposteringen beskrivits över huvudtaget. Den bild av processen som redovisas i detta kapitel har satts samman ur underhandsinformation.

3.1 Omvandlingsprocesser

I AMT-processen utnyttjas tre mekanismer för fastläggningen av miljöstörande ämnen: karbonatisering, bildning av leror samt humifiering. Den senare åstadkoms genom en biologisk nedbrytning av organiskt material (figur 3). Denna delprocess genererar även koldioxid som tillsammans med atmosfärens koldioxid leder till karbonatisering av de alkaliska askorna. I ett senare skede av AMT-processen bildas även lermineraler. I det tillgängliga underlaget, publikationer och manuskript, redovisas endast undersökningar av humifieringen och effekten av processerna på de s.k. POP.

3.1.1 Humifiering

Humusämnen skapas under den biologiska nedbrytningen av material med ett biologiskt ursprung. De är makromolekylära föreningar med laddade grupper och är i viss utsträckning vattenlösliga. De förmår binda katjoner, t.ex. metaller, med de laddade grupperna och fastlägger dem om humusämnen är fasta och olösliga eller gör dem mindre tillgängliga om humusämnen är relativt sett lättlösliga. Eftersom de är organiska



Figur 3 Eftersträvade humifierings och karbonatiseringsprocesser vid AMT-behandling (Kim & Osako, personlig kommunikation).

Figure 3 Envisaged humification and carbonisation processes under AMT treatment (Kim & Osako, personal communication).

föreningar tar de även lätt upp andra organiska föreningar som POP, vilket innebär risken för spridning, om humusämnen är lättlösliga.

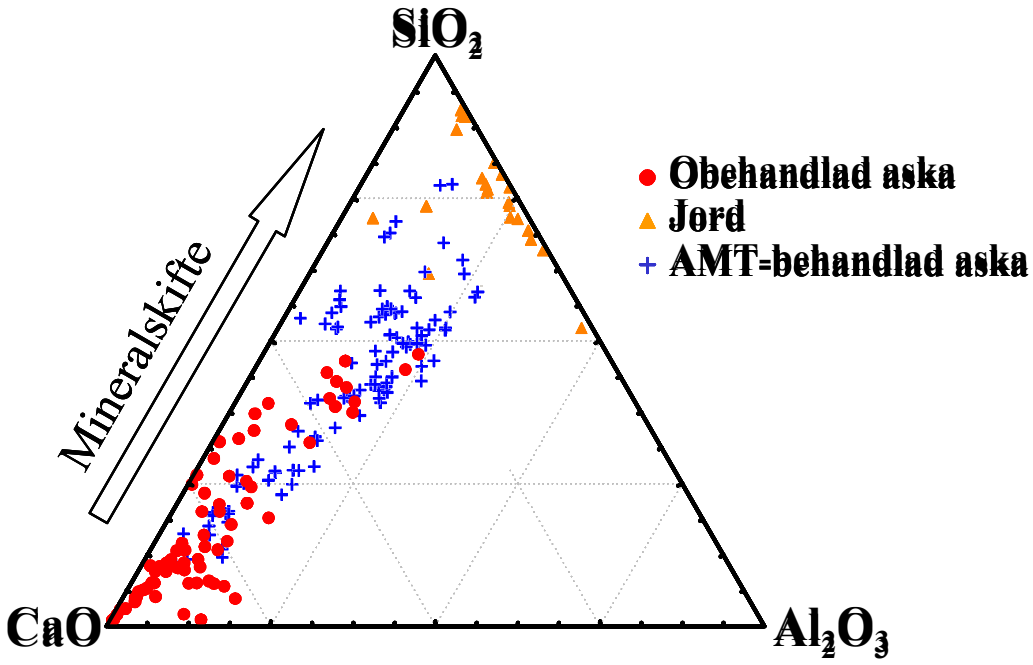
Mobiliteten hos humusämnen och de komplexbundna föreningarna är högst vid höga pH-värden. Karbonatiseringen av metalloxiderna innebär dock en minskning av pH-värdet och därmed en minskning av mobiliteten. Utöver pH-värdet har även jonkoncentrationen och temperatur betydelse för humusämnenas mobilitet.

Ingående experiment har genomförts med hydrofoba organiska föroreningar (HOP, *hydrophobic organic pollutants*), framför allt dioxiner som är de mest uppmärksammade HOP [4, 8, 10]. I lysimeterförsök bekräftades att flygaskans dioxiner är svårlösliga i vattenfas, eftersom de är hydrofoba [10]. Koncentrationen av samtliga isomerer var under detektionsgränsen i dessa försök. Ökad mobilitet observerades då ytaktiva ämnen som Aldrichs huminsyra tillsattes [9]. Samma effekt iakttogs vid en samdeponering med bottenaska, vilket förklaras av att komplex bildas med oförbränt kol i askan [10]. Generellt fanns en god korrelation mellan halt löst organiskt material (DOC, *dissolved organic matter*) och dioxinkoncentration i vattenfas [13]. Eftersom AMT-processen använder sig av kompost som organiskt tillsatsmedel, ökar HOP-mobiliteten allt efter nedbrytningen av organiskt material fortskrider [14]. Emellertid förefaller de HOP som mobiliserats brytas ner. Ännu har inte mekanismer för denna

nedbrytning klarlagts. En hypotes är att den anaeroba miljön i blandningen av aska och kompost gynnar en biologisk nedbrytning av dioxiner [13].

3.1.2 Mineralomvandling

Mineralonvandlingen under AMT-behandlingen har inte studerats i detalj. Preliminära resultat indikerar dock ett mineralskifte (figur 4). Under behandlingen lakas kalcium ut, vilket leder till att nettosammansättningen i CaO-SiO_2-Al_2O_3 systemet förskjuts mot en sammansättning som liknar den hos opåverkad jord. Även en ökad halt av karbonater observerades på askpartiklarnas yta efter AMT-behandlingen. Dessa resultat är än så länge semikvantitativa, då de erhållits med svepelektronmikroskopi (SEM-EDS).



Figur 4 AMT:s effekt på mineralisering av askor (Kim & Osako, personlig kommunikation).

Figure 4 AMT:s effect on the mineralization of ashes (Kim & Osako, personal communication).

3.1.3 Mekaniska processer

Under AMT-behandlingen utsätts blandningen av aska och organiskt material för mekaniska belastningar (Bilaga B). En hypotes som framförs av Osako och medarbetare är att partiklarna sönderfaller som följd av temperatursvängningar, frys-tö-cykler och penetrationen av rötter från växter (figur 5).

Figur 5 Rötter i AMT-stabilatets toppskikt (Kim & Osako, personlig kommunikation).

Figure 5 Roots established in the top layer of AMT-stabilized ash (Kim & Osako, personal communication).

4 Diskussion

Nedan värderas de japanska erfarenheterna av AMT-metoden från ett svenskt perspektiv med avseende på relevans, utvecklingsläge och användningspotential.

4.1 Relevans

I både Sverige och Japan är behandling och återvinning av aska intressanta. I Japan är behovet stort på grund av befolkningstätheten som är 331 invånare per kvadratkilometer som ett genomsnitt över hela landet. Tas hänsyn till att 71 % av landsytan är obeboeligt (bl.a. fjälltrakter) ökar befolkningstätheten till mer än tusen invånare per kvadratkilometer. Att anlägga nya deponiområden kräver stora resurser, vilket leder till höga deponeringskostnader, ca. 400 US$ per ton aska [15].

AMT-processen utvecklades för att fastlägga metaller och organiska föroreningar. Dioxiner förefaller t.o.m. kunna brytas ner. Om AMT-processen jämförs med andra metoder att behandla dioxiner i aska [16-19] är slutsatsen att den borde kunna utvecklas till ett kostnadseffektivt och robust alternativ. Huvudmålet är en uthållig hantering av askor som lämnar möjligheten att återanvända dessa. I Sverige produceras ca 1 miljon ton aska per år, varav ca 450 000 ton uppstår i förbränningen av hushållsavfall och ca. 270 000 ton i massa- och pappersindustrin. Energibranschen producerar uppskattningsvis 200 000 till 300 000 ton per år [20].

4.2 Utvecklingsläge

Forskargruppen vid NIES är världsledande inom analysen av POP (t.ex. dioxiner). Arbetet med utvecklingen av AMT-processen har hittills fokuserats på de organiska föroreningarnas mobilitet. Humifieringens inverkan på deras transport är väl undersökt. Processens potential för en anaerob nedbrytning av organiska föroreningar kan däremot ännu inte bedömas.

En ytterligare nyckelfaktor som kvarstår att studera är behandlingstiden på upplag. De hittills undersökta proverna från pilotskaleförsök hade behandlats under 5 – 7 år. Större spridning på tidsintervaller behövs för att kunna uppskatta tidens effekt. Det som saknas är även lakvattenanalyser. De krävs för att uppskatta möjliga emissioner under behandlingen. Även AMT:s effekt på mineralisering borde kunna verifieras genom ökade kalciumhalter i lakvattenfas.

Bildningen av lermineraler och dess funktion är fortfarande oklar. Stabiliteten hos de nya mineralfaserna har inte undersökts. De flesta påståenden om mineralbildningen hos åldrade askor baseras på hypoteser. En av de få undersökningarna inom området

publicerades av Zevenberg et al. [21]. Inför en återanvändning av askor bör deras egenskaper i olika miljöer och miljöernas påverkan på föroreningarnas mobilitet undersökas och kvantifieras.

Nyligen framlagda undersökningar [22] visar att även kalciumsilikatfaser kan vara betydelsefulla som metallsänkor i ett medellångt tidsperspektiv (figur 6). De bildas inom några dagar till månader och förmår demobilisera många metaller inklusive kadmium genom adsorption, substitution för kalcium och inneslutning i kristallstrukturen. Efter några år kan silikaterna brytas ner och bilda leror som fungerar som ännu potentare metallfällor. Leror kännetecknas dessutom av en låg permeabilitet, vilket kan leda till en slags solidifiering av askorna. Dessa samband borde testas ytterligare och utvecklas för att förbättra fastläggningen av föroreningar i askor.

Karbonatiseringen av askorna har inte varit i fokus för forskargruppen vid NIES. Fast processen har studerats och kvantifierats tidigare [23]. Växelverkan mellan karbonatiseringen och humifiering samt lerbildning är inte heller förstådd till alla delarna. Som ett exempel kan anföras att sänkningen av pH-värdet leder till en ökad utlakning av kalcium [24], vilket torde påverka mineralomvandlingen.

Inverkan av mekaniska belastningar på utlakningen på lång sikt bör även undersökas närmare. Upprepade frys-tö-cykler förväntas bryta ner askpartiklarna. De nya ytorna ger upphov till ökad tillgänglighet för föroreningar.

AMT-processen är en lovande behandlingsmetod, men det saknas ännu grundläggande kunskaper som skulle tillåta en utveckling och en optimering av processen

4.3 Användningspotential

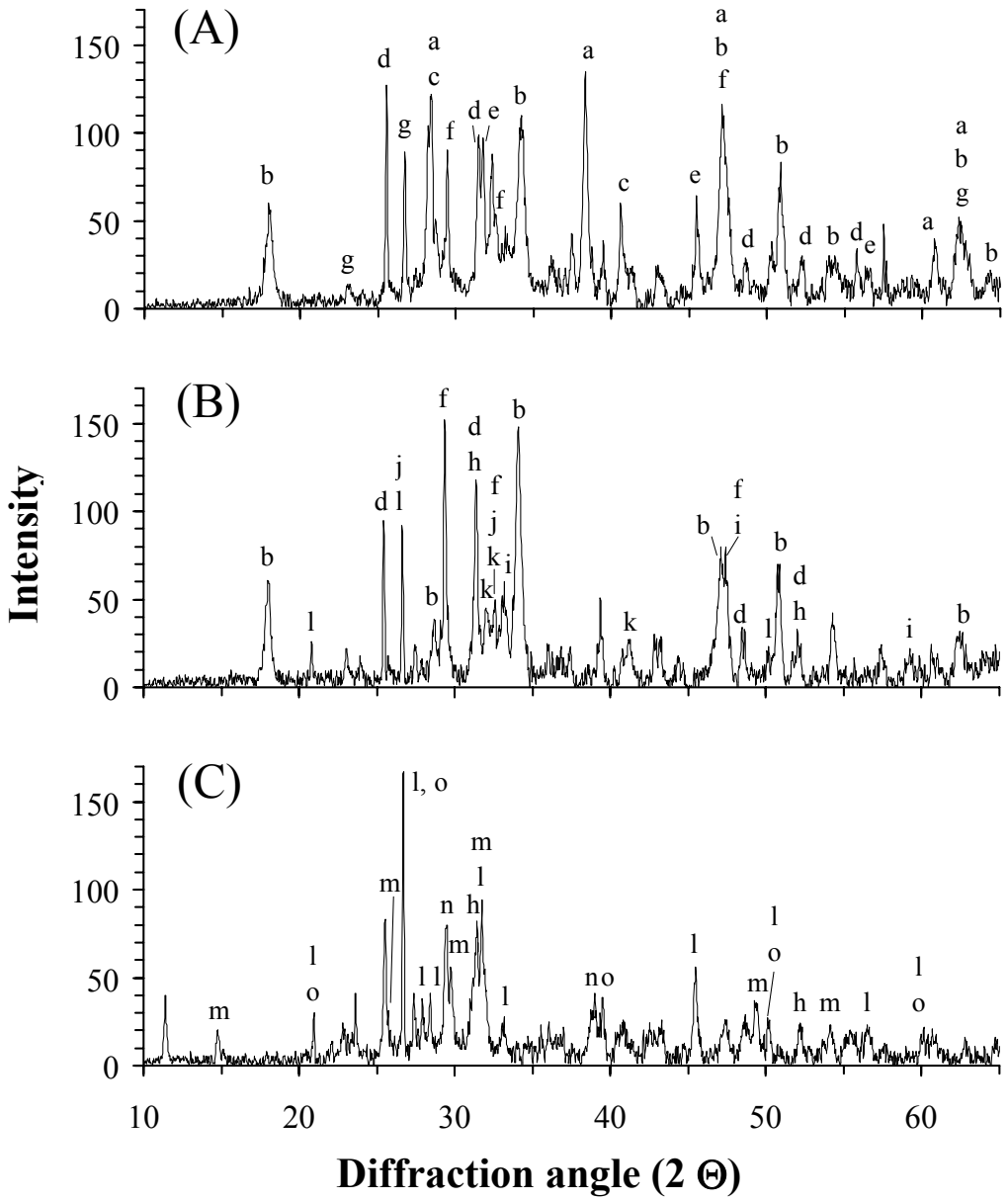
Möjligheten att använda AMT-processen i Sverige, kanske också i andra EU-länder, inom en snar framtid bedöms som låg. Detta beror på tre faktorer:

(a) brist på kunskap om processen,
(b) de långa behandlingstiderna och
(c) förändringana i lagstiftningen.

Grundläggande kunskaper saknas ännu om de kemiska, bilogiska och fysikaliska omvandlingarna under AMT-processen. Dessa är en förutsättning för att utvecklingen av metoden och dess användning skall bli framgångsrik.

Behandlingen tar för lång tid. I länder med låg befolkningstäthet, som Sverige, är det i sig inte en avgörande nackdel då utrymmesbehovet inte borde vara lika kritiskt som i Japan. Investeringskostnaderna måste dock vägas in i en bedömning: varje producerande verksamhet, så även producenterna av aska, vill ha så kort tid som möjligt mellan produktionstillfället och användningen. Att begära flera år eller t.o.m. flera decennier för behandlingen är oacceptabelt för branschen.

Askhanteringen samt återanvändningen kommer dessutom att påverkas av betydande förändringar i den svenska lagstiftningen. Ett exempel är det kommande deponeringsförbudet för organiskt avfall. Den 1 januari 2005 kommer detta förbud att träda i kraft [25]. Enligt 4§ i avfallsförordningen (2001:1063) är det sådant avfall som innehåller organiskt kol, vilket inbegriper t.ex. biologiskt avfall och plastavfall. Naturvårdsverket har fått i uppdrag att utreda behovet av ett förtydligande av definitionen för organiskt avfall [26]. Beroende på utfallet kan det leda till att oorganiskt avfall som aska ej får blandas med organiskt avfall som kompost, även om det finns ett behandlingssyfte som dessutom bygger på uthållighet enligt t.ex. 3S-strategin.



Figur 6 Röntgendiffraktogram på (A) färsk flygaska, (B) flygaska lakad på laboratorium (C) deponerad flygaska. Följande faser har identifierats (a) CaClOH, (b) $Ca(OH)_2$, (c) KCl, (d) $CaSO_4$, (e) NaCl, (f) Ca_2SiO_4, (g) $NH_4MgCl_3 \times 6H_2O$, (h) $Ca_2Al_2SiO_7$, (i) $Ca_3Al_2O_6$, (j) AlOCl, (k) Ca_2SiO_4, (l) $CaAl_2Si_2O_8 \times 4H_2O$, (m) $CaSO_4 \times 0.62H_2O$, (n) $NaNO_3$, och (o) SiO_2 [22].

Figure 6 XRD diffractograms of (A) raw fly ash, (B) fly ash leached at laboratory (C) landfilled fly ash. Identified phases are (a) CaClOH, (b) $Ca(OH)_2$, (c) KCl, (d) $CaSO_4$, (e) NaCl, (f) Ca_2SiO_4, (g) $NH_4MgCl_3 \times 6H_2O$, (h) $Ca_2Al_2SiO_7$, (i) $Ca_3Al_2O_6$, (j) AlOCl, (k) Ca_2SiO_4, (l) $CaAl_2Si_2O_8 \times 4H_2O$, (m) $CaSO_4 \times 0.62H_2O$, (n) $NaNO_3$, and (o) SiO_2 [22].

5 Slutsatser

Förstudien till projektet EJA syftade till att från ett svenskt perspektiv värdera den japanska AMT-metoden utgående från dels publicerat underlag, dels den kompletterande informationen som inhämtats från metodens upphovsmän. Slutsatserna är följande:

AMT-metoden syftar till en uthållig hantering av askor som även ger möjligheten att återanvända dem. Metoden utvecklades utifrån en lovande ansats med ett helhetsperspektiv. Upplagsfasen används som kemiskt och biologiskt behandlingssteg. Produkten från behandlingen har stabiliserats med avseende på såväl metaller som svårnedbrytbara organiska föroreningar.

Användningspotentialen för metoden är dock begränsad. Den långa behandlingstiden, flera år upp till decennier, gör metoden oattraktiv för askproducenter i Sverige. På sikt skulle det däremot kunna finnas intresse hos deponiföretagen, vilka har erfarenhet av att deponera avfall under de tidsspann som är aktuella. Det förutsätter dock att den rådande lagstiftningen inte lägger formella hinder för detta, t.ex. blandningen av aska med organiskt material. Vidare återstår flera års forskningsarbete innan man förstått de underliggande biologiska och kemiska processerna samt deras samverkan och kunnat bedöma dem. Denna förståelse är en förutsättning för att potentialen hos AMT-processen skall kunna utnyttjas.

6 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Tre områden med kritiska kunskapsluckor har identifierats:

(a) Hur påverkar bildningen av lermineraler de fysiska och kemiska egenskaperna hos de behandlade askorna?
(b) Hur växelverkar de olika mekanismerna för fastläggning respektivt nedbrytning? Finns det t.ex. någon risk för fastläggningen av föroreningar på organiskt material endast är tillfällig?
(c) Vilken inverkan har fysiska faktorer som t.ex. upprepade frys-tö- eller vätning-torknings-cykler på utlakningen från de behandlade askorna?

Såväl de resultat som redan lagts fram som framtida resultat behöver utvärderas med avseende på dagens och morgondagens riktlinjer för avfall samt förorenad mark.

7 Referenser

[1] Lagerkvist, A., *Two-step anaerobic degradation - an alternative treatment technique for landfilled MSW*. 1995, Doctoral Thesis, Luleå University of Technology: Luleå, Sweden.

[2] Ecke, H., Kylefors, K. & Lagerkvist, A., *Karakterisering och omhändertagande av botten- och flygaska vid Dåvamyrans avfallsanläggning*. 1997, Division of Landfill Science & Technology, Luleå University of Technology: Luleå, Sweden.

[3] Kim, Y.-J., Osako, M. & Lee, D.-H., Removal of hydrophobic organic pollutants by coagulation-precipitation process with dissolved humic matter. *Waste Management & Research*, 2002. 20: p. 341-9.

[4] Kim, Y.-J., Osako, M. & Lee, D.-H., A study on the solubility of PCDDs/DFs when in coexistence with dissolved humic matter (Japanese). *Journal of the Japan Society of Waste Management Experts*, 1999. **10**(4): p. 214-23.

[5] Kim, Y.-J. & Osako, M., Leaching characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from spiked sandy soil. *Chemosphere*, 2003. **51**(5): p. 387-95.

[6] Kim, Y.-J. & Osako, M. A case study on the soilification of incineration residue. In: *The 2nd Asian Pacific Landfill Symposium (APLAS)*. 2002. Seoul, Korea.

[7] Kim, Y.-J. & Osako, M., A study on the appearance of persistent organic pollutants (POPs) in leachate treatment processes. *Waste Management & Research*, 2002. 20: p. 243-50.

[8] Kim, Y.-J., Lee, D.-H. & Osako, M., Effect of dissolved humic matters on the leachability of PCDD/F from fly ash--Laboratory experiment using Aldrich humic acid. *Chemosphere*, 2002. **47**(6): p. 599-605.

[9] Osako, M. & Kim, Y.-J. Leaching behavior of dioxins from raw and treated fly ash generated at MSW incineration plant under coexistence of surface-active agents. In: *The 2nd Asian Pacific Landfill Symposium (APLAS)*. 2002. Seoul, Korea.

[10] Osako, M., Kim, Y.-J. & Lee, D.-H., A pilot and field investigation on mobility of PCDDs/PCDFs in landfill site with municipal solid waste incineration residue. *Chemosphere*, 2002. **48**(8): p. 849-56.

[11] Osako, M., Yamada, M., Inoue, Y., Kim, Y.-J., Park, J.-K., Lee, D.-H., Yoshida, T. & Nomura, T., A comparative study on leaching characteristics of heavy metals from municipal solid waste incineration bottom ashes in Korea and Japan (Japanese). *Journal of the Japan Society of Waste Management Experts*, 2001. **12**(6): p. 256-65.

[12] Jeong, S.-M., Osako, M. & Kim, Y.-J., Interpretation of leaching characteristics of lead from bottom ash of municipal solid waste incinerators utilizing a database. Manuscript.

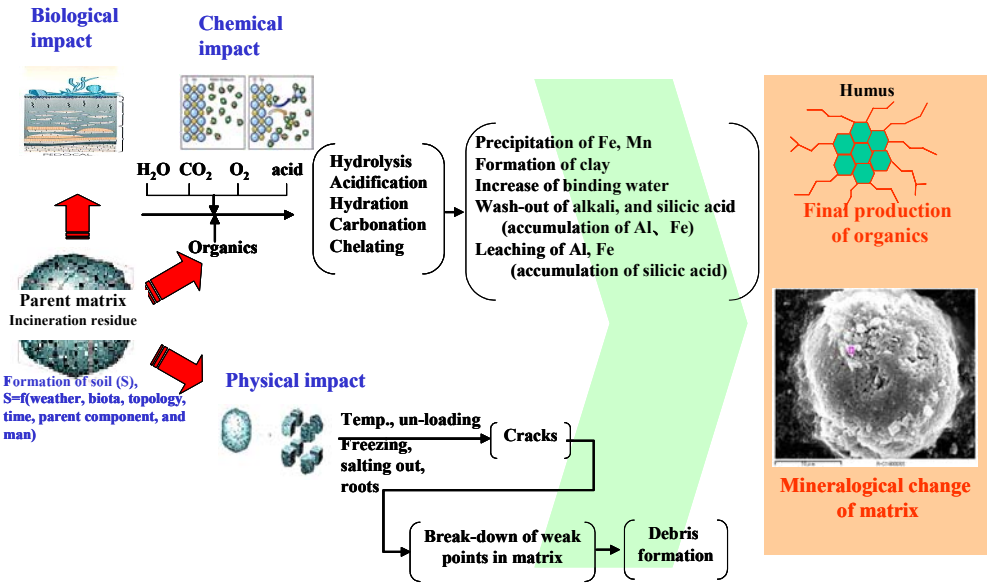
[13] Kim, Y.-J. & Osako, M., Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and its effect on the leaching behavior of dioxides. Manuscript.

[14] Osako, M., Kim, Y.-J., Tanaka, N., Tojo, Y. & Shimaoka, T., Studies on long-term behavior of micro-pollutants in waste landfills and development of control measures (Japanese). Manuscript.

[15] Ecke, H., Sakanakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N. & Lagerkvist, A., State-of-the-art treatment processes for municipal solid waste incineration residues in Japan. *Waste Management & Research*, 2000. **18**(1): p. 41-51.
[16] Weber, R., Sakurai, T. & Hagenmaier, H., Formation and destruction of PCDD/PCDF during heat treatment of fly ash samples from fluidized bed incinerators. *Chemosphere*, 1999. **38**(11): p. 2633-42.
[17] Behnisch, P.A., Hosoe, K., Shiozaki, K., Ozaki, H., Nakamura, K. & Sakai, S.-I., Low-temperature thermal decomposition of dioxin-like compounds in fly ash: combination of chemical analysis with in vitro bioassays (EROD and DR-CALUX). *Environmental Science & Technology*, 2002. **36**(23): p. 5211-7.
[18] Ishida, M., Shiji, R., Nie, P. & Nakamura, N., Full-scale plant study on low temperature thermal dechlorination of PCDDs/PCDFs in fly ash. *Organohalogen Compounds*, 1996. 27: p. 147-52.
[19] Stuetzle, R., Hagenmaier, H., Hasenkopf, O. & Schettle, G., Erste Erfahrungen mit der Demonstrationsanlage in der MVA Stuttgart-Muenster zum Abbau von PCDD und PCDF in Flugaschen. *VGB Kraftwerkstechnik*, 1991. **71**(11): p. 1038-40.
[20] Bjurström, H., *En bedömning av askvolymer*. 2002, Svenska Energiaskor AB: Stockholm, Sweden.
[21] Zevenbergen, C., Bradley, J.P., Reeuwijk, L.P.v., Shyam, A.K., Hjelmar, O. & Comans, R.N.J., Clay formation and metal fixation during weathering of coal fly ash. *Environmental Science & Technology*, 1999. **33**(19): p. 3405-9.
[22] Ecke, H., Menad, N. & Lagerkvist, A., Treatment-oriented characterization of fly ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Journal of Materials Cycles and Waste Management*, 2002. **4**(2): p. 117-26.
[23] Ecke, H., Menad, N. & Lagerkvist, A., Carbonation of municipal solid waste incineration fly ash and the impact on metal mobility. *Journal of Environmental Engineering*, 2003. **129**(5): p. 435-40.
[24] Ecke, H., Sequestration of metals in carbonated municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *Waste Management*, 2003. **23**(7): p. 631-40.
[25] Regeringen, *Hantering av uttjänta varor i ett ekologiskt hållbart samhälle - ett ansvar för alla*. 1997, Regeringen: Stockholm, Sweden.
[26] Ecke, H., Andreas, L. & Lagerkvist, A., *Tyska erfarenheter om miljöpåverkan vid mekanisk-biologisk förbehandling av avfall och vid deponering av restavfall (TEMA Deponering)*. Manuskript, Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm, Sweden.

Bilagor

A AMT:s mineraliseringsprocesser



Figur B1 *Kemiska, fysiska och biologiska mineraliseringsprocesser vid AMT-behandling (Kim & Osako, personlig kommunikation).*

Figure B1 *Chemical, mechanical and biological processes of mineralization under AMT treatment (Kim & Osako, personal communication).*

B Översättning *Studies on long-term behavior of micro-pollutants in waste landfills and development of control measures*

OHSAKO M, KIM Y-J, TANAKA N, TOJO Y & SHIMAOKA T

Källa: okänd, troligen en årlig verksamhetsrapport för NIES

B.1 Abstract:

In this study, we created models to explain the long-term beahvior of micro-pollutants such as heavy metals and hydrophobic organic pollutants (HOPs) in landfills, and devised a new method of treating residues discharged from municipal solid waste incinerators (MSWI). This study involved: 1) conducting factor analyses of elemental compositions of MSWI residues using the database constructed last year (chapter 2), 2) investigating the carbonation-humification of MSWI residues and estimating their effects on the leaching behavior of pollutants (chapter 3), 3) constructing a numerical program to simulate the long-term behavior of pollutants in landfills (chapter 4), and 4) investigating a new method to stabilize pollution in MSWI residues by mineralogical technology.

In chapter 2, the factor analyses of elemental compositions of MSWI residues showed that the distribution patterns of the deviation of elemental contents differed depending on the elements, and that those of some elements showed nearly log-normal distributions and normal distributions. Heating values and cooling metods might affect the distribution patterns.

In chapter 3, we investigate the possibility of carbonation-humification of incineration residues through the extraction and identification of humic substances, and through observations of themicrostructure by SEM. The samples used were MSWI residues excavated from lysimeters 5 to 7 years after filling. The results showed that the top layers from the surface to a depth of 30-70 cm had no odor of incineration residue and contain the roots of some weeds, and so the layers contained large quantities of humic substances compared with the other layers. We also observed the surface changes of micro particles by SEM and EDX. The micro particles mixed with compost were surrounded by organic-rich matter, while those without compost were surrounded by calcium-rich matter resulting from incineration residue. In conclusion the leachability of HOPs from landfill may actually increase with increasing humification of landfill materials.

In chapter 4 regarding the numerical program, the target reactions are aerobic and anaerobic fermentation of readily- and refractory-decomposed organic matter, acid

fermentation, methane fermentation, oxidation of ammonia, nitrification of nitric acids, denitrification and decomposition of various bacteria. A calculation for 820 years was executed with the simulation model. The results successfully showed the stabilization process, which started from aerobic degradation and ended with the steady methane fermentation stage. The calculation results correspond to past findings, suggesting the validity of the algorithm established by this study to calculate pollutant behavior.

Finally, in chapter 5 describes several experiments with leaching tests under various conditions and the measurement of geometrical parameters which were carried out to confirm the mechanism of leachability reduction and mineralogical stabilization of harmful heavy metals, particularily lead (Pb) in the incineration ash through the aging process. As a result, it was appeared that the existence of the moisture was indispensable to the immobilization of the lead, and in the condition which wet and drying were repeated, comparison with that which it was left under the constant water content, the lead immobilization was promoted. Next on the centrifugal experience, it was shown that below about 80 percent of water content of the ash could be removed by giving the centrifugal force for 90 minutes. But in case of low water content, lead was hardly to be removed. This is because the detail of the particle of the ash didn't have water. Leaching of lead was confirmed at high moisture content event hough the solvent was water. In the strong acid, it is shown that lead remarkably leaches from ash. Therefore, when the nitric acid was used, a large amount of lead could be removed.

B.2 1 Inledning

Det efterfrågas en teknisk och politisk kontroll av avfall som innehåller tungmetaller med hänsyn till deras miljöpåverkan om 100 eller 1000 år. Målet för denna studie är att etablera en långsiktig modell för en deponi och utveckla metoder att begränsa utsläpp i ett långt tidsperspektiv.

Förra året var det första av tre och följande resultat uppnåddes: vi undersökte oorganiska förorenande ämnen, vi byggde en databas över tungmetaller i avfall, identifierade källor till bly, testade olika möjliga material som kan släppa ut HOPs, rester efter solidifiering, och undersökte vidare fasta återstoden efter avfallsförbränningen tillsammans med lösta humusämnen och deras samband. Vi gjorde också försök på rening av aska vars åldring accelererats i bänkskala i syfte att optimera reningen av lakvattnet.

I år är det andra året och vi har planerat följande:

- För de japanska resterna efter avfallsförbränningen har vi gjort en databas förra året och gjorde en sortering, sen
- Undersökte vi ändringarna i kemiska egenskaper efter att avfallet deponerats i 5-6-7 år
- Vi undersökte ändringar i rötningsprocessen och CO_2 för att förstå förloppet för dess utveckling
- Vidare har vi tittat på hur förorenande material har flyttat sig i jorden

- Vi har försökt hitta tekniker att behärska tungmetaller och HOPs, speciellt effekten av deras stabilitet efter åldring

B.3 2 Databas

2.1 Inledning

År 1999 brändes 78 % av avfallet, 51 miljoner ton, vilket är mer än i andra länder och huvudsakliga produkten är aska. Det är därför viktigt att veta vilka egenskaper askan har och vi har samlat denna information i en databas.

2.2 Databasens struktur

Vi har använt litteraturen och en enkät i Japan för att sammanställa 1290 uppsättningar av data från 654 anläggningar i en Excel databas och i SPSS. Vi sorterade in dem efter allmänna karakteristika:

- typ av avfall och typ av förbränning
- typ av panna, pannans storlek, driftsförhållanden
- aska eller flygaska
- innehåll, vattenhalt, LOI

Vi utgick från ca 1200 uppsättningar av data bland vilka det fanns 400 med uppgifter om tungmetallhalter.

2.3 Resultat och utvärdering

2.3.1 Askans sammansättning

I Tabell 2-3-1 visas askans koncentration av tungmetaller. Askan består i huvudsak av metaller som Al, Ca, Fe, Mg, Na, Si. Följande metaller är giftiga: As, Cr, Cr(VI), Cd, Hg, Pb, Sb, Se, Sn, Mo, CN, F. I avfallsjord faller koncentrationerna i ordningen Si, Al, Fe, Ca, Na, K. Halten Ca är större för aska än den brukar vara för jord. Halten Pb är högre än gränsvärdet och den är riskabel. Det finns skillnader mellan median och medel. Vissa metallhalter finns bara för ett fåtal prover och värden under detektionsgränsen ingår inte i medelvärdesbildningen. Vissa metaller är inte i mätintervallet.

Särskilt försökte vi hitta anledningen till att metaller inte finns i normal omfattning. Halterna för Cd, Pb, Cr finns i en skev fördelning medan värdena för Cu, Al och Fe och andra metaller är normal- eller standardfördelade. Se Figur 2-3-1 för histogrammen.

Tabell 2-3-1. Sammanställning över de data som ingår i databasen (koncentrationer i mg/kg TS)

Ämne	Antal data	Konc. medelvärde	σ	σ/medelvärde	median	Min	Max
As	248 (19)	3,81	2,99	0,783	2,8	ND	15,9
Cr	207 (3)	321	238	0,741	270	ND	1 250
Cr(VI)	111 (88)	142	125	0,880	<0,5	ND	395
Cd	287 (9)	11,9	15,3	1,286	4,9	ND	80
Hg	243 (50)	0,591	1,06	1,794	0,043	ND	4,9
Pb	387 (1)	908	898	0,989	521	<6	4 300
Sb	30	84,9	99,7	1,174	46	5	410
Se	105 (60)	0,809	0,849	1,049	<1	ND	3,25
Sn	14	284	292	1,028	142	53	899
Zn	177	3 810	2 760	0,724	3 280	562	16 000
Al	105	68 600	21 600	0,315	68 600	26 000	121 000
Ca	174	123 000	43 700	0,355	110 000	56 200	229 000
Cu	167	3 850	5 440	1,413	1 850	160	33 000
Fe	146	46 000	28 700	0,624	41 800	2 590	140 000
K	156	1 060	4 760	4,491	9 900	3 200	25 700
Mg	102	17 200	5 440	0,316	17 900	4 100	28 300
Mn	126	1 08	723	0,889	880	230	3 400
Mo	15	5,15	1,60	0,311	5,29	3,27	8,47
Na	158	19 100	9 380	0,491	16 000	6 900	48 200
Ni	71	141	133	0,943	90,6	31	680
Si	90	165 000	59 400	0,360	160 000	61 700	290 000
Cl	103	10 400	10 100	0,871	7 400	1 800	58 000
CN	124 (69)	1,18	0,774	0,656	<1	ND	3,2
F	39	166	126	0,759	140	18	410
P	133 (95)	5 700	3 850	0,675	<0,5	ND	11 400
PO_4	13	18 200	7 420	0,408	15 500	9 900	34 000
SO_4	55	13 000	7 300	0,562	110 000	1 020	31 500
Totalt S	38	3 220	2 930	0,910	2 890	0,05	12 000

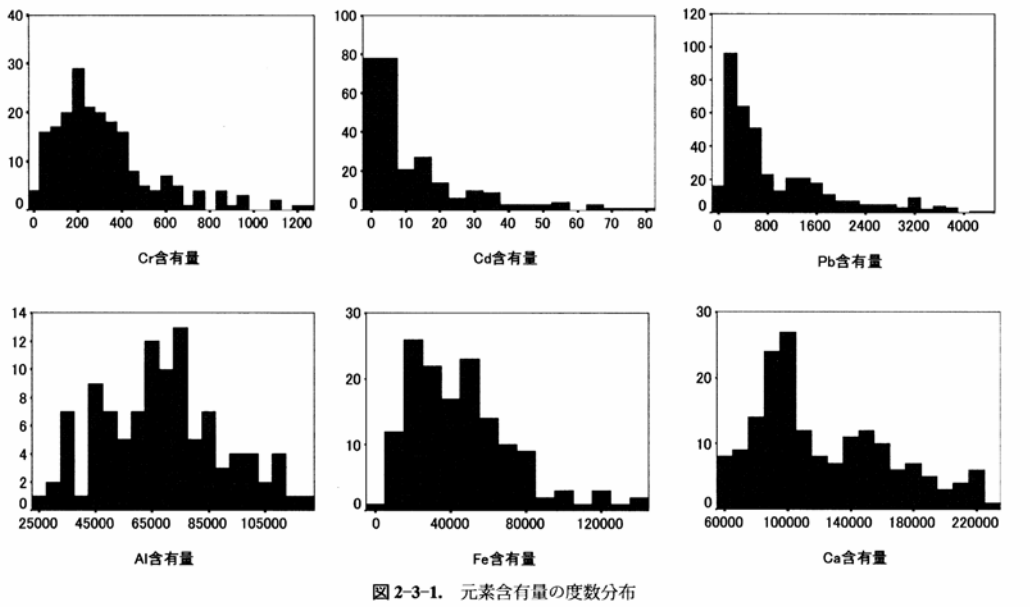


図 2-3-1. 元素含有量の度数分布

Figur 2-3-1 Histogram för koncentrationerna av Cr, Cd, Pb, Al, Fe och Ca i askan.

2.3.2 Analys

Vi behöver hitta anledningen till den skeva fördelningen. Vi har testat bara stoker-askor. Ett första steg är att testa förbränningsvärmet och metoden att kyla askan.

2.3.2 .1 Värmevärdet

Vi har delat upp datamängden i två delar efter det värme som utvecklats, se Tabell 2-3-2. Prov med högt värmevärde kommer från plast och papper, gissar vi.

Tabell 2-3-2 Medel och standaravvikelse för kritiska ämnens koncentration som funktion av värmevärde

Ämne	Värme (cal)	Antal data	medelvärde	σ	σ/medelvärde
As	< 1 700	66	3,07	2,4	0,782
	1 700 <	77	3,39	2,16	0,637
Cr	< 1 800	57	164	134	0,817
	1 800 <	50	371	181	0,488
Cd	< 1650	78	8,21	10,1	1,230
	1 650 <	77	14,0	19,2	1,371
Hg	< 1 800	56	0,315	0,629	1,997
	1 800 <	53	0,796	1,33	1,671
Pb	< 1 700	80	614	640	1,042
	1 700 <	88	1 010	964	0,954
Zn	< 1 800	38	2 400	2 200	0,917
	1 800 <	36	3 090	1 840	0,595
Al	< 1 800	11	52 900	14 000	0,265
	1 800 <	9	87 800	11 900	0,136
Cu	< 1 800	38	1 290	1 390	1,078
	1 800 <	35	4 900	6 460	1,318
Mn	< 1 800	22	594	275	0,463
	1 800 <	26	960	484	0,504

2.3.2.2 Samband med askkylningen

Vi delade också upp proven efter metoden att kyla askan, men hittade inget samband. Men metaller med hög smältpunkt finns det mycket av i askan och lite av de metaller som är lättsmältande.

2.3.3 Analys av orsak

Vi har testat flera metaller för vilka det fanns mycket data och gissar oss till en påverkan, se Tabell 2-3-3 med förbränningsvärmet och kylmetoden.

- I kategori 1 med kvot 37,6 %, alla effekter har positiva viktfaktorer, särskilt värmet för de metaller som finns i avfallet.
- I kategori 2 med kvot 16,3 %, högt förbränningsvärme och vikten är positiv för As och Cr, men negativ för Cd, Hg, Pb och Zn som förflyktigas.
- I kategori 3, med kvot 14,7 %, har kylsystemet en positiv viktfaktor – vi är inte säkra men vissa metaller löses i släckningsvattnet – detta behöver bekräftas, se histogrammet i Figur 2.3.1

Tabell 2-3-3 Resultat av analysen för kritiska ämnen

Kategori	1	2	3	4
Heating value	0,56	0,651	0,143	-0,029
Kylsystem	0,263	0,399	0,735	0,349
As	0,379	0,115	-0,596	0,617
Cr	0,696	0,539	-0,344	-0,161
Cd	0,791	-0,364	-0,119	0,252
Hg	0,696	-0,478	0,313	0,243
Pb	0,703	-0,231	0,143	-0,246
Zn	0,713	-0,081	-0,087	-0,571
Vikt av bidraget	37,626	16,344	14,675	12,989

2.3.4 Aska från samma anläggning

Vi tittade på aska från en och samma anläggning för att se på de ojämna metallerna och gjorde en databas bara för dem. Hänsyn togs till byggnadsåret.

För Pb har vi sökt en korrelation men inte funnit någon. Vi behöver mer data.

Tabell 2-3-4 Jämförelse för en och samma utrustning

Anläggning	Byggår	Antal prov	Typ av aska	Provtagnings-intervall	Typ av ugn	Avfallets värmevärde	Effekt (antal ugnar)
A	11/74	5	Botten	2 mån	Stoker	1 300	150 (3)
B	3/94	10	Flyg, blandat	3 mån	Stoker	1 900	200 (3)
C	3/84	6	Boten	2 mån	Rörlig rost	1 500	130 (3)
D	9/95	8	botten	1 mån	Roterugn	2 000	95 (2)
E	2/90	12	Botten	1 mån	Stoker	1 600	75 (2)
F	6/80	6	Botten	2 mån	Stoker	1 800	150 (3)
G	9/95	6	botten	2 mån	stoker	2 200	180 (3)

anläggning	Cr			Cd			Pb		
	mv	σ	σ/mv	mv	σ	σ/mv	mv	σ	σ/mv
A				7,62	5,21	0,684	633	775	1,224
B	436	96,3	0,221	88,4	43,6	0,493	1 810	800	0,442
C	598	78,6	0,131	6,1	2,65	0,434	1 560	970	0,622
D	329	53,5	0,163	0,796	0,451	0,567	505	141	0,279
E	41,9	18,5	0,442	1,99	2,87	1,442	233	129	0,554
F	925	841	0,909	16,8	6,51	0,388	3 520	1 600	0,455
G	550	537	0,976	5,95	2,24	0,376	2 180	1 260	0,578

2.4 Avslutningsvis

Vi har testat effekten av tungmetallhalten i askan: det finns variationer som är olika för de olika metallerna. Vissa bland metaller uppträder i en skev distribution, vilken orsakas av förbränningsvärmet och kylsystemet.

2.5 Referens

Ohsako M, Inoue ?, Kim Y, rapport för året H12

B.4 3 Kemiska förändringar av avfallet i en deponi

3.1 Inledning

År 1999 producerades 55 miljoner ton avfall varav 78 % förbrändes, 6,7 % deponerades och 15,2 % behandlades på annat sätt. Det innebär att resterna efter avfallsförbränningen uppgår till 6 miljoner ton som huvudsakligen är aska som deponerats utan vidare åtgärd. Men ingen vet hur tungmetallerna och farliga kemikalier påverkar miljön.

Det bästa sättet är att stabilisera både oorganiska och organiska föroreningar för att minska deras kvantitet, separera tungmetallerna och återföra till naturen. Stabilisering innebär att oorganiska och organiska ämnen binds fast genom karbonatisering, mineralisering och rötning. Materialet blir jord, det oförbrända ger koldioxid som binds vid Ca som är kvar från förbränningen till $CaCO_3$. Det organiska materialet sönderfaller till lågmolekylära ämnen genom rötningen. Det var därför som vi undersökte hur långt rötningen fortskridit i 5-8 år gamla prov av deponerat avfall.

3.2 Experimentellt

3.2.1 Försöksmaterialet

Från anläggning nr 28 tog vi prov 1995 och från anläggning nr 29 tog vi prov 1997 på tre höjder (SL, ytlagret, UL, övre lagret och LL, lägre lagret), se Tabell 3-2-1.

Anläggning 28 är en vanlig fyllning med aska från en stokerpanna med 20 % aska från elfilter, 60 % huvudaska, krossat avfall 15 %, kompost 5 % i lysimeter A (diameter 1 m och höjd 8 m). Lysimeter B skiljer sig från A vad avser elfilteraskan som behandlats med ett organiskt kelat med pH= 11-12 och en molmassa på 3000 till 5000 g/mol. I C tillsattes oorganiskt fosfat till ett pH-värde på 1,1-2,1.

Proven från anläggning 29 som plockades 1997 las i lysimeter med en diameter på 0,3 m och höjd på 4 m. På samma sätt som för (28) tog vi tre lager, se Tabell 3-2-1 och behandlingarna motsvarade de för askan 28.

Som kontrolltestmaterial plockades bottenaska från stad A:s anläggning.

Tabell 3-2-1 Karakteristika för materialen

Anläggning nr	fyllnadsmaterial	provbenämning
Nr 28 (diameter 1 m, höjd 8 m) (juni 1995)	Prov 1[1]	A-SL, A-UL, A-LL
	Prov 2[2]	B-SL, B-UL, B-LL
	Prov 3[3]	C-SL, C-UL, C-LL
Nr 29 (diameter 0,3 m, höjd 4 m) (tidigt 1997)	Flygaska + bottenaska (1+3)	L2-SL, L2-UL, L2-LL
	Flygaska behandlad med komplexbildare+ bottenaska (1+3)	L6-SL, L6-UL, L6-LL
	Fosfatbehandlad flygaska + bottenaska (1+3)	L9-SL, L9-UL, L9-LL
	Endast bottenaska	L16-SL, L16-UL, L16-LL

Fotnot till tabellen:
SL, ytlagret mellan 50-70 cm, UL, övre lagret, LL, lägre lagret
[1], 20 % obehandlad elfilter aska från en stokerpanna + 60 % bottenaska + 15 % krossat avfall + 5 % kompost
[2], 20 % flygaska som behandlats med komplexbildare + 60 % bottenaska + 15 % krossat avfall + 5 % kompost
[3], 20 % flygaska som behandlats med fosfater + 60 % bottenaska + 15 % krossat avfall + 5 % kompost

3.2.2 Karakterisering av lakningen av rötat material

Vi har använt Simon-Speichermanns extraktionsmetod och separerat material som torkat i rumstemperatur och försökte använda korn mindre än 4,67 mm. Vi extraherade med en dubbelportion N/4 natriumhydroxid i en skaktest under 24 h. Efteråt adderades avjoniserat vatten till en N/8 natriumhydroxidlösning och vi extraherade under 24 h. Därefter filtrerades provet med ett 0,45 µm membranfilter. Lösningen har vi använt för att karakterisera nedbrytningsprodukterna.

För analyserna har vi tittat efter E220/E260, E465/E665, den specifika UV absorbansen (E254/DOC), ΔlogK (log K400 – log K600), melaninindex (MI, E450/E520) och deras fördelning. Vi tittade också strukturen av små korn med SEM och energidispersiv Röntgen, och karakteriserade mineraliserat material med röntgenananlys.

3.3 Resultat

3.3.1 Testmaterialets karaktär

Om man tänker på jordstudierna så påverkas huvudmineralerna av vädret, organiskt material, människan, geografin, vatten, matrisen och tid. I denna undersökning är dock vädret, organiskt material, geografi och tidsaspekten desamma. Matrisen av de andra mineralerna, människans aktivitet (t ex pH-styrningen) är faktorer som är olika.

Vi tittade på lysimetrarnas övre lager, ner till 30-70 cm och hittade rötter av växter, varför den dåliga avfallslukten försvunnit.

Vi har mätt TOC och LOI för det stabiliserade testmaterialet och resultaten visas i tabell 3-3-1. För lysimeter B från anläggning 28 är TOC lägre än i lysimeter A eller C, men skillnaden är inte så stor. För anläggning 29 är TOC lägre än för anläggning 28. Vi testade de 3 olika nivåerna, UL är lägre och LL högre, men vi fann inget samband mellan TOC och glödgningsförlusten (LOI) för dessa prover.

Tabell 3-3-1 TOC och LOI hos de undersökta proven

Anläggning	Prov	Lager	TOC (%)	LOI (%)
28	A	SL	2,81	12,2
		UL	1,87	20,4
		LL	1,78	30,0
	B	SL	3,39	11,3
		UL	2,84	12,8
		LL	2,42	19,3
	C	SL	2,60	10,5
		UL	2,36	16,4
		LL	1,53	21,6
29	L2	SL	1,01	22,0
		UL	1,55	16,0
		LL	1,91	24,8
	L6	SL	1,68	19,0
		UL	1,03	19,5
		LL	1,65	26,3
	L9	SL	1,96	19,1
		UL	1,88	14,9
		LL	1,71	22,2
	L16	SL	1,36	11,0
		UL	2,76	15,1
		LL	1,36	17,6
	Kontrollprov		0,84	22,9

3.3.2 Extraktion av nedbrutet material

E220/E260, E465/E665, E254/DOC, melaninindex samt ΔlogK undersöktes.
E220/E260 visar det bionedbrutna materialet, samma som LHS, nedbrutet material från avloppsvatten och LFA för vatten: det bionedbrutna materialet är mer än AHA, Aldrich Humic Acid. E220/E260 halten är högre ju djupare man går utom för L6 och L9, vilket betyder att det biologiska ytterskiktet är mer stabilt. Kontrollen av E220/E260 mängden ger följande ordning:

Kontrollmaterialet > anläggning 29 > anläggning 28 ≥ lakvatten > Aldrich HA

E465/E665 Humin är 3,8 ~5,8 och 7.6 ~11.5. Det betyder att ett lågt värde av nedbrutet material innehåller högmolekylärt material som har större andel av aromatiska

föreningar. Ett högre värde av nedbrutet material betyder att det finns lågmolekylärt metarial, alifater. Men tesresultatet och förklaringen stämmer inte.

Dock, anläggning 28 lysimetrar ABC har mera högmolekylärt nedbrutet material än anläggning 29 lysimetrar L2, L6, L9 och L16, men de har ett lägre värde. Dessutom är nedbrutna materialet E465/E665 värdet är lägre än lakvattnet från avfallet. Vi gissar att den extraherade vätskan har svag absorbans i dess våglängder, eller ingen alls, vilket påverkar resultatet. L2-L6, kontrollmaterialet UL/LL hade ingen absorbans i E465/E665 varför vi inte kunde göra någon figur över resultatet.

Det är svårt att jämföra dessa resultat med nedbrutet material från förbränningsresterna och existerande humus. Vi antar att lämplig förbehandlings- och upparbetningsmetod bör undersökas för testmaterialen, t ex att extrahera kloriderna som finns i hög koncentration och blockerar ljusabsorptionen.

E254/DOC är förhållandet av nedbrutet material i organiskt kol. Testmaterial som har brutits ner långt visar högsta värdet. Resultaten för E254/DOC låg i intervallet 0,011 till 0,036, d v s de är mindre nedbrutna är Aldrichs huminsyra (0,086), och samma gäller för lakvattnet med värden mellan 0,023 och 0,044. Särskilt visar ytskiktet (SL) på lysimetrarna A, B, C och L2 ett relativt högt värde, vilket visar att graden av nedbrytning är olika i ytskiktet, mellanlagret och bottenlagret. Vi antar att väder och vind samt växter påverkade direkt ytskiktet, som därmed fått en högre grad av nedbrytning. Det har det lägsta E254/DOC.

E450/E520 är melaminindex, vilken är ett av de enklaste nyckeltalen för att klassificera nedbrutet material. MI för 97 st prover av japansk jord är i intervallet 1,49 till 2,36. Vi kan klassificera jord efter MI i tre kategorier:

- A-typ med huminsyra, 7
- B-typ med huminsyra 1,7 – 2,0
- P eller Rp-typ, med huminsyra > 2,0 (de flesta jordarter)

MI i denna studie ligger i intervallet 0,78 till 2,05 och värdet för kontrollmaterialet är 4,61, vilket är en stor skillnad.

Syranedbrytningens ΔlogK värdet blir mindre allt efter nedbrytningen fortskrider. I allmänhet är ΔlogK värdet får A-typ syra läge än nedbrytningsvädet för B, P eller Rp-typen. Japan Soil Association kallar A-typ huminsyra för jord med ΔlogK < 0,065. Enligt Kumada (ref 2) är ΔlogK-värdet för A-typ huminsyra < 0,6, för B-typ huminsýra är det 0,6 till 0,8 och för Rp-typ är det 0,8-1,0.

Våra resultat är i intervallet 0,02 till 1,22 och 1,85 för kontrollprovet. Om klassificeringen enligt ovan kan användas för denna studies material kan vi bedöma att allt nedbrutet material är av A- eller B-typ, eller åtminstone Rp. Detta motsäger dock resultateb från E465/E665 testerna. Vi behöver därför fördjupade studier på detta område.

3.3.3 Molmassans fördelning

Vanligen ökar molantalet när nedbrytningen fortskrider. Det är känt att molantalet av huminsyran är större än det för fulvosyra, men det är svårt att dela upp nedbrutet material i huminsyra och fulvosyra med bara molantalet.

Figur 3-3-1 visar resultaten från en mätning av molära distributionen för den extraherade vätskan från ytlagret med HPLC – det var mer än 10 % av material från anläggning nr 28 som hade en molmassa över 15 000 dalton. Var angår anläggning nr 29 är andelen mindre än 10 %. Vi antar att lågmolekylärt material blir så småningom högmolekylärt. Som referensvärde har vi Aldrichs huminsyra som har under samma förhållanden en molmassa på 850 till 2500, vilket stämmer med Kims resultat (ref 7).

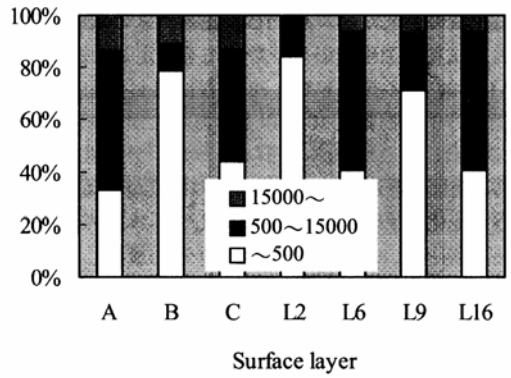


図 3–3–1. 表層 (SL) の抽出液の分子量の分布

Figur 3-3-1 Fördelningen mellan högmolekylära och lågmolekylära andel av det organiska material som lösts upp

3.3.4 Analys av mikrostrukturen med SEM-EDS och Röntgen

Vi undersökte materialen i lysimeter C för anläggning 28 (som antogs vara längst gången i nedbrytningen) och lysimeter L2 för anläggning 29 (som antogs ha kommit kortatst på vägen) med SEM/EDS. Små partiklar i lysimeter C blandade med kompost omgavs av organiskt material, och det finns inget sådant material i testmaterial från anläggning 29 utan kompost, som består mest av kalcium. Organiskt material med runf, elliptisk eler oregelbundna former i anläggning 28:s lysimeter C är matreial som bryts ner och vi antar att det extraherats under extraktionen av nedbrutet material.

Analys med Röntgen ger för anläggning 28 och 29: $CaCO_3$ (kalcit) och SiO_2 (α-kvarts) är huvudmineralen. Svaga peakar pekar på $AlSi_3O_8$ (albit), $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ (gips), $CaAl_2Si_2O_8$ (anorthite), $Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)12 \cdot 26H_2O$ (ettringit). En anledning till mineralbildningen var material från förbränningsresterena som CaO, SiO_2, Al_2O_3 och Fe_2O_3 som reagerar genom cementreaktioner och ettringiserar och bildar CaSi hydrat. När detta skapade material är i kontakt med luftens koldioxid under en lång tid tror vi att denna karbonatiserar och neutraliseras samt bildar till sist mineral som $CaCO_3$ och $CaSO_4 \cdot 2H_2O$.

3.4 Diskussion

3.4.1 Klassificeringen av nedbrutet material

Se Figur 3-4-1 för klassificeringen av material som brutits ner efter MI och ΔlogK. Referensdata utgörs av analysdata för de 97 japanska jordarna. Huvudämnet som bryts ner i anläggning 28, med mörkaste färg i vätskeextraktet är B-typ och nedbrutet material i anläggning 29 är av A-typ. Dessa resultat är motsägelsefulla. En anledning är den svaga eller icke-absorberande egenskapen vid vissa våglängder. Från dessa testresultat behöver vi en diskussion om material som bryts ner med hög kloridhalt i extraktet från förbränningsrester.

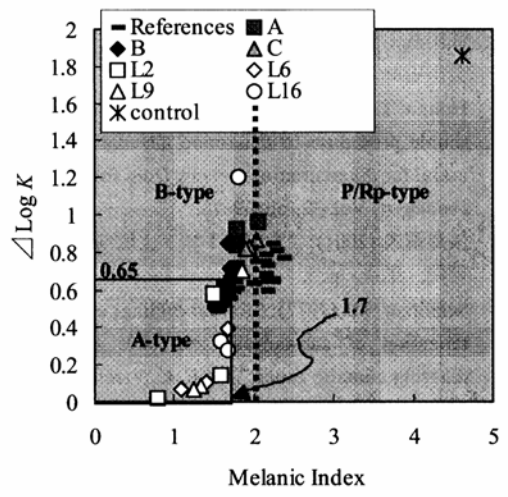


図 3–4–1. 腐植物質の分類
References: 日本土壌肥料学会編 (1997) より

3.4.2 Nedbrytningsgraden som funktion av lysimeterdjupet

Figur 3-4-2 visar absorbansen vid UV 260 nm för HPLC-extraherad vätska från lysimetrarna A, B och C, SL, UL och LL-horisonterna för anläggning 28 samt L2, L6, L9 och L16 för anläggning 29. Som Ni kan se från (a-c) i Figur 3-4-2 är absorbansen högst för SL-horisonten för A, B och C, lägst för LL-horisonten, vilket stämmer med med resultaten från Figur 3-3-2. Lysimeter C:s SL och LL-horisonter har särskilt hög absorbans, varför vi tror att C, som behandlats med ett oorganiskt medel, har brutits ner snabbast.

Diagram (d) i Figur 3-4-2 visar absorbansen för endast SL-skikten – det finns ingen större skillnad mellan olika lysimeter, men som för anläggning 28 visar lysimeter L9, behandling med ett oorganiskt medel, den högsta absorbansen.

Lysimetrarna som behandlats med ett oorganiskt medel, som C och L9, kan lätt bearbetas med borr och vi kunde bekräfta att växtrötterna spridits djupt. Bearbetningsbarheten gäller materialen i UL och LL-lagren i lysimetrarna. De är fluffiga, vilket betyder förhållanden med god ventilation och god perkolering.

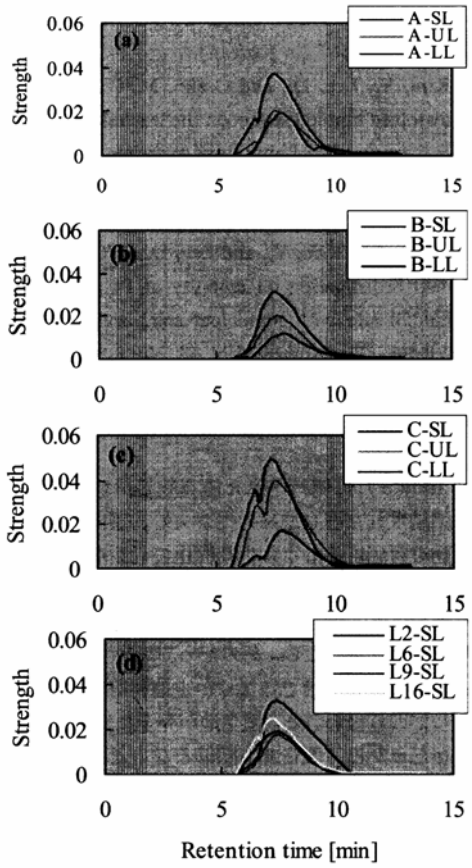


図 3–4–2. 抽出液の UV260 nm での吸光度

3.4.3 Kompostliknande organiska materialets roll

Det finns små skillnader i nedbrytning beroende på behandlingsmetoden för flygaskorna. Den viktiga skillnaden är anläggning 28 med kompost och krossat avfall samt anläggning 29 med endast förbränningsrester. Figur 3-4-3 visar också nedbrytningsgraden av proven. I mitten av den koncentriska cirkeln är Aldrichs huminsyra som är mest nedbruten. Punkterna för anläggning 28 ligger närmare center än punkterna för anläggning 29.

I anläggning 28:s fall vet vi inte vilka material som skapas av nedbruten kompost. Vi antar dock att nedbrytningen accelereras genom tillskottet av organiskt material på samma sätt som komposten i Figur 3-2-1 som visar TOC och LOI. Vi tror att tillskottet av kompost ger bättre ventilation, bättre perkolering och bättre fuktförhållanden och hjälper att öka bakterierna och deras aktivitet. Mer systematiska studier behövs.

En skillnad till mellan anläggningarna 28 och 29 är skillnad i tid, som är ca 1 år. Djupare studier behövs för att kartlägga nedbrytningens tidsberoende.

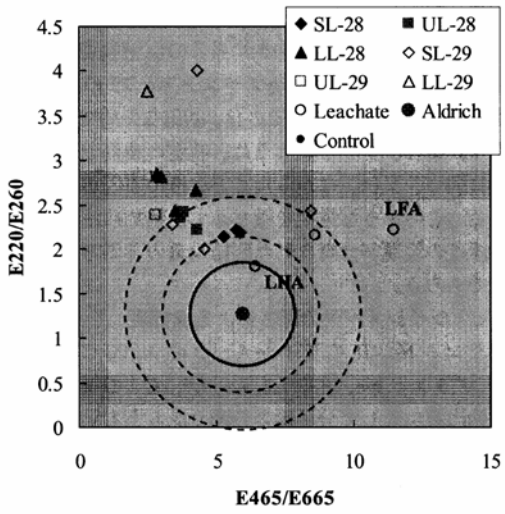


図 3-4-3. E465/E665 と E220/E260 による抽出液の分類

3.4.4 Kort tanke om extrakten från förorenat material som skapas under nedbrytningen

Affiniteten av löst huminsyra (DHM) till HOPs och deras roll o mobiliseringen är välkänd (ref 7-9). Särskilt har Mr.Osako rapporterat i referens 9 att skapandet av dioxiner i deponier påverkas av DCC (Dissolved Colouring Components), liksom DHM. Ökningen av HOPs-extraktionen som absorberas av DHM styrs av olika faktorer, t ex absorptionen av DHM på fasta material, koadsorptionen av DHM och HOPs till fast material, absorptionen av DHM och HOPs, eller absorptionen av HOPs i fasta material. Sorptionen varierar beroende på naturliga omständigheter (pH, jonkoncentration, temperatur). Emellertid, även om förhållanden ändras ökar koncentrationen av HOPs när koncentrationen av DHM ökar. Därför tänker vi att det finns en möjlighet att HOPs extrakten i deponier ökar allt efter nedbrytningen av organiskt material fortskrider under lång tid.

3.5 Slutsats

Vi har undersökt nedbrytningen i deponier 5-7 år efter återställandet och dragit slutsatser om extrakt av förorenade material genom deponiens förändring. Vi bekräftar att det finns växtrötter från jord i översta lagren, ned till 30-70 cm lagren och att lukten från förbränningen försvunnit i lysimetern. Graden av nedbrytning är olika i de olika lysimetrarna. Där det fanns organiskt material är graden av nedbrytning hög. Vi tror att en tillsats av kompost förbättrar ventilationen, perkoleringen, vilket hjälper mikroberna och deras aktivitet. När nedbrutet material är vätskeformigt blir det större utlakning av HOP från deponier.

3.6 Referenser

Referenserna är följande:

1) information på en webb plats

2) Kumada, 1995

3) Honma, Yamamoto och Matsui, Pedologist 32 (1988), 69-78

4) en universitetsbok om jord

5) Schnitzer 1977

6) Japan Soil Association

7) Kim, Lee och Osako (1999), J Korean Solid Wastes Engng, på koreanska

8) Kim Y-J, Lee D-H och Osako M; 2002, ”Effect of dissolved humic matter on the leachability of PCDD/F from fly ash – Laboratory experiment using Aldrich humic acid”, Chemosphere 47:6 (2002) 599-605

9) Osako M, Kim Y-J och Lee D-H; 2002, ”A pilot and field investigation on mobility of PCDDs/PCDFs in landfill site with municipal solid waste incineration residue”, Chemosphere 48:8 (2002), 849-856

B.5 4 Utvecklingen i deponin i ett långt tidsperspektiv

4.1 inledning

i juni av H.10 (1999) antog Japan en lag om sanering och avstängning av avfallsförbränningsanläggningarna. Regelverket för saneringsanläggningarna (deponier?) beror på den genererade jordmängden, temperaturen i deponins lager, koncentrationer i lakvätskan. Men en sådan utvärdering av deponier är en bedömning av drift- och underhållsfrågor, den är inte en utvärdering av om deponin är totalt stabiliserad, att allt skulle ha blivit jord. Deponier ger inte vanlig jord och användningsområden för deponin är begränsade.

Nu diskuterar man om deponier kan totalt återvinnas till riktig jord. Nu för tiden mineraliseras avfallet och det finns organiskt material som inte bryts ner. Detta innebär att man går åt motsatt håll från stabilisering. Av den anledningen är det mycket viktigt att undersöka hur deponien förändras av reaktioner och processer i en lång tidsskala.

I detta skede har vi förklarat aktiviteten hos små mängder förorenande ämnen på en lång tidsskala. Syftet är att bygga upp en metod att styra processen. Många olika aktiviteter hos denna lilla mängd föroreningar i deponins olika skikt påverkas av ett flertal transportprocesser och fysikalisk-kemiska reaktioner, nedbrytningen av den biologiska aktiviteten… Vi måste kartlägga reaktion för reaktion vad som påverkarföroreningarna och samtidigt tittar vi på miljöförhållanden i deponiens skikt och bedömer deras aktivitet på en lång tidsskala. I denna studie ställer vi upp ekvationer för de olika reaktionerna i en deponi, använder oss av en enhetscell för att undersöka miljöförhållanden i cellen och samtidigt omvandlingen til jord, transporten av fukt, gas och olika kemikalier. Vi programmerar reaktionen av hela deponiområdet. Vi adderar en modell för aktiviteten hos en liten kvantitet förorenande ämnen i beräkningsmodellen. I experiment simulerar vi aktiviteten hos förorenande ämnen i låg koncentration, vilka är svåra att simulera. Vi försöker hitta en metod att styra dem.

I år testade vi följande, vilket blir en bas för aktiviteten i en lång tidsskala av förorenande ämnen i låg halt:

- Ett beräkningsprogram om utvalda organiska och oorganiska komponenter, där vi skiljer mellan lättnedbrytbara, svårnedbrytbara och icke-nedbrytbara ämnen.
- Utveckling av ett matematiskt modellprogram för att beräkna aktiviteteten i en lång tidsskala för den organiska nedbrytningen. Det kan hända att denna upphör på grund av en låg bionedbrytningsaktivitet, vilken kan uppmärksammas genom att gas kommer ut och påverkar pH. Här tittar vi på en enhetscell.

Vi lyckades att reproducera förloppen med detta beräknngsprogram. Vi hittade deponier med

1) Lämplig ventilation
2) Syrajäsning
3) Metanjäsning som kommit igång
4) Kontinuerlig metanproduktion och
5) Slutligt stabiliserad deponi

Vi har inte tittat på aktiviteten hos POPs och skapandet/försvinnandet av nedbrutet material vilken påverkar POPs, inte heller på hydrofoba aktivitetn och aktiviteten av de skadliga tungmetallerna, de fysikalisk-kemiska reaktionerna, men vi vill gärna bygga upp en bas av sådana reaktioner.

4.2 Beräkningsprogram för organiska och organiska ämnen, sammansättningen i deponin

4.2.1 Totala schemat för prognosprogrammet för den långa tidsskalan

Programmet i denna studie innehåller följande:

1. Grundreaktionen i en cell
2. Tungmetallernas aktivitet i en cell
3. Skiktbildningen, vattentransporten, gastransporten, materietransporten i deponin
4. Stabiliseringen av nedbrytningen och vittringen
5. Aktiviteten hos svårnedbrytbara hydrofoba ämnen

Förndringen på en lång tidsskala av olika material i deponin beror på förhållanden i deponin, och inte bara de förorenande ämnen som finns i låg halt. Dessa förhållanden är atmosfären i deponin: absorptionen, vattenmängden, pH, jonkoncentrationen, teperaturen. Det är därför enormt viktigt att reproducera denna atmosfär i det matematiska programmet.

Om det finns mycket organiskt material i deponin då bestäms atmosfären av den aeroba nedbrytningen och syrajösningen, metanproduktionen och stabiliseringen, i nämnd ordning. Därför förklara vi reaktionen för de organiska komponenterna, deras nedbrytning på följande sätt. I Figur 4-2-1 har vi sammanställt en bild över reaktionerna och de faktorer som hör till dem.

Figur 4-2-1. Skiss över reaktioner och energi- samt materiebalanser i en deponicell. Bilden består huvudsakligen av text som är oläslig i originalet.

Vad avser punkt 2, tungmetallernas aktivitet, fortsätter vi kolonntester under aeroba och anaeroba förhållanden. Vi testar fortfarande och planerar att titta på resultaten nästa år. Joniseringen av tungmetaller och koaguleringen beror i stor utsträckning på pH-förhållandena. Vi kan använda modell (1) för attfå en reaktion.

Vad avser punkt 3 använder vi enhetsceller och gör flera lager. Efter det gör vi nästa generation. Vi har etablerat en beräkning för andra generationen och många lager. Enhetscellen som vi skapat i (1) är gjord med klassobjekt och därför är det lätt att göra många lager. Vi använder de aktuella väderuppgifterna för regnet.

Vad avser punkterna 4 och 5 har vi inte gjort något än, men vi använder testresultaten från samma projekt.

4.2.2 Numeriska formler för grundreaktionerna i en enhetscell

4.2.2.1 variabler i en cell

Vi visar nu variabler och parametrar som är beroende av varandra i en enhetscell, se Figur 4-2-2. Variablerna är
q_L^{in} för vattenflödet in
q_L^{out} för vattenflödet ut ($q_L^{out} = q_L^{in} + V\Sigma R_{H2O}^{i}$)
q_G, gasflödet ($q = - V(RT/P_T)\Sigma R_G^{i}$)
V, cellens volym ($V = V_L + V_G + V_S$)
V_L, vattenmängden i cellen
$V_L/V = \theta$, mättnadsförhållandet
V_G, gasmängden i cellen
V_S, mängden fast material i cellen
P_T, totala trycket
R, gaskonstanten
T, temperaturen i cellen

Koncentrationen i vätskan är C^i (i=1:8 för ättiksyra, acetat, ammoniak, ammonium, nitrat, kolsyra, bikarbonat, karbonat och kalcium)

Koncentrationen i luft är P^i (i=1:6 för syrgas, kvävgas, metan, koldioxid, vätgas och ammoniak).

Koncentrationen i fasta materialet är Si (i=1:4 för S_{ORG}, lättnedbrytbart organiskt, S_{CEL}, svårnedbrytbart organiskt, S_{NON}, ej nedbrytbart organiskt samt S_{INO}, oorganiskt)

Fyllnadsvärdet vid tidiga förhållanden är $\rho_{AV,dry}$ för fast material, $\rho_{AV,\,WET}$ för vatten och ρ_{Solid} för fasta materialet.

Bakteriekvantiteten är Xi (i=1:6, MT, metanbakterier från ättiksyra, MT2 metanbakterie från vätgas och koldioxid, OA, aerob nedbrytning av lättnedbrytbara organiska ämnen, OS, syrajäsningsbakterie för lättnedbrytbara organiska ämnen, NA, aerob nedbrytningsbakterie för svårnedbrytbara organiska ämnen samt NK, anaerob nedbrytningsbakterie)

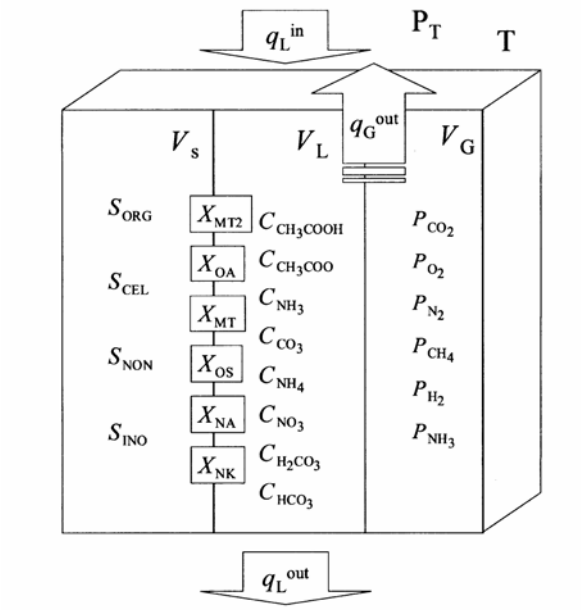


図 4–2–2. 単一セルモデルにおいて設定した変数及びパラメータ

Figur 4-2-2 Sammanställning över beteckningarna i ekvationerna

4.2.2.2 ekvationer

Detta avsnitt har inte översatts då det mest består av matematiska formler.

4.2.2.3 bakteriell nedbrytningshastighet

Detta avsnitt har inte översatts då det mest består av matematiska formler.

4.3 Resultat från beräkningar för superlång tid av den organiska nedbrytningen i en cell

Vi räknade upp till 820 år, d v s 30 000 dagar. Det tog 5 minuter för 0,1 d. Beräkningsresultaten visas i Figur 4-3-1. I detta fall har vi anpassat parametervärden för att simulera förhållandena. Med denna metod har vi bara fått resultat för organiska ämnen som är nedbrytbara, men vi tycker att vi fått viktiga resultat.

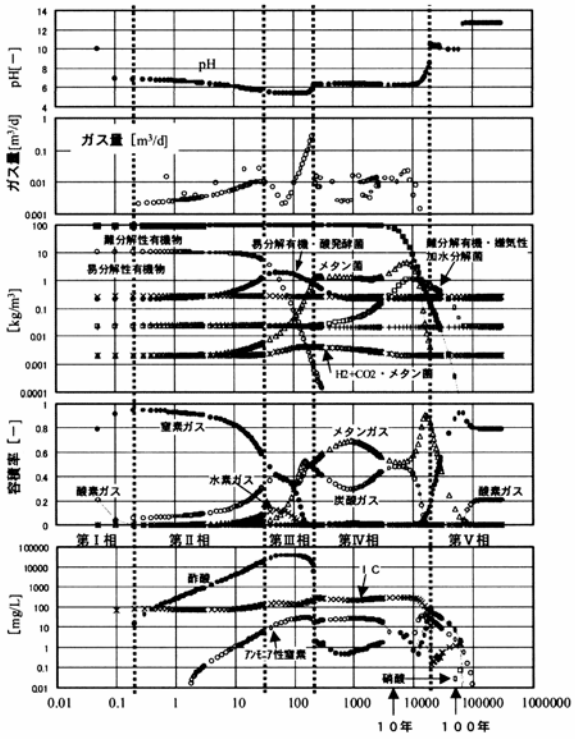


図 4–3–1. 計算結果の例（820 年までの計算）

Figur 4-3-1 *Ett exempel på resultaten från en simulering av förloppen i en deponi över 820 år.*

Det testmaterial som vi hade var brännbart avfall, plast, förbränningsrester med en glödförlust på 5 %. Obrännbart avfall deponeras, brännbart avfall i stora deponier efter att järn plockats bort och monstren krossats. En deponivolym på 1 m^3 innehåller 10,4 kg lättnedbrytbart organiskt material, 99,8 kg svårnedbrytbart organiskt material, 122,4 kg icke-nedbrytbart organiskt material, mineraler 688 kg TS. Vid fuktmättnad innehåller volymen 29,5 % luft, 26,5 % vätska och 44 % fast material. In kommer 2,2 mm vatten per dag.

Om trycket är under atmosfärstryck sugs luft in (det blir ett negativt relativt tryck när koldioxid absorberas i vatten). Gas strömmar in och ut. Insidan av det fasta materialet har samma temperatur som luften och är stabil vid 300 K.

Den första aeroba nedbrytningen tar 0,2 d (5 h) och syret försvinner ur deponin som övergår i en annan regim. Det andra skedet är syrajäsningen som råder mellan 0,2 d och 30 d. Under denna tid minskar mängden lättnedbrytbart samtidigt som ättiksyrmängden ökar till flera tiotusentals ppm (detta värde är tror vi för högt). Koldioxid och vätgas produceras, kvävgas drivs ut ur deponin vilket gör att dess koncentration minskar. Det tredje skedet från dag 30 till dag 200 är metanjäsningens början. Gaskoncentrationen går upp mycket och ättiksyrakoncentrationen minskar mycket. Det innebär att ättiksyran jäser till metan. I det fjärde skedet produceras metan kontinuerligt mellan dag 200 och dag 20 000. Metan produceras fortsättningsvis på en låg nivå (huvudsakligen genom nedbrytningen av bakterier). De svårnedbrytbara ämnena tar lång tid att brytas ner i de

numeriska resultaten. I det femte skedet är deponin stabiliserad från 20 000 d till oändlighet. Metan produceras inte längre eller fortsätter på en mycket låg nivå. Kvävgas kommer tillbaka till deponin. Syrgas kommer också tillbaka, men på grund av ättiksyrans nedbrytning förbrukas den och syrekoncentrationen stannar på en låg nivå. Slutligen ökar syrehalten när organiskt material har försvunnit, men inte förrän aeroba nedbrytningen och syrajäsningen upphört. Syrekoncentrationen ökar men är inte tillräcklig för att aeroba bakterierna skall komma igång i nämnvärd omfattning. Vi har kunnat prova genom denna beräkning.

4.4 Slutsats och framtida arbeten

Följande förlopp tycker vi behöver läggas in i berökningsprogrammet:

- Det nedbrutna materialets aktivitet och transport
- De oorganiska materialens aktivitet (tungmetaller, saltkemiska balans, absorption och lakningsaktivitet
- Värmeöverföring
- Fukt
- Gastransport

Vi vill utöka denna modell till en 3D-modell, och vill göra en modellkalkyl av POP i låga koncentrationer.

B.6 5 Mekanismer för stabiliseringen av tungmetaller genom åldring

5.1 Inledning

Dagens socio-ekonomiska förhållanden karakteriseras av massproduktion, masskonsumtion och massövergivande, vilket betyder att avfall ökar med en värdering av typ av avfall, brist på slutbehandling av förbränningsrester, kapacitet. Det ger problem för den biologiska sfären, atmosfären och industriaktivitet. Människor är oroliga om deponeringens säkerhet (slutbehandling) eftersom förhållanden inte är kontrollerade. Därför behövs det kunskap om föroreningar i små halter i ett långt tidsperspektiv för behandlingsplatsen och hur de kan styras.

I denna studie har vi mätt ändringen i den extraherade karaktären hos åldrat material, d v s åldrad aska i kombination med vatten, temperatur och tryck. Vi förstår nu mekanismerna för stabiliseringen. Först åldrar vi aska under vissa fukt-, tryck- och temperaturförhållanden, sen ändras förhållandena och bestämmer ändringen i sammansättningen. Därefter undersöker vi mekanismen för stabiliseringen. Vi vet att ytjorden i Japan till 40 % består av vulkanaska och anser att förbränningsrester är människoskapad vulkanaska, och söker därför vägar att förändra kemin i förbränningsrester så att de också blir jord.. Man kan också påverka processen genom att addera något till eller göra något med förbränningsresterna så att man kan styra dem och stabilisera resterna.

För att minska andelen förorenande ämnen i förbränningsresterna kan man använda centrifu7gering och plocka ut dem tillsammans med vattnet, och undersöka stabiliseringen av förbränningsrester och utlakning av tungmetaller.

5.2 Försöksförhållanden och försöksmetod

5.2.1 Åldringsförsök med förbränningsrester

5.2.1.1 Försöksmaterial

Vi använder elfilteraska och förbränningsrest (bottenaska?) från en förbränningsanläggning som har torr rökgasrening och presenterar resultat från andningsförsöken i enlighet med Miljöministeriets test nr 46 (JLT nr 46) enligt Tabell 5-2-1. Först används flygaska med mycket bly för vilken olösligheten är lätt att tolka. Därefter testade vi IR aska (bottenaska) och ser om den har samma karakteristika.

Tabell 5-2-1 Materialförhållanden i försöken

Ämne	Flygaska		bottenaska	
	Innehåll (mg/kg)	Halt i extraktet (mg/l)	Innehåll (mg/kg)	Halt i extraktet (mg/l)
Ca	240 000	2 500	14 800	600
Na	35 700	-	8 520	-
K	32 500	-	5 280	-
Pb	3 650	19	1 190	0,26
Cr	980	0,07	990	<0,01
Cd	280	<0,01	9	<0,01

Tabell 5-2-2 Försöksförhållanden

Försök nr	Typ av aska	Temperatur (^{o}C)	Utrustning
A1	Flygaska	110	Tork
A2	Flygaska	60	Tork
A3	Bottenaska	110	Tork
A4	Bottenaska	60	Tork
B1	Flygaska	17	Rumstemperatur
C1	Flygaska	120	Autoklav
C2	Bottenaska	120	Autoklav

Tabell 5-2-3 Experimentella förhållandena

Max diameter	4,75 m
Densitet	2,33 g/cm^3
Ca	120 000 mg/kg
Na	8 200 mg/kg
K	6 700 mg/kg
Pb	750 mg/kg
Cr totalt	230 mg/kg
Cd	12 mg/kg

5.2.1.2 Försök med fukthalten

Vi gjorde följande försök för att kontrollera om det finns någon effekt av upprepad befuktning och torkning på utlakningen av bly. För att bestämma torktiden vid varje temperatur befuktades materialet till 30 % och torkades på ett plasttråg vid 60^{o}C eller 110^{o}C. Vi följde processen varje timma genom att laka provet och kunde bestämma minimum tid för att provmaterialen skulle bli torrt. Vi tog försöksmaterialet i en behållare, hällde rent vatten på det och anpassade fukthalten till 30 %. Vi torkade i torkapparat vid 60^{o}C eller 110^{o}C, hällde rent vatten till en fuktighet på 30 % igen. Detta är processen och vi upprepar den.

När vi torkar upprepade gånger har vi samma tjocklek på tråget, 1,5 cm. Efter en process tar vi 50 g av materialet och gör en JLT-46 laktest vid statisk pH.

I försöken anpassa pH vid L/S = 10 förhållandet med hjälp av 1 N HNO_3 till pH 4, 6, 8, 10 och 12. Vi blandar under 6 h, filtrerar av med ett membranfilter på 0,45 μm. Vi utvärdera genom att mäta pH och Pb-koncentrationen i vätskan. Vi testade också lakvattnet med 30% fuktighet vid 17^{o}C.

5.2.1.3 Hög temperatur och högt tryck försöket

För att bestämma utlakningen av bly från förbränningsresten vid hög hög temperatur och högt tryck gjorde vi följande test.

För använde vi rent vatten till 30 % av förbränningsresten (bottenaskan?), la i rena triangelflaskor på 500 ml, och la dem i en autoklav för att minska antalet bakterier (120^{o}C, 223 kPa). Under locket la vi en triangelflaska med 100 ml bägare för att behålla samma fuktighet inom 1-2 %. Vi testade materialet efter upprepade vätning och torkning på samma sätt som ovan med hjälp av JLT-46 pH-statiska test. Resultaten från pH-mätning och bestäming av Pb visas i Figur 5-2-2.

5.2.2 Centrifugeringstest

i denna försöksserie centrifugerade vi förbränningsrestaskan (Incineration Residue Ash) (bottenaska?), en vanlig aska, i vätska för att ta bort farliga tungmetaller. Vi har använt aska som lufttorkats. Vi mättade förbränningsrestaskan i destillerat vatten eller en lösning av salpetersyra. Därefter sänktes trycket med en vakuumpump och lösningen sugs upp för att fördelas i strilar över askan. Därefter centrifugerade vi testmaterialet med hög vattenkoncentration. Vi visar karakteristika hos försöksmaterialet i Figur 5-2-3.

Första testvattnet från en centrifugering av IR askan med låg fuktighet är 32,4 %. Vi använde en Kokusa centrifug H2929 (som är ganska vanlig i Japan) med 14,1 cm radie på rotorn, 6 st provrör, 80 g per rör. Vi använde tre olika centrifugeringshastigheter – först 2 000 g, sen 5 000 g och sist 10 000 g – och tider på 2, 5, 10, 20, 30, 60, 90 minuter. Vi bestämde förhållandet mellan centrifugerade vätskan och fast material. Vi räknade förhållandet mot tiden, samt utförde JLT-46 testeet före och efter centrifugering. Vi gjorde ett tillgänglighetstest före centrifugering och mätte pH, Ca, Na, K, Pb, total Cr, Cd efter centrifugering och gjorde analyser.

Vi använde lösningsmedel för högt vattenuttag, rent vatteb och använde 5N salpetersyra för att öka Pb-utkakningen. IR-askan med hög vattenhalt tog vatten som rann igenom av gravitationskraften. Efter att vatten runnit ut genom tyngdkraften, centrifugerade vi som tidigare. Det tidigare testet nr 4, där kunde vi inte se någon tydlig relation mellan centrifugalkraften 2 till 10 000 g och tungmetallutlakningen. Vi använde stegen 100 g, 500 g, 1 000 g, 2 000 g och 5 000 g under en tid på 90 min. ###Nästa sats fick vi inte någon rättsida på: *test solvent för centrifugering analyserade lösningsmedel återanvänd IR-aska vätska och vätska från centrifugering lösningsmedel efter absorption och tryckminskning###*

5.3 Resultat och prognos

5.3.1 resultat av åldringstest med IR-aska

5.3.1.1 Ändring i vattenupptagningshastighet vid olika torktider och i kvarvarande bly

I Figur 5-3-1 visar vi flygaskans relation mellan fuktighet och torktid, och i Figur 5-3-2 mellan Pb-lakning och torktid. Torkning vid 60^{o}C ger en långsammare torkning än vid 110^{o}C, Efter 8 h är fukthalten nere vid 0 %. Blylakningens koncentration gick ner mycket första timman och fortsäter gå ner långsammare därefetr. Efter 8 h är förhållandena i askan stabila.

När vi torkade vid 110^{o}C blev fukthalten nästan 0 % efter 2 h och utlakningen av Pb blev lägst efter 3 h. Man kan säga att fastläggnigen av Pb tar det minst 8 h vid 60^{o}C och 3 h vid 110^{o}C torkning. Det är en enda torkning. Ur Figur 5-3-2 ser vi att fastläggningen av Pb sker snabbare om vi torkar vis 60^{o}C än vid 110^{o}C. Blyets fastläggning, fuktighetsförhållanden och torkningshastigheten påverkar varandra. Vi har förstått att fastläggningen av bly kräver närvaron av vatten.

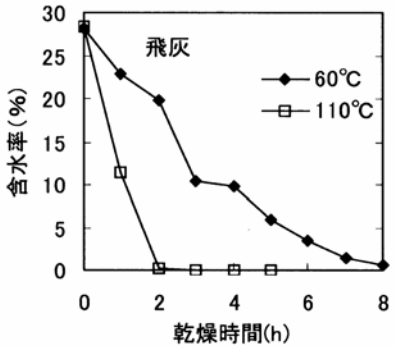


図 5-3-1. 含水率と乾燥時間の関係

Figur 5-3-1 Utlöst mängd i olika försök

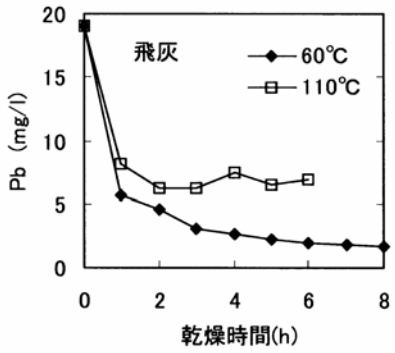


図 5-3-2. Pb 溶出濃度と乾燥時間の関係

Figur 5-3-2 Utlöst blymängd i olika försök

5.3.1.2 Fastläggningen av Pb, beroendet på fukt och torkprocess

Vi visar tidsberoendet av Pb-lakningen (koncentrationen i lakvattnet) för flygaska i Figur 5-3-3. Man kan se att Pb inte löses upp efter en vätnings- och torkningsprocess. För

- Material som är i fuktig kondition och stod i rumstemperatur i 48 h
- Material som torkats vid 60oC och använts efter 40 h
- Material som torkats vid 110oC ocha navänds efter 15 h
- Material med olika temperaturer och tid

Blev blyutlakningen mindre än 0,01 mg/l som är mindre än gränsvärdet i reglerna. I den tidigare testen trodde vi att blyets fastläggning kunde påverkas av vattnet, men material som torkats vid 110oC har större acceleration av blyupplösningen än material som hade samma fuktighet. Testerna visar således att temperaturen har betydelse också.

Härnäst visar vi testresultatet med IR aska i Figur 5-3-4. Extraktibiliteten hos detta materials bly var hög men efter flera cykler av våt/torr behandling såg vi att bly fastlades, på samma sätt som för flygaska. Materialen klarade reglerna vad gäller Pb.

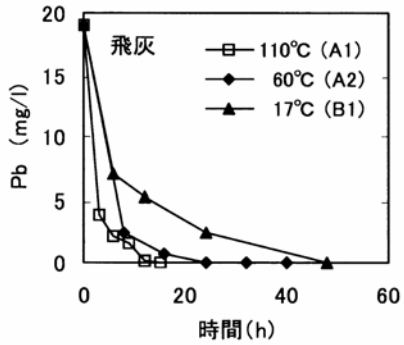


図 5-3-3. Pb 溶出濃度の経時変化

Figur 5-3-3 Utlöst blymängd i olika försök

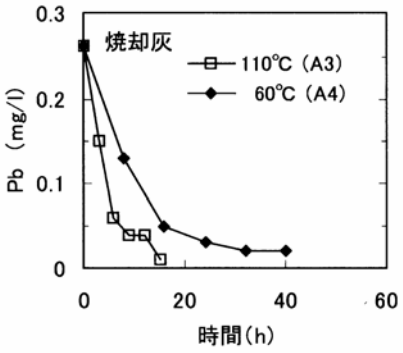


図 5-3-4. Pb 溶出濃度の経時変化

Figur 5-3-4 Utlöst blymängd i olika försök

5.3.1.3 Blyets fastläggningsreaktion vid hög temperatur och högt tryck

I Figur 5-3-5 visar vi ändringen av koncentrationen av extraherat eller utlakat bly under (högt P, hög T) förhållandena för flygaska och för IR-aska. Efter flera gångers uppvärmning och trycksättning blev Pb-halten lägre än gränsvärde för IR-askan efter 2 h, men inte för flygaskan. Halten av bly från flygaskan är 0,29 mg/l efter 2 h vid förhöjd temperatur och förhöjt tryck. Vi gjorde om testet med befuktning/torkning 3 ggr, totalt 9 h, vid 110oC och fick fram en koncentration som var lägre än 1,5 mg/l. Resultaten från dessa försök visar att trycksättning och uppvärmning av fuktig aska accelererar fastläggningen av bly.

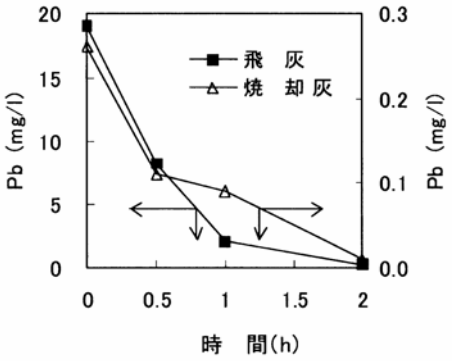


図 5-3-5. Pb の溶出濃度と加熱・加圧時間の関係

Figur 5-3-5 Upplösningen av bly under olika förhållanden

5.3.1.4 Lakvattnets förhållande mellan pH och Pb-fastläggningen

Vi undersökte fastläggningen av bly i befuktning/torkningsförsök, uppvärmning/trycksättningsförsök som metoder att ändra miljöförhållandena samtidigt som lakvattnets pH ändras. Vi visar sambandet mellan blyets fastläggning och lakvattnets pH för de olika proven i Figur 5-3-6. Blyets fastläggningshastighet betyder att minskningshastigheten för koncentrationen är 2 % (förstår inte denna sats). Under befuktning/torkningsförhållandena går pH ner när blyet fastläggning ökar. Å andra

sidan under högt tryck och hög temperatur förhållandena ökade fastläggningen av bly även om pH inte ändrats. Efter dessa tester drar vi slutsatsen att blyets fastläggning vid högt tryck och hög temperatur påverkas mer av mineralsammansättningen än av pH.

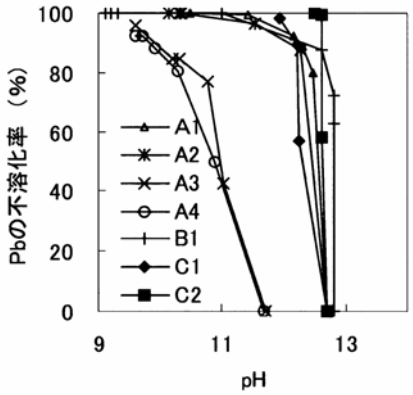


図 5-3-6. Pb 不溶化率と pH の関係

Figur 5-3-6 Upplösningen av bly under olika förhållanden

5.3.1.5 Upplösningen av bly och dess pH-beroende

Vi testade blyets upplösning från material där bly fastlagts i en pH-beroende test och titade på upplösningen av Pb i sur miljö och starkt alkalisk miljö. De material som vi testade är:

- o Aska i ett tidigt stadium av fastläggningen, 0,5 h
- o Aska i ett sent stadium av fastläggningen, 2 h
- o Material som befuktats och torkats 2 ggr, och 5 ggr
- o Material som behandlats vid högt tryck och hög temperatur

Vi visar resultaten för flygaskaA1 och A2 i en pH-beroende test i Figur 5-3-7.

Vi förstår att utlakningen vid pH 12 (starkt alkalisk miljö) av Pb minskade efter behandlingen jämfört med originalaskan. Utlakad mängd enligt JLT-46 är mycket liten, vilket betyder att vid fastläggningen har bly ändrats till bly som inte är pH-beroende. I sur miljö, pH 4, ökar det utlakade blyet jämfört med originalaskan. Utlakningen ökar med material där Pb fastlagts. Särskilt material som inte är lösliga löser sig ganska mycket i sur miljö, vilket innebär att det finns mycket bly som löser sig vid lågt pH.

Vi analyserade den ursprungliga flygaskan och material som har värmts upp i autoklav under 1 h med asveende på kemiska strukturen. I den ursprungliga askan fanns Pb som metalliskt bly, PbS och $PbSO_4$ som en form av olösligt bly. Efter uppvärmning under tryck ändrades $PbSO_4$ till $PbCO_3$, vilket inte stämmer med resultaten från pH-beroendetesten. Ändringen hör snarare ihop med modifikationer av matrisen kring Pb, vilket måste undersökas närmare.

5.3.2 Centrifugeringsförsöken

I figur 5-3-8 visar vi relationen mellan IR-aska med låg vatenhalt och varvtal för en slurry med hög askhalt. När vi centrifugerade 90 min fick vi lösningsmedlet från IR-askan:

- 67 % efter centrifugering vid 200 g
- 73 % efter centrifugering vid 5 000 g
- 78 % efter centrifugering vid 10 000 g

I tabell 5-3-1 visar vi för lösningsmedel från IR-aska (centrifugkraften 10 000 g) resultat från lakförsök för IR-askan före samt efter centrifugering. Dessutom visar vi lakresultaten för olika material efter en tillgänglighetstest. Eftersom Totalt Cr och Cd mindre än japanska gränsvärden testade vi Pb. Det finns ingen skillnad i Ph mellan lösningsmedlet efter centrifugering och lakvattnet i en laktest.

Tabell 5-3-1 Mängd som gått i lösning i de olika försöken

Storhet	I försöket			
	Förhållandet Lakvatten/aska	Före centrifugering	Efter centrifugering	tillgänglighet
pH	12,6	12,7	12,8	0,2
Ca	1 100	4 300	2 500	100 000
Na	1 300	2 000	50	5 400
K	1 000	1 400	350	3 400
Pb	0,1	3,1	3,9	32,3

Vad angår Ca, Na, K och Pb, har IR-lösningsmedlet lägre lakvattenhalt, särskilt för Pb. Halten i IR-lösningsmedlet var 3 % av halten i lakvattnet, d v s ungefär samma som före centrifugeringstest, och vi kunde inte få bort det. I centrifugeringen kunde vi ta bort tungmetaller från flygaskans lakvatten, men inte för IR-askan. En orsak är att bly är bundet på olika sätt, d v s fördelningen av bly i tvärsnittet av en IR-askas partikel är annorlunda den i en flygaskas partikel. Partiklarna är större och de har en komplicerad struktur. IR-askan har små porer och det finns tungmetallerna i småpartiklarnas IR-lösningsmedel, som därför inte kunde tas bort med centrifugering. Och så finns med Ca och Cl- i IR-askan som hjälper utlakningen av Pb. Halten Pb i lakvattnet efter en laktest är större i aska som centrifugerats än i askan före centrifugering. Det finns bly som inte tas bort med lösningsmedlet och partiklar av IR-aska förstörs av de starka krafterna vid centrifugeringen, vilket ger en större kontaktarea och därmed större utlakning. Det spelar ingen roll vid centrifugeringen då den utlakade mängden bly är mycket mindre än vad som finns i askan. Det finns inte så stor volym i en centrifugeringstest.

Som vi förklarat kunde vi inte ta bort bly från IR-askan med en liten vattenvolym i centrifugeringen. Därför gjorde vi en test med en stor vattenvolym i förhållande till IR-askans mängd med målsättningen att ta bort det Pb som finns i utrymmet mellan de små hålen i partiklarna. Vi visar i Tabell 5-3-2 lakvätskan, absorptionen och reducerade trycket för laktesten på IR-aska före centrifugering och efter centrifugering. Vi visar

olika vätskevolymer med olika absorbenttryck. Vi visar också relationen med centrifugeringskraften.

Tabell 5-3-2 utlöst mängd från aska till vattnet under olika centrifugeringshastigheter. Tabellen är ganska stor och tillför mycket litet, varför den inte återges här.

Om man tittar på skillnaden mellan lite vatten vid centrifugeringen och mycket vatten vid centrifugering kunde man ta bort bly efter absorbering och minskat tryck. Det finns också ett beroende av den borttagna volymen på centrifugeringskraften. För Ca, Na och K finns det inte någon markerad skillnad mellan mycket-vatten förhållanden och lite-vatten förhållanden. Där bly togs bort under processen tror vi att lösningsmedlet kommer in i små siter i partiklarna och kunde överföra Pb till lösningsmedlet. Vi förstår att god tillgång till vatten och lägre tryck är ett effektivt sätt att ta bort Pb från IR-aska.

I nästa steg har vi jämfört resultaten från användningen av olika lösningsmedel under mycket vatten förhållanden i Tabell 5-3-2. För Na, K finns det ingen skillnad mellan olika lösningsmedel. För Ca och Pb visar laktester att vi kunde ta bort vätskan mer effektivt när salpetersyrahalten var högre. Vid centrifugering med mer än 100 g hade lösningsmedel med HNO_3 tagit bort mindre bly än rent vatten.

Nu undersökar vi laktesternas resultat med lösningsmedel baserade på HNO_3. Om man använder dessa lösningsmedel får man starkt sura förhållanden och man kan få ut mera bly än vad som kan prognosticeras ur tillgänglighetstestets resultat (Tabell 5-3-1). ###Svårbegriplig sats: i IR-lösningsmedlet som vi tog ut efter centrifugering finns det mycket bly, men vi fick bly efter centrifugering av IR-askan – vi tror att det fanns lösningsmedel i IR med högt Pb-innehåll i IR – vi hällde IR-lösningsmedel i askan och det fanns mycket bly kvar, 50 % vid centrifugering vid 100 g och 10 % vid centrifugering 5 000 g – det finns alltså kvar vätska i IR-askan###

5.4 Slutsatser

Vi visar att resultatet från denna studie är:

- Vattenhalten är viktig för förhållanden för fastläggningen av bly
- Blyets fastläggning accelereras om man upprepar befuktning och torkning jämfört med ständigt fuktiga förhållanden
- Blyets fastläggning påverkar inte bara pH men påverkar också ändringen av kristallstruktur eller mineralförändring
- Om man behandlar askan med en lämplig befuktning/torkning med hög temperatur och högt tryck löses den upp under sura förhållanden
- Vi testade centrifugeringsförsök med olika centrifugalkrafter för IR-aska under mindre fuktiga förhållanden. Vi fick ungefär 70 till 80 % av lösningsmedlet från IR-askan efter 90 min men IR-askan och flygaskan är annorlunda. Vi kunde inte ta bort Pb i lika stor utsträckning som i laktesterna trots att vi centrifugerade IR-askan under relativt torra förhållanden vid högt varvtal. Vi tror att partiklarnas fördelning i askans inre struktur, blyets tillstånd i IR-aska och flygaska är olika, vilket påverkar lakningskarakteristika.
- Vi kunde accelerera blyets upplösning genom att fylla kaviteter och mellanrummen mellan mikropartiklarna i IR-askan med vätska när vi tillförde

denna i riklig mängd. Och så kunde vi ta bort mycket Pb med HNO_3-baserade lösningsmedel jämfört med vad tillgänglighetstesten gav anledning att förutsäga. Och mängderna i laktestet minskade lika mycket eller mindre än med vatten

5.5 Litteratur

Shimaoka
Chimenos
Zevenbergen
Shimaoka m fl, 12th Ann. Mtg of Japan Solid Waste Management Society
Miyaxxx?, 10th Ann. Mtg of Japan Solid Waste Management Society

B.7 6 Slutsatser

Det här året har vi sorterat bottenaskans in i en databas, undersökat den fysikalisk-kemiska förändringen av deponi under 5-7 år, särskilt rötning och karbonatisering. Genom tester har vi sett fördelningen av utlakningen av förorenat material. Vad gäller aktiviteten i ett långtidsperspektiv av förorenat material titar vi på biologiska reaktioner, fysikaliska reaktioner i enhetsceller av en deponi, överförings- och fördelningsmodell och gjort ett beräkningsprogram. Till sist försökte vi hitta en teknik att styra utlakningspotentialen för tungmetaller och HOPs i ett långt tidsperspektiv, särskilt effektiviteten av tungmetallernas mineralstabilisering och dess mekanism och vi skriver om vår åsikt.

Vi använde databasen i Kapitel 2 och analyserade orsaken av grundämnens struktur i huvudaskan. Vi underströk att fördelningsformen för grundämnens kvantitet är olika för olika grundämnen. Det finns grundämnen som har en skev fördelning och andra har en normalfördelning (log-standard fördelning) och anledningen som påverkar formen är uppvärmningsvolymen och kylningsmetoden.

I Kapitel 3 testade vi rötning av deponi som har gått 5-7 år efter deponering. Vi undersökte kvantiteterna av förorenat material. När vi tog upp proven fann vi växtrötter i yttre lagret, ner till 30-70 cm djup och det luktade inte längre som en förbränningsrest brukar göra. Graden av nedbrytning är olika beroende på lysimetrarnas innehåll. Då kompostliknande organiskt material tillförts var graden av nedbrytning hög. Genom att addera kompost har ventilationen och permeabiliteten för vatten vid perkolering och fuktbehållningen blivit högre och tillåter en större mikrobiologisk aktivitet. Då nedbrutet material kommer ut ökar HOPs i deponin.

I Kapietl 4 har vi testat följande två saker om förorenat material i en deponi i ett mycket långt tidsperspektiv:
Ett beräkningsprogram för slumpmässigt plockat organiskt material i deponi sorterat i lättnedbrytbart, svårnedbrytbart och ej nedbrytbart
Ett beräkningsprogram för mikrobiologiska nedbrytningen av material, deras uppkomst och försvinnande och gasproduktion och pH-förändring, i ett långt tidsperspektiv

Den modell som ställts upp användes för beräkning, vilket hjälpte analysen av det långa tidsperspektivet och av material i små koncentrationer. I år har vi lyckats med denna modell att reproducera följande processer i deponin:
- Aerob nedbrytning
- Syrajäsning
- Början av metanjäsningen
- Den kontinuerliga metanproduktionen
- Stabiliseringen och till sist den permanenta stabiliseringen

Kopieringen stämde med de existerande förhållandena *(troligen menar de: förhållanden i en verklig deponi kunde återges)*

I Kapitel 5 undersökte vi tungmetaller under åldringen, och särskilt blyets fastläggning och stabiliseringsmekanism. För fastläggningen av bly är tillgången till vatten mycket viktig. Fastläggningen av bly accelerade med befuktning-torkningscykler jämfört med

konstanta förhållanden. Blyets fastläggning påverkar kruistallstrukturen och orsakar mineralförändringar och inte bara pH. Med en kombination av befuktning och torkning vid högt tryck och hög temperatur ökade lösligheten i sur miljö. Vi testade IR-askan med en liten tillsats av vatten, med olika centrifugeringskrafte under 90 min och fick ut 70 – 80 % av lösningsmedlet, men IR-askan skiljer sig från flygaskan. Vi tog bara lite bly med centrifugering av IR-askan med en liten tillsats av vatten jämfört med det som lakar ut vid en laktest. Vi förmodar att partikelfördelningen och partiklarnas inre struktur och formen av blyets förekomst i askan, IR-aska och flygaska, är olika, vilket påverkar utgången av försöken.

Vi har testat och övertygat oss om att vi kan accelerera utlakningen av bly genom att se till att lösningsmedlet fyller kaviteter och mellanrummen mellan mikropartiklar i IR-askan. Se ovan Kapitel 5 och tillsatsen av HNO3-baserade lösningsmedel ledde till en högre utlakning av än i laktesterna. Salpetersyrans extraktionsförmåga är dock mindre än rent vattens.

I sammanfattning, för varje kapitel fortsätter vi nu i tredje året testen av nedbrytningen av IR-aska, pH, HOPs och tungmetaller som följd av nedbrytningen och karbonatiseringen. Sådana test som vi gjorde i Kapitel 4 och vi använder den som simuleringsmodell vilket ger en förutsägelse av tillgänglighetstestets resultat, den långsiktiga stabiliseringens omfattning utgående från den kortsiktiga stabiliseringen

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35

Q4-233

913

Evaluering av jordmånsbildande askbehandlingsprocess (EJA) - förstudie