

Miljøprojekt nr. 146

1990

Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøprojekt

- Nr. 62 : Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63 : Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64 : Kosmetik - bivirkninger
- Nr. 65 : Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66 : Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67 : Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68 : Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69 : Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70 : Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71 : Kviksølv i havneslam
- Nr. 72 : Organic solvents
- Nr. 73 : Arealanvendelse og geologi - nitrat i grundvand
- Nr. 74 : Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75 : Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76 : Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77 : Kviksølv i jord
- Nr. 78 : Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79 : Leptospirabakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82 : QSAR og toksikologi - en ny strategi i kemikalie-vurdering
- Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi
- Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plast-materialer
- Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
- Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90 : Nikkelafrigivelse fra metallegeringer
- Nr. 91 : Algetoksicitetstest
- Nr. 92 : CFC-forbrugsmønstre i Danmark
- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard assessment of 1, 1, 1-trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdnings-produkter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepille-industrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risiko-accept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram
- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteri-branchen
- Nr. 117 : Dioxinemission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klor-kilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
- Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervs-virksomheder
- Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde
- Nr. 124 : Vedligeholdelse af køle-smøremidler
- Nr. 125 : Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
- Nr. 126 : Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
- Nr. 127 : Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 128 : Nedsivning fra byggeaffald
- Nr. 129 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
- Nr. 130 : Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
- Nr. 131 : Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
- Nr. 132 : PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m.v.
- Nr. 133 : PVC i byggeri og anlæg
- Nr. 134 : PVC i emballage
- Nr. 135 : Hjemmekompostering
- Nr. 136 : Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
- Nr. 137 : Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138 : Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139 : Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140 : Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141 : Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142 : Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143 : Katodisk elektrodypemaling
- Nr. 144 : Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145 : Genanvendelse af nedkøst tegl
- Nr. 146 : Restprodukter fra røggasrensning ved affalds-forbrænding

Miljøprojekt nr. 146

1990

Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I

Udredning

Ole Hjelmar & Hanne Thomassen,
Vandkvalitetsinstituttet, ATV
Hasse Højmark, N&R Consult A/S

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

INDHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	5
<u>0.</u> RESUMÉ OG KONKLUSIONER	7
<u>1.</u> BAGGRUND	11
<u>2.</u> RØGGASRENSNINGSPROCESSER	15
2.1 Kemiske reaktioner	15
2.2 Procestyper	15
2.2.1 De tørre processer (TP)	16
2.2.2 De semitørre processer (SP)	17
2.2.3 De våde processer (VP)	19
2.3 Oversigt over restproduktstrømme	21
2.4 Status for røggasrensning på danske affaldsforbrændingsanlæg	24
<u>3.</u> SPILDEVAND OG RESTPRODUKTER	27
3.1 Spildevand fra vådprocesser	27
3.2 Kemisk sammensætning af faste restprodukter	30
3.2.1 Uorganiske komponenter	30
3.2.2 Organiske komponenter	34
3.3 Fysiske og geotekniske egenskaber af faste restprodukter	37
3.4 Stofudvaskning fra faste restprodukter	39
3.5 Laboratorieudvaskningsforsøg	40
3.6 Udvaskningsundersøgelser af ikke-stabiliserede røggasrensningsprodukter	43
3.7 Stabilisering/behandling af restprodukter	48
3.7.1 Stabilisering	48
3.7.2 Vitrifikation	50
3.7.3 3R-processen	52
<u>4.</u> NYTTIGGØRELSE AF RØGGASRENSNINGSPRODUKTER	55

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

<u>5.</u>	DEPONERING AF FASTE RØGGASRENSNINGS- PRODUKTER	57
5.1	Deponeringsstrategi	57
5.2	Regler og praksis for deponering af røggasrensningsprodukter i Danmark	60
5.3	Deponering af røggasrensningspro- dukter i andre lande	62
	5.3.1 Sverige	62
	5.3.2 Schweiz	63
	5.3.3 Vesttyskland	64
	5.3.4 U.S.A.	65
5.4	Fremtidige behov og muligheder for deponering af røggasrens- ningsprodukter i Danmark	65
<u>6.</u>	REFERENCER	67
B I L A G S D E L:		73
BILAG 1	LITTERATURSØGNING	75
BILAG 2	BESKRIVELSE AF RELEVANTE PROCESSER	77
BILAG 3	SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE	89
BILAG 4	BESKRIVELSE AF SCHWEIZISKE DEPONI- TYPER	107
BILAG 5	DEPONERING AF RESTPRODUKTER FRA DEN TØRRE OG SEMITØRRE PROCES I BIG BAGS	109

F O R O R D

I henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 3/1986 om begrænsning af forurening fra affaldsforbrændingsanlæg skal stort set alle danske affaldsforbrændingsanlæg senest den 1. juli 1992 gennemføre rensning for sure røggasser. Ved denne proces fremkommer et restprodukt med et stort indhold af letudvaskelige salte og tungmetaller.

Denne rapport er 1. del af et udrednings- og forskningsprojekt, der skal belyse de miljømæssige konsekvenser ved deponering af restprodukterne fra affaldsforbrændingsanlæggenes sure røggasrensning.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen i samarbejde med Affaldsteknisk samarbejde, Reno-Sam, Fläkt Danmark A/S, F.L.S. Miljø A/S, Niro Atomizer A/S og Vølund Miljøteknik A/S.

Projektledelsen varetages af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) med Ole Hjelmars, VKI, som projektleder. Mindre dele af projektet er gennemført af N&R Consult A/S.

Projektarbejdet følges af en styregruppe, som er sammensat af:

Hans Hessel-Andersen	Miljøstyrelsens 16. kontor (formand)
Kim Nytofte-Bæk	Miljøstyrelsens 16. kontor
Kirsten Warnøe	Miljøstyrelsens 12. kontor
Jesper Raad Petersen	Miljøstyrelsens 13. kontor
Ebbe Jøns	Niro Atomizer A/S
Henrik Ørnebjerg	I/S Vestforbrænding
Uffe Juul Andersen	I/S Amagerforbrænding
Nete Jakobsen	Reno-Sam
Ole Hjelmars	Vandkvalitetsinstituttet, ATV

Det samlede projekts formål er at fremskaffe den nødvendige viden for fastlæggelse af en deponeringsstrategi for restprodukterne fra affaldsforbrændingsanlæggenes sure røggasrensning.

Nuværende 1. del indeholder en gennemgang af den eksisterende danske og internationale viden om restprodukter fra de røggasrensningsprocesser, der er relevante for danske forhold samt oplysninger om aktuelle planer, muligheder og behov

vedrørende procesvalg og bortskaffelse af restprodukter fra danske affaldsforbrændingsanlæg.

2. del af projektet vil omfatte eksperimentelle undersøgelser af en række restprodukter, repræsenterende de røggasrensingsprocesser, der er relevante for danske affaldsforbrændingsanlæg. Undersøgelserne vil omfatte restprodukternes sammensætning, stabiliseringsmuligheder og udvaskningsforsøg.

Den afsluttede rapport vil foreligge i slutningen af 1990.

Miljøstyrelsen
5. juni 1990

Hans Hessel-Andersen

0. RESUMÉ OG KONKLUSIONER

Restprodukter fra røggasrensning	Indførelsen af rensning for sure røggasser på alle affaldsforbrændingsanlæggene i Danmark vil i løbet af 1993 medføre en årlig produktion af faste restprodukter på 80.000 - 100.000 tons tørvægt, inklusive flyveaske, som udgør 60-70% af totalmængden.
Valg af proces	Pr. januar 1990 er der på 13 af landets 38 forbrændingsanlæg, svarende til 55-65% af den totale forbrændingskapacitet, valgt røggasrensningsmetode. 5 anlæg har valgt den tørre proces, 5 har valgt den semitørre proces, og 3 har valgt vådprocesser. På 6 af disse forbrændingsanlæg er der installeret røggasrensningsudstyr allerede i 1989.
Tørproces	Ved den tørre proces, hvor tørt kalkpulver indblæses i røggassen efter kedlen og reaktionsprodukterne efterfølgende udskilles i et elektrofilter eller posefilter sammen med flyveasken, produceres i alt ca. 40-60 kg restprodukt pr. ton forbrændt affald. Restproduktet består primært af flyveaske, calciumchlorid, calciumsulfit/-sulfat og ureageret kalk. Det indeholder desuden en række sporelementer, som, bortset fra kviksølv, fortrinsvis er bundet til flyveasken. Indholdet af organiske mikroforureninger, herunder polychlorerede dioxiner og furaner, er lille og synes væsentligt mindre end i ren flyveaske.
Semitør proces	Ved den semitørre proces, hvor opslemmet kalk forstøves ind i røggassen efter kedlen, og reaktionsprodukterne ligesom ved tørprocessen efterfølgende opsamles i et elektro- eller posefilter sammen med flyveasken, produceres ca. 30-50 kg restprodukt pr. ton forbrændt affald. Det semitørre restprodukt svarer i sammensætning til produktet fra tørprocessen, dog indeholder det normalt mindre overskudskalk. Hverken den tørre eller den semitørre proces producerer spildevand.
Våde processer	Det gør derimod de våde processer, hvor røggassen i ét eller to trin efter forudgående udskillelse af flyveasken vaskes med tilført og/eller udkondenseret vand. I det første trin, hvor pH er meget lavt, fjernes fortrinsvis saltsyre, flussyre og kviksølv, mens der i et eventuelt andet trin, hvor pH holdes neutralt ved tilførsel af f.eks. natriumhydroxid, yderligere kan fjernes svovldioxid. Spildevandet, som produceres i mængder på 0,3 - 0,8 m ³ pr. ton forbrændt affald, indeholder store mængder uorganiske salte, specielt calciumchlorid, og betydelige koncentrationer af sporelementer, specielt kvik-

sølv. Spildevandet renses ofte for kviksølv og andre tungmetaller ved fældning med kalk og en organisk sulfidforbindelse, TMT 15. Det rensede spildevand vil fortsat have et højt saltindhold, men forventes at kunne tilledes et kommunalt rensningsanlæg. Slammet fra spildevandsrensningen, som indeholder betydelige mængder kviksølv, og som på tørstofbasis udgør ca. 1-3 kg pr. ton forbrændt affald, må deponeres, eventuelt iblandet de samtidigt producerede 25-30 kg flyveaske.

Begrænsede muligheder for nyttiggørelse af restprodukter

Indtil videre synes mulighederne for nyttiggørelse af restprodukterne stærkt begrænsede, og disse vil derfor helt overvejende skulle bortskaffes ved deponering. Mulighederne for at udvaske og anvende calciumchlorid fra tørre og semitørre produkter til vejsaltning forventes dog undersøgt nøjere.

Tørre og semitørre restprodukter kan hærde

De flyveaskeholdige restprodukter fra den tørre og den semitørre proces kan have puzzolane egenskaber og vil i så fald hærde efter tilsætning af vand og kompaktering. Undersøgelser tyder på, at kompakteringen bør ske umiddelbart efter befugtningen, idet den opnåelige tørrumvægt, komprimeringsgraden og trykstyrkeudviklingen forringes, når tidsrummet mellem befugtning og komprimering øges. I forbindelse med deponering medfører dette et større deponeringsvolumen og en større hydraulisk ledningsevne, hvilket kan medføre en øget stofudvaskning.

Få perkolat-analyser

Der foreligger stort set ingen analyser af perkolat fra deponerede røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrænding, men på grundlag af laboratorieudvaskningsforsøg må det antages, at perkolat fra tørre og semitørre restprodukter vil indeholde store mængder calcium og chlorid samt signifikante mængder af sporelementer, specielt bly og zink, idet disse tungmetaller i modsætning til f.eks. cadmium er stærkt opløselige ved de høje pH-værdier (>12), som på grund af produkternes indhold af restkalk ofte vil forekomme i perkolatet.

Perkolat fra tørre og semitørre produkter

På baggrund af de tørre og semitørre produkters udvaskningsegenskaber må det forventes, at der ved deponering af disse produkter på ubehandlet form kan dannes perkolat, som kan være problematisk, både i relation til en eventuel opsamling og behandling og til en kontrolleret udsivning. Det samme vil i nogle tilfælde også gælde for ren flyveaske.

Perkolat fra slam fra vådprocesser

Fra restprodukterne fra de våde processer udvaskes der betydelige mængder chlorid, men meget små mængder sporelementer, utvivlsomt på grund af indholdet af TMT 15. Dette er gunstigt i relation til deponering, såfremt de organiske sulfider er langtidsstabile.

Stabilisering

De tørre og semitørre restprodukters deponeringssegenskaber (trykstyrke, permeabilitet, stofudvaskning) vil kunne forbedres betydeligt ved stabilisering, det vil sige udstøbning eller kompaktering efter tilsætning af vand og stabiliseringsmiddel. Der er fundet gode resultater (både med hensyn til forøgelse af den mekaniske styrke og reduktion af stofudvaskningen) ved stabilisering med tilsætningsstoffer som cement, vermiculit, bentonit, natriummetasilikat og en kombination af cement og puzzolanaktiv stål-værksslagge. Ved cementstabilisering alene er der fundet reduktioner af blyudvaskningen på mere end 99%.

Stabilisering af restprodukter ved tilsætning af stabiliseringsmidler (cement, m.v.) kan udføres med dagens teknologi, og det nødvendige undersøgelses- og udviklingsarbejde vil bl.a. skulle koncentreres om at optimere processen teknisk og økonomisk, at finde og afprøve egnede stabilisatorer for forskellige restprodukter og at teste effektiviteten af forskellige stabiliseringsmidler og -metoder.

I en svensk undersøgelse er det anslået, at stabilisering af restprodukter fra den semitørre proces med 40% cement vil fordyre deponeringen med 275 - 375 svenske kroner pr. ton restprodukt i forhold til deponering af ubehandlet restprodukt.

Deponering i andre lande

En sammenligning af deponeringspraksis for røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrænding i andre lande viser, at deponeringsmetoderne varierer fra deponering på almindelig losseplads med perkolatopsamling (f.eks. Vesttyskland og USA) over deponering med kontrolleret/reduceret stofspredning (f.eks. Sverige) og deponering med reduceret udvaskning og perkolatopsamling (for eksempel Schweiz) til indkapsling/perkolfri deponering (f.eks. USA og Vesttyskland). I en række lande samt i EF-regi arbejdes der fortsat med fastlæggelse af retningslinier for klassificering af affald og deponering af restprodukter. Da de potentielle miljømæssige problemer ved deponering af flyveaske og flyveaskeholdige restprodukter fra den tørre og den semitørre røggasrensingsproces kvalitativt er ens, ses ofte en tendens til ensartede retningslinier for disse typer affald.

Deponering i Danmark

De danske forbrændingsanlæg, som allerede producerer røggasrensingsprodukter (tørre og semitørre), deponerer i de fleste tilfælde disse på eksisterende eller nyanlagte kontrollerede lossepladser for forbrændingsrester med bundmembraner af ler og/eller plast.

Deponering på
længere sigt

Denne fremgangsmåde vil forhåbentlig i løbet af forholdsvis kort tid kunne afløses af mere langsigtede deponeringsmetoder, f.eks. baseret på kontrolleret/reduceret udvaskning og udsivning. For de tørre og semitørre produkters vedkommende forudsætter dette formentlig en behandling og/eller stabilisering med det formål at reducere permeabiliteten, nedsætte opløseligheden og eventuelt forøge trykstyrken/bæreevnen. Samtidig vil det stille krav til opbygningen og udformningen af deponiet. Lokaliseringen af deponiet bliver af afgørende betydning, idet omgivelserne ikke må være følsomme overfor den kontrollerede og minimerede udsivning af perkolat. For en perkolattype domineret af uorganiske salte vil en kystnær placering ofte være hensigtsmæssig.

Eksperimentelle
undersøgelser

Nærværende udredning udgør første fase af en undersøgelse, hvis anden fase har til formål gennem eksperimentelt arbejde at tilvejebringe det nødvendige grundlag for fastlæggelse af danske regler for deponering af restprodukter fra røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg.

1. BAGGRUND

Forbrænding af
ca. 1,8 mio.
tons affald
pr. år.

Affaldsforbrænding indgår som et meget væsentligt led i den danske affaldsbehandling, idet der p.t. årligt forbrændes ca. 1,8 millioner tons affald i Danmark, svarende til ca. 35% af den totale affaldsmængde. I 1989 var 38 kommunale eller fælleskommunale affaldsforbrændingsanlæg i drift i Danmark.

Volumenreduktion og energi-
produktion

Ved forbrændingen af affaldet opnås typisk en vægtreduktion på ca. 70% og en volumenreduktion på ca. 90%. En meget stor del af den udvundne forbrændingsvarme udnyttes i dag, fortrinsvis til fjernvarme.

Forbrændingsresterne fra kedlen består af slagger og støvholdige røggasser. Slaggen, som kan være iblandet grovere askestøv udskilt i kedel eller economizer, køles med vand, hvorefter den deponeres eller forbehandles med henblik på nyttiggørelse. I Danmark er røggasserne fra næsten alle forbrændingsanlæg indtil 1989 blevet udledt gennem skorsten efter blot at have passeret et støvfilter (hyppigst et elektrofilter), hvor størstedelen af støvpartiklerne (flyveasken) udskilles. Den udskilte flyveaske deponeres, ofte sammen med slaggen.

Rensning for
sure røggasser
senest fra
1. juni 1992

Røggassens indhold af bl.a. sure, forurenende luftarter er altså hidtil blevet udledt direkte til atmosfæren. Luftforureningen fra affaldsforbrændingsanlæg har dog gennem de senere år været genstand for en stadig større opmærksomhed både i Danmark og i andre lande, og indsatsen for at reducere forureningen er derfor blevet skærpet betydeligt. Emissionskravene i Miljøstyrelsens vejledning nr. 3/1986 om begrænsning af forureningen fra affaldsforbrændingsanlæg medfører således, at der udover den hidtidige udskillelse af flyveaske nu også skal gennemføres en rensning af røggassen for sure komponenter. For nye forbrændingsanlæg gælder kravene straks fra ibrugtagning, mens stort set alle andre anlæg skal have indført videregående røggasrensning senest den 1. juni 1992.

Bekæmpelse af
luftforurening
skaber nye
problemer

Ved røggasrensningen løses luftforureningsproblemet til dels, men der opstår til gengæld et affalds- eller spildevandsproblem, idet der vil blive produceret betydelige mængder fast affald og/ eller stærkt forurenede spildevand, som skal bortskaffes ved deponering eller udledes efter rensning.

Det må forudses, at en miljømæssigt forsvarlig deponering af de faste restprodukter fra såvel

den tørre som den semitørre røggasrensningssproces kan kræve mere vidtgående forholdsregler, end der i dag er normalt ved deponering af slagger og blandinger af slagger og flyveaske for affaldsforbrændingsanlæg. De tørre og semitørre restprodukter er næsten altid blandet med flyveaske og indeholder herudover bl.a. betydelige mængder opløselige salte (specielt calciumchlorid) og ureageret kalk. Indholdet af opløseligt chlorid er i øvrigt også betydeligt i ren flyveaske.

Opløselige salte i tørre og semitørre restprodukter

De opløselige salte kan udvaskes og derved dels i sig selv udgøre en forureningsrisiko, dels nedsætte den geotekniske stabilitet af det deponerede restprodukt. Det høje saltindhold og indholdet af ureageret kalk i restprodukterne kan desuden øge risikoen for udvaskning af en række tungmetaller, som med undtagelse af kviksølv primært er bundet til flyveasken. Det kan også være nødvendigt at tage hensyn til restprodukternes indhold af visse organiske mikroforureningskomponenter, selv om disse ved en hensigtsmæssig deponeringsform næppe kan forventes at blive udvasket i målelige mængder.

Tungmetaller

Hg i slam fra vådproces

For de våde processers vedkommende udledes hovedparten af de opløselige salte med en spildevandsstrøm, efter at denne har været underkastet en rensning for tungmetaller. Slammet fra spildevandsrensningen, som specielt har et højt indhold af kviksølv, skal deponeres. Også den forudskilte flyveaske skal deponeres.

Ingen erfaringer med deponering

På flere danske affaldsforbrændingsanlæg er man allerede begyndt at rense røggassen, og på andre er man i gang med overvejelserne omkring valg af røggasrensningssproces. Der eksisterer således allerede et akut behov for retningslinier for, hvorledes restprodukterne fra de forskellige processer mest hensigtsmæssigt bortskaffes/deponeres, og for en beskrivelse af de miljømæssige konsekvenser af de forskellige bortskaffelsesmetoder. I Danmark findes der endnu hverken sådanne retningslinier eller dokumenterede erfaringer med deponering af restprodukter fra røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg.

Udrednings- og forskningsprojekt

Miljøstyrelsen har derfor sammen med Affaldsteknisk Samarbejde, Reno-Sam, Fläkt Danmark A/S, Vølund Miljøteknik A/S og F.L.S. Miljø A/S iværksat et udrednings- og forskningsprojekt med henblik på at skabe et overblik over de aktuelle planer for røggasrensning ved de danske forbrændingsanlæg og at beskrive de hertil svarende muligheder for bortskaffelse af restprodukter. Projektet skal desuden tilvejebringe viden om de aktuelle og potentielle restprodukters tekniske og miljømæssige egenskaber. Dette skal indgå i grundlaget for en planlægning af, hvorledes de

nærmeste års danske produktion af restprodukter skal bortskaffes. Der tages således udgangspunkt i den aktuelle situation, men projektets resultater forventes sideløbende og efterfølgende at kunne indgå i en mere langsigtet planlægning af affaldsforbrænding, røggasrensning og bortskaffelse af restprodukter.

Styregruppe

Projektarbejdet følges af en styregruppe, som er sammensat således:

Hans Hessel-Andersen	Miljøstyrelsen (formand)
Kim Nytofte-Bæk	Miljøstyrelsen
Kirsten Warnøe	Miljøstyrelsen
Jesper Raad Petersen	Miljøstyrelsen
Uffe Juul Andersen	I/S Amagerforbrænding
Nete Jakobsen	Reno-Sam
Ebbe Jøns	Niro Atomizer A/S
Henrik Ørnebjerg	I/S Vestforbrænding
Ole Hjelmars	Vandkvalitetsinstituttet, ATV

Projektledelsen varetages af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) med Ole Hjelmars, VKI, som projektleder.

Civ.ing. Hasse Højmark Andersen, N&R CONSULT A/S (fra maj 1990 Miljøtilsynet, Københavns amt), har deltaget i flere af styregruppens møder.

Projektet er opdelt i to faser, hvor første fase er en udredning baseret på eksisterende viden, mens anden fase omfatter eksperimentelt arbejde.

Udredning

I udredningen, som hermed foreligger, gives en kort beskrivelse af de røggasrensningsprocesser og tilhørende restprodukter/spildevandsstrømme, som er eller kan blive aktuelle for danske affaldsforbrændingsanlæg. Samtidig gives en oversigt over de eksisterende og planlagte røggasrensningsanlæg på danske forbrændingsanlæg. Der foretages en gennemgang af forskellige restprodukters kemiske, fysiske og geotekniske egenskaber, af deres stofudvaskningsegenskaber og af mulighederne for at forbedre restprodukternes miljømæssige egenskaber gennem behandling, herunder specielt stabilisering, samt af mulighederne for rensning af spildevandsstrømme fra våde røggasrensningsprocesser. Herefter er den eksisterende lovgivning og praksis for deponering af restprodukter fra røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark og enkelte andre lande (Schweiz, Sverige, U.S.A. og Vesttyskland) omtalt, og de nuværende og fremtidige behov og muligheder for deponering af disse

restprodukter i Danmark er underkastet en indledende vurdering.

Udredningen er udarbejdet i perioden medio 1989 til primo 1990 af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) i samarbejde med N&R CONSULT A/S (N&R). Den er baseret på eksisterende litteratur, som blandt andet er tilvejebragt ved en litteratursøgning (se bilag 1), på kontakter med udenlandske forskningsinstitutioner (i forbindelse med projektet er der foretaget besøg hos Sveriges Geotekniska Institut i Linköping, EAWAG i Dübendorf i Schweiz og Kernforschungszentrum Karlsruhe i Vesttyskland) samt ved deltagelse i internationale konferencer i U.S.A. og Vesttyskland. Desuden er et antal inden- og udenlandske affaldsforbrændingsanlæg besøgt. Forholdene i Danmark er søgt belyst gennem en spørgeskemaundersøgelse, idet der til alle landets 38 affaldsforbrændingsanlæg er udsendt spørgeskemaer om aktuelle forhold og planer vedrørende anlægstype, driftsforhold, affaldsmængder, røggasrensning, restprodukter, deponeringsforhold, m.v. Spørgeskemaundersøgelsen er beskrevet i bilag 3.

Arbejdsfordeling

Arbejdsfordelingen har været således, at spørgeskemaerne er udarbejdet af VKI og N&R i fællesskab, mens N&R har indsamlet og behandlet svarene (bilag 3). N&R har endvidere foretaget den i bilag 2 anbragte gennemgang af relevante røggasrensningsprocesser. Udredningens hoveddel er udarbejdet af VKI med baggrundsmaterialet i bilag 2 og resultaterne fra bilag 3 som en del af grundlaget.

Renskrift og lay-out er udført af Winnie W. Thrane, VKI.

2. RØGGASRENSNINGSPROCESSER

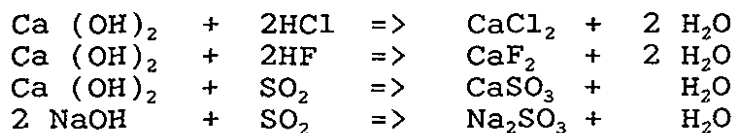
2.1 Kemiske reaktioner

Sure gasser

Der er udviklet en lang række processer til rensning af røggassen for sure gasser, som for affaldsforbrændings vedkommende først og fremmest udgøres af saltsyre (HCl), men også af svovldioxid (SO₂), fluorbrinte (HF) og kvælstofoxider (NO_x). Herudover vil der ved disse metoder også kunne fjernes flygtige tungmetaller, specielt kviksølv (Hg), og organiske mikroforureninger fra røggassen.

Neutralisering

Røggasrensningen består primært i neutralisering af de sure gasser ved reaktion med kalk (Ca(OH)₂) og /eller natriumhydroxid (NaOH), som på opslemmet/opløst form eller på pulverform bringes i kontakt med røggassen eller med de opløste gasser, efter at disse er absorberet i vand. Nogle af de væsentligste reaktioner, hvorved der dannes mere eller mindre opløselige salte (calciumchlorid (CaCl₂), calciumsulfit (CaSO₃) og natriumsulfit (Na₂SO₃)) er følgende (bruttoformler, salte vist uden krystalvand):



En del af det dannede CaSO₃ vil kunne oxideres til gips (CaSO₄), som desuden kan dannes direkte ved reaktion mellem Ca(OH)₂ og SO₃ i røggassen. Herudover vil der bl.a. kunne dannes karbonater. Reaktionen mellem NaOH og SO₂ er vist, fordi NaOH oftest benyttes til SO₂-fjernelse i et 2. vaske-trin i vådprocessen. De kemiske reaktioner, som forekommer i forbindelse med røggasrensningen, er beskrevet mere detaljeret i bilag 2.

2.2 Procestyper

Røggasrensningsprocesserne kan groft opdeles i tre hovedgrupper, som alle findes i mange variationer og kombinationer:

- Tørre processer (TP)
- Semitørre processer (SP)
- Våde processer (VP)

I det følgende er der givet en kort principbeskrivelse af disse.

Nogle af processerne er behandlet mere grundigt i bilag 2. For en mere detaljeret oversigt og gennemgang af forskellige røggasrensningsprocesser kan f.eks. henvises til /1/, /2/, /3/ og /4/.

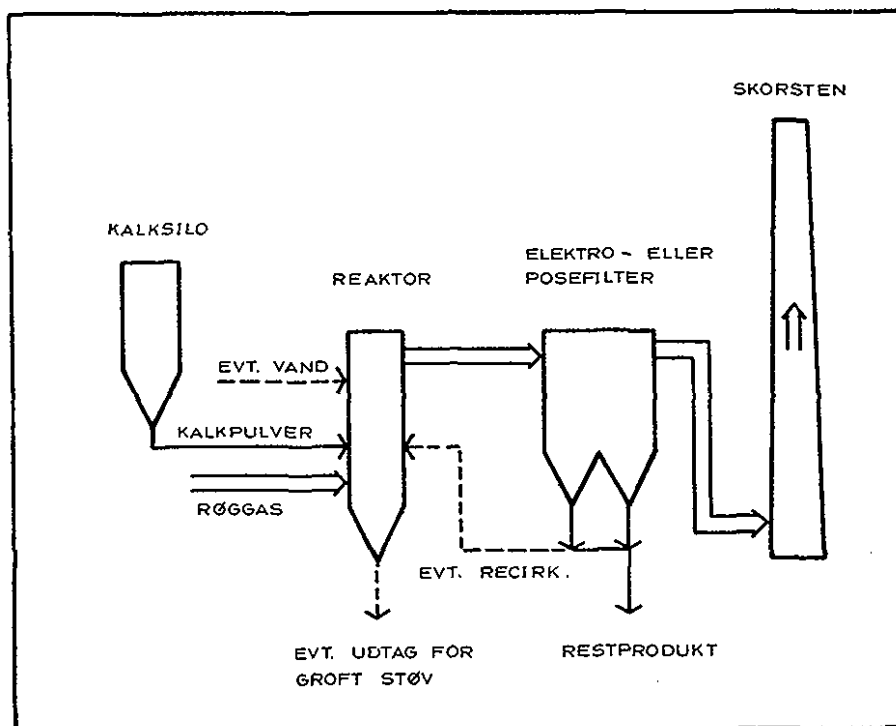
2.2.1 De tørre processer (TP)

Indblæsning af
kalkpulver

Ved de tørre processer indblæses der normalt pulverformigt hydratkalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, i røggassen efter forbrændingsanlæggets kedel. Indblæsningen sker i en reaktor, hvor temperaturen eventuelt kan reguleres gennem indsprøjtning af vand. Ved reaktionen dannes CaCl_2 , CaF_2 , CaSO_3 og CaSO_4 , bedst ved lav temperatur (typisk $140-220^\circ\text{C}$) og tilstedeværelse af vanddamp. Den efterfølgende støvudskillelse sker med posefilter eller elektrofilter. Anvendelse af posefiltre giver ekstra kontakt mellem sure gasser og restkalk.

Hg

På figur 2.1 ses en principskitse af tørprocessen. Kviksølv, Hg, som fortrinsvis forekommer i røggassen som HgCl_2 -dampe, fjernes bedst ved lave temperaturer ($<150^\circ\text{C}$) og med posefiltre. Der rapporteres om op til 80-90% reduktion af røggassens indhold af Hg ved tørprocessen, /6/, /7/, /8/. Som det fremgår af bilag 2, kan der dog være problemer med overholdelse af kravene til kviksølvfjernelse.



Figur 2.1
Principskitse af tørproces.

Restproduktet fra tørprocessen består således primært af et tørt CaCl_2 -holdigt pulver med et større eller mindre indhold af flyveaske samt et betydeligt indhold af overskudskalk, idet der ved tørprocessen typisk anvendes et støkiometrisk forhold på 2:1 mellem kalken og de sure gasser. Herudover indeholder restproduktet bl.a. også fluorider, sulfiter, sulfater, sporelementer, m.v.

Forbrænding af
RDF i fluid
bed reaktor

En særlig variant af den tørre proces er forbrænding af sorteret og formalet affald (refuse derived fuel = RDF), i en fluid bed reaktor med direkte tilsætning og recirkulering af kalk til reaktoren. Røggasrensingsproduktet opsamles som flyveaske i et elfilter efterfulgt af et posefilter. Det vil ofte være nødvendigt at supplere RDF med andre brændsler (f.eks. træflis eller tørv), /9/.

2.2.2 De semitørre processer (SP)

Forstøvning af
kalksuspension

Ved de semitørre processer forstøves en vandig suspension af $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ind i røggassen. Dette kan enten ske i en sprayabsorptionsreaktor eller i et venturirør med efterfølgende fluid bed reaktor. Suspensionen indeholder netop så meget vand, at det kan fordampe under samtidig reaktion med de sure gasser, hvorved der dannes et tørt pulverformigt reaktionsprodukt. Ved sprayabsorptionsprocessen udtages en del af dette i reaktorens bund, mens resten følger røggassen til en partikeludskiller, oftest et posefilter. Der er mulighed for at recirkulere en del af restproduktet til sprayabsorbereren for at opnå en god kalkudnyttelse. Ved fluid bed processen udskilles ca. 99% af faststoffet i en cyklon. Det udskilte faststof recirkuleres til bunden af fluid bed reaktoren, mens røggassen med den resterende partikelmængde via et posefilter eller elektrofilter ledes til skorsten. Restproduktet kan indeholde en større eller mindre mængde flyveaske, afhængigt af om der sker en forudskillelse heraf. Det normale er dog, at hele flyveaskemængden udskilles sammen med restproduktet. På figur 2.2 og figur 2.3 ses principskitser af henholdsvis sprayabsorptionsprocessen og fluid bed processen.

Sprayabsorber

Fluid bed
proces

Hg-reduktion
med aktivt kul

Der arbejdes ofte med temperaturer på 120-140°C efter sprayabsorbereren. Mulighederne for Hg-udskillelse er rimelige, /2/, /10/, og kan yderligere forbedres, f.eks. ved tilsætning af aktivt kul til absorbenten. Denne fremgangsmåde er med lovende resultater afprøvet på Amagerforbrænding.

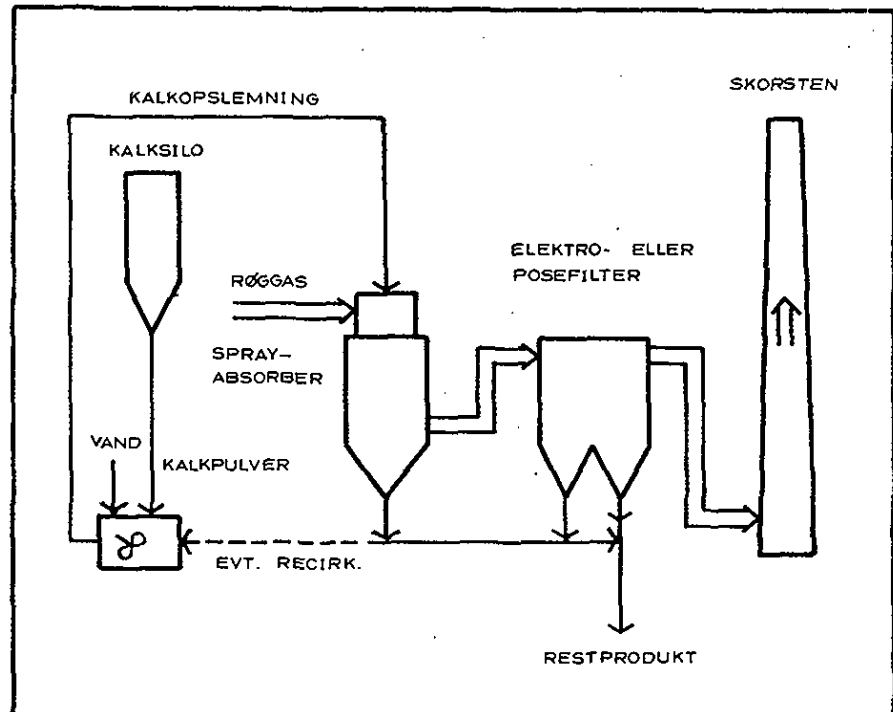
Restproduktet fra den semitørre proces er ligesom produktet fra tørprocessen primært et tørt

CaCl_2 -holdigt pulver med et større eller mindre indhold af flyveaske og overskudskalk. Indholdet af overskudskalk er i reglen noget mindre i det semitørre end i det tørre produkt, idet der ved sprayabsorptionsprocessen typisk benyttes et støkiometrisk forhold på 1,5:1 mellem kalk og sure røggasser. Ved fluid bed processen anføres det, at den store recirkulation øger kalkudnyttelsen så meget, at forholdet mellem kalk og sure røggasser kan blive næsten støkiometrisk (det vil sige ca. 1:1), /55/.

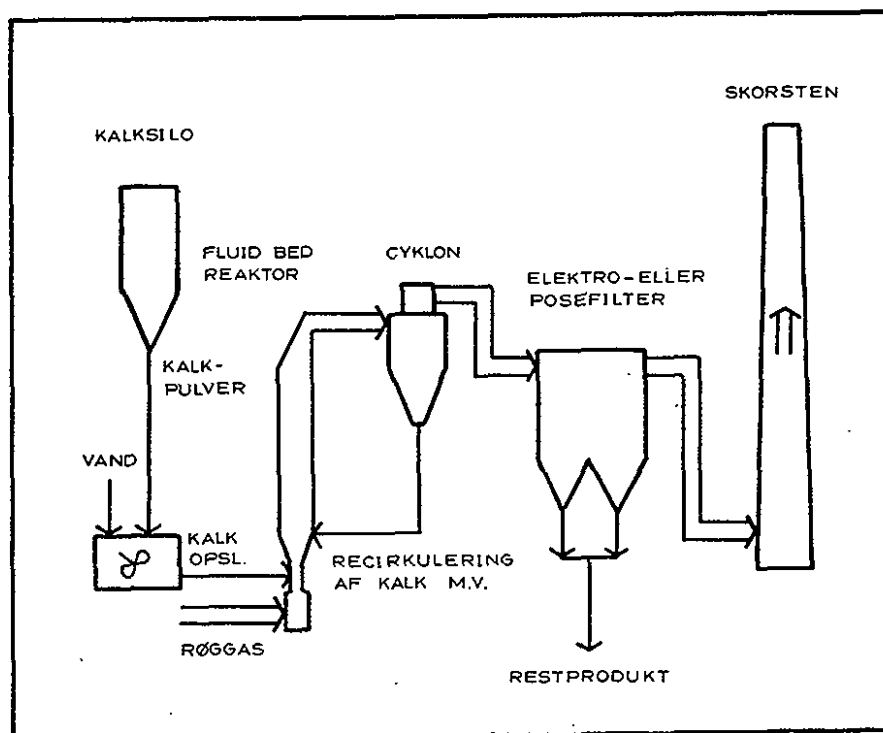
Også det semitørre restprodukt indeholder fluorider, sulfiter, sulfater, sporelementer, m.v..

Udbygning med
kondenserings-
trin

Den semitørre proces kan udbygges med et kondenseringsstrin, hvorved både varmeudnyttelsen og rensningsgraden kan øges. Dette medfører dog, at der opstår en spildevandsstrøm og en mindre mængde slam fra den nødvendige rensning heraf. Samtidig må den rensede røggas genopvarmes, inden den sendes op i skorstenen. Det sker i reglen ved varmeveksling med den rå røggas (se bilag 2).



Figur 2.2
Principskitse af sprayabsorptionsprocessen.



Figur 2.3
Principskitse af fluid bed proces.

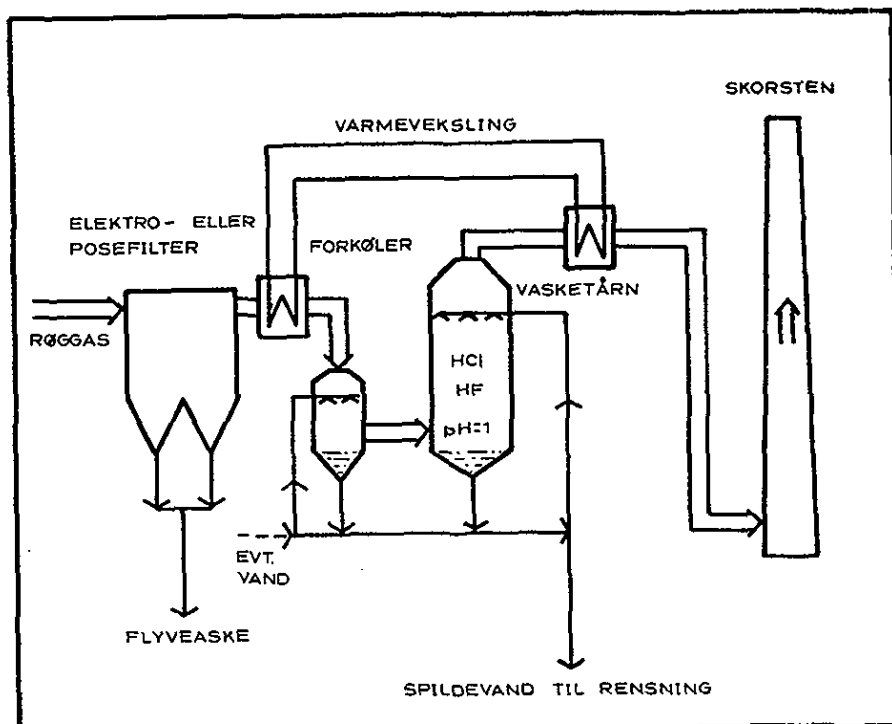
2.2.3 De våde processer (VP)

Sur vask
 (1. trin)

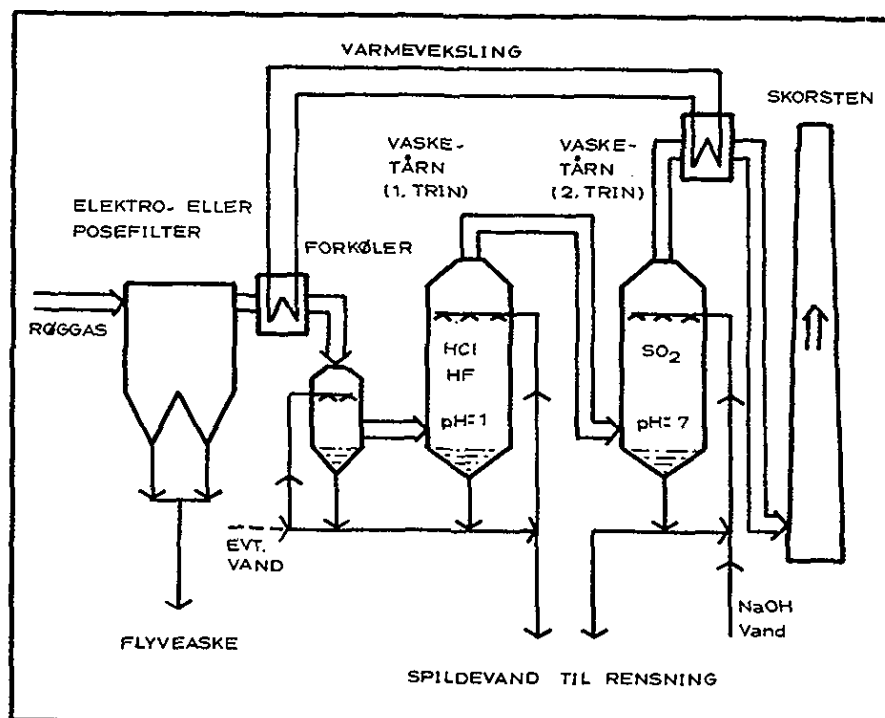
Neutral eller
 alkalisk vask
 (2. trin)

Ved de våde processer udskilles flyveasken først hvorefter røggassen nedkøles, f.eks. til ca. 60°C, og vaskes med tilført vand og/eller det kondensat, som udskilles ved nedkølingen. HCl, HF og Hg absorberes effektivt i det stærkt sure vaskevand, mens fjernelse af væsentlige mængder SO₂ kræver tilføjelse af yderligere et vasketrin, hvor røggassen vaskes under neutrale eller alkaliske forhold, f.eks. med opslemmet kalksten, (CaCO₃), Ca(OH)₂ eller opløst natriumhydroxid (NaOH). Røggassen må genopvarmes, inden den sendes op i skorstenen.

På figur 2.4 ses et eksempel på en ét-trins vådproces, mens figur 2.5 viser en to-trins vådproces.



Figur 2.4
Principalskitse af ét-trins vådproces.



Figur 2.5
Principalskitse af to-trins vådproces.

Behandling af
vaskevand

Det stærkt sure, evt. kombinerede vaskevand, indeholder især store mængder chlorid, men også væsentlige mængder sporelementer, herunder specielt Hg. Det er derfor nødvendigt at behandle vandet, før det udledes. Ved behandlingen, som ofte består af en pH-justering/kalkfældning og en fældning med organiske sulfider (se afsnit 3.1), opstår en mindre mængde slam. Størstedelen af den ved kalktilsætningen dannede calciumchlorid udledes med det rensede vand.

Udbygning med
spraytørnings-
trin

Restproduktstrømmen fra vådprocessen består således af en stærkt saltholdig spildevandsstrøm og en mindre mængde tungmetalholdigt kalk-/sulfidslam. Hertil kommer naturligvis den forudskilte flyveaske. Det samlede forbrug af kalk, kalksten og natriumhydroxid vil omtrentligt svare til en støkiometri på 1:1 med de sure røggasser.

Ved en særlig variant af vådprocessen fremkommer der intet spildevand, idet det neutraliserede vaskevand ikke fældes, men spraytørres. I dette tilfælde må der forventes at fremkomme et tørt restprodukt, som stort set svarer til produktet fra den semitørre proces, /12/, /13/.

2.3 Oversigt over restproduktstrømme

I tabel 2.1 ses en oversigt over de restprodukter, som fremkommer ved de forskellige typer af røggasrensningsprocesser. Ved de tørre og semitørre processer samt de semitørre processer med kondensation vil der som regel ikke ske nogen forudskilning af flyveaske, som derfor vil være indeholdt i det saltholdige restprodukt.

Små kalkforbrug
på nogle danske
forbrændings-
anlæg

I bilag 2 er der på et delvis teoretisk grundlag foretaget nogle beregninger af forbruget af reaktanter og mængden af producerede restprodukter ved de forskellige røggasrensningsprocesser. I beregningsforudsætningerne er der benyttet forholdsvis høje rensningsgrader og støkiometriforhold på henholdsvis 1:2 og 1:1,5 for de tørre og semitørre processer, og de beregnede kalkforbrug og restproduktmængder er derfor forholdsvis store sammenlignet med nogle af de værdier, som p.t. rapporteres fra nogle af de danske anlæg.

Tabel 2.1

Oversigt over restprodukter fra forskellige røggasrensningprocesser.

RESTPRODUKT- STRØM	PROCESTYPE				
	TP	SP	SPK	VP	VPS
Flyveaske	(x)	(x)	(x)	x	x
Tørt, salt- holdigt rest- produkt	x	x	x		x
Slam fra spildevandsrensning			x	x	
Renset, salt- holdigt spildevand			x	x	
(x) : Flyveasken udskilles næsten altid sammen med det tørre, saltholdige restprodukt. TP = Tør proces SP = Semitør proces SPK = Semitør proces med efterfølgende kondensation VP = Våd proces VPS = Våd proces med efterfølgende spraytørring					

I tabel 2.2 ses en række danske og udenlandske erfaringstal for kalkforbruget og størrelsen af de producerede restproduktstrømme for de tre hovedgrupper af processer.

Kalkforbrug og restproduktmængde afhænger af driftsforholdene

Kalkforbruget og restproduktmængderne afhænger i høj grad af processens detaljerede udformning, affaldets og røggassens sammensætning, driftsforholdene og rensningsgraden. Dette afspejles i tabel 2.2 af de angivne intervaller, hvor de høje kalkforbrug og tilsvarende høje restproduktmængder svarer til situationer med forholdsvis store indhold af sure gasser i røgen og/eller forholdsvis høje rensningsgrader (se bilag 2).

Tabel 2.2

Erfaringsværdier for kalkforbrug og størrelsen af restproduktstrømme. Alle tal er angivet i relation til forbrænding af 1 ton affald, /2/, /9/, /14/, /15/, /16/, /17/, /18/, /55/.

RESTPRODUKT- STRØM	ENHED	PROCESTYPE		
		TP	SP	VP
Kalkforbrug (Ca(OH) ₂)	kg TS	17-40	6-35	5-15 ^a
Flyveaske (typisk)	kg TS			25-30 ^b
Tørt restprodukt + flyveaske	kg TS	40-60	30-50	
Spildevandsslam	kg TS			1-3
Renset spildevand	m ³			0,3-0,8
Kloridindhold i ud- ledt spildevand	kg TS			3,4-9,9
a : Eksklusiv evt. NaOH b : For 10 danske forbrændingsanlæg er der i 1988 fundet en variation i flyveaskemængden på 11-59 kg/ton affald med en middelværdi på 28 kg/ton affald. TS = Tørstof				

Vægt og volumen

Restproduktmængderne er i tabel 2.2 angivet på vægtbasis. I relation til en vurdering af deponeringsbehovet vil en angivelse på volumenbasis være mere relevant. Restprodukternes volumen afhænger imidlertid ikke alene af deres sammensætning, men også af den behandling, de har været udsat for. Specielt har vandindhold og komprimeringsgrad stor betydning.

For ikke-komprimerede tørre og semitørre restprodukter må der regnes med en tørrumvægt på 0,5 - 1,0 t/m³, mens der efter vandtilsætning og komprimering kan regnes med en tørrumvægt på 1,0 - 1,5 t/m³ (se i øvrigt afsnit 3.3).

2.4 Status for røggasrensning på danske affaldsforbrændingsanlæg

Resultaterne af spørgeskemaundersøgelsen (bilag 3) viser, at der på 6 af landets 38 affaldsforbrændingsanlæg ved årsskiftet 1989/90 var etableret videregående røggasrensning på en eller flere ovne. Den installerede kapacitet svarer til 10-15% af den totale forbrændingskapacitet på landsbasis. Det drejer sig om følgende anlæg:

Amagerforbrænding	SP	(ovn 3)
Nordforbrænding	TP	(ovn 1, 2 og 3)
Kara, Roskilde	SP	(ovn 4)
Refa, Nykøb. F.	TP	(ovn 1)
VEGA, Tåstrup	TP	(ovn 1 og 2)
Holstebro (forventes lukket 1992)	VP	(ovn 1 og 2)

På følgende affaldsforbrændingsanlæg foreligger der i januar 1990 konkrete planer om indførelse af videregående røggasrensning:

Amagerforbrænding	SP	(ovn 1,2,4)	1991-1993
Vestforbrænding	VP	(ovn 1,2,3,4)	1992
Albertslund	SP	(ovn 2)	
Kara, Roskilde	SP	(ovn 1,2,3)	1991/92
Slagelse	SP	(ovn 1,2)	
Refa, Nykøb. F.	TP	(ovn 2)	1990
Middelfart	TP	(ovn 1,2)	
Reno-Syd, Skanderborg	SP	(ovn 1)	1990

Reno-Nord, Aalborg	SP	(ovn 1,2)	1991
Thyra, Thisted	VP	(nyt anlæg)	1991

Hermed er der på 13 forbrændingsanlæg, svarende til 55-65% af den totale forbrændingskapacitet, installeret eller valgt røggasrensningsproces. For de øvrige danske affaldsforbrændingsanlæg forelå der i januar 1990 endnu ingen oplysninger om planer vedrørende den fremtidige rensning for sure røggasser.

3. SPILDEVAND OG RESTPRODUKTER

3.1 Spildevand fra vådprocesser

0,5-0,8 m³
spildevand pr.
ton affald

Ved de våde processer fremkommer der som nævnt i afsnit 2.2 en spildevandsstrøm på 0,5 - 0,8 m³/ton affald. Spildevandet er stærkt surt (pH = ca. 1), hvis det kommer fra en ét-trinsproces eller første trin af en to-trinsproces, og neutralt (pH = ca. 7), hvis det kommer fra 2. trin i en to-trinsproces. Det indeholder dels de absorberede/opløste gasser på syre- eller saltform, dels en række sporelementer (herunder bly, cadmium og kviksølv) i så store koncentrationer, at en rensning er påkrævet før udledning til kloak eller recipient. I tabel 3.1 ses som eksempel sammensætningen af råspildevand fra en ét-trins vådproces på affaldsforbrændingsanlægget i Bamberg i Vesttyskland (130.000 t affald pr. år) i perioden 1983 - 1986, /14/.

Fældning med
kalk og TMT15

Den mest udbredte behandlingsmetode for spildevand fra våd røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg er neutralisering og fældning med kalk kombineret med fældning med den organiske sulfidforbindelse TMT 15 (trimercaptotriazin, C₃N₃(SH)₃), /14/, /15/, /19/, /44/, bilag 2. TMT 15 (og andre sulfidforbindelser) udfælder dobbeltladede metalioner, herunder specielt Hg²⁺, meget effektivt. Kalk-/sulfidslammet, som efter afvanding indeholder 10-50% tørstof, blandes ofte med den forudskilte flyveaske, hvilket giver et fast restprodukt med gode deponerings-egenskaber, /14/, /15/. Det rensede spildevand filtreres (f.eks. gennem et sandfilter) og udledes til kloak/rensningsanlæg eller recipient, eventuelt efter at have været underkastet en mere vidtgående, supplerende rensning (f.eks. ionbytning).

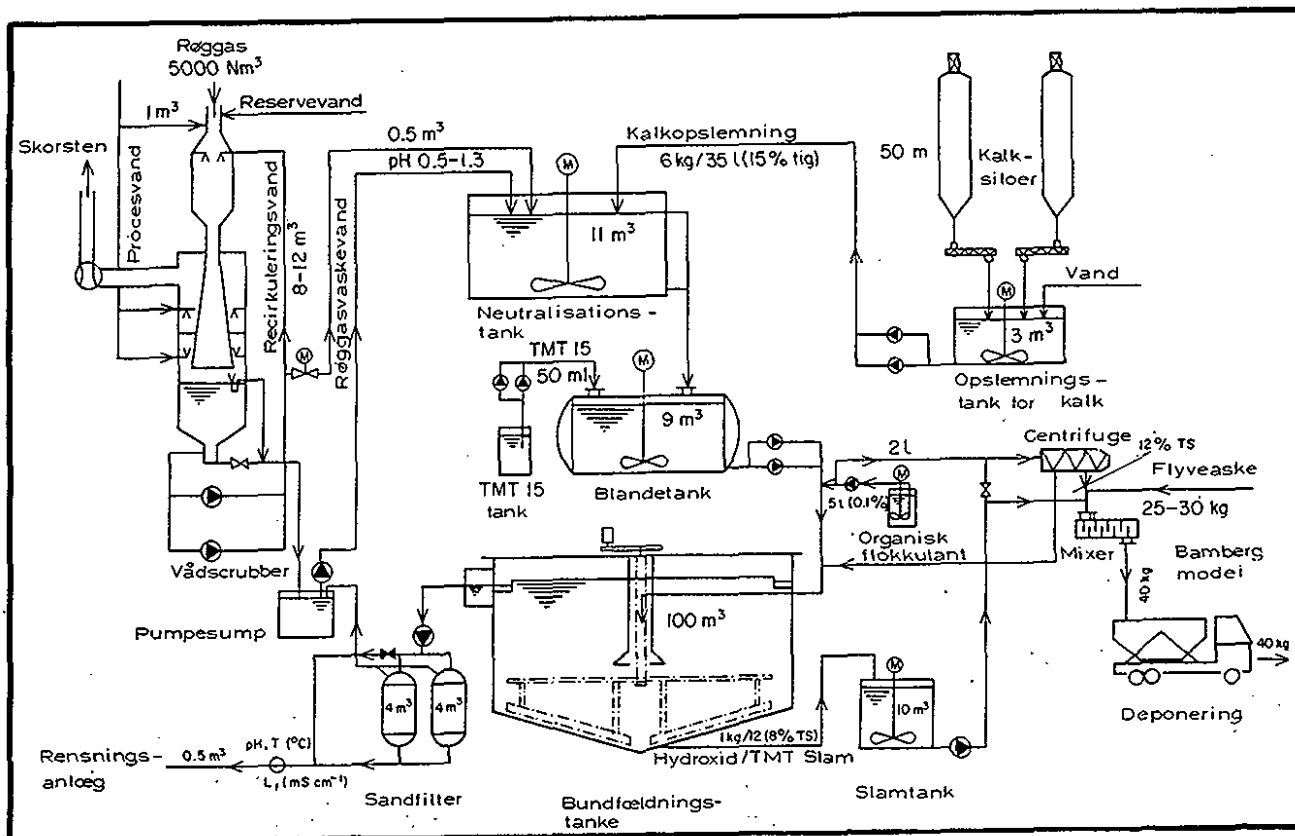
Bamberg-
anlægget

På figur 3.1 ses et flowdiagram for behandlingen af spildevand fra ét-trins vådprocessen på affaldsforbrændingsanlægget i Bamberg ved fældning med kalk og TMT 15. Af flowdiagrammet, som samtidig viser en massebalance, fremgår det, at der pr. ton forbrændt affald produceres 0,5 m³ rensat spildevand og ca. 10 kg slam med et tørstofindhold på 1 kg (8-12%).

Tabel 3.1

Analysen af ubehandlet spildevand fra våd røggasrensning på affaldsforbrændingsanlægget i Bamberg samt tilsvarende analyser af rensset spildevand fra våd røggasrensning i Bamberg og på forbrændingsanlægget GRAAB i Göteborg. Begge røggasrensningssystemer er ét-trinsanlæg, /14/, /44/.

PARAMETER	ENHED	BAMBERG, VESTTYSKLAND			GRAAB, SVERIGE		
		Ubehandlet spildevand		Renset spildevand	Renset spildevand		Variation
		Variation	Medianværdi	Variation	Medianværdi		
pH	-	0.49-1.3	0.95	6.5-9.0	7.9	7.7-9.2	
Suspenderet stof	mg/l	13-480	64	23-130	58	11-51	
Tørstof	mg/l	1500-14900	4480	12500-37600	20100		
Kemisk iltforbrug (COD)	mg O ₂ /l	28-910	170	28-480	150		
Opløst org. kulstof (DOC)	mg C/l	3-19	8.7	3.2-7.1	5.1		
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	4.8-38	27	0"-56	20		
NO ₂ ⁻ -N	mg/l	0.001-0.047	0.01	0.006-0.27	0.06		
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	2.2-250	63	4.6-190	66		
Cl ⁻	mg/l	9950-23000	12900	7020-19800	12000	7400-11400	
F ⁻	mg/l	31-130	52	9.3-22	14		
SO ₄ ²⁻	mg/l	310-1600	500	360-1200	470	350-700	
P	mg/l	0.07-3.1	0.36	0.04-0.20	0.11		
CN ⁻	mg/l	0.003-0.086	0.046	0.003-0.25	0.06		
As	mg/l	0.014-0.028	0.019	0.001-0.003	0.002		
Cd	mg/l	0.25-0.75	0.46	0.01-0.16	0.054	<0.0001-0.011	
Co	mg/l					<0.001-0.009	
Cr (total)	mg/l	0.12-1.8	0.69	<0.1-0.24	0.11	0.0027-0.13	
Cu	mg/l	0.56-3.8	1.3	0.01-1.4	0.31		
Fe	mg/l	2.2-4.9	3.7	<0.02-0.64	0.07		
Hg	mg/l	3.3-11	6.6	0.007-0.14	0.045	<0.0001-0.0002	
Ni	mg/l	0.70-8.5	3.7	0.13-1.1	0.53	<0.002-0.018	
Pb	mg/l	0.32-16	6.8	<0.1-0.21	0.12	<0.001-0.063	
Se	mg/l	0.001-0.046	0.015	0.005-0.035	0.016		
Zn	mg/l	7.5-27	14	0.08-3.7	0.63	0.018-1.8	
Phenoler	mg/l	0.12-0.56	0.25	0.10-0.24	0.20		
Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH)	mg/l	<0.00005	<0.00005	<0.00005			



Figur 3.1

Flowdiagram og massebalance over rensningen af spildevand fra den våde røggasrensningsproces ved affaldsforbrændingsanlægget i Bamberg. Massebalancen refererer til forbrænding af 1 ton affald, /14/.

Slammet blandes med den samtidigt producerede flyveaske (25 - 30 kg) og deponeres. Sammensætningen af det rensede spildevand er vist i tabel 3.1. I tabellen ses desuden variation af måneds-middelværdier for perioden januar - august 1989 for analyser af rensat spildevand fra et andet ét-trinsanlæg ved affaldsforbrændingsanlægget GRAAB i Göteborg. Også her er der benyttet kalk (+ kalksten) og TMT 15. Der produceres ca. 0,46 m³ spildevand pr. ton forbrændt affald, /44/.

Effektiv
rensning for
Hg og Pb

Det fremgår, at det rensede spildevand er stærkt saltholdigt, og at kalk-/TMT 15-behandlingen effektivt reducerer indholdet af Hg og Pb. Indholdet af Hg, Ni og Pb er væsentligt lavere i spildevandet fra Göteborg (som udledes til recipient) end i spildevandet fra Bamberg (som udledes til kommunalt rensningsanlæg). Hvorvidt tilsvarende spildevand ville kunne accepteres i kloak /renseanlæg i Danmark vil bl.a. afhænge af en række forhold såsom rensningsanlægstype, fortyndingsgrad, efterfølgende recipient, m.v.. Der findes ingen generelle krav til eller ret-

ningslinier for indholdet af salte og tungmetaller i spildevand, som tilledes danske rensningsanlæg. På en forespørgsel til Avedøre Kloakværk oplyses det, at man ikke forventer problemer med via kloaksystemet at modtage 80.000 - 160.000 m³ spildevand pr. år med en sammensætning svarende til den i tabel 3.1 viste for rensset spildevand fra Bamberg (relevant ved installering af våd røggasrensning på Vestforbrænding), /45/.

Nitrat-
belastning

Da spildevandet har et betydeligt indhold af nitrat (NO₃⁻), bør det i givet fald tilledes et rensningsanlæg med denitrifikation. Laboratorieforsøg udført af VKI på spildevand fra kraftværkernes røggasafsvovlingsanlæg har vist, at NO₃⁻-indholdet kan reduceres ved separat biologisk rensning på trods af højt saltindhold. Der kræves dog tilsætning af en ekstern kulstofkilde.

På baggrund af tallene fra Bamberg i tabel 3.1 kan det som et eksempel beregnes, at det rensede spildevand fra vådrensning af røggassen fra forbrænding af 100.000 tons affald vil indeholde 0,23 - 9,5 tons NO₃⁻-N (medianværdi 3,3 tons). Udledning af 3,3 tons NO₃⁻-N pr. år svarer til en N-belastning på ca. 600 personækvivalenter.

Spildevand fra
2-trins proces

Ved to-trins vådprocessen vil spildevandet fra de to trin kunne behandles samlet eller hver for sig efter samme metode og med nogenlunde samme resultat som ved ét-trins-processen, /14/, /20/. Kalkfældning af neutralt spildevand fra et 2. trin vil dog normalt forudsætte neutralisering med syre før udledning. I /20/ regnes der med en spildevandsproduktion på ca. 0,7 m³/t affald for en to-trins-proces.

3.2 Kemisk sammensætning af faste restprodukter

3.2.1 Uorganiske komponenter

Analyser af
flyveaske og
jord

Da de fleste restprodukter fra røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg enten allerede indeholder den ved forbrændingen producerede flyveaske eller efterfølgende blandes med eventuelt forudskilt flyveaske før deponering, er der i tabel 3.2 vist eksempler på sammensætning af flyveaske fra Amagerforbrænding og Vestforbrænding. Til sammenligning ses tilhørende analyser af slagger og analyser af naturlig jord.

Hovedkomponenterne i de tørre og semitørre restprodukter er flyveaske, reaktionsprodukter (calciumchlorid og calciumsulfit/-sulfat) og over

Tabel 3.2

Elementanalyser af flyveaske og slagger fra Amagerforbrænding (AF) og Vestforbrænding (VF) samt en naturlig sandet ler, /21/.

ELEMENT	ENHED	SLAGGER		FLYVEASKE		NATURLIG
		AF	VF	AF	VF	JORD Sandet ler
Silicium	g/kg	271	285	172	186	298
Aluminium	g/kg	49	47	78	77	37
Chlor	g/kg	-	-	47	50	-
Jern	g/kg	27	31	18	19	16
Calcium	g/kg	68	65	116	102	83
Kalium	g/kg	12	13	30	44	17
Magnesium	g/kg	8,4	7,7	19	17	6,9
Natrium	g/kg	37	35	23	29	6,6
Svovl	g/kg	2,2	1,3	11	18	1,0
Fosfor	g/kg	3,7	4,1	8,3	9,6	0,7
Titan	g/kg	3,2	4,2	9,5	9,3	2,2
Mangan	g/kg	0,9	1,0	1,0	1,1	0,4
Sølv	mg/kg	7,1	14	-	-	0,048
Arsen	mg/kg	24	19	49	71	13
Barium	mg/kg	1900	1700	1600	1000	-
Kadmium	mg/kg	1,4	3,2	250	250	0,28
Kobolt	mg/kg	30	23	61	29	-
Chrom	mg/kg	230	230	180	220	24
Kobber	mg/kg	2400	4300	890	1300	8,5
Kviksølv	mg/kg	0,09	0,14	1,4	2,4	0,11
Molybdæn	mg/kg	2,5	5,4	26	29	<4
Nikkel	mg/kg	68	97	120	110	8,3
Bly	mg/kg	3100	2300	7400	7800	11
Selen	mg/kg	6	8	6,1	11	<1
Strontium	mg/kg	250	170	250	250	300
Vanadium	mg/kg	36	36	52	32	34
Zink	mg/kg	2300	2500	25000	22000	37

skudskalk. Som det også fremgår af tabel 2.2 er de to produkttyper ret ens, dog må der generelt forventes en større mængde overskudskalk (som $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og eventuelt CaCO_3) i det tørre end i det semitørre produkt. På grund af indholdet af overskudskalk reagerer begge produkter som regel stærkt alkalisk med vand.

I tabel 3.3 ses en typisk hovedsammensætning af et restprodukt fra semitør røggasrensning (se eventuelt også bilag 2). Restprodukterne indeholder endvidere en række sporelementer. Som det fremgår af tabel 3.4, hvor elementindholdene i en række tørprodukter og semitørre produkter er sammenlignet med de tilsvarende elementindhold

Tabel 3.3

Typisk fordeling af hovedbestanddele i restprodukt fra semitør rensning af røggas fra affaldsforbrændingsanlæg, /23/, /47/.

HOVEDKOMPONENT	INDHOLD
Flyveaske	55-80 % (w/w)
$\text{CaCl}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$	8-25 % (w/w)
CaSO_x	4-10 % (w/w)
Overskudskalk	5-20 % (w/w)
Vand	5-15 % (w/w)

i ren flyveaske, er størstedelen af sporelementerne (med undtagelse af Hg) fortrinsvis associeret med flyveasken. Det ses desuden, at også en væsentlig del af chloriderne allerede forefindes i flyveasken.

Slammet fra vådprocessen blandes med flyveasken

Hovedbestanddelene i restproduktet fra rensning af spildevandet fra de våde processer vil være calciumsulfat (gips), calciumcarbonat og calciumhydroxid. På grund af den store opløselighed af CaCl_2 , vil indholdet af Cl^- være en del mindre end i de tørre og semitørre produkter. En del tungmetaller vil være opkoncentreret i slammet, og nogle af dem vil være bundet til de sulfidforbindelser, som er anvendt til fældningen (f.eks. TMT 15). I mange tilfælde vil slammet blive blandet med flyveaske før deponering. Hvis blandingsforholdet skal svare til de producerede mængder, betyder det, at ca. 1-3 kg slamtørstof skal blandes med 25-30 kg flyveaske (Bamberg modellen, /14/).

Stort indhold af Hg i slam

I tabel 3.4 ses elementindholdene i såvel flyveaskeblandet som flyveaskefrit slam fra rensning af spildevand fra vådprocesser. Det bemærkes, at især kviksølvindholdet er højt.

Tabel 3.4
Elementindhold i flyveaske og faste restprodukter fra røggasrensning.

PARAMETER	ENHED	FLYVERSKER (fra tabel 3.2)	RESTPRODUKTER FRA TØRPROCES	RESTPRODUKTER FRA SEMITØRRE PROCESSER	SLAM FRA VÅDPROCES MED FLYVERSKER UDEN FLYVERSKER
pH (1% opl.)	-	7,0 - 10,4	12,4	12,3 - 12,6	-
Alkalinitet	ækv/kg TS	2,5 - 2,6	12	8,4	-
Ca	g/kg TS	102 - 116	250	170 - 350	93-104 260
Mg	g/kg TS	17 - 19	7	8 - 10	70
Na	g/kg TS	23 - 29	20	6 - 9,6	4
K	g/kg TS	30 - 44	32	12 - 13	2
Cl ⁻	g/kg TS	47 - 50	140	81 - 220	5
SO ₄ ²⁻	g/kg TS	33 - 54	75	24 - 72	230
SO ₃ ²⁻	g/kg TS	-	-	5 - 55	-
As	mg/kg TS	49 - 71	21	5,8 - 180	130-150
Cd	mg/kg TS	250	83 - 300	110 - 300	220-230 100
Co	mg/kg TS	29 - 61	-	4 - 11	14-25
Cr	mg/kg TS	180 - 220	69	59 - 570	480-660
Cu	mg/kg TS	890 - 1300	270 - 700	450 - 860	990-1400 300
Hg	mg/kg TS	1,4 - 2,4	12 - 29	10,4 - 60	100-390 1000
Ni	mg/kg TS	110 - 120	25 - 100	20 - 77	90-110
Pb	mg/kg TS	7400 - 7800	1700 - 7000	2900 - 6300	5900-8100 3000
Sb	mg/kg TS	-	180	130	-
Se	mg/kg TS	6,1 - 11	-	0,16 - 5	-
Sn	mg/kg TS	-	500	400	-
Zn	mg/kg TS	22000 - 25000	6500 - 17000	6800 - 19000	20000 8000

Kilder: /21/, /42/ /17/, /22/, /24/ /17/, /23/, /24/, /17/, /25/

TS = tørstof

3.2.2 Organiske komponenter

PCDD og PCDF

Restprodukterne indeholder også mindre mængder af organiske stoffer. I flyveaske fra danske forbrændingsanlæg er der eksempelvis målt 1-2% (w/w) uforbrændt kulstof (total organisk kulstof - TOC), /21/. Opmærksomheden har ofte samlet sig specielt om polychlorerede dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og polychlorerede dibenzofuraner (PCDF), som kan dannes på sod- eller flyveaskepartikler i røggaskanalen efter ovnen, /27/, /28/, og som findes som spor i flyveaske og røggasrensningsprodukter. Man er specielt interesseret i PCDD-isomeren 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD), som er den mest giftige (kendt fra Seveso).

I tabel 3.5 ses nogle eksempler på dioxin- og furanindhold i flyveaske fra 3 vesttyske, 4 japanske og ét canadisk forbrændingsanlæg.

Tabel 3.5

Eksempler på indhold af polychlorerede dibenzo-p-dioxiner og dibenzofuraner i flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg.

LAND	PCDD µg/kg	PCDF µg/kg
Vesttyskland, /28/	570-7600*	480-3200
Japan, /29/	81-1300	22-1500
Canada, /33/	584	186

* heraf dog kun 0,5 - 2,0 µg/kg 2,3,7,8-TCDD.

Få målinger

Der foreligger meget få målinger af PCDD og PCDF i røggasrensningsprodukter. Da en af røggasrensningens funktioner netop er at fjerne PCDD og PCDF fra røggassen, ville man umiddelbart forvente, at indholdet af disse stoffer var større i røggasrensningsprodukterne end i flyveasken. De indsamlede litteraturdata har imidlertid ikke kunnet bekræfte dette, idet der eksempelvis i et restprodukt fra tørprocessen rapporteres et indhold af PCDD på 60 µg/kg og PCDF på 53 µg/kg,

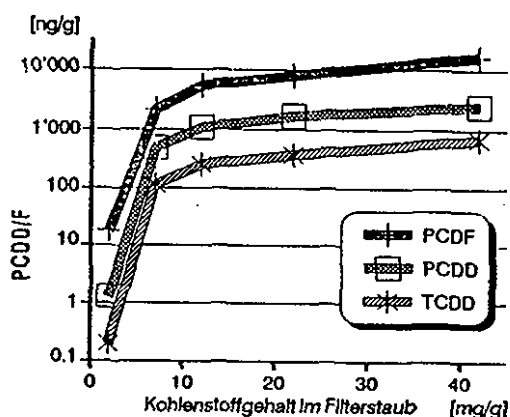
/46/, mens der i et stærkt alkalisk restprodukt fra semitør røggasrensning er målt et totalindhold af PCDD og PCDF på 59 µg/kg, /47/. Der er i begge tilfælde tale om væsentligt lavere værdier end de i tabel 3.5 viste for flyveaske.

Hvis den ovenfor antydede tendens er korrekt, kan det muligvis skyldes, at røggasrensningen (og de herved ændrede driftsforhold, f.eks. temperaturerne) i højere grad påvirker (nedsætter) dannelsen af dioxiner og furaner, end den fjerner dem.

Det antages normalt, at dioxindannelsen fortrinsvis sker på askepartiklerne i kedlen eller andre af anlæggets koldere dele, ud fra forbindelser i rågassen eller asken og under indvirkning af O₂ og HCl i gassen eller asken. Det anses for sandsynligt, at kulstof, kobber, jern og metaloxider katalyserer processen, /43/.

Indholdet af PCDD og PCDF i restprodukter aftager med aftagende kulstofindhold

På figur 3.2 ses eksempelvis, hvorledes indholdet af polychlorerede dioxiner og furaner i flyveaske er fundet at aftage med aftagende kulstofindhold, det vil sige bedre udbrændingsgrad. De ovenfor nævnte indhold af TOC i danske flyveasker på 1-2% svarer til et kulstofindhold på 10-20 mg/g. Selv om de på figur 3.2 præsenterede data næppe kan generaliseres, synes der dog her at være et incitament til at undgå høje indhold af uforbrændt materiale i flyveasken.



Figur 3.2

Sammenhængen mellem flyveaskens indhold af polychlorerede dioxiner og furaner og indholdet af kulstof (TCDD = tetrachlorodibenzo-p-dioxin), /27/, /32/.

PCDD og PCDF forventes ikke at udgøre noget problem i perkolatet

Dioxiner og furaner forventes generelt ikke at udgøre noget problem i forbindelse med perkolatdannelse, da de er bundet så stærkt til partikelloverfladerne, at de stort set ikke udvaskes (forudsat at restprodukterne ikke bringes i kontakt med perkolat med et stort indhold af organiske stoffer), /10/, /30/, /31/. Dette er bl.a. bekræftet ved udvaskningsforsøg, hvor tørt restprodukt er blevet ekstraheret med en række aggressive organiske og uorganiske væsker, /46/, og hvor semitørt restprodukt er blevet ekstraheret med destilleret vand tilsat eddikesyre, /23/, uden at der i ekstrakterne har kunnet måles dioxiner og furaner. En eventuel spredning af disse stoffer vil kunne ske på partikelform, f.eks. hvis der i forbindelse med håndteringen af restprodukterne i ubefugtet tilstand opstår støvgener. I så fald må de frygtes sammen med en række af restprodukternes øvrige indholdsstoffer at kunne udgøre en potentiel sundhedsrisiko.

I tabel 3.6 ses nogle eksempler på indhold af andre organiske forbindelser i flyveaske og tørt restprodukt fra to forskellige canadiske affaldsforbrændingsanlæg. Her ses samme tendens som for PCDD og PCDF til mindre indhold i røg-gasrensingsproduktet end i flyveasken.

Tabel 3.6

Eksempler på indhold af organiske forbindelser i flyveaske og tørt restprodukt fra to forskellige canadiske affaldsforbrændingsanlæg.

FORBINDELSE	FLYVEASKE, /33/ µg/kg	RESTPRODUKT, /46/ µg/kg
Chlorbenzen	892	220
Polychlorerede biphenyler (PCB)	ikke påvist	ikke påvist
Chlorphenoler	1820	864
Polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH)	111	65

3.3 Fysiske og geotekniske egenskaber af faste restprodukter

Tørt, hygroskopskisk pulver

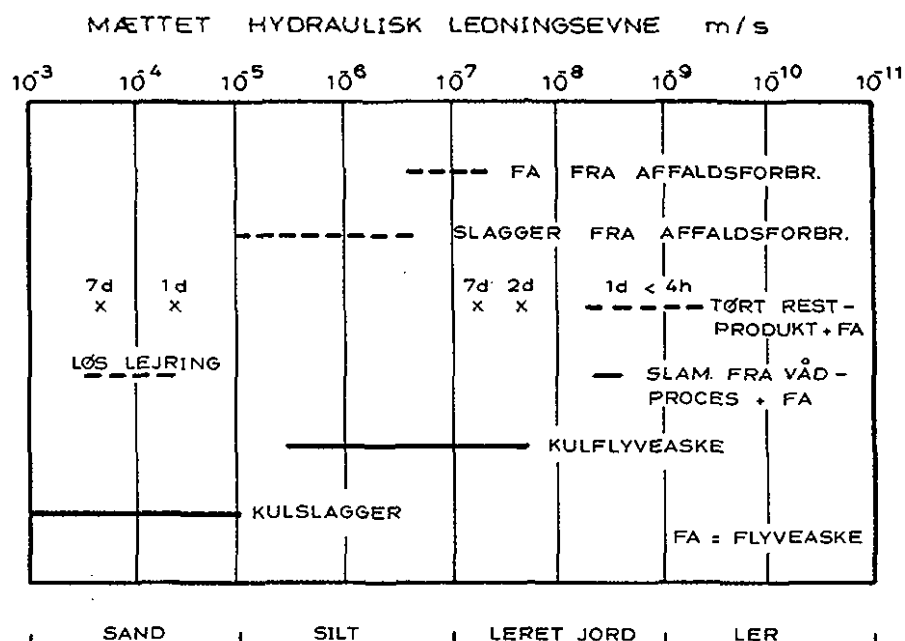
Muligvis puzzolane egenskaber

Komprimering bør ske hurtigt efter befugtning

De flyveaskeholdige restprodukter fra den tørre og den semitørre proces fremtræder begge som fint, tørt, støvende pulver (som dog er hygroskopisk, det vil sige, det optager efterhånden fugt fra luften). På denne form kan restprodukterne som regel ikke deponeres, idet de ikke har nogen væsentlig styrke eller bæreevne. Ved deponering er det derfor normalt nødvendigt at befugte og komprimere restprodukterne. Da disse i større eller mindre grad kan have puzzolane egenskaber (det vil sige, de kan hærde på samme måde som cement) kan der ved komprimering efter befugtning foruden den tættere pakning af materialet i løbet af en vis tid yderligere ske en styrkeudvikling. De puzzolane egenskaber er knyttet til flyveaskens indhold af aluminiumsilikater og produktets indhold af frit kalk, CaO . Komprimeringen og hærtningsprocesserne øger trykstyrken og reducerer permeabiliteten af restproduktet og påvirker desuden stofudvaskningsforholdene.

På figur 3.3 ses den mattede hydrauliske ledningsevne for en række restprodukter fra affaldsforbrænding og elproduktion (efter komprimering), herunder restprodukt fra den semitørre proces og en våd proces, /25/. Den hydrauliske ledningsevne afhænger i høj grad af komprimeringsgraden, men også af den måde hvorpå de puzzolane reaktioner forløber.

I tabel 3.7 ses resultatet af et forsøg, hvor restprodukt fra den semitørre proces er blevet befugtet og derefter komprimeret efter henholdsvis 0,5 h, 4h, 24 h, 2 døgn og 7 døgn (prøverne blev opbevaret ved 7°C i ventetiden). Som det fremgår, viste forsøget, at komprimeringsgraden og trykstyrken af det komprimerede materiale formindskes betydeligt, når tidsrummet mellem befugtningen og komprimeringen forøges, mens den mattede hydrauliske ledningsevne tilsvarende stiger, /25/. Mindre komprimeringsgrad (mindre rumvægt) medfører større deponeringsvolumen, og større hydraulisk ledningsevne kan medføre øget risiko for udvaskning. Det må derfor bl.a. antages, at man ved mellemlagring af restprodukter fra den semitørre proces (og formentlig også fra den tørre proces) i befugtet eller utildækket tilstand risikerer at forringe produkternes deponeringsegenskaber ganske betydeligt.



Figur 3.3

Mættede hydrauliske ledningsevner for komprimerede restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg og kulfyrede kraftværker, /25/.

Tabel 3.7

Betydningen af lagringstiden mellem befugtning og komprimering for den resulterende rumvægt, trykstyrke og hydrauliske ledningsevne for restprodukt fra semi-tør proces, /25/.

TID FRA BEFUGTNING TIL KOMPRI- MERING		RUMVÆGT INDHOLD ton/m ³	VAND- INDHOLD %	TRYK- STYRKE kPa	MÆTTET HYDRAULISK LEDNINGS- EVNE m/s
0,5	h	1,55	20	2200	1 x 10 ⁻⁹
4	h	1,47	19	1380	1 x 10 ⁻⁹
24	h	1,40	19	2100	2 x 10 ⁻⁹
2	døgn	1,34	19	900	2 x 10 ⁻⁸
7	døgn	1,23	19	660	4 x 10 ⁻⁸

3.4 Stofudvaskning fra faste restprodukter

Gennemstrømning eller diffusion

Stoftransporten ud af et restproduktdeponi afhænger dels af den hastighed (mængde pr. tidsenhed), hvormed det deponerede materiale gennemstrømmes af vand (f.eks. nedsivende regnvand) og, for produkter med meget lille permeabilitet, af diffusionshastigheden for de pågældende stoffer, dels af sammensætningen af det gennemsvende vand.

Kemisk ligevægt

Ved normale gennemstrømningshastigheder vil der eksistere en ligevægtslignende tilstand mellem det gennemsvende vand og det deponerede materiale, som vil styre sammensætningen af vandfasen/perkolatet. Denne sammensætning vil som regel ændre sig med tiden eller med mængden af gennemstrømmende vand, fordi der hele tiden fjernes stof. Det er derfor ofte hensigtsmæssigt at beskrive sammensætningen af perkolat fra udvaskning af restprodukter som funktion af væske/faststofindholdet (L/S = liquid/solid), hvor L er den samlede vandmængde, som på et givet tidspunkt er strømmet gennem materialet, mens S er tørvægten af det gennemstrømmede restprodukt. Såfremt udvaskningsforløbet beskrives som funktion af L/S , er det under visse forudsætninger muligt i nogen grad at se bort fra de specifikke fysiske forsøgsbetingelser ved forskellige udvaskningsundersøgelser. Dette muliggør bl.a. en anvendelse af laboratorie- og pilotskalaundersøgelser til beskrivelse eller forudsigelse af udvaskningsforløbet i en konkret deponeringssituation.

L/S -forholdet

Sammenhæng mellem tid og L/S

For et givet restproduktdeponi (anbragt over grundvandsspejlet), som gennemstrømmes af infiltreret nedbør, kan sammenhængen mellem den forløbne udvaskningstid, t , og L/S -forholdet beregnes af følgende ligning:

$$t = t_0 + (L/S) \cdot (d_a/d_w) \cdot H/I$$

hvor

t_0 = tiden fra deponiet anlægges til fremkomsten af det første perkolat (år)

L = den producerede perkolatmængde til tiden t (tons)

S = tørvægten af det deponerede materiale (tons)

d_a = det deponerede materiales tørrumvægt (tons/m^3)

d_w = perkolatets massefylde (tons/m^3)

H = deponiets gennemsnitshøjde (m)

I = nettoinfiltrationen af nedbør (m/år)

Ingen analyser af perkolat

Da der kun har været produceret og deponeret restprodukter fra rensning for sure røggasser på affaldsforbrændingsanlæg i en kortere årrække, foreligger der endnu stort set ingen anvendelige målinger af sammensætningen af perkolat fra eksisterende restproduktdeponier og slet ingen længere måleserier.

Forudsigelser af sammensætningen af perkolat fra disse restprodukter må derfor indtil videre baseres på udvaskningsforsøg i laboratorie- og eventuelt pilotskala.

3.5 Laboratorieudvaskningsforsøg

Valg af udvaskningsmetode

De mest anvendte laboratoriemetoder til undersøgelse af stofudvaskningen fra faste stoffer er rysteforsøg eller batchudvaskningsforsøg, kolonneudvaskningsforsøg og tankudvaskningsforsøg. Rysteforsøg og kolonneforsøg benyttes primært til bestemmelse af udvaskningsforholdene for pulverformigt eller nedknust materiale, mens tankudvaskningsforsøg sædvanligvis udføres på monolitiske (sammenhængende) prøvelegemer.

Ryste- og kolonneforsøg benyttes normalt til beskrivelse af udvaskningsforholdene i materialer, hvor stoftransporten kan ske ved konvektiv strømning, mens tankforsøgene benyttes til beskrivelse af stofudvaskningen fra overfladen af materialer med lille permeabilitet ($< \text{ca. } 5 \times 10^{-9} \text{ m/s}$), hvor stoftransporten inde i materialet fortrinsvis sker ved diffusion.

Rysteforsøg

Ved et rysteforsøg anbringes en bestemt mængde restprodukt sammen med en bestemt mængde ekstraktionsvæske i en lukket beholder, som derefter agiteres (rystes) i et bestemt tidsrum. Herefter skilles væskefasen fra faststoffasen, som regel ved filtrering eller centrifugering. Væsken analyseres, konserveres til senere analyse eller gemmes med henblik på sammenblanding med andre fraktioner. Den frafiltrerede faststoffase anbringes eventuelt igen i beholderen sammen med en ny portion ekstraktionsvæske, hvorefter udvaskningsproceduren kan gentages et vilkårligt antal gange. Metoden kan varieres, så man i stedet for hver gang at udskifte vandfasen tilsætter en ny portion faststof til den filtrerede vandfase.

Kolonne- forsøg

Ved et kolonneforsøg anbringes en bestemt mængde restprodukt i en lodretstående cylinder, som derefter i ned- eller opadgående retning gennemstrømmes af en væske. Den passerede væskemængde opsamles i passende fraktioner, som kan analyseres enkeltvis eller i passende kombinationer.

Resultaterne af såvel rysteforsøg som kolonneforsøg kan være en beskrivelse af de undersøgte parameters koncentrationer i perkolatet som funktion af L/S, eller de kan være en beregning af den totalt udvaskelige mængde af et givet stof for en eller flere værdier af L/S, angivet som mg stof/kg af det undersøgte materiale eller som procent af totalindholdet af det pågældende stof i materialet.

Tankforsøg

Ved et tankforsøg nedsænkes et intakt prøvelegeme i en væske, som er anbragt i en lukket beholder. Væsken udskiftes og analyseres med bestemte (stigende) tidsintervaller. På grundlag af forsøget kan stoffrigivelsen pr. overfladearealenhed og evt. den pågældende parameters diffusionskoefficient for det undersøgte materiale bestemmes.

Fordele og ulemper

Ved rysteforsøg kan man til en vis grad simulere udvaskningsforholdene i forbindelse med deponering af restprodukterne på ubehandlet form. Tilsvarende metoder er med godt resultat benyttet af VKI (f.eks. /34/) og andre til at beskrive udvaskningsforholdene for flyveaske og slagger fra kulfyrede kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg. Metoden tager dog ikke hensyn til den effekt, som eventuelle hærdningsreaktioner, der efter deponeringen kan forventes at foregå i de tørre og semitørre produkter, kan have på udvaskningsforholdene (med mindre rysteforsøgene udføres på nedknuste prøver af hærdede restprodukter). Hærdningsprocessernes indflydelse på udvaskningsforholdene kan i højere grad forventes afspejlet ved kolonneudvaskningsforsøg, som er planlagt gennemført i den eksperimentelle del af nærværende projekt. Kolonneforsøg er mere tidskrævende, men giver netop på grund af det længere tidsforløb og den måde, hvorpå restproduktet pakkes og bringes i kontakt med det gennemsivende vand, en bedre simulering af de virkelige forhold. Tankforsøg, som også kan være tidskrævende, er velegnede til undersøgelse af stofudvaskningen fra stabiliserede røggasrensingsprodukter.

Standardi- serede ud- vasknings- forsøg

I en række lande er der fastlagt standardprocedurer for gennemførelse af laboratorieudvaskningsundersøgelser af faste stoffer, især ryste- og tankforsøg. I tabel 3.8 er vist nogle eksempler på standardiserede udvaskningstests.

Tabel 3.8

Eksempler på standardiserede udvaskningstests.

BENÆVNELSE	LAND	TESTTYPE	BEMÆRKNINGER
EP Tox	USA	Rysteforsøg	L/S = 20 l/kg*
TCLP	USA	Rysteforsøg	L/S = 20 l/kg*
DEV S4	Vesttysk-land	Rysteforsøg	L/S = 10 l/kg**
ULP	USA	Tankforsøg	L/A = 10 l/dm ²
Forslag	Schweiz	Tankforsøg	L/S = 10 l/kg
L/S =	Væske/faststof (w/w)		
L/A =	Væske/overfladeareal af faststof		
* :	En ekstraktion		
** :	Varierende antal ekstraktioner		

EP Tox og
TCLP

De fleste standardudvaskningsforsøg simulerer ikke umiddelbart de faktiske forhold i et restproduktdeponi, men bruges til generelt at klassificere affaldsprodukter i forhold til et regelsæt eller nogle mere eller mindre velunderbyggede retningslinier for deponering/genanvendelse. I de amerikanske tests (EP Tox = Extraction Procedure Toxicity og dens sandsynlige afløser, TCLP = Toxic Concentration Leaching Procedure) udvaskes eksempelvis med en eddikesyreopløsning, hvilket kan bringe pH ned til ca. 5. Dette skulle simulere forholdene ved en samdeponering af det undersøgte materiale med husholdningsaffald, en deponeringsform som er irrelevant for restprodukter fra røggasrensning under danske forhold.

DEV S4

Den vesttyske metode (DEV S4 = Deutsche Einheitsverfahren Standard 4) giver valgfrihed med hensyn til bl.a. ekstraktionsvæske og antal ekstraktioner og vil derfor i højere grad kunne tilpasses en given situation.

ULP

Den amerikanske procedure (ULP = Uniform Leaching Procedure) og det schweiziske forslag til procedure for tankudvaskningsforsøg foreskriver, at væsken under udvaskningen skal gennembobles med kuldioxid. Herved opstår et meget aggressivt miljø, som næppe realistisk beskriver de faktiske forhold ved deponering af stabiliserede røggasrensingsprodukter. Dette gælder specielt i

forbindelse med længerevarende forsøg, hvor materialets indbyggede bufferkapacitet (alkalinitet) opbruges.

3.6 Udvaskningsundersøgelser af ikke-stabiliserede røggasrensningsprodukter

Der er udført en del laboratorieudvaskningsforsøg med restprodukter fra røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg. De fleste af disse er imidlertid udført efter standardprocedurer som de i tabel 3.8 viste, og kan derfor ikke forventes at beskrive den faktiske sammensætning af det perkolat, som vil dannes i et restproduktdeponi. Der findes dog nogle undersøgelser, som har en betydelig informationsværdi.

Svenske
udvasknings-
forsøg

På Sveriges Geotekniska Institut (SGI) har man sammenlignet udvaskningsforholdene for ikke-stabiliserede restprodukter fra 4 semitørre processer, én semitør proces med kondensation, én fluid bed proces med kalktilsætning og 2 vådprocesser, /25/.

Tabel 3.9

Analyser af flyveaskeholdige restprodukter undersøgt af SGI (angivet i mg/kg), /25/.

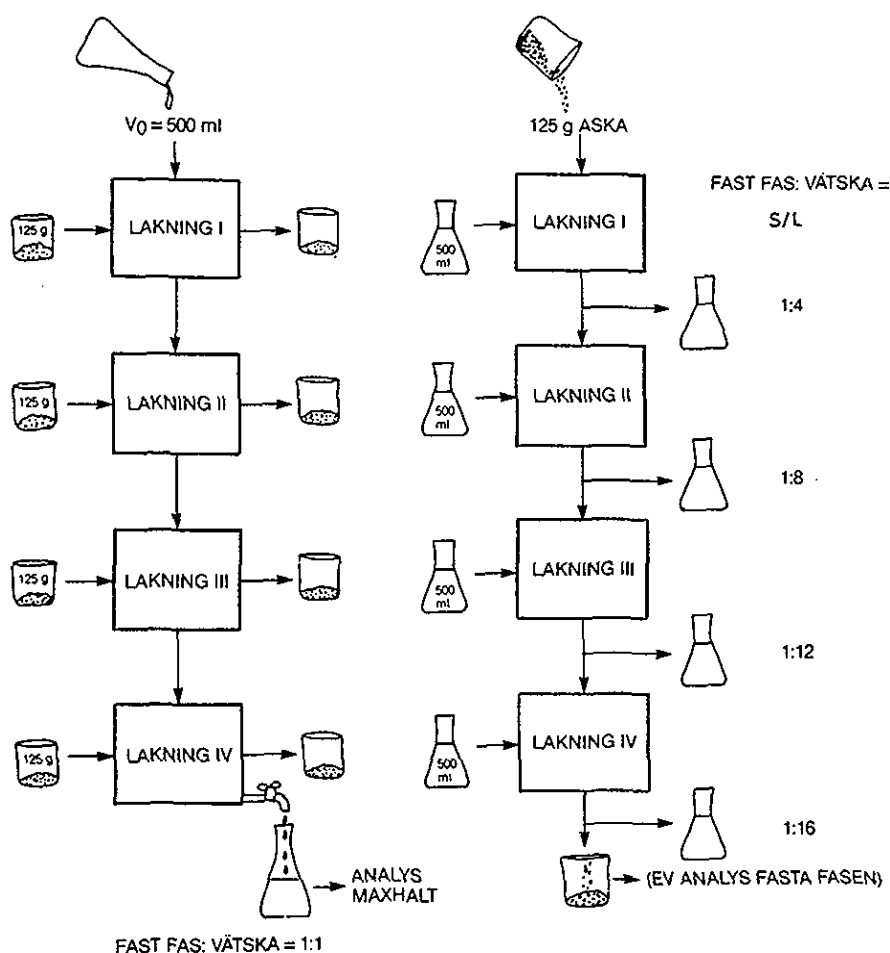
	SP	SPK	FBP	VP
As	40-180	90	20	130-150
Ca	170000-290000	270000	170000	93000-104000
Cd	180-300	190	30	220-230
Co	4-11	13	13	14-25
Cr	220-570	230	270	480-660
Cu	450-860	730	4500	990-1400
Hg	<0,4-44	29	6	100-390
Ni	20-40	40	80	90-110
Pb	4000-6300	5000	3100	5900-8100
Zn	12000-19000	14000	3800	20000
Cl	92000-220000	253000	43000	48000-56000

SP = Semitør proces
 SPK = Semitør proces + kondensering
 FBP = Fluid bed proces
 VP = Våd proces

I tabel 3.9 ses indholdet af en række elementer i de undersøgte restprodukter. Det bør bemærkes, at de viste chloridindhold sandsynligvis er forkerte (de er for små), /9/. Dette ses af, at der ved udvaskningsforsøgene udvaskes mere end 100% chlorid. Da det er vanskeligere at analysere faststoffasen end perkolatet for chlorid, er det rimeligt at antage, at det er faststofanalyserne, der er forkerte.

Udvaskning af ubehandlede restprodukter

SGI har bl.a. underkastet de ubehandlede restprodukter en serie udvaskningsforsøg (kaskaderysteforsøg ved L/S = 1, 4, 8 og 16). Metoden er vist på figur 3.4. Der er benyttet demineraliseret vand indstillet til pH = 4 med svovlsyre. Resultaterne er næppe helt repræsentative for forholdene ved deponering, idet der som tidligere nævnt ved den benyttede udvaskningsmetode ikke tages hensyn til effekten af eventuelle hærdningsreaktioner.



Figur 3.4

Skematisk beskrivelse af udvaskningsmetode benyttet af SGI, /25/.

Tabel 3.10

Udvaskede stofmængder for L/S = 0-16 ved SGI's kaskaderysteforsøg udtrykt i % af totalindholdet i faststoffasen, /25/.

	SP	SPK	FBP	VP
As	< 1,8 - 13	< 0,5	< 1,8	< 0,3
Ca	>32 - 90	71	8,6	17
Cd	< 0,2 - 0,49	< 0,2	< 0,04	< 0,04
Co	< 9 - 31	<12	<10	<11
Cr	< 0,1 - 0,9	< 0,2	< 0,2	< 0,1
Cu	0,4 - 3,2	< 1,5	< 0,01	< 0,08
Mo	19 - 54	< 7	4,7	39-<37
Ni	2,9 - 16	< 2	< 0,4	< 0,3
Pb	10 - 47	28	0,2	< 0,03
Zn	0,4 - 0,7	1,0	< 0,2	< 0,002
Cl ⁻	-	(160)	(150)	(150-200)

() : Det skyldes formentlig fejl i faststofanalyserne, at der tilsyneladende udvaskes mere end 100% Cl⁻

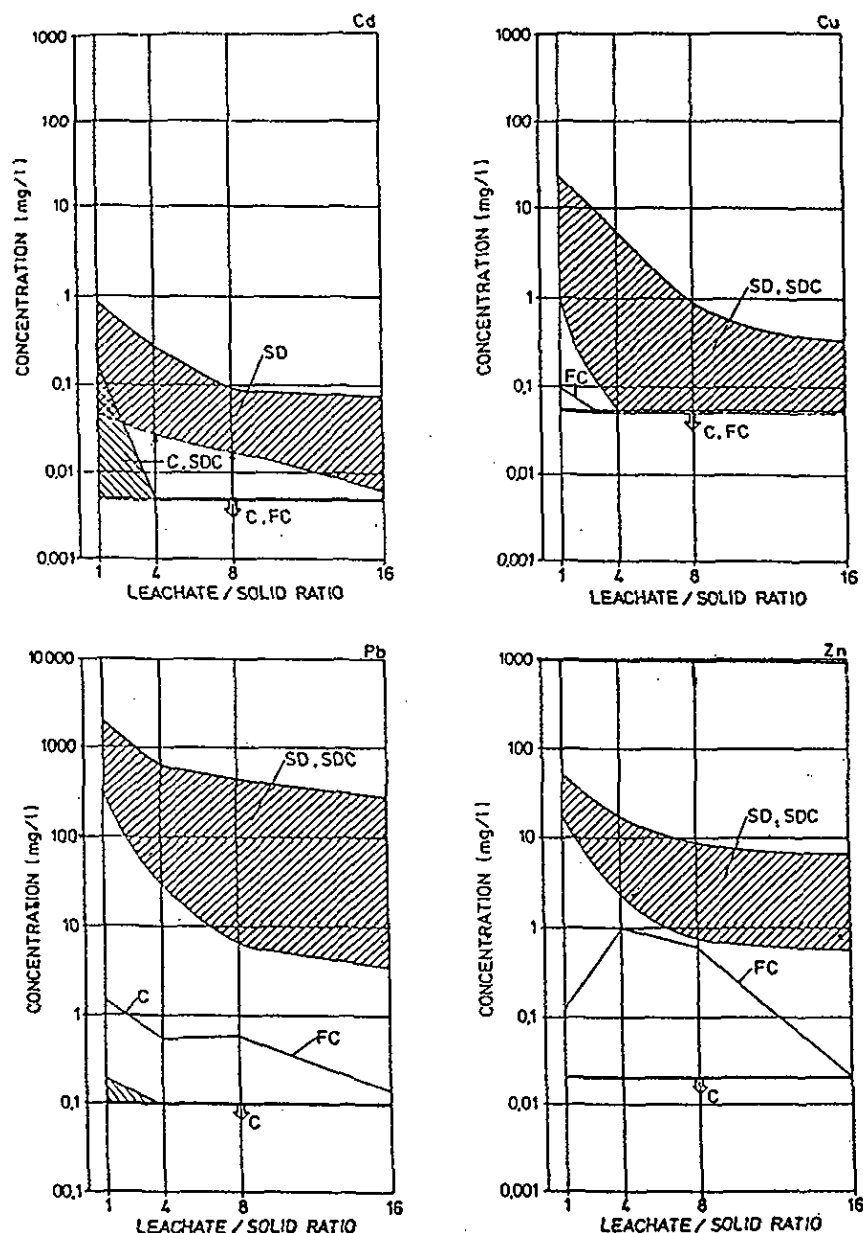
SP = Semitør proces
 SPK = Semitør proces + kondensering
 FBP = Fluid bed proces
 VP = Våd proces

Koncentrationer som funktion af L/S

De svenske udvaskningsresultater, som er vist i tabel 3.10 og for Cd, Cu, Pb og Zn yderligere illustreret i figur 3.5, er dog meget interessante, dels fordi de kan benyttes til sammenligning af udvaskningsforholdene for forskellige restprodukttyper, dels fordi de som vist på figur 3.5 kan beskrives som funktion af L/S-forholdet.

Mindst udvaskning af tungmetaller fra slam fra vådproces

Af figur 3.5 (hvor L/S-skalaen kan opfattes som en tidsakse for et givet deponi) og tabel 3.10 fremgår det, at der udvaskes væsentligt større mængder af bl.a. Pb, Zn, As, Cd, Cu og Ni fra de tørre og semitørre produkter, end fra de våde. Der udvaskes desuden store mængder af Cl⁻ og Ca²⁺. De høje blykoncentrationer, som især skyldes det høje pH i vandet fra udvaskningsforsøgene, er specielt problematiske i miljømæssig sammenhæng. pH i perkolatet lå mellem 11,5 og 12,5 ved alle udvaskningsforsøgene, undtagen ved forsøgene med to af vådprodukterne, hvor pH var ca. 10.



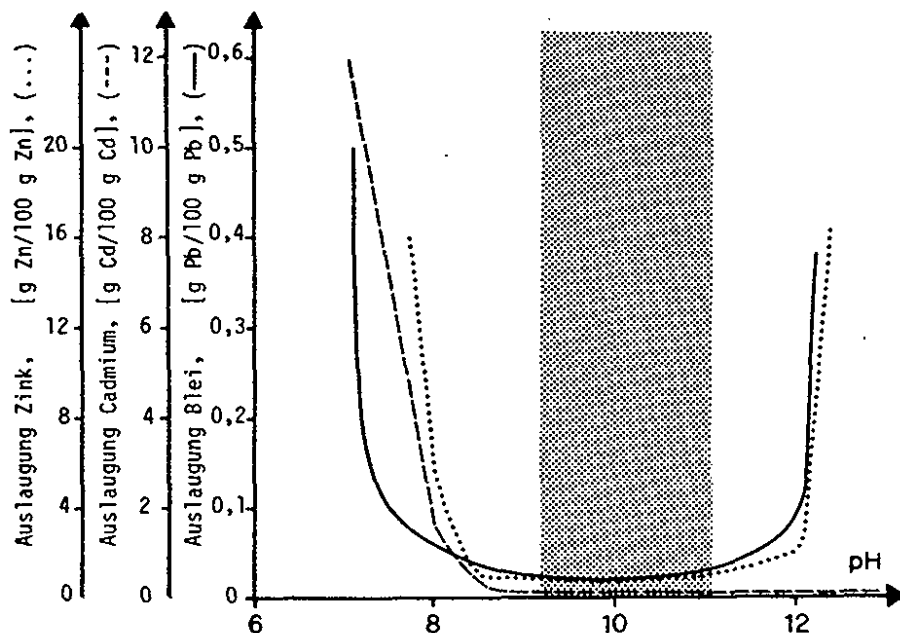
Figur 3.5

Koncentrationsområder for perkolat fra udvaskning af de forskellige restprodukter som funktion af L/S-forholdet for Cd, Cu, Pb og Zn. SD = semitør proces, SDC = semitør proces + kondensation, C = vådproces, FC = fluid bed reaktor med kalk, /25/.

Opløseligheden af en række af sporelementerne/tungmetallerne i restprodukterne afhænger af deres tilstandsform, af deres fordeling mellem restprodukternes bestanddele og mellem overfladen og det indre af de forskellige flyveaskepartikler, af tilstedeværelsen af komplekxdannere (specielt Cl^- , som forekommer i store mængder) og, som det måske væsentligste, af pH. Det opti-

pH afgørende
for udvask-
ning af
tungmetaller

male pH-interval for minimering af opløselighe-
den af tungmetaller i porevandet i restproduk-
terne er 8,5 - 10,5. pH-værdier under 8 og over
11 kan være kritiske, hvilket blandt andet frem-
går af figur 3.6, som beskriver udvaskningsfor-
holdene for Cd, Pb og Zn i elektrofilteraske
(flyveaske) fra affaldsforbrændingsanlæg som
funktion af pH.



Figur 3.6

Udvaskning af Cd, Pb og Zn fra elektrofilteraske
fra affaldsforbrændingsanlæg som funktion af pH.
/35/.

CaCl_2 kan
give proble-
mer

For restprodukterne fra den tørre og den semi-
tørre proces må der således, som det også frem-
går af de refererede undersøgelsesresultater,
ved gennemsivning af vand forventes en betydelig
udvaskning af en række sporelementer, såfremt
produkterne deponeres ubehandlet. Det store
indhold af letopløseligt calciumchlorid i de
tørre og semitørre produkter vil medføre meget
store indhold af calcium og chlorid i perkola-
tet, men det kunne samtidig tænkes at give an-
ledning til forøget hydraulisk ledningsevne og
sætninger i et deponi, efterhånden som det ud-
vaskes.

En god kompaktering af optimalt befugtet rest-
produkt, som enten i sig selv har eller ved
tilsætning af stabiliseringsmidler har fået

God komprimering anbefales

puzzolane egenskaber, vil muligvis kunne hindre sådanne sætninger. Ved tilsætning af større mængder vand til tørre eller semitørre restprodukter, så der dannes en pasta som efterfølgende kan hærde, vil en stor del af calciumchloriden kunne findes opløst i porevandet allerede fra deponeringens start og således ikke umiddelbart påvirke det deponerede materials mekaniske stabilitet, /47/.

Perkolatet kan skabe problemer

På baggrund af de tørre og semitørre produkters udvaskningsegenskaber må det forventes, at der ved deponering af disse produkter på ubehandlet form kan dannes perkolat, som kan være problematisk, både i relation til en eventuel opsamling og behandling og til en kontrolleret udsivning (se afsnit 5). Det samme vil i nogle tilfælde også gælde for ren flyveaske.

Fra restprodukterne fra de våde processer udvaskes der betydelige mængder chlorid, men meget små mængder sporelementer, utvivlsomt på grund af indholdet af TMT 15. Dette er gunstigt i relation til deponering, såfremt de organiske sulfider er langtidsstabile.

3.7 Stabilisering/behandling af restprodukter

3.7.1 Stabilisering

De tørre og semitørre restprodukters deponeringsegenskaber (trykstyrke, permeabilitet, stofudvaskning) vil kunne forbedres betydeligt ved stabilisering, det vil sige udstøbning eller kompaktering efter tilsætning af vand og stabiliseringsmiddel.

Kemiske og fysiske ændringer

Den ændring af stofudvaskningen, som en stabilisering af et restprodukt medfører for en given komponent, skyldes dels ændringer af kemisk karakter, som påvirker opløselighedsforholdene for den pågældende komponent, dels ændringer i materialets porestruktur, som påvirker strømnings- og diffusionsforholdene for komponenten inde i materialet.

Stabilisering af restprodukter med henblik på deponering kan ske ved udstøbning direkte på placeringsstedet eller ved udstøbning og efterfølgende hærkning af materialet (f.eks. i form af blokke) før eller efter transport til placeringsstedet. Ved placering af stabiliseret materiale i et landdeponi vil en udstøbning eller komprimering på stedet formentlig være hensigtsmæssig, idet kravene til trykstyrke vil

være mindre og langtidsstabilitet lettere at opnå, end ved fremstilling af stabiliserede blokke. Blokfremstilling kan dog være nødvendig i forbindelse med specielle deponerings-/anvendelsesformer. F.eks. udføres der i USA forsøg med marin deponering af stabiliserede blokke af restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg i form af kunstige rev, /51/.

Semitørre
restproduk-
ter kan
stabiliseres

I /36/ rapporteres der om gode resultater af stabilisering af restprodukt fra den semitørre proces med små mængder cement og stålværksslagge (f.eks. 59% restprodukt, 3% Portlandcement, 3% stålværksslagge og 35% vand). Der opnåedes permeabilitetskoefficienter på 10^{-10} - 10^{-11} m/s og koncentrationer af Pb på $<0,25$ mg/l og af Cd på $<0,05$ mg/l i porevandet. På grundlag af disse resultater anbefaler Donnelly og Jøns, at stabiliseringen af restprodukter fra den semitørre proces søges styret således, at der opnås porevandskoncentrationer af chlorid på under 20% (w/w), at pH i porevandet ligger mellem 8 og 10,5, og at alkaliniteten af det stabiliserede produkt er større end 3 ækv/kg, /36/. Begrænsningen af chloridindholdet skyldes primært hensyn til materialets mekaniske stabilitet, mens kravet til pH skal sikre en begrænset opløselighed af sporelementer, specielt Pb og Zn. Overholdelse af minimumskravet til alkaliniteten medfører bl.a., at materialet har gode muligheder for at klare en række standardudvaskningstests i forskellige lande uden at få betegnelsen "farligt affald". Her er det dog værd at bemærke, at fælles EF-regler vedrørende klassificering af affald er under forberedelse. Det må forventes, at det resulterende EF-direktiv vil ændre den eksisterende definition af "farligt affald" i en række medlemslande.

Svenske
stabilise-
ringsforsøg

SGI har gennemført en række stabiliseringsforsøg med restprodukter fra den semitørre proces, /25/. Restprodukterne er blevet tilsat vand + stabiliseringsmiddel, hvorefter der er støbt prøvelegemer. Disse er så blevet underkastet udvaskningsforsøg (modificeret ULP, se tabel 3.8) og trykstyrkebestemmelse (efter 28 døgn).

Følgende stabiliseringsmidler er undersøgt:

- Cement (Standard Portland)
- Gips
- Fosforgips
- Bedmateriale + cyklonaske fra kulforbrænding
- Vermiculit + cement
- Bentonit + cement
- Absol
- Natriummetasilikat + cement
- Natriumsulfid

Stabilisering
med 50% cement
bedst

De bedste resultater (både med hensyn til mekanisk styrke og reduktion af stofudvaskningen) opnåedes ved stabilisering med cement, vermiculit, bentonit og natriummetasilikat. De laveste hastigheder af blyudvaskningen fandtes ved stabilisering med henholdsvis 50% cement og 20% cement + 7% natriummetasilikat. Ved stabilisering med 50% cement opnåedes efter 28 døgn en enakset trykstyrke på 12MPa, i de øvrige tilfælde lå trykstyrken mellem 0,7 og 3 MPa. Det lykkedes bl.a. at reducere udvaskningen af bly med over 99% ved stabilisering med cement. Det bemærkes i øvrigt, at der også opnåedes en udmærket stabilisering ved blot at tilsætte rigeligt med vand (71% af faststofvægten) til det semitørre restprodukt, /9/, /25/.

Af /48/ fremgår det i øvrigt, at det er vanskeligere at stabilisere ren flyveaske end tørt/semitørt restprodukt med cement. Dette kan skyldes, at restproduktet i modsætning til flyveasken har et betydeligt indhold af ureageret kalk, som er nødvendigt for at få de puzzolane reaktioner til at forløbe. Ved cementstabilisering af flyveaske vil der derfor formentlig skulle tilsættes kalk eller bruges større mængder cement.

God stabilisering af vådprodukt

SGI har fundet en god kemisk stabilisering af Cd, Pb og Zn (lille udvaskning) ved sammenblanding af restproduktet fra vådprocessen (13%) med den forudskilte flyveaske (87%), /25/.

Cementstabilisering er teknisk simpelt

Stabilisering af restprodukter ved tilsætning af stabiliseringsmidler (cement, m.v.) kan udføres med dagens teknologi, og det nødvendige under søgelses- og udviklingsarbejde vil bl.a. skulle koncentreres om at optimere processen teknisk og økonomisk, at finde og afprøve egnede stabilisatorer for forskellige restprodukter og at teste effektiviteten af forskellige stabiliseringsmidler og -metoder.

Der stabiliseres med 30% cement i praksis

Det er anslået, at stabilisering af restprodukter fra den semitørre proces med 40% cement vil fordyre deponeringen med 275 - 375 svenske kroner pr. ton restprodukt i forhold til deponering af ubehandlet restprodukt, /19/. Ved Stockholm deponeres der p.t. semitørt restprodukt stabiliseret med ca. 30% lavalkaliments.

3.7.2 Vitrifikation

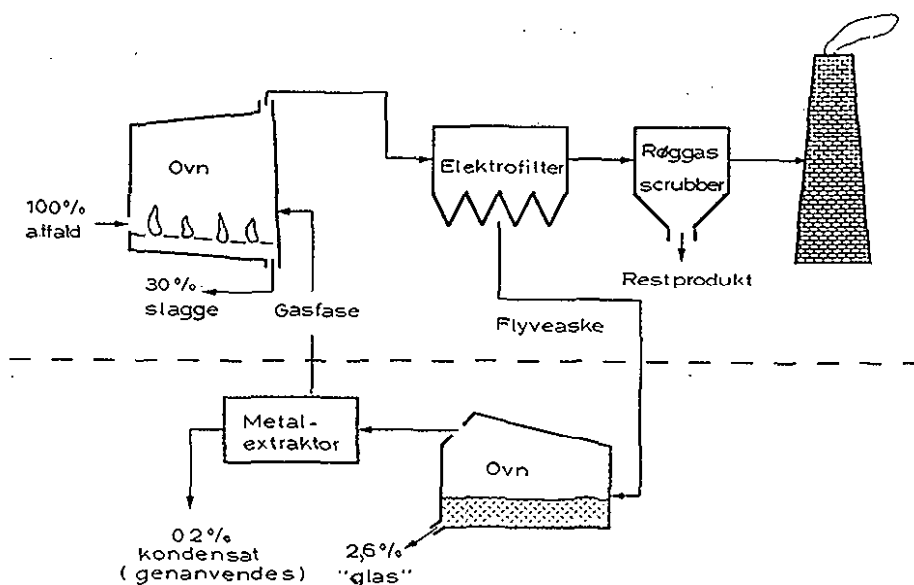
Forglasning af flyveaske

I en række lande (bl.a. U.S.A., Schweiz og Japan) arbejdes der med processer til vitrifikation (forglasning) af forbrændingsrester, fortrinsvis flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg. Forglasningen, der sker som følge af opvarmning af restproduktet til over smeltepunktet (typisk

Vitrifikation af røggasrensingsprodukter ikke afprøvet

til ca. 1300°C), medfører en volumenreduktion, en meget lille permeabilitet og en lille stofudvaskning, hvilket fremmer mulighederne for genanvendelse og deponering af produktet. Det kan ikke umiddelbart afgøres, om en tilsvarende vitrifikation af restprodukterne fra den tørre og den semitørre proces vil være teknisk mulig og økonomisk gennemførlig. Ved forsøg med opvarmning af blandinger af tørprodukt og mineraler til 1050°C er det konstateret, at ca. 15% af chloridindholdet spaltes fra. Det er derfor sandsynligt, at restprodukterne kan opvarmes til smeltepunktet uden at sønderdeles i større omfang, /49/. Den frigivne saltsyre vil naturligvis skulle opfanges i et røggasrensningssystem.

På figur 3.7 ses et eksempel på en vitrifikationsproces for flyveaske, /37/.



Figur 3.7
Vitrifikation af flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg, /37/.

Destruktion af dioxiner og furaner

En del af flyveaskens metalindhold fordampes under opvarmningen og udskilles i en kondensator. Flyveaskens indhold af dioxiner og furaner destrueres ved den høje temperatur. Metoden afprøves p.t. i pilotskala. Energiforbruget til vitrifikation af flyveasken hævdes at være 1000 kwh/t flyveaske, svarende til 5% af den elektricitet, som forbrændingsanlægget kan producere, /37/. Dette forekommer meget lavt, og det er

senere oplyst, at energiforbruget snarere ligger på det dobbelte, hvilket er bedre i overensstemmelse med japanske erfaringer, /50/. Det anslås, at omkostningerne til vitrifikation af flyveaske i Vesttyskland vil være ca. 800 DM/ton flyveaske, /50/. Et japansk anlæg til forglasning og granulering af ca. 0,8 tons flyveaske og slagger pr. time har givet lovende resultater, men det skønnes nødvendigt at sænke driftsomkostningerne, hvis metoden skal have kommerciel betydning, /54/.

På udviklingsstadiet

Vitrifikationsprocesserne er endnu kun på udviklingsstadiet, og det må nok forventes, at der vil gå en årrække, før teknologien (eventuelt) vil kunne benyttes til behandling af røggasrensningsprodukter.

3.7.3 3R-processen

Ekstraktion af flyveaske med surt scrubbervand

Et andet eksempel på restproduktbehandling er den såkaldte 3R-proces (Rauchgas-Reinigung mit Rückstandsbehandlung), som er udviklet ved Kernforschungszentrum Karlsruhe, /38/, /39/. Ved 3R-processen, der er vist på figur 3.8, ekstraheres flyveasken fra elektrofiltrene med det stærkt sure spildevand fra et (ét-trins) vådt røggasrensningsanlæg, efter at vandet ved ionbytning er blevet rensset for Hg.

Termisk stabilisering af filterkage

Ved ekstraktionen fjernes ca. 89% af flyveaskens Cd-indhold, ca. 68% af Zn-indholdet, ca. 22% af Pb-indholdet og ca. 18% af Cu-indholdet, /39/. Metallerne udskilles fra den frafiltrerede ekstraktionsvæske, f.eks. ved kalkfældning eller ionbytning, og genanvendes eller deponeres som slam. Den ekstraherede flyveaske kompakteres og føres tilbage til forbrændingsovn, hvorved der sker en nedbrydning af flyveaskens indhold af dioxiner og furaner, samtidig med at der sker en termisk stabilisering af filterkagen, som reducerer udvaskeligheden af tungmetaller fra den resulterende slagge, /39/.

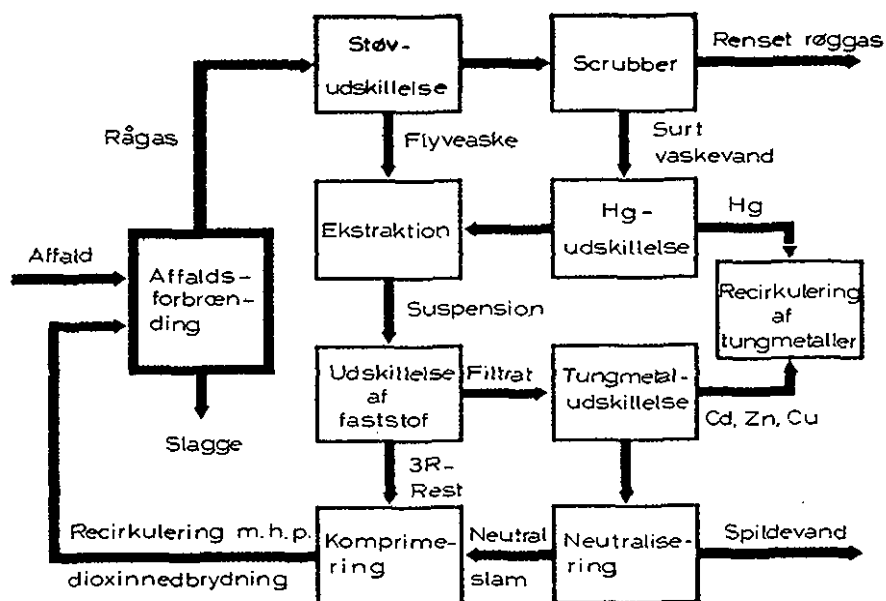
Flyveasken må således forventes at blive mere deponerings- eller anvendelsesegnet ved processen, men der vil samtidig være en mindre strøm af tungmetaltholdigt slam og en spildevandsstrøm, som skal håndteres.

Kompliceret proces med uvis fremtid

3R-processen afprøves p.t. i halvindustriel skala på affaldsforbrændingsanlægget i Oberhausen i Vesttyskland. Det første fuld-skalaanlæg vil muligvis kunne opføres i Mannheim i 1993-94, /50/. Processen er forholdsvis kompliceret, og det er vanskeligt at afgøre, om den har en reel fremtid. Udviklingsmæssigt må den vurderes at være længere fremme end vitrifikation.

tionsprocesserne, men den kan endnu ikke betegnes som færdigudviklet.

Omkostningerne ved 3R-processen angives at udgøre 250-350 DM/ton flyveaske, /50/. Udgifterne i forbindelse med deponering i underjordiske saltminer, som i nogle tyske delstater er påkrævet for flyveaske, oplyses til sammenligning at være 330-450 DM/ton flyveaske, /50/.



Figur 3.8
Flowdiagram for 3R-processen, /38/.

4. NYTTIGGØRELSE AF RØGGASRENSNINGSPRODUKTER

Renere teknologi
Nyttiggørelse
Deponering

Et af de overordnede principper i den danske affaldspolitik er, at man blandt andet ved anvendelse af renere teknologi for det første skal søge at reducere produktionen af affald mest muligt, at man dernæst skal søge at genanvende/nyttiggøre det producerede affald i størst muligt omfang, og endelig at man så må deponere det affald, som ikke kan nyttiggøres. En deponering kan være endelig, eller den kan være midlertidig med henblik på en eventuel fremtidig nyttiggørelse af affaldet. Uanset om et restprodukt kan nyttiggøres eller må deponeres, bør man gennem anvendelse af renere teknologi, m.v., søge at minimere dets indhold af specielt miljøskadelige eller uønskede stoffer.

Hård konkurrence fra andre restprodukter

De faste røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæggene har som tidligere nævnt kun været produceret gennem en halv snes år og i Danmark kun i de allerseneste år. Der har derfor ikke tidligere været noget stort behov for eller tid til at finde områder for nyttiggørelse af disse affaldsprodukter. Det må forudses, at røggasrensningsprodukterne fra affaldsforbrændingsanlæg på visse potentielle anvendelsesområder får hård konkurrence fra miljømæssigt og geoteknisk mindre problematiske restprodukter (som f.eks. flyveaske og afsvovlingsprodukt fra kulfyrede kraftværker).

Så vidt vides sker der i øjeblikket ingen steder i verden nogen egentlig nyttiggørelse af røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding. På grund af det store saltindhold og opkoncentreringen af sporelementer nævnes produkterne dog i visse lande som potentielle kilder til udvindelse af strategiske grundstoffer, /47/.

Alinitcement

I Vesttyskland er der udført laboratorieforsøg med fremstilling af alinitcement, som er en speciel cementtype med højt chloridindhold, med tørt/semitørt restprodukt som et af udgangsstofferne. Alinitcimenten, hvis fremstilling er væsentligt mindre energikrævende end fremstillingen af portlandcement, er tænkt anvendt til stabilisering af restprodukter i forbindelse med deponering i stedet for f.eks. portlandcement. På grund af det høje chloridindhold er alinitcimentens anvendelsesområde begrænset, men nogle mulige anvendelser indenfor olieboring og minedrift er nævnt, /49/. Processen er ikke teknisk udviklet og vil næppe være aktuel i Danmark.

Det er blevet foreslået at erstatte en del af det importerede vejsalt (NaCl), som benyttes i

Vejsaltning
med CaCl_2

Danmark, med CaCl_2 udvasket af tørre/semitørre restprodukter, /52/. Ved siden af fordelene ved reduceret import af salt kan CaCl_2 forventes at være mere skånsomt end NaCl overfor planter langs vejene. Fremstillingen af et egnet CaCl_2 -produkt vil formentlig kræve en vask af restproduktet, eventuelt efterfulgt af en omkrystallisering og en rensning af overskudsvandet. Det vaskede restprodukt vil sandsynligvis være mere deponeringsegnet end det oprindelige. Rensningen af overskudsvandet vil producere en lille mængde slam, som også skal deponeres. Det ville muligvis i denne forbindelse være en fordel at have et flyveaskefrit restprodukt, hvor der er sket en udskillelse af flyveasken, inden der tilsættes kalk til røggassen.

Denne og andre muligheder for oparbejdning og anvendelse af calciumchlorid fra restprodukter fra rensning af røggas fra affaldsforbrænding er planlagt nøjere undersøgt i et separat genanvendelsesprojekt.

Oparbejdning
af CaCl_2
og NaCl mulig

Vesttyske undersøgelser af omkrystallisering af calciumchlorid og natriumchlorid fra spildevand fra våde røggasrensningsprocesser viser, at det er muligt at fremstille disse på forholdsvis ren form, /42/. Et vejsaltningsprodukt ville formentlig også kunne fremstilles på basis af rensset spildevand fra vådprocesserne.

5. DEPONERING AF FASTE RØGGASRENSNINGSPRODUKTER

5.1 Deponeringsstrategi

Minimering
af forure-
ningsrisiko

Et af de væsentligste elementer i en deponeringsstrategi for restprodukter (og andre affaldstyper) vil være at minimere risikoen for en uacceptabel forurening af det omgivende miljø med perkolat fra det deponerede materiale.

Hvad er
acceptabelt?

Der vil naturligvis være forskellige meninger om, hvad en "acceptabel" forurening er. Dette afspejles blandt andet i forskellene på forskellige landes lovgivning på området, hvor f.eks. grænseværdier for stofemission med perkolat kan være fastsat på grundlag af ydeevnen af den bedste tilgængelige perkolatrensningsteknologi (med eller uden hensyntagen til økonomiske forhold), på grundlag af en vurdering af hvad det omkringliggende miljø menes at kunne tåle, på grundlag af de naturligt forekommende baggrunds-koncentrationer af de pågældende stoffer eller på andre (og i nogle tilfælde mere tilfældigt valgte) grundlag.

Bredt forure-
ningsbegreb

Det er vigtigt, at det forureningsbegreb og de miljøbeskyttelseshensyn, som indgår i de overvejelser, som fører til beslutning om anvendelse af en bestemt deponeringsmetode, ikke defineres for snævert, hverken i tid eller sted. Samtidig er det også væsentligt, at der er overensstemmelse mellem den valgte deponeringsmetode og det deponerede materiales egenskaber. Disse forhold er uddybet nærmere i det følgende.

Stofudvask-
ning er et
langtids-
problem

Stofudvaskningen fra deponerede restprodukter kan forløbe over hundreder af år, specielt hvis vandgennemstrømningen og stofudvaskningen gennem tildækning med lavpermeable materialer, stabilisering eller lignende søges reduceret. Hvis sådanne foranstaltninger gennemføres, så de er geologisk stabile, og perkolatproduktionen (og eventuelt også stofkoncentrationen i perkolatet) herved bliver så lille, at stofudsivningen per tidsenhed ikke medfører en uacceptabel påvirkning af omgivelserne, kan det være hensigtsmæssigt at udforme deponiet uden tæt bund. Dette skal naturligvis vurderes i forhold til omgivelserne og andre forureningskilder i området.

Bundmembran
er uhensigts-
mæssig på
langt sigt

Hvis et sådant restproduktdeponi indrettes med tæt/lavpermeabel bund (f.eks. med bundmembran af plast), medfører det, at der skal indrettes perkolatopsamlingssystemer, som i reglen er baseret på oppumpning. Dette sker i praksis, når

traditionel lossepladsteknik med en skønsmæssig levetid på 20 - 50 år uden væsentlige ændringer anvendes ved deponering af flyveaske og røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding. Herved bliver den miljømæssige sikkerhed i forbindelse med et langsigtet problem gjort afhængig af løsningsmodeller, som er udviklet til håndtering af mere kortsigtede problemer. Dette må vurderes at være en uhensigtsmæssig fremgangsmåde.

Indkapsling
udskyder
problemerne

En anden mindre hensigtsmæssig deponeringsform for restprodukter, som kan forekomme i praksis, er indkapsling. Hvis restprodukterne indkapsles, f.eks. ved anvendelse af både over- og undermembraner af plast, kan det betyde, at man blot udskyder et eventuelt stofudvaskningsproblem til den dag, dækmembranen ikke mere er intakt. Dette kan medføre en kortsigtet og ubegrundet fornemmelse af evig sikkerhed. Anvendelse af såkaldte big bags til deponering af restprodukter kan ligeledes på længere sigt medføre problemer (se afsnit 5.2 og bilag 5).

Perkolatets
ultimative
skæbne er
vigtig

Ved vurderingen af de miljømæssige omkostninger ved en given deponeringsmetode fokuseres der ofte ret ensidigt på selve deponeringspladsen og dens umiddelbare omgivelser. For at tilvejebringe det bedst mulige vurderingsgrundlag bør en given deponering betragtes i en større sammenhæng, således at det kan sikres, at de tiltag og foranstaltninger, som gennemføres for at beskytte miljøet, ikke i sig selv giver anledning til ressourceforbrug og miljøbelastninger, som er ude af proportioner med de oprindelige, potentielle problemer og de opnåede fordele. Specielt bør den ultimative skæbne af indholdsstofferne i det dannede perkolat tages i betragtning.

Ringe effekt
ved behand-
ling af per-
kolat i kom-
munale rens-
ningsanlæg

Perkolat fra restprodukter fra affaldsforbrænding har typisk et højt indhold af uorganiske salte, et lille eller moderat indhold af spor-elementer og et lille indhold af organiske stoffer. Mens der ved lossepladser med husholdnings- og haveveaffald, hvor perkolatet i lossepladsens første levetid har et meget højt indhold af organisk materiale, kan opnås en meget betydelig rensningseffekt ved tilledning af perkolatet til et kommunalt (biologisk) spildevandsrensningsanlæg, er det vanskeligt at opnå nogen væsentlig rensningseffekt ved en tilsvarende behandling af perkolat fra et restproduktdeponi. Noget af det eventuelle tungmetallindhold vil kunne bindes i slammet, hvilket ikke er en fordel, idet mulighederne for anvendelse af slammet herved kan reduceres. Resten vil følge saltindholdet og passere uændret gennem rensningsanlægget ud i den efterfølgende recipient. Hovedeffekten vil være en fortynding af perkolatet i det øvrige spildevand, inden det udledes til en recipient. Spørgs-

Kontrolleret
udsivning
miljø- og
ressource-
mæssig gun-
stig

målet er, om den samme eller en miljømæssigt mere gunstig situation ville kunne opnås ved gennem en passende opbygning af et deponi og en eventuel modificering/stabilisering af de deponerede restprodukter at reducere perkolatproduktionen til en given mindre mængde, som tilslades at sive ud gennem deponiets bund og sider. En sådan fremgangsmåde vil spare ressourcer svarende til mange års pumpning og "rensning" af perkolat, men forudsætter samtidig en omhyggelig lokalisering af deponiet. Hvis udvaskningshastigheden for miljøskadelige sporelementer kan holdes på et lavt niveau, vil en kystnær placering af et restproduktdeponi eksempelvis være ideel, idet perkolatets saltindhold normalt vil være acceptabelt ved udsivning i et marint miljø.

Restprodukter
skal deponeres
særskilt

Som det fremgår, er der stor forskel på behandlingsmulighederne for perkolatyper domineret af henholdsvis organiske og uorganiske indholdsstoffer. Da organisk præget perkolat fra husholdnings- og haveaffald desuden ofte er surt og komplexdannende og kan forøge risikoen for udvaskning af tungmetaller, hvis det kommer i berøring med restprodukter fra affaldsforbrænding, må det umiddelbart skønnes mest hensigtsmæssigt altid at deponere sådanne restprodukter totalt adskilt fra uforbrændt husholdnings- og haveaffald. De to affaldstyper bør behandles efter hver sin deponeringsstrategi.

Som eksempler på forskellige deponeringsstrategier kan nævnes følgende (udtrykt ved perkolatets skæbne):

- Indkapsling/perkolfri deponering
- Deponering med ukontrolleret stofspredning
- Deponering med perkolatopsamling
- Deponering med kontrolleret/reduceret stofspredning

Fejlslagen
strategi

De færreste vil formentlig med fuldt overlæg vælge strategien "Deponering med ukontrolleret stofspredning", men den er alligevel medtaget, fordi den kan blive resultatet af en forkert valgt eller fejlslagen deponeringsstrategi. En samlet deponeringsstrategi kan bestå af flere af ovenstående strategier. En losseplads med husholdningsaffald kan eksempelvis i de første 20-50 år fungere efter strategien "Deponering med perkolatopsamling", hvorefter den måske er blevet så stabiliseret, at den kan overgå til "Deponering med kontrolleret/reduceret stofspredning". Hvis dræn- eller membransystemet bryder sammen på et tidligt tidspunkt, vil der dog altid kunne ske en ukontrolleret stofspredning. Indkapsling som en endelig deponeringsform for restprodukter fra affaldsforbrænding lader sig som tidligere nævnt vanskeligt retfærdiggøre

Kombinerede
strategier

i lyset af de kontrolforanstaltninger, som i princippet må opretholdes til evig tid. Derimod kunne indkapsling komme på tale som en midlertidig opbevaringsform, hvor materialet bevares intakt, indtil det kan nyttiggøres eller deponeres mere hensigtsmæssigt. Også tør opbevaring af restprodukt i big bags kunne tænkes anvendt som en midlertidig foranstaltning.

Gennemførelsen af en valgt deponeringsstrategi for restprodukter fra affaldsforbrænding kan forudsætte, at disse underkastes specielle behandlingsmetoder såsom cementstabilisering eller vask (hvor bortskaffelsen af vaskevandet og dets indholdsstoffer må indgå i den samlede vurdering).

Et deponi
bør kunne
overlades
til sig selv
efter en år-
række

Ved fastlæggelsen af en fremtidig strategi for deponering af restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg bør der lægges vægt på at sikre, at de miljømæssige risici på længere sigt reduceres mest muligt. Dette kunne eksempelvis ske gennem anvendelse af deponeringsmetoder, som medfører, at et restproduktdeponi uden væsentlige gener for miljøet og uden fortsat behandling/overvågning vil kunne overlades til sig selv, inden levetiden af de nødvendige tekniske systemer og økonomiske garantier udløber (f.eks. indenfor 30 år efter etableringstidspunktet). En sådan strategi ville yderligere medføre, at omkostningerne ved håndteringen af de potentielle langtidsproblemer stort set må afholdes af den generation, som har skabt restprodukterne (og nydt de tilhørende goder).

5.2 Regler og praksis for deponering af røg- gasrensningsprodukter i Danmark

Cirkulære-
skrivelse
fra Miljø-
styrelsen

Da de første røggasrensningsanlæg på danske affaldsforbrændingsanlæg er begyndt at producere restprodukter, og da udarbejdelsen af egentlige regler for deponering af disse bl.a. afventer færdiggørelsen af nærværende undersøgelse, udsendte Miljøstyrelsen i januar 1989 en cirkulæreskrivelse vedrørende deponering af restprodukter fra sur røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg. Heri henstillede Miljøstyrelsen til amterne, at tilladelser til deponering af restprodukterne gives efter følgende retningslinier, indtil nye regler er udarbejdet:

1. Der bør gives tilladelse til midlertidig deponering i en periode af maksimalt 3 år.

2. Restprodukterne bør deponeres i særskilte depoter, eventuelt i forbindelse med eksisterende miljøgodkendte lossepladser.
3. Deponeringen bør ske på plastmembran eller lignende, således at der sikres forsvarlig perkolatopsamling.
4. Perkolatdannelsen bør nedsættes f.eks. ved overdækning af depoterne med plastmembran.
5. Perkolatet bør kontrolleres for klorid og tungmetaller, specielt Pb, Cd, Hg, Zn og Cu.

Deponering
på kontrol-
lerede los-
sepladser

De danske forbrændingsanlæg, som allerede producerer røggasrensingsprodukter (tørre og semitørre), deponerer i de fleste tilfælde disse på eksisterende eller nyanlagte kontrollerede lossepladser for forbrændingsrester med bundmembraner af ler og/eller plast. I nogle tilfælde er der indrettet specielle restproduktpladser i forbindelse med eksisterende pladser for slagger og flyveaske. Restprodukterne anbringes eller planlægges generelt anbragt separat eller sammen med flyveaske, men ikke sammen med andre former for affald.

Anvendelse
af big bags

Tørre/semitørre restprodukter fra enkelte forbrændingsanlæg deponeres i big bags for at hindre støvgener i forbindelse med håndteringen. Ud fra et deponeringsteknisk synspunkt må anvendelsen af big bags vurderes som problematisk, idet poserne vil kunne forhindre en tilstrækkelig og ensartet befugtning og kompaktering af det deponerede materiale (se bl.a. afsnit 3.3). Dette vil medføre et større deponeringsvolumen, en større permeabilitet og risiko for forøget stofudvaskning fra restproduktet. Hvis der er tale om en midlertidig deponering af restprodukt i tør tilstand, og emballagen bevares intakt, kan anvendelsen af big bags dog give visse transport- og håndteringsmæssige fordele. Dette forudsætter, at indtrængning af vand og vanddamp forhindres ved hjælp af en tæt overdækning/indpakning eller ved anbringelse af poserne under tag. Anvendelsen af big bags er diskuteret mere indgående i bilag 5.

Miljømæssige
ulemper på
længere sigt

Håndterings-
mæssige for-
dele

For en række forbrændingsanlægs vedkommende (over halvdelen i antal, dog kun repræsenterende ca. 35% af forbrændingskapaciteten)) foreligger der ifølge spørgeskemaundersøgelsen ultimo 1989 hverken planer om røggasrensning eller deponering af røggasrensingsprodukter.

Spørgeskema-
undersøgelsen

Af spørgeskemaundersøgelsen fremgår det i øvrigt, at opsamlet perkolat fra såvel slagger og flyveaske som fra røggasrensingsprodukter i alle de tilfælde, hvor der foreligger oplysning

ger, tillædes eller planlægges tillædt kommunale rensningsanlæg.

5.3 Deponering af røggasrensningsprodukter i andre lande

5.3.1 Sverige

Kontrolleret
udsivning i
Sverige

Som et resultat af "Energi ur avfall"-undersøgelsen, /40/, som blev gennemført i 1985-1986, deponeres restprodukter (det vil sige slagge, flyveaske samt tørre, semitørre og våde røggasrensningsprodukter) således, at man tilstræber kontrolleret (reduceret) perkolatudsivning på lokaliteter med stor fortynding i grundvandet, langt fra drikkevandsinteresser eller følsomme recipienter.

I retningslinierne angives en højst tilladelig infiltration af nedbør på 50 mm/år. Flyveaskeholdigt røggasrensningsprodukt kan efter tilsætning af cement og vand muligvis opnå en tæthed, som svarer hertil.

I øvrigt gælder p.t. følgende principper/retningslinier, /9/:

Flyveaskeholdigt røggasrensningsprodukt og slagge bør anbringes i hver sin del af et deponi.

Deponering
i lag

Restprodukterne bør deponeres i lag, og overfladen af hvert lag komprimeres. Finkornede produkter (flyveaske, tørre og semitørre produkter) deponeres med et vandindhold på 20-30%, og overfladen sprinkles for at forhindre støvgener.

I opbygningsfasen opsamles overfladeafstrømmet vand i drænledninger eller drængrøfter og ledes til et udjævningsbassin. Opsamlet vand kan benyttes til sprinkling mod støvgener. Efter behov kan overskudsvand tillædes kommunalt rensningsanlæg (efter tilladelse).

Overflade-
membran

Der skal normalt være en overflademembran og et overfladedræn. Udformningen afhænger af affaldets fysiske egenskaber og områdets geologi. Membranmaterialet skal testes i hvert enkelt tilfælde.

Deponiet tildækkes med mindst 1 meter jord, og der etableres et vækstlag.

Det bør nævnes, at et forslag til nye svenske retningslinier for deponering af røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding er på vej, /9/.

5.3.2 Schweiz

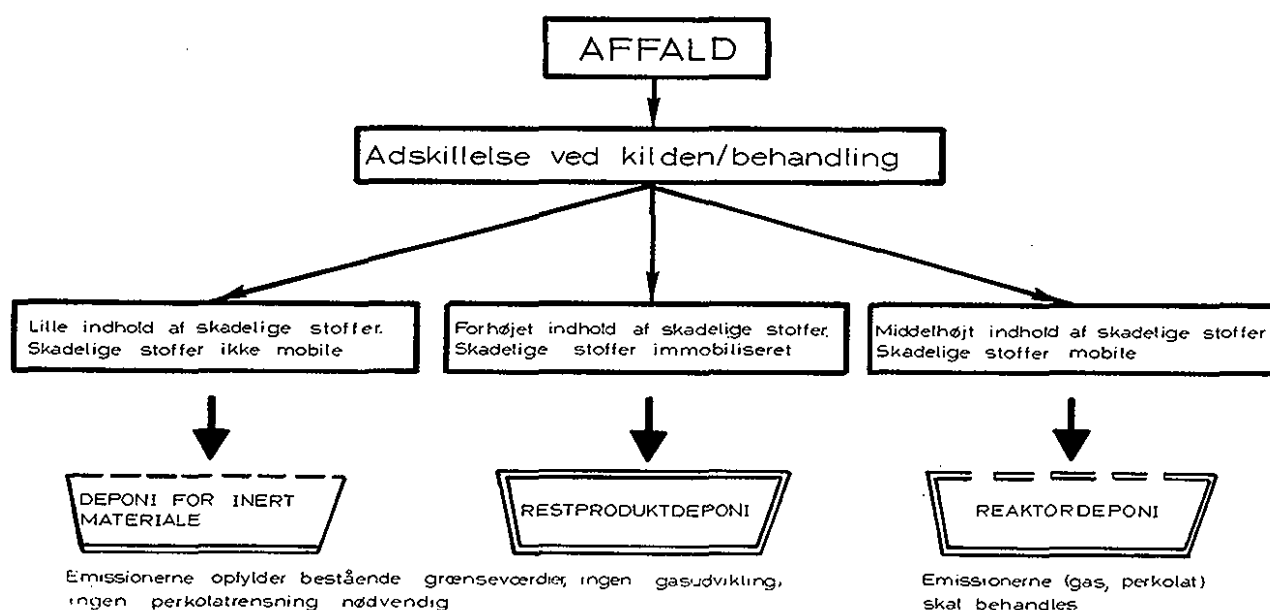
I Schweiz har man opdelt affaldsdeponier i tre typer:

1. Deponier for inerte materialer med lille indhold af ikke-mobile forureningskomponenter.
2. Restproduktdeponier for materialer med forhøjede indhold af forureningskomponenter, som imidlertid gennem behandling (f.eks. vask eller stabilisering) er blevet immobiliseret.
3. Reaktordeponier for materialer, som er mobile, og/eller som stadig er biologisk eller kemisk reaktive (f.eks. med indhold af organiske stoffer).

De tre deponityper er vist skematisk på figur 5.1 og specificeret nærmere i bilag 4.

På figur 5.2 ses, hvorledes man i Schweiz vil deponere restprodukterne fra et affaldsforbrændingsanlæg: Slaggerne placeres i et reaktordeponi, mens flyveasken efter vask med vand blandes med slam fra rensning af spildevandet fra en våd røggasrensningsproces og stabiliseres med cement for til sidst at blive anbragt i et restproduktdeponi. Restprodukt fra den tørre eller semitørre proces vil skulle vaskes og stabiliseres, før det anbringes i et restproduktdeponi. Det samme gælder ren flyveaske (som dog kan deponeres uvasket efter stabilisering med en større mængde cement (59%)). Spildevandet fra disse vaskeprocesser vil blandt andet have meget store saltindhold.

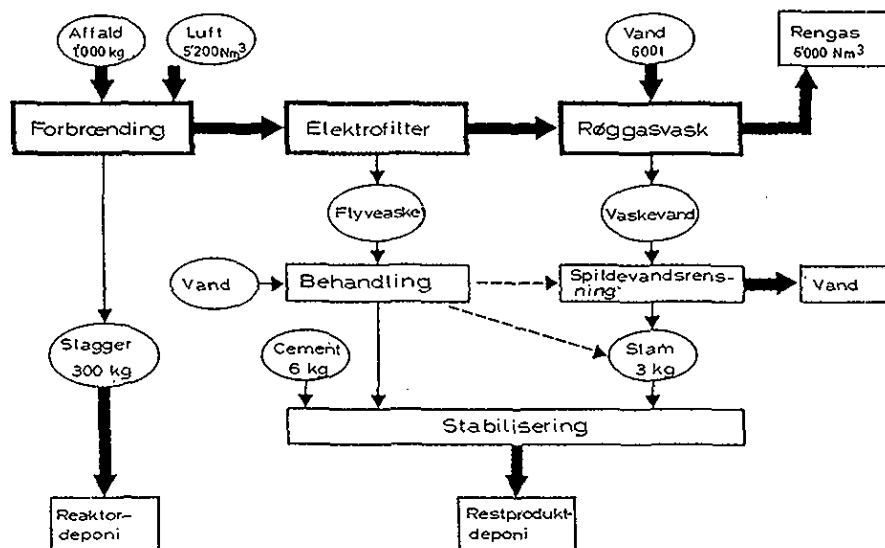
Vask og stabilisering af restprodukter



Figur 5.1
Schweizisk opdeling af deponityper, /18/.

Logisk
system i
Schweiz

Det schweiziske system må betegnes som et af verdens mest logiske og konsekvente regelsæt for affaldsdeponering. Til gengæld kan det virke ufleksibelt.



Figur 5.2

Oversigt over behandling og deponering af restprodukter fra et affaldsforbrændingsanlæg med vådscribber i Schweiz, /18/.

5.3.3 Vesttyskland

Forskellige
regler fra
delstat til
delstat

I Vesttyskland varierer reglerne for deponering af røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg fra delstat til delstat. Der arbejdes dog på indførelse af generelle minimumskrav (TA-Abfall). I Hessen, hvor materialet klassificeres som miljøfarligt, deponeres røggasrensningsprodukter i plastsække i underjordiske saltminer, mens det i Bayern, hvor det ikke betragtes som miljøfarligt, deponeres på almindelige lossepladser, opblandet med slagge. Lossepladsen udføres med bundmembran og opsamling af perkolat, som ledes til rensningsanlæg. I Schleswig Holstein sendes affaldet til Schönberg i Østtyskland. Her deponeres det ukontrolleret, hvorefter perkolatet med tiden ledes tilbage til Vesttyskland via floderne. I Nordrhein-Westfalen skal røggasrensningsprodukterne anbringes i separate deponier med et 2 meter tykt bundlag med permeabilitet $<10^{-9}$ m/s, anbragt over grundvandsspejlet, og deponierne skal tildekkes med et 60 cm tykt lag med permeabilitet

<10⁻⁹ m/s, ovenpå hvilket der igen er placeret en plastmembran. Restprodukterne skal befugtes eller pelleteres, inden de transporteres til deponiet, /9/.

5.3.4 U.S.A.

Uenighed om
klassificering

Retningslinierne for deponering af røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg i U.S.A. er i øjeblikket uklare og varierer i øvrigt også her fra stat til stat. Uklarheden skyldes bl.a. uenighed om klassificering af aske og restprodukter som ikke-miljøfarligt eller miljøfarligt affald på grundlag af resultater af EP Tox testen.

Nye retnings-
linier på vej

Nye retningslinier for deponering af flyveaske og slagger er på vej. Lovgivningsmæssigt skelnes der p.t. ikke mellem flyveaske og tørre/semitørre restprodukter, og det er sandsynligt, at røggasrensningsprodukterne, ligesom det forventes for flyveaskens vedkommende, vil få status som "special waste". Dette vil i givet fald kunne betyde, at produkterne skal deponeres separat i deponier med dobbelt bundmembran, perkolatopsamling og -behandling og grundvandskontrol. Efter deponeringens afslutning skal deponiet tildækkes så tæt som muligt, /53/.

Den amerikanske miljøstyrelse, EPA, har i øvrigt netop igangsat et projekt til afprøvning af et antal forskellige metoder til stabilisering af flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg med henblik på at forbedre askens deponeringsegenskaber.

5.4 Fremtidige behov og muligheder for deponering af røggasrensningsprodukter i Danmark.

Fremtidige
restprodukt-
mængder i
Danmark

Såfremt de i afsnit 2.3 beskrevne udbygningstakter for indførelse af røggasrensning på de danske affaldsforbrændingsanlæg holder stik, kan der i 1990 forventes et samlet behov for deponering af følgende mængder restprodukter (på tørstofbasis, inklusive flyveaske):

Fra tør proces	:	4.900 - 7.400 t
Fra semitør proces	:	4.000 - 6.700 t
I alt	:	8.900 - 14.100 t

Dette vil i løbet af 1992 være steget til følgende mængder:

Fra tør proces	:	7.500 - 11.300 t/år
Fra semitør proces	:	18.800 - 31.400 t/år
Fra våd proces	:	15.400 - 16.100 t/år
I alt	:	41.700 - 58.800 t/år

I 1995 må det antages, at alle danske forbrændingsanlæg renser røgen for sure gasser. På dette tidspunkt forventes det, at der skal deponeres af størrelsesordenen 80.000 - 100.000 tons røggasrensingsprodukter om året, inklusive flyveaske (se bilag 3).

Store forskelle i deponeringsmetoderne på internationalt plan

Som det fremgår af afsnit 5.3 varierer deponeringsmetoderne for røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrænding på internationalt plan fra deponering på almindelig losseplads med perkolatopsamling (f.eks. Vesttyskland og USA) over deponering med kontrolleret/reduceret stofspredning (f.eks. Sverige) og deponering med reduceret udvaskning og perkolatopsamling (f.eks. Schweiz) til indkapsling/perkolatfri deponering (f.eks. USA og Vesttyskland). I en række lande arbejdes der fortsat med fastlæggelse af retningslinier for deponering af restprodukter. Da de potentielle problemer ved deponering af flyveaske og flyveaskeholdige restprodukter fra den tørre og den semitørre røggasrensingsproces kvalitativt er ens, ses ofte en tendens til ensartede retningslinier for disse typer affald.

Nødløsning

Under danske forhold må en placering af røggasrensingsprodukterne på ubehandlet form på kontrollerede lossepladser/specialdeponier med bundmembran og perkolatopsamling/-behandling foreløbig betegnes som en nødløsning, som på grund af mangel på bedre alternativer vil være nødvendig i nogle få år. En anden mulig form for midlertidig deponering af tørre og semitørre produkter kunne være opsamling af produkterne i big bags og opbevaring af disse under tag.

Behandling og kontrolleret udvaskning

Denne fremgangsmåde vil forhåbentlig i løbet af forholdsvis kort tid kunne afløses af mere langsigtede deponeringsmetoder baseret på kontrolleret udvaskning. For de tørre og semitørre produkters vedkommende forudsætter dette formentlig en behandling/stabilisering med det formål at reducere permeabiliteten, nedsætte opløseligheden og eventuelt forøge trykstyrken/bæreevnen. Samtidig vil det stille krav til opbygningen og udformningen af deponiet. Lokaliseringen af deponiet bliver af afgørende betydning, idet omgivelserne ikke må være følsomme overfor den kontrollerede og minimerede udsivning af perkolat. For en perkolattype domineret af uorganiske salte vil en kystnær placering ofte være hensigtsmæssig. Resultaterne af projektets fase 2 forventes at kunne bidrage til en endelig fastlæggelse af en dansk deponeringspolitik på området.

6. REFERENCER

- /1/ Dalager, S. & P.R. Nielsen (1985): Emmissionsbegrænsning ved affaldsforbrænding. Rapport til Miljøstyrelsen. Dansk Kedelforening.
- /2/ DAKOFA (1985): Emission fra affaldsforbrændingsanlæg. Rapport nr. 2. Polyteknisk Forlag, Lyngby.
- /3/ Dalager, S. (1987): Udskillelse af sure gasser fra røggas fra affaldsforbrænding, Miljø & Teknologi (1), 21-23.
- /4/ Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg., 1983): Müllverbrennung und Rauchgasreinigung. E. Freitag Verlag für Umwelttechnik, Berlin.
- /5/ Pfeiffer, K.-D. (1983): Rauchgasreinigung mit dem Fläkt-DAS-Verfahren in Müllverbrennungsanlagen. I Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), 790-817.
- /6/ Bergström, J.G.T. (1986): Mercury behaviour in flue gases, Waste Management & Research 4 (1), 57-64.
- /7/ Vogg, H., H. Braun, M. Metzger & J. Schneider (1986): The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration, Waste Management & Research 4 (1), 65-74.
- /8/ Carlsson, K. (1986): Heavy metals from "Energy from waste" plants - comparison of gas cleaning systems, Waste Management & Research 4 (1), 15-20.
- /9/ Kullberg, S. & A.-M. Fällman, SGI, Linköping, Sverige (1989): Personlig kommunikation.
- /10/ Møller, J.T., K.K. Nielsen & E. Jøns (1986): New developments in spray dryer absorption of household incinerator flue gas. Presented at the International Recycling Congress, Berlin, 29-31 October, 1986.
- /11/ Quittek, C. (1983): Nasse Rauchgasreinigung bei Müllverbrennungsanlagen. I Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), 595-614.
- /12/ Lemann, M. (1988): Stand der Rauchgasreinigung - Von Roll-Verfahren, Technische Mitteilungen 81 (6), 318-320.
- /13/ GÜthner, G. (1988): Nassarbeitende abwasser lose Abgasreinigungsverfahren, Entsorgungs-Praxis-Spezial (4), 175-179.

- /14/ Reimann, D.O. (1987): Treatment of waste water from refuse incineration plants, Waste management & Research 5 (2), 147-157.
- /15/ Reimann, D.O. (1987): Abwasserbehandlung aus Müllverbrennungsanlagen, Müll und Abfall 19 (1), 1-7.
- /16/ Baccini, P. & P.H. Brunner (1985): Behandlung und Endlagerung von Reststoffen aus Kehrichtverbrennungsanlagen, Gaz-Eaux-Eaux usées 65 (7), 403-409.
- /17/ Bundesamt für Umweltschutz, Schweiz (1987): Behandlung und Verfestigung von Rückständen aus Kehrichtverbrennungsanlagen, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 63, Bern.
- /18/ Tobler, H.P. (1989): Konzepte zur Reststoffentsorgung in der Schweiz. I: VDI Berichte 753, VDI-Gesellschaft Energietechnik: Reststoffe aus der thermischen Abfallbehandlung, Verlag Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- /19/ Reiman, D.O. (1983): Schwermetallreduzierung im Rauchgaswaschwasser durch TMT 15 - Zugabe - Erfahrungen auf dem MHKW Bamberg. I Thomé-Kozmien-sky, K.J. (Hrsg.), 790-817.
- /20/ Knoche, M. (1989): Konzept der Entsorgung der MVA Basel. I: VDI Berichte 753, VDI-Gesellschaft Energietechnik: Reststoffe aus der thermischen Abfallbehandlung, Verlag Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- /21/ Hjelmar, O. (1989): The potential environmental impact of land disposal of municipal waste combustion residues: Quality and quantity of ash leachate. In: Proceedings of the Municipal Solid Waste Technology Conference, San Diego, Jan. 30. - Feb. 1, 1989, U.S. EPA et al. (In press).
- /22/ Van der Schroeff, J.A., E. Vogel & Th. Stumpf (1988): Trockene Reinigung von Rauchgasen in Müllverbrennungsanlagen, Müll und Abfall 20 (11), 508-516.
- /23/ Donelly, J.R. & E. Jøns (1987): By-product disposal from MSW incinerator flue gas cleaning systems. Presented at APCA Annual Meeting, New York, N.Y., June 1987.
- /24/ Brev fra Frederiksborg amts tekniske forvaltning til I/S Nordforbrænding, 19. oktober 1988.
- /25/ Kullberg, S. & A.-M. Fällman (1989): Leaching properties of natural and stabilized flue gas cleaning residues from waste incineration. I: Proceedings of the International Conference on

Municipal Waste Combustion, April 11-14, 1989, Hollywood, Florida, U.S.A.

- /26/ Roeder, A., H.P. Hennecke, J. Stradtman & G. Radermacher (1987): Die Deponierung verfestigter Rückstände aus Rauchgasreinigungsanlagen auf zwei Monodeponien. Teil I, Müll und Abfall 19 (7), 277-287.
- /27/ Stieglitz, L. & H. Vogt (1988): Carbonaceous particles in the fly ash - a source for the formation of PCDD/PCDF in incineration processes. I: Proceedings of the 5th International Solid Wastes Conference, September 11-16, 1988, Copenhagen.
- /28/ Hagenmeier, H., M. Kraft, H. Brunner & R. Haag (1987): Catalytic effects of fly ash from waste incineration facilities on the formation and decomposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxines and polychlorinated dibenzofuranes, Environ. Sci. Technol. 21 (11), 1080-1084.
- /29/ Asada, S., H. Matsushita, M. Morita & Y. Harnada (1987): Determination of chlorodibenzodioxins and chlorodibenzofurans discharged from several municipal incinerators in Japan, Chemosphere 16 (8/9), 1907-10.
- /30/ Hartlén, J. & P. Elander (1986): Residues from waste incineration - chemical and physical properties, SGI Varia 172, Swedish Geotechnical Institute, Linköping.
- /31/ Sawell, S.E., T.R. Bridle & T.W. Constable (1986): Leachability of organic and inorganic contaminants in ashes from limebased air pollution control devices on a municipal waste incinerator, Environment Canada, Burlington, Ontario.
- /32/ Brunner, P.H. (1989): Die Herstellung von Umweltträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müll-verbrennung, Müll und Abfall 21 (4), 166-180.
- /33/ Klicius, R., A. Finkelstein & D.J. Hay (1988): The National Incinerator & Evaluation Program (NITEP): Mass Burning Technology Assessment. I: Proceedings of the 5th International Solid Wastes Conference, September 11-16, 1988, Copenhagen.
- /34/ Hjelmar, O. (1989): Land disposal of coal fly ash. Presented at the 2nd International Landfill Symposium, October 9-13, 1989, Porto Conte, Sardinia, Italy.
- /35/ Brunner, P.H., M. Krähenbühl & H. Mönch (1985): Die Zusammensetzung von Elektrofilterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen; Das Auslaugever-

halten von Elektrofilterstäuben und verfestigen Elektrofilterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen, Bericht EAWAG - Projekt 30-4694.

- /36/ Donelly, J.R. & E. Jøns (1988): MSW incinerator flue gas cleaning waste solidification studies. Presented at the APCA Annual Meeting, June 1988, Dallas, Texas.
- /37/ Hirth, M., J. Jochum, H. Jodeit & C. Wieckert (1989): Thermal process for the detoxification of filter ash from waste incinerators. Presented at Envirotech, 1989, Vienna.
- /38/ Vogg, H., H. Braun, J. Vehlow & K. Horch (1989): Das 3R-Verfahren. I: VDI Berichte 753, VDI-Gesellschaft Energietechnik: Reststoffe aus der thermischen Abfallbehandlung, Verlag Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- /39/ Vehlow, J., H. Braun, K. Harch, J. Schneider & H. Vogg (1989): Semi-industrial testing of the 3R-process (Heavy metal extraction, product quality). I: Proceedings of the International Conference on Municipal Waste Combustion, April 11-14, 1989, Hollywood, Florida, U.S.A.
- /40/ Energi ur avfall, Statens Energiverk & Naturvårdsverket, Stockholm, 1986.
- /41/ Tobler, H.P. (1989): Bewertungskriterien für Reststoffe. I: VDI Berichte 753, VDI-Gesellschaft Energietechnik: Reststoffe aus der thermischen Abfallbehandlung, Verlag Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- /42/ Schmidt, R.H. (1983): Rauchgasreinigung mit Bodenkolonnewäscher. I Thomé-Kozmiansky, K.J. (Hrsg.), 615-633.
- /43/ Miljøstyrelsen (1989): Dioxinmission ved affaldsforbrænding. En undersøgelse af emissionen fra danske forbrændingsanlæg. Miljøprojekt nr. 117.
- /44/ Gustafson, K., GRAAB, Göteborg (1989): Notat til I/S Vestforbrænding, dateret 25. september 1989.
- /45/ Højmark, H., N&R Consult A/S (1990): Personlig kommunikation.
- /46/ Sawell, S.E., T.W. Constable & R. Klicius (1989): The National Incinerator Testing and Evaluation Program: Characterization of residues from a modular municipal waste incinerator with lime-based air pollution control. Unpublished report, Environment Canada.

- /47/ Jøns, E., Niro Atomizer A/S (1989): Personlig kommunikation.
- /48/ Diderich, Von G., C. Kirpach, N. Kirsch, R. Schmit & A. Wagner (1989): Verfestigung von Rückständen aus einer luxemburgischen Müllverbrennungsanlage (MVA), VGB Kraftwerkstechnik 69 (11), 1132-1141.
- /49/ Oberste-Padtberg, R. & J. Neubauer (1989): Laborversuche zur Herstellung von Alinitzementen aus Müllverbrennungsrückständen, Wasser, Luft und Boden (10), 62-65.
- /50/ Vehlow, J., Kernkraftzentrum Karlsruhe (1990): Personlig kommunikation.
- /51/ Kalajian, E.H. & I.W. Duedall, Research Center for Waste Utilization, Florida Institute of Technology (1989): Research Proposal, Pinella County MSW Incineration Ash Ocean Reef Program. Submitted to HDR Engineering, Tampa, Florida.
- /52/ Johansen, N.H., Faxe Kalk A/S (1990): Personlig kommunikation.
- /53/ Carra, J.S. (1989): Municipal waste combustion ash management - an U.S. perspective. Proceedings of the 2nd International Landfill Symposium, October 9-13, Porto Conte, Sardinia, Italy.
- /54/ Fujimoto, T., K.C. Shin & M. Shioyamo (1989): Aufbereitung von Verbrennungsrückständen mit den Hochtemperaturschmelzverfahren, Müll und Abfall 21 (2), 64-70.
- /55/ I/S Vestforbrænding (1989): Sammenlignende vurdering af semitør og våd røggasrensningens egnethed for Vestforbrænding. "Den blå serie": 14 Røggasrensning.

BILAG 1

LITTERATURSØGNING

Litteratursøgningen blev indledt med en søgning i DIALOG INFORMATION RETRIEVAL SERVICE via VKI's on-line system.

Der blev søgt i følgende databaser:

<u>Dialog nr.</u>	<u>Navn</u>	<u>Periode</u>
6	NTIS	1985-1989
8	COMPENDEX PLUS	1985-1989
312	CA SEARCH	1987-1989
144	PASCAL	1986-1988
103	DOE ENERGY	1987-1989

Søgestrategien har omfattet følgende emneord:

Emneord	(and)	Emneord	
incinerat?	or	flue()gas()clean?	or
waste()combust?		flue()gas()purificat?	or
		air??	or
		gas()clean?	or
		scrub?	or
		dry()process?	or
		semi()dry()process?	or
		spray()dry?	or
		dry()injection	

(and) Emneord

residu?	or
leach?	or
disposal?	or
waste()solid?	or
ash??	or
stabiliz?	or
utiliz?	or
recyc?	or
solid??	or
product??	or
waste()water?	or
wastewater?	or
landfill??	or
dump?	

- () angiver, at ordene står ved siden af hinanden.
 ? angiver, at ordets endelse ikke er fastlagt.
 ?? angiver, at ordet kan være ental eller flertal.

Emneord er søgt i titelfelter og kontrollerede nøgleord.

Referencer omhandlende FOSSIL?, FUEL?, COAL?, NUCLEAR? blev udelukket fra søgningen.

Sprogbe­græn­sn­ing: Dansk, svensk, norsk, tysk, fransk og engelsk.

Resultatet af denne søgning var ca. 600 referencer, som havde følgende fordeling på de enkelte databaser:

<u>Navn</u>	<u>Antal referencer</u>
NTIS	
COMPENDEX PLUS	271
CA SEARCH	135
PASCAL	50
DOE ENERGY	123

Efter gennemgang og vurdering af de til referencerne hørende abstracts blev der fremskaffet ca. 50 referencer (artikler og rapporter).

Efterfølgende er der desuden indsamlet litteratur fra andre kilder.

BILAG 2

BESKRIVELSE AF RELEVANTE PROCESSER

Hasse Højmark Andersen, N&R Consult A/S

1. Indledning
 2. Dagens situation
 3. Røggasrensningprocesser
 - 3.1 Tørre processer
 - 3.2 Semitørre processer
 - 3.3 Våde processer
 4. Restprodukter
 - 4.1 Flyveaske
 - 4.2 Røgrensningskemi
 - 4.3 Tørre processer
 - 4.4 Semitørre processer
 - 4.5 Våde processer
 - 4.6 Oversigt
-

1. INDLEDNING

Formålet med affaldsforbrænding er volumenreduktion og hygiejnisering. I forhold til tidligere tiders deponering af ubehandlet husholdningsaffald opnås i Danmark typisk en vægtreduktion til 30% og en volumenreduktion til 10%, /B.1/.

Udnyttelse af affaldets varmeindhold blev i 1970'erne i Danmark en vigtig supplerende målsætning, og i dag udnyttes en meget stor del af forbrændingsvarmen til fjernvarme, og elproduktion er i løbet af 1980'erne blevet stadig mere aktuel /B.1/. Størstedelen af de 37 affaldsforbrændingsanlæg, der er i drift i Danmark i 1989, indgår således som væsentlige grundlastenheder i varme- og energiforsyningen.

Imidlertid må man gøre sig klart, at affaldsforbrænding er en elementomdannelse med det formål at omdanne organiske affaldsstoffer til uorganiske forbindelser. Forbrændingsprocessen giver anledning til forureningsproblemer med restprodukter og luftforurening. Med Miljøstyrelsens vejledning nr. 3/1986 er det hensigten at opnå en løsning af luftforureningsproblemet. Således skal forbrændingsanlæggene fra 1992 være forsynet med røggasrensning for at kunne overholde skærpede emissionsgrænser.

At affaldsforbrænding giver anledning til forureningsproblemer er en logisk følge, når man betragter en typisk affaldssammensætning i dag. Således vil alle grundstoffer kunne findes i affaldet, og disse kan i varierende omfang genfindes i slagge, filterstøv og emitteret røggas. Hertil kommer forskellige organiske forbindelser som resultat af ufuldstændig forbrænding.

På denne baggrund kan hensigten med røggasrensning udtrykkes således:

- at rense røggassen i et omfang, så deposition af restemissioner ikke giver skadevirkninger i miljøet, og på en sådan måde,

- at røggrensningsprodukterne kan deponeres på en miljømæssigt forsvarlig måde eller eventuelt genanvendes.

Forbrændingsslagge er ikke omfattet af dette bilag.

2. DAGENS SITUATION

Nedenstående gennemgås mulige røggasrensningsprocesser på baggrund af erfaringer, især fra Danmark, Sverige, Vesttyskland og Schweiz. Først opridses dog forureningsituationen med den i dagens Danmark mest anvendte teknologi, nemlig ovn plus varmekedel efterfulgt af elektrofilter og en høj skorsten.

Et stort dansk forbrændingsanlæg har typisk en slaggeandel på 25% og en flyveaskeandel på 3,5% af den samlede affaldsmængde, idet der anvendes elektrofiltre med en gennemsnitlig støvemission nær 100 mg/Nm³. Ved en årlig affaldsmængde på 400.000 ton giver dette:

- 100.000 ton slagge
- 14.000 ton flyveaske

begge med normalt kendt sammensætning med hensyn til metalindhold og andre stoffer /B.2/, /B.3/.

Med røggassen emitteres der typisk /B.2/:

-	partikler	: 100	mg/Nm ³ :	280	t/år
-	klorbrinte HCl	: 750	mg/Nm ³ :	2100	t/år
-	svovldioxid SO ₂	: 400	mg/Nm ³ :	1100	t/år
-	fluorbrinte HF	: 5	mg/Nm ³ :	14	t/år
-	NO _x	: 300	mg/Nm ³ :	800	t/år
-	Pb	: 8	mg/Nm ³ :	22	t/år
-	Cd	: 0,2	mg/Nm ³ :	0,6	t/år
-	Hg	: 0,35	mg/Nm ³ :	1,0	t/år

Ifølge /B.2/ findes Hg hovedsagelig på gasform (gns. 95%), mens kun få procent af de øvrige metaller findes på gasform (Pb gns. 7% og Cd gns. 5%). Den gasformige andel afhænger naturligvis af røggassens temperatur, som efter elektrofilter typisk er 200°C.

Følgende tabel viser aktuelle emissionskrav til røggassen i Danmark, Vesttyskland og Schweiz, alle ved 10% O₂: /B.4/, /B.5/, /B.6/, dog 11% O₂ for EF.

mg/Nm ³	Danmark	Vesttyskland		Schweiz	EF direktivforslag	
	Vejl.3/86	TALuft	TALuft Entwurf		>3t/h	<3t/h
Partikler	40	30	10	50	30	100
HCl	100	50	10	30	50	100
HF	2	2	1	5	2	4
SO ₂	300	100	50	500	300	300
NO _x	-	500	100	500		
Hg	0,1	} 0,2	0,1	0,1	} 0,2	} 0,2
Cd	0,1		0,1	0,1		
Pb	1,4	2,0	1,0			
Pb + Zn				5		
Pb + Cr +						
Cu + Mn					5	5
Ni + As					0,5	0,5

3. RØGGASRENSNINGSPROCESSER

Procesmulighederne for røggasrensning kan inddeles i:

- tørre processer
- semitørre processer
- våde processer

En række procesudformninger er beskrevet i /B.7/, og følgende gennemgang er derfor kort og med hovedvægt på erfaringer fra en række forbrændingsanlæg i Danmark, Vesttyskland og Schweiz.

3.1 Tørre processer

Ved de tørre processer anvendes pulverformigt hydratkalk Ca(OH)_2 , som ved indblæsning i en reaktor bringes i kontakt med røggassen efter forbrændingsanlæggets kedel. Herefter foretages støvudskillelse for det dannede reaktionsprodukt samt flyveaske. Ved reaktionen med Ca(OH)_2 dannes CaF_2 , CaSO_4 , CaCl_2 , CaSO_3 , bedst ved lav temperatur og tilstedeværelse af vanddamp. Støvudskillelsen foretages oftest med posefilter, hvor en væsentlig del af reaktionen sker i posernes overfladelag. Der er dog også eksempler på anlæg med elektrofilter efter reaktoren, idet man har kunne anvende et eksisterende elektrofilter. Der anvendes overskud af kalk, ofte i et støkiometrisk forhold på 2:1.

Ved tør proces kan der overholdes grænseværdier på 50-100 mg/ Nm^3 HCl. En grænseværdi på 0,1 mg/ Nm^3 for Hg kræver ofte anvendelse af tilsætningsstoffer ud over kalk, f.eks. aktiv kul eller sulfid.

En anden metode til tør rensning for sure gasser er forbrænding i fluid bed. Affaldet, som forud er sorteret og formalet, forbrændes i en fluid bed reaktor under tilsætning af kalk. Ved røgrensning i et elektro- eller posefilter udskilles flyveaske samt røgrensningsprodukt.

Eksempler:

I Würzburg køles røggassen til 200°C i en supplerende spildvarmekedel inden en reaktor af cyklontypen og et posefilter. Man overholder TALuft-kravene fra 1986 for HCl og SO_2 , men er godkendt i 1984 med mildere krav. Rågassen indeholder ofte 1000-2000 mg/ Nm^3 HCl, og der anvendes et stort kalkoverskud for at nå målene. Således varierer den støkiometriske faktor mellem 1,5 og ofte op til 4, og kalkforbruget er op til 50-60 kg pr. ton affald. Grænseværdien for Hg overholdes ikke.

Hos Nordforbrænding i Hørsholm køles røggassen ned til ca. 140°C i en supplerende spildvarmekedel inden en reaktor af cyklon-typen og et posefilter. I reaktoren kan temperaturkravet sikres ved vandinddysning. Anlægget overholder en HCl-grænseværdi på 100 mg/ Nm^3 ved et kalkforbrug (Ca(OH)_2) på ca. 17 kg pr. ton.

3.2 Semitørre processer

Ved de semitørre processer reagerer røggassen med en vandig suspension af Ca(OH)_2 , typisk ved at suspensionen forstøves i en reaktor. Røggassens varmeindhold fordamper under reaktionen, så reaktionsproduktet er pulverformigt. Dette udskilles herefter som en blanding

med flyveaske. Støvudskillelsen foretages oftest med posefilter, hvor en væsentlig del af reaktionen sker i posernes overfladelag. Ved semitør rensning anvendes overskud af kalk, men mindre end ved tør rensning, ofte med et støkiometrisk forhold på 1,5:1.

Ved semitør proces kan der overholdes grænseværdier på 50 mg/Nm³ HCl eller lavere.

Visse anlæg er udbygget med et kondensationstrin, hvor vanddamp - og dermed varmeindholdet i den behandlede røggas - udnyttes.

Eksempel:

Amagerforbrænding driver på den ene ovnlinie et fuldskala-demonstrationsanlæg i samarbejde med Vestforbrænding. I en reaktor foretages sprayabsorption med en forstøver for kalkmælk, og de dannede partikler udskilles sammen med flyveaske i et posefilter. Driftserfaringerne viser /5/, at de danske grænseværdier for HCl og støv kan overholdes med god margin, og at kalkforbruget er lavere end ventet, ca. 14 kg pr. ton affald. Ved øget dosering kan opnås reduktion af HCl på 98% og af SO₂ på 96% /B.9/. Dette svarer til rengaskoncentrationer for en typisk røggas på ca. 15 mg/Nm³ for begge.

3.3 Våde processer

Ved de våde processer forudsættes en forudgående støvudskillelse, f.eks. med elektrofiltre, hvorefter en køling af røggassen ned til 100°C er hensigtsmæssig af hensyn til selve røgvaskningen, f.eks. med en glasrørvarmeveksler.

I en røggasvasker med vand sker der absorption af de stærke syrer HCl og HF, og pH vil indstille sig på 0,5-1 i vaskervandet. Ved denne pH fås kun ringe effekt for SO₂ og derfor kan der anvendes en 2-trins vasker, hvor 2. trin drives ved neutral pH under forbrug af NaOH. Den rensede røggas er mættet med vanddamp ved 55-60°C og skal genopvarmes inden skorstenen, f.eks. via glasrørvarmeveksleren.

Der er med tiden udviklet mange variationer af våd røggasrensning for affaldsforbrændingsanlæg, og ovennævnte må betragtes som et eksempel.

Der kan anvendes anlæg med ét eller to vasketrin, afhængigt af kravene til SO₂. En række større anlæg, især i Vesttyskland, foretager spraytørring af vaskevandet for at undgå spildevandsbehandling og -udledning.

Ved våd proces kan der opnås meget lave indhold i røggassen af HCl og Hg, så de reviderede tyske grænseværdier kan overholdes.

Eksempler:

Som en væsentlig variant til ovennævnte anvendes i Uppsala et system med røggaskondensation efter elektrofiltre og economizer /B.10/. Røggasserne køles fra 140°C til 35°C i en 2-trins røggasvasker, hvorved fordampningsvarmen for røggassens vanddampningsindhold udnyttes. Hertil bidrager et varmepumpesystem. Røgvaskervandets kredsløb neutraliseres med CaCO₃, mens neutralisation af overskudsvand sker med Ca(OH)₂. Samtidig tilsættes TMT 15 til fældning af kviksølv som sulfider. Den rensede røggas passerer en dråbeudskiller og genopvarmes til 60°C inden skorstenen. Rengaskoncentrationerne er typisk 25 mg/Nm³ HCl og 0,5 mg/Nm³ HF.

I Buchs ved Liechtenstein er der installeret våd røggasrensning på følgende måde: Efter elektrofilteret køles røggassen i en spildvarmekedel til 170°C og køles yderligere med vandindsprøjtning inden en 3-trins vådvasker, hvor der i 1. og 2. trin absorberes HCl og HF på overfladen af fyldlegemer. I 3. trin, hvor pH reguleres med NaOH, absorberes SO₂. Vaskervandet neutraliseres med Ca(OH)₂, og der tilsættes TMT 15 til kviksølvfældning. Rengassen overholder følgende garantiværdier: HCl 10 mg/Nm³, HF 0,5 mg/Nm³, SO₂ 50 mg/Nm³, Cd og Hg hver 0,05 mg/Nm³, støv ialt 10 mg/Nm³. I praksis opnås væsentlig bedre værdier.

I Göppingen nær Stuttgart er der installeret våd røggasrensning uden spildevandsafledning: Inden elektrofilteret er der installeret en cyklon og en absorber, som beskrives nærmere længere fremme. Herefter passerer røggassen det i forvejen eksisterende elektrofilter og en glasrørvarmeveksler, inden den går til to venturivaskere, en sur og en alkalisk med pH = 9 ved hjælp af NaOH. Det sure vaskevand tilsættes Ca(OH)₂ til pH = 12 og ledes sammen med det alkaliske vaskevand til den førnævnte absorber. Her sker der følgende: 1) vaskevandet spraytørres i den varme røggas, 2) røggas afkøles til ca. 200°C, 3) kalkoverskuddet reagerer med en del af de sure gasser. Kalkforbruget i 1988 var 4,7 kg/t, hvortil kommer et NaOH-forbrug på 2,6 kg/t (100% NaOH). Den rensede røggas overholder følgende grænseværdier efter henholdsvis 1. og 2. trin:

SO ₂	:	200	henholdsvis	30	mg/Nm ³
HCl	:	30	henholdsvis	10	mg/Nm ³
HF	:	3	henholdsvis	1	mg/Nm ³
Støv	:	30	henholdsvis	10	mg/Nm ³

På Kernforschungszentrum Karlsruhe foretages et omfattende forsøgsarbejde på et pilotanlæg opbygget på følgende måde /B.11/ (den såkaldte 3R-proces): Efter øvn, kedel og flyveaskeudskiller går røggassen til en 2-trins vasker, sur og neutral. Der opgives ingen faste drifttal eller temperaturer, fordi også disse indgår i parametervariationen. Det sure vaskevand med HCl og HF ledes gennem en selektiv ionbytter, hvor HgCl₄²⁻ adsorberes. Herefter anvendes det sure vaskevand til ekstraktion af flyveaske (+ kedelaske, som opsamles separat) for opløselige tungmetaller, f.eks. Cd. Den udvaskede flyve- og kedelaske afvandes, presses og føres retur til ovnen for at opnå en sintring og destruktion af dioxiner etc. For at undgå, at usintret materiale går i slaggen, opsamles ristegenemfaldet separat og føres retur til ovnen. Det sure vaskevand, som er beriget på tungmetaller excl. Hg, neutraliseres og fældes, og tungmetallerne opsamles separat som hydroxidslam med henblik på genvinding.

4. RESTPRODUKTER

De nævnte processer for røggasrensning giver meget forskellige arter og mængder af restprodukter, hvilket belyses nærmere i dette afsnit. Datagrundlaget i form af praktiske erfaringer er imidlertid spinkelt og suppleres med beregnede værdier.

4.1 Flyveaske

Hvor flyveaske indgår i restproduktet, er rågassens støvindhold naturligvis væsentlig for mængden. Der er rapporteret om rågasindhold

mellem 800 og 10.000 mg/Nm³ ved 10% O₂, hvilket afhænger meget af ovn- og kedeltype. Dette svarer til flyveaskemængder mellem 6 og 70 kg/ton affald. En typisk værdi er 30 kg/ton. Flyveasken er rigere på tungmetaller end slaggen, fordi mange metaller og metalforbindelser har tendens til at fordampe under forbrændingen og ved røggasafkølingen igen at kondensere, især på de små partikler, som flyveasken udgør. Udpræget tendens i denne retning har f.eks. Cd, Pb, Zn, Se, Ag, As og Sb /B.2/. Hertil kommer Hg, som er så flygtig, at størstedelen passerer forbi elektrofilteret. "Rengassen" efter et elektrofilter indeholder således væsentlige mængder metaller, dels på gasform, dels på partikelform. Som følge af anlægsforskelle og varierende affaldssammensætning er der naturligvis store forskelle mellem indholdet i slagge, flyveaske, røgrensningsprodukter og rengas. Nedenstående tabel giver eksempler på flyveaskens indhold af tungmetaller.

mg/kg	/B.8a/	/B.8b/	/B.6/	/B.12/
Hg	8		20	2,4
Cd	260	350	500	250
Pb	6200	6000	7700	7800
Zn	32000	20000	26000	22000
Cu	1100		1500	1300

/B.8a/: /B.8/ for anlæg "M"

/B.8b/: /B.8/ for anlæg "B"

I /B.6/ angives tillige typiske schweiziske værdier for kedelaske, både for economizer og overheder.

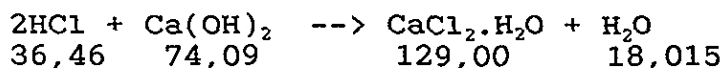
Hovedparten af flyveasken består af SiO₂ (sand), oxider og sulfater af jern, aluminium og calcium og andre inerte, uopløselige stoffer. Der findes dog adskillige procent letopløselige salte (klorider), og en del af tungmetallerne er letopløselige.

4.2 Røgrensningskemi

Betragter vi igen sammensætningen af røgrensningsprodukter, ud over flyveaske, afhænger denne af røggassens indhold af gasformige forureninger, hvilket er belyst med et stort antal emissionsmålinger.

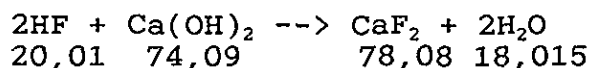
Regner man med, at de gasformige forureninger omsættes med hydratkalk, ses følgende pr. ton affald:

HCl



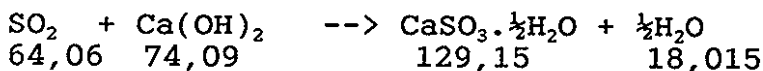
Reduktion fra 750 mg/Nm³ til 50 mg/Nm³ giver 700 mg/Nm³ x 7000 Nm³/t = 4,90 kg HCl, som bruger 4,98 kg Ca(OH)₂ og danner 8,67 kg CaCl₂·H₂O. Ved tør eller semitør proces dannes CaCl₂·H₂O, som ved befugtning danner CaCl₂·6H₂O eller går i opløsning. Ved våd proces findes CaCl₂ i opløsning.

HF



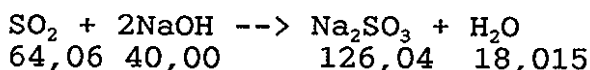
Reduktion fra 5 mg/Nm³ til 1 mg/Nm³ giver 4 mg/Nm³ x 7000 Nm³/t = 28 g HF, som bruger 52 g Ca(OH)₂ og danner 55 g CaF₂.

SO₂



Reduktion fra 400 mg/Nm³ til f.eks. 50 mg/Nm³ giver 350 mg/Nm³ = 2,45 kg SO₂, som bruger 2,83 kg Ca(OH)₂ og danner 4,94 kg CaSO₃·½H₂O. Under reaktionen dannes noget CaSO₄·2H₂O (gips). En del af SO₂ foreligger allerede omdannet til SO₃, som også danner gips.

For SO₂ er også reaktion med NaOH relevant ved våde processer:



2,45 kg SO₂ bruger 3,06 kg NaOH og danner 4,82 kg Na₂SO₃.

En uønsket sidereaktion er neutralisation af CO₂.

Ved beregning af Ca(OH)₂-forbruget må der tages hensyn til, at den tekniske hydratkalk ofte indeholder ca. 96% ren Ca(OH)₂, og at et overstøkiometrisk forhold er nødvendigt ved de tørre og semitørre processer.

Opløseligheden af disse stoffer varierer stærkt: CaCl₂·H₂O er ekstremt letopløseligt (768 g/l ved 0°C), mens CaSO₃·½H₂O og CaF₂ har ringe opløselighed (0,043 g/l henholdsvis 0,016 g/l). Hertil kommer, at dele af tungmetallerne er letopløselige, både for flyveasken og metaller absorberet i reaktionsproduktet. Dette emne behandles ikke nærmere her.

4.3 Tørre processer

Restproduktet fra et anlæg for f.eks. 50.000 t/år kan under ovennævnte forudsætninger beregnes som følger:

-	flyveaske 30 kg/t	:	1500 t/år
-	CaCl ₂ ·H ₂ O (50 mg HCl/Nm ³)	:	434 t/år
-	CaF ₂ (2 mg HF/Nm ³)	:	2 t/år
-	CaSO ₃ ·½H ₂ O (100 mg SO ₂ /Nm ³)	:	212 t/år
-	Ca(OH) ₂ ved støkiometrisk forhold 2:1 1)	:	373 t/år
-	inert stof i Ca(OH) ₂	:	31 t/år
i alt,	tørstof		<u>2552 t/år</u>

- 1) Støkiometrisk forhold 1:1 svarer her til 7,45 kg Ca(OH)₂ pr. ton affald, hvilket naturligvis afhænger af HCl- og SO₂-indholdet i røggassen.

Ved efterfølgende befugtning optager CaCl₂·H₂O krystalvand under dannelse af CaCl₂·6H₂O (nu 736 t/år) eller CaCl₂ opløsning. Restproduktmængden øges hermed til over 3000 t/år, idet også flyveasken binder vand. Hertil kommer evt. stabiliseringsmidler.

Restproduktet vil indeholde tungmetaller svarende til, at den tørre proces mindsker røggassens metalindhold i forhold til blot at benytte

elektrofilter. Tidligere emissioner af f.eks. Hg og Pb vil overvejende findes i restproduktet.

Ved sædvanlig anlægsudformning sker der en vis neutralisation af HCl med flyveaske på grund af dennes alkalinitet. Dette ændrer dog ikke, at der erfaringsmæssigt ofte anvendes Ca(OH)_2 i et støkiometrisk forhold på 2:1.

Beregnet på landsplan i Danmark, hvor affaldsmængden til forbrænding i 1988 var ca. 1.777.000 t, kan under de nævnte forudsætninger (som er usikre) beregnes følgende ved anvendelse af tør proces:

- restprodukt : ca. 110.000 t
- Ca(OH)_2 -forbrug : ca. 26.500 t

Det bemærkes, at denne mængde Ca(OH)_2 svarer til ca. 36.000 t CaCO_3 , som ved forarbejdningen frigiver ca. 16.000 t CO_2 .

I /B.6/ opgives den kemiske sammensætning af restprodukt fra et enkelt anlæg med tør røggasrensning (Niederurnen). Der rapporteres her om Pb- og Cd-indhold væsentligt over de forventede.

4.4 Semitørre processer

Beregning af restproduktmængden følger beregningen for de tørre processer, dog anvendes et støkiometrisk forhold på 1,5:1 for Ca(OH)_2 :

- flyveaske : 1500 t/år
- $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (50 mg HCl/Nm³) : 434 t/år
- CaF_2 (1 mg HF/Nm³) : 2 t/år
- $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$ (50 mg SO_2 /Nm³) : 247 t/år
- Ca(OH)_2 : 196 t/år
- inert stof i Ca(OH)_2 : 25 t/år
- i alt tørstof : 2404 t/år

Ved efterfølgende befugtning optager $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ krystalvand under dannelse af $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (nu 736 t/år) eller CaCl_2 -opløsning. Restproduktmængden øges hermed til nær 3000 t/år, idet også flyveasken binder vand. Hertil kommer evt. stabiliseringsmidler.

Med hensyn til metalindhold se under tørre processer.

En beregning af mængderne på landsplan for semitørre processer giver følgende:

- restprodukt : ca. 105.000 t
- Ca(OH)_2 -forbrug : ca. 21.000 t

Denne mængde Ca(OH)_2 svarer til ca. 27.000 t CaCO_3 , som ved forarbejdningen frigiver ca. 12.000 t CO_2 .

I /B.6/ opgives den kemiske sammensætning af restprodukt fra et enkelt anlæg ved semitør røggasrensning (Zürich/Josefstrasse). Indholdet af f.eks. Pb og Cd er over det forventede, mens indholdet af Hg er under.

4.5 Våde processer

Først gennemgås en våd proces med spildevandsudledning, dernæst en spildevandsfri våd proces. I begge tilfælde regnes med 2-trins vask og overholdelse af de forventede nye TALuft-krav.

Størstedelen af HCl og HF udskilles fra røggassen i 1. trin, og ved neutralisation med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ dannes der CaCl_2 og CaF_2 . Fra et anlæg for 50.000 t/år og rågasindhold på 750 henholdsvis 5 mg/Nm³ dannes der:

HCl: $750 - 10 = 740 \text{ mg/Nm}^3$: 259 t HCl/år,
som danner 394 t CaCl_2 (heraf 252 t Cl^-)

HF : $5 - 1 = 4 \text{ mg/Nm}^3$: 1,4 t HF/år,
som danner 2,7 t CaF_2 .

I realiteten vil nogle få procent af HCl og HF udvaskes i 2. trin, og hvis der her anvendes NaOH, dannes der NaCl og NaF, som i modsætning til CaF_2 er letopløseligt.

SO_2 udskilles overvejende i 2. trin som Na_2SO_3 , dog udskilles en lille del i 1. trin som $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$, som er tungtopløseligt. Reduktion fra 400 til 50 mg/Nm³ SO_2 giver 123 t SO_2 årligt, som danner 241 t Na_2SO_3 (heraf 153 t SO_3^{2-}).

Reduktion af partikelindholdet fra f.eks. 100 til 10 mg/Nm³ giver en opsamlet partikelmængde på 31,5 ton pr. år. Den endelige mængde er vanskelig at angive, fordi en del er opløseligt i vand, mens andre andele omdannes fra oxider til hydroxider.

Hvis der foretages samlet neutralisering med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ af vaskevand fra 1. og 2. trin, vil spildevandet indeholde:

- næsten al klorid (252 t/år Cl^-)
- næsten ingen fluorid, idet dannet NaF fra 2. trin ved neutraliseringen fældes som CaF_2
- en mindre mængde sulfit, idet størstedelen af Na_2SO_3 fra 2. trin ved neutraliseringen fældes som $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$
- en vis mængde SO_4^{2-} og NO_3^-
- samt opløselige metaller ved pH 9-10, dvs. meget små mængder tungmetal.

Spildevandet vil være reducerende, dels på grund af sulfit, dels fra brug af TMT 15, som giver overskud af sulfid til tungmetalfældning.

Restproduktet vil indeholde følgende, angivet som tør vægt:

- calciumfluorid CaF_2	:	3 t
- calciumsulfit $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	:	202 t (ca.)
- partikler	:	50 t (ca.)
Ialt, excl. flyveaske	:	255 t (ca.)

Som afvandet slam kan regnes med en mængde på 500 t/år. Erfaringer fra Buchs (CH) viser, at slamafvanding går fint. Her har man dog væsentlig mindre mængder restprodukt.

Indholdet af tungmetaller vil med de på side 2 nævnte værdier for "rengas" efter elektrofilteret være:

- Bly Pb: 8,0 --> 0,8 mg/Nm³ giver 2520 kg/år, som giver et restproduktindhold (tørt) på 7,5 g/kg, dog vil en del gå bort med spildevandet som letopløseligt hydroxid, med mindre det er fældet som karbonat eller sulfid.
- Kadmium Cd: 0,2 --> 0,02 mg/Nm³ giver 63 kg/år, som giver et restproduktindhold (tørt) på 0,19 g/kg. Cd bør findes som sulfid eller andre tungtopløselige forbindelser.
- Kviksølv Hg: 0,35 --> 0,05 mg/Nm³ giver 105 kg/år, som giver et restproduktindhold (tørt) på 0,31 g/kg. Hg bør findes som tungtopløseligt sulfid.

De anførte beregninger af restproduktsammensætningen afhænger meget af procesudformning (og affald m.m.) og bør sammenlignes med resultater fra anlæg i drift. I /B.6/ anføres sammensætningen fra et anlæg i Bern.

Under de givne forudsætninger beregnes følgende restproduktmængder og forbrug af Ca(OH)₂ og NaOH på landsplan ved anvendelse af våd proces som beskrevet:

- flyveaske (tørstof)	:	ca. 53000 t/år
- restprodukt i øvrigt (tørstof)	:	ca. 12400 -
- Ca(OH) ₂ - forbrug	:	ca. 9800 -
- NaOH - forbrug (100%)	:	ca. 5500 -

Ved Ca(OH)₂-fremstillingen anvendes ca. 13000 t CaCO₃, og der emitteres ca. 6000 t CO₂. Ved NaOH-fremstillingen emitteres bl.a. Hg fra kloralkali-elektrolyse ved et betydeligt elforbrug.

Spildevandsfri våd proces

Modificeres den våde proces således, at den neutraliserede vaskevæske spraytørres, fås følgende beregning af restproduktmængden, idet det forudsættes, at vaskevæske fra 1. og 2. trin neutraliseres samlet.

Ved neutraliseringen vil CaCl₂ og Na₂SO₃ danne NaCl og tungtopløselig CaSO₃. Der vil dog være overskud af CaCl₂, som ved spraytørringen giver CaCl₂·H₂O.

Det tørrede produkt indeholder herefter årligt:

- fra SO ₂	:	202 t CaSO ₃ ·½H ₂ O
- fra HCl dels	:	224 t NaCl
- samt	:	210 t CaCl ₂ ·H ₂ O
- fra HF	:	3 t CaF ₂
- partikler	:	32 t
- tørt reaktionsprodukt	:	671 t
- do. efter befugtning	:	810 t (CaCl ₂ ·H ₂ O -> CaCl ₂ ·6H ₂ O)

Hertil kommer årligt ca. 1500 t flyveaske.

4.6 Oversigt

Med de ovenfor udførte beregninger som udgangspunkt er der på et delvis teoretisk grundlag foretaget en sammenligning af forbruget

af reaktanter og mængden af producerede restprodukter pr. ton affald ved de forskellige røggasrensningprocesser. Beregningerne er foretaget for en røggasmængde på 7000 Nm³/ton forbrændt affald med et indhold af HCl på 750 mg/Nm³ og af SO₂ på 400 mg/Nm³. Det forudsættes, at der renses til følgende værdier:

		Tør proces	Semitør proces	Våd proces
HCl,	mg/Nm ³	100	50	10
SO ₂ ,	mg/Nm ³	100	50	50

De beregnede/skønnede reaktantforbrug og restproduktmængder pr. ton affald er vist nedenfor.

REAKTANT/PRODUKT	TP	SP	VP
Kalkforbrug (teknisk Ca(OH) ₂)	16	12	6
Forbrug af NaOH			3
Flyveaske (FA)	30	30	30
Tørt reaktionsprodukt, ekskl. FA	21	18	0
Spildevandsslam (tørstof)			5
Restprodukter i alt (inkl. FA), tørstof	51	48	35
Chloridmængder udledt med spildevand			5
TP = Tør proces SP = Semitør proces VP = Våd proces (to-trins)			

5. REFERENCER

- /B.1/ "Elfremstilling ved affaldsforbrænding", DAKOFA, Rapport nr. 2, 1988.
- /B.2/ "Emission fra affaldsforbrændingsanlæg", DAKOFA, Skrift nr. 2, 1985.
- /B.3/ "Undersøgelse af forbrændingsslagge fra typiske kommunale forbrændingsanlæg", Miljøprojekt nr. 13, Miljøstyrelsen, december 1978.
- /B.4/ "Begrænsning af forurening fra affaldsforbrændingsanlæg", Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 3/1986.
- /B.5/ "Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft".

- /B.6/ "Behandlung und Verfestigung von Reststoffen aus Kehricht-verbrennungsanlagen", Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 62, Bundesamt für Umweltschutz, Bern, April 1987.
- /B.7/ "Emissionsbegrænsning ved affaldsforbrænding", DK-Teknik, 1985.
- /B.8/ "The flux of metals through municipal solid waste incinerators", Paul H. Brunner and Hermann Mönch, Waste Management & research, Vol. 4, No. 1, 1986.
- /B.9/ "Miljøteknik", nr. 3, juni 1989. Vølund Miljøteknik A/S.
- /B.10/ "Energibesparing och rökgasrening med kondenserande rökgaskylan". Fagersta Energetics AB, oktober 1985.
- /B.11/ "Semi-Industrial Testing of the 3R-Process", H. Vogg et al., Part 4B, pp 11-23 in Proceedings from "International Conference on Municipal Waste Combustion", April 11-14, 1989, Florida, USA.
- /B.12/ "Leachate from municipal incinerator residues: laboratory simulation and actual experience". Ole Hjelmar, Vandkvalitetsinstituttet, ATV, marts 1989

BILAG 3

SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE

Hasse Højmark Andersen, N&R Consult A/S

Indledning
Spørgeskemaet
Status for undersøgelsen
Spørgeskemaernes resultater

Underbilag:
3.A: Sammendrag fra skemaerne
3.B: Spørgeskemaet
3.C: Følgebrev

INDLEDNING

Spørgeskemaundersøgelsen er foretaget for at få et aktuelt billede af planer og muligheder for:

- røggasrensning på danske affaldsforbrændingsanlæg
- bortskaffelse af restprodukter herfra

SPØRGESKEMAET

Skemaet er udformet således, at der ud over en besvarelse af ovennævnte også fås en opdatering af diverse nøgleoplysninger på anlæggene. Hittidige nøgleoplysninger fremgår f.eks. af oversigter udarbejdet af DAKOFA. Skemaet findes som underbilag 3.B sammen med kopi af følgebrev (underbilag 3.C).

Skemaet omfatter bl.a.

- ovnkonstruktion og -kapacitet
- udstyr for kontinuerte emissionsmålinger
- affaldsmængder
- kildesortering og forbehandling
- nuværende og planlagt røggasrensning
- restproduktmængder
- deponeringsforhold for disse

Som det fremgår af skemaets pkt. 7, 8 og 10 ønskedes der oplysninger om hvert enkelt anlægs mængde og art af restprodukter, og deponeringsforhold på hver enkelt deponeringsplads. En samlet oversigt på landsplan over mængder og deponeringsmuligheder skulle hermed kunne opstilles.

STATUS FOR UNDERSØGELSEN

Skemaerne blev udsendt primo juni 1989 til i alt 39 danske affaldsforbrændingsanlæg med anmodning om besvarelse inden for en kort

tidsfrist. Denne er tilnærmelsesvis overholdt for de fleste anlæg, og primo september 1989 forelå der skemaer fra 31 anlæg. Dette giver en generel svarprocent på 80%.

Svarprocenterne for de enkelte punkter varierer stærkt.

Anlæggene er i to omgange herefter kontaktet telefonisk for tilvejebringelse af manglende svar, senest primo januar 1990.

UNDERSØGELSENS RESULTATER

Af i alt 38 eksisterende anlæg forventes 3 lukket i nær fremtid, og 6 forventes ombygget eller erstattet i forbindelse med kraftvarmeproduktion.

For de 35 aktuelle anlæg med planlagt fortsat drift har 13 kunnet oplyse om den planlagte røggasrensning. Disse udgør 37% af antallet, men repræsenterer 60-65% af affaldsmængden. De fleste anlæg endnu har således ikke afsluttet overvejelser om procesvalg, herunder økonomi og teknik.

Besvarelsesprocenter for skemaets enkelte dele er som følger for de indkomne 31 skemaer:

3.1	Ovnkonstruktion og kapacitet	: 100%
3.2	Måleudstyr	: 100%
4.1	Affaldsmængder i 1988	: 100%
4.2	Kildesortering	: 61%
5	Forbehandling	: 71%
6	Nuværende røggasrensning	: 100%
7	Planlagt røggasrensning	: 61%
8.1	Restproduktmængder i 1988	: 97%
8.2	Forventede restproduktmængder	: 64%
10	Deponeringsforhold	: 84%

Det bemærkes, at en svarprocent på f.eks. 71% for forbehandling ikke betyder, at der foretages forbehandling, blot at punktet er besvaret. Det bemærkes desuden, at svarprocenten for pkt. 7 og 8.2 kun gælder for de 28 anlæg med planlagt fortsat drift.

De manglende skemaer fra 7 anlæg skyldes overvejende usikkerhed om de fremtidige forhold, fordi renovering/ombygning er forestående, f.eks. til kraftvarmeproduktion.

I de medfølgende 4 tabeller gives et sammendrag af de indkomne oplysninger, opdelt på emnerne:

- affaldsmængder og affaldsbehandling
- røggasrensning
- røggasrensningsprodukter og slagge
- deponering og perkolatbehandling

Ad 3: Ovnkonstruktion, kapacitet og måleudstyr

Disse oplysninger fremgår desuden af DAKOFA's årsoversigter og diverse miljøgodkendelser.

Ad 4 og 5: Affaldsmængder, kildesortering og forbehandling

Oplysningerne fremgår af første tabel. For de manglende skemaer er anført affaldsmængder fra DAKOFA's åresoversigter (i parentes) for 1987 og 1986. Den samlede affaldsmængde til forbrænding var i 1988 nær 1,8 mio. ton, dvs. meget nær mængden i 1987.

Ad 6 og 7: Røggasrensning

Oplysningerne fremgår af anden tabel. Især dette emne har været drøftet ved de telefoniske henvendelser til anlæggene. Der er i dag 6 anlæg, som har videregående røggasrensning i drift:

- | | | |
|---|-------------------|--------------------------------|
| - | Amagerforbrænding | (semitør, én ovnlinie ud af 3) |
| - | Tåstrup (ny) | (tør, begge ovnlinier) |
| - | Nordforbrænding | (tør, alle 3 ovnlinier) |
| - | KARA, Roskilde | (semitør, én ovnlinie ud af 4) |
| - | REFA, Nykøbing F | (tør, én ovnlinie ud af 2) |
| - | Holstebro | (våd, begge ovnlinier) |

Heraf har man på Amagerforbrænding, KARA og REFA besluttet sig for at benytte samme proces for alle ovnlinier. Holstebro forventes lukket i 1992 og erstattet af et nyt kraftvarmeverk.

Yderligere 8 anlæg har ifølge det oplyste valgt røgrensingsproces:

- | | | |
|---|-----------------|-----------|
| - | Vestforbrænding | (våd) |
| - | Albertslund | (semitør) |
| - | Slagelse | (semitør) |
| - | Middelfart | (tør) |
| - | Skanderborg | (tør) |
| - | Hammel | (tør) |
| - | Thisted | (våd) |
| - | Aalborg | (semitør) |

Flere andre er i færd med undersøgelser. Med i alt 35 anlæg i planlagt drift foreligger der endnu ikke planer om røggasrensning for 22 af anlæggene.

Ad 8: Slagge, flyveaske og restprodukter

Den tredje tabel viser de oplyste mængder for 1988 og 1993 for slagge, flyveaske og restprodukter. En stor del af den producerede slagge anvendes til anlægsformål, og tabellen angiver både produceret og deponeret slaggemængde.

Der savnes oplysninger eller skøn om de fremtidige mængder for over 20 anlæg. For slagge er der oplysninger for 17 ud af 35 anlæg, og for restprodukter er der oplysninger for 11 anlæg. De givne oplysninger for restprodukter er skøn, som i mange tilfælde må forventes revideret i takt med undersøgelser af røgrensningsmetoder.

En prognose for de samlede mængder i 1993 er meget usikker, men mulig ved anvendelse af nøgletal ved de manglende oplysninger. Ved anvendelse af de i kapitel 2.2 nævnte værdier kan følgende skøn opstilles ved en årlig affaldsmængde, som er skønnet til 2 mio. ton:

- | | |
|---|--|
| - | slagge ca. 300.000 ton |
| - | restprodukter incl. flyveaske ca. 100.000 ton
(ved 20-30% befugtning, excl. stabiliseringsmidler) |

Den således skønnede restproduktmængde er i overensstemmelse med de i bilag 2 teoretisk beregnede mængder og kan anses for et godt estimat.

Fordelingen af restprodukter efter procestyper er meget usikker. Dog konstateres det, at de 13 anlæg med valgt proces repræsenterer 60-65% af affaldsmængden til forbrænding. Prognosen for restprodukter afhænger stærkt af:

- antal kg restprodukt pr. ton affald
- procesvalg på de resterende 22 anlæg

Ad 10: Deponeringsforhold

Pkt. 10 er besvaret for 32 ud af 38 anlæg, dog er der for 10 af anlæggene kun oplyst deponeringspladsens navn og/eller afledning af perkolat. Generelt afledes perkolat til kommunalt rensningsanlæg.

UNDERBILAG 3.A: SAMMENDRAG FRA SKEMAERNE

PROJEKT: RØGRENSNINGSPRODUKTER - AFFALDSMÆNGDER OG AFFALDSBEHANDLING 1988

ANLÆG	AFFALDSMÆNGDER					KILDESORTERING					FORBEHANDLING				
	D	I	H	UAS	AS	A	B	P	IT	A	S	N	H	A	
Amagerforbrænding	201.000	86.300	incl.	0	0	0	x	-	-	-	x	x	-	-	
Vestforbrænding	160.000	95.000	0	0	8.000	70.000	-	-	-	-	x	x	-	-	
Brøndby	35.200	0	0	0	0	0	x	-	-	-	-	-	-	-	
Albertslund	16.385	5.037	8.155	0	0	0					-	-	-	-	
Tåstrup gl./ny	18.000	2.000	1.000	0	0	0	-	-	-	-					
Nordforbrænding	29.152	1.729	635	0	210	16.223	-	-	-	-	-	-	-	-	
Helsingør	20.000	5.000	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	
KARA, Roskilde	46.589	35.076	5.684	0	0	0	x	-	-	-	x	-	-	-	
KARA, Solrød	6.600	8.000	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	
Slagelse	20.341	13882					-	-	-	-	-	-	-	-	
Korsør	7.000	2.500	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fasan, Næstved	36.868	8.157	101	0	0	16.753	x	-	-	x	-	x	-	x	
REFA, Nykøbing F.	24.549	18.713	3.551	0	1.541	743	x	-	-	-	-	-	-	-	
Nyborg	12.000	6.000	1.000	0	0	1.000	-	-	-	-	-	x	-	-	
Svendborg	20.665	6.509	0	0	0	2.901	x	-	-	-	x	x	-	-	
Middelfart	(12.500)														
Haderslev	(21.165)														
Sønderborg	31.000	12.000	0	0	0	10.000	x	-	-	x	-	x	-	-	
Vejen Træforbrænding	(6.695)					(7.400)								x	
Kolding I + II	33.995	34.513	2.117	0	0	0	x	x	-	x	-	x	-	-	
Horsens	(41.300)														
Herning	(17.470)														
Holstebro	9.297	4.544	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	
Struer	6.000	incl.	incl.	0	0	0	x	-	-	-	-	-	-	-	
Videbæk	11.000	2.000	0	0	0	1.800	-	-	-	-	-	-	-	x	
Skanderborg	14.605	9.105	1.492	0	0	1.909	x	-	-	x	x	-	-	x	
Hammel	11.666	5.602				84					-	-	-	-	
Århus Nord	81.431	29.608	15	0	6.932	816	-	-	-	-	-	-	-	-	
Grenå	13.816	3.830	1.146	0	0	0	-	-	-	x	-	-	-	x	
Thyra, Thisted	21.042	7.674	0	0	0	0	-	-	-	x	-	-	-	-	
Hobro	9.200	7.500	500	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hadsund	4.395	5.404	0	0	0	7.179	-	-	-	-	-	x	-	-	
Aars	25.000														
Reno Nord, Aalborg	57.300	36.000	1.100	0	0	21.200	-	-	-	-	-	x	-	-	
Hjørring	22.700	12.700	5.600	0	0	1.600	x	-	x	-	x	x	-	-	
Frederikshavn	14.230	8.458	0	0	0	0	x	-	x	x	x	-	-	-	
Skagen	7.000	incl.	incl.	0	0	0	-	-	-	-	x	-	-	-	

D = dagrenovation
I = industriaffald
H = haveaffald
UAS = uafvandet slam
AS = afvandet slam
A = andet

Kildesortering: B = batterier
P = PVC eller plast
IT = imprægneret træ
A = andet (f.eks.
papir/pap, glas, metal)

Forbehandling: S = sortering
N = neddeling
H = homogenisering
A = andet

PROJEKT: RØGRENSNINGSPRODUKTER - RØGGASRENSNING

ANLÆG/OVNLINIE	JULI 1989					PLANLAGT				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Amagerforbrænding	EF	EF	S+PF			S+PF	S+PF	S+PF	S+PF	
Vestforbrænding	EF	EF	EF	EF		V	V	V	V	
Brøndby	fælles	EF				?	?			
Albertslund	EF	EF				lukker	S+EF			
Tåstrup gammel	CY					lukker				
Tåstrup ny	T+PF	T+PF				T+PF	T+PF			
Nordforbrænding	T+PF	T+PF	T+PF			T+PF	T+PF	T+PF		
Helsingør	PF	PF				lukker				
KARA, Roskilde	EF	EF	EF	S+EF		S+EF	S+EF	S+EF	S+EF	
KARA, Solrød	EF					?				
Slagelse	EF	EF				S+PF	S+PF			
Korsør	CY					?				
Fasan, Næstved	EF	EF				?	?			
REFA, Nykøbing F.	T+EF	EF				T+EF	T+EF			
Nyborg	EF	EF				lukker				
Svendborg	EF	EF				?	?			
Middelfart	CY	CY				T+PF	T+PF			
Haderslev	CY	CY				erstatte af nyt anlæg				
Sønderborg	EF	EF				-	?(S)	?(S)		
Vejen Træforbrænding	CY					erstatte af nyt anlæg				
Kolding I + II	EF	EF	EF	EF		?	?	?		
Horsens	EF	EF				erstatte af nyt anlæg				
Herning	CY	CY				afventer renoveringsplan				
Holstebro	V	CY+V				lukker				
Struer	EF					lukker				
Videbæk	EF					?				
Skanderborg	EF					T				
Hammel	EF					(T)				
Århus Nord	EF	EF	EF	EF	5:EF	?	?	?	?	?
Grenå	EF				6:EF	?				
Thyra, Thisted	EF					V				
Hobro	EF					?				
Hadsund	EF	EF				?	?			
Aars	EF					?				
Reno Nord, Aalborg	EF	EF				S	S			
Hjørring	EF	EF				?	?			
Frederikshavn	fælles	EF				?	?			
Skagen	EF					?				

EF = elektrofilter

PF = posefilter

CY = cyklon

T = tør proces

S = semitør proces

V = våd proces

PROJEKT: RØGRENSNINGSPRODUKTER - MÆNGDER (t/år)

ANLÆG	1988		1988 DEPONERET			1993 DEPONERET SKØN					
	S prod.	S	F	S+F	RP	RP+F	S	F	S+F	RP	RP+F
Amagerforbrænding	61.000	12.000	8.600			400	12.000				23.000
Vestforbrænding	83.200	83.200	11.800				104.000	14.000		7.000	
Brøndby	7.972			7.972							
Albertslund	6.658	6.658	1.729				5.353				1.390
Tåstrup gl./ny	3.500			3.500			10.000				4.000
Nordforbrænding	13.328	13.329				807	15.000				1.900
Helsingør	5.000			5.000					0		
KARA, Roskilde	25.691	20.750	2.857				37.000				3.500
KARA, Solrød	(3.700)	?	?				?			?	
Slagelse	7.700	7.700	7.700				1.000				2.000
Korsør	2.300	2.300	475				?	?		?	
Fasan, Næstved	15.630	3.000	1.726				3.000	2.500		900	
REFA, Nykøbing F.	13.300	3.300	670			1.375	4.000				1.800
Nyborg	4.000			4.000					0		
Svendborg	7.174	?	515				?	?		?	
Middelfart	(3.400)						?				
Haderslev	(5.043)						?				
Sønderborg	14.500	14.500	1.027				15.000	1.100		500	
Vejen Træforbrænd.	2.300			2.300			?				
Kolding I + II	15.000	0	2.000				0	0		?	
Horsens	?	?	?				?				
Herning	(3.500)			(3.500)			?				
Holstebro	2.800	2.800				4.000	?				?
Struer	1.000			1.000			0		?	?	0
Videbæk	2.700			2.700							
Skanderborg	5.593	2.500	289				?	?			?
Hammel	4.178			4.179			?				?
Århus Nord	24.066	7.880	2.339				?	2.500			
Grenå	5.179			5.179					5.179	?	
Thyra, Thisted	6.300	6.300	2.700				0	2.700		?	
Hobro	3.650	1.800	375				300				900
Had Sund	2.646	0	266				0	270		?	
Aars	(6.750)						?				
Reno Nord, Aalborg	30.000	2.000	0				2.000	?			3.000
Hjørring	12.000	12.000	800				2.000	800		?	
Frederikshavn	5.200	?	690				?	?		?	
Skagen	2.000	?	?				?	?		?	

S = slagge F = flyveaske RP = røgrensningsprodukt

Idet store mængder slagge ikke deponeres, viser tabellen både producerede og deponerede slaggemængder.

For flyveaske (og røgrensningsprodukt) svarer de deponerede mængder til de producerede.

Som det fremgår, omfatter S prod. i nogle tilfælde både slagge og flyveaske (sammenblandet).

PROJEKT: RØGRENSNINGSPRODUKTER - DEPONERINGSMULIGHED OG PERKOLATBEHANDLING

ANLÆG	DEPONERINGSPLADS	MATERIALE				PERKOLATBEHANDLING
		S	F	S+F	RP	F+RP
Amagerforbrænding	Avedøre Holme	S	F			F+RP
Vestforbrænding	Avedøre Holme	S	F		RP	
Brøndby	Sengeløse			S+F		
Albertslund	?			S+F	?	
Tåstrup gl./ny	Hedeland/Sengeløse	S	F			
	Herstedhøje-vold	S	F			
Nordforbrænding	Fredtoftegård	S				F+RP
Helsingør	Skibstrup			S+F		
KARA, Roskilde	Tune	S	F			F+RP
KARA, Solrød	?					
Slagelse	Forlev	S	F		RP	
Korsør	Forlev	S	F		?	
Fasan, Næstved	Fladså	S	F		?	
REFA, Nykøbing F.	Hasselø Nor	S	F			?
Nyborg	Klintholm			S+F		
Svendborg	Sandholt Lyndelse	?	?		?	
Middelfart	?					
Haderslev	?					
Sønderborg	Nybølørvej	S	F			
Vejen Træforbrænding	Bobøl			S+F		
Kolding I + II	Fredericia	?	?			
Horsens	?					
Herning	Fasterholt øst			S+F		
Holstebro	?	?				?
Struer	Kilenvej 18	S	F			
Videbæk	Frøstrupvej	S	F		RP	
Skanderborg	Skårup	S	F			?
Hammel	Feltengård			S+F		
Århus Nord	Århus Nord	S	F		?	
Grenå	Glatved	S	F		?	
Thyra, Thisted	Kanstrupvej	S	F		RP	
Hobro	Gunderup	S	F			?
Hadsund	Hadsund	S	F		?	
Aars	?					
Reno Nord, Aalborg	Rørup	S	F		RP	
Hjørring	Rønnovsholmvej	S	F		?	
Frederikshavn	Ravnshøj	S	F			
Skagen	Skagen			S+F		

S = slagge F = flyveaske RP = røgrensningsprodukt

SPØRGESKEMA

RØGGASRENSNING PÅ DANSKE AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

1. ANLÆGGETS PLACERING M.V.

=====

Anlæggets navn : _____
Kontaktperson : _____
Amt : _____
Kommune : _____
Adresse : _____
Telefon nr. : _____

2. EJERFORHOLD

=====

Anlægget ejes/drives af:

- ☐ Kommune
☐ Fælleskommunalt
☐ Andet

3. OPLYSNINGER OM ANLÆGGET

=====

3.1 OVNKONSTRUKTION:

Ovn nr.	1	2	3	4	5	Samlet kapacitet t/h
Roterovn (R)						
Bevægelig rist (BR)						
Fast rist (FR)						
Andet (angiv arten)						
Installationsår						
Kapacitet, t/h						
Drift/reserve (D/R)						

3.2 MÅLINGER I RØGGASSEN:

Foretages der kontinuert måling og registrering af følgende emissioner og parametre:

Partikler/opacitet ☐ ja ☐ nej

Chlorbrinte ☐ ja ☐ nej

Ilt/kuldioxid ☐ ja ☐ nej

Kulmonoxid ☐ ja ☐ nej

Temperatur ☐ ja ☐ nej

Hvor foretages temperaturmålingerne (hvis ja) :

Andre registreringer: -----

4. AFFALD

=====

Anlægget modtog følgende mængder affald i 1988:

Dagrenovation : _____ t
Industriaffald : _____ t
Haveaffald : _____ t
Uafvandet slam : _____ t
Afvandet slam : _____ t
Andet : _____ t

Kildesortering af:

- ☐ Batterier
☐ PVC ell. plast
☐ Imprægneret træ
☐ Andet

Evt. bemærkninger: _____

5. FORBEHANDLING AF AFFALD

=====

Sker der på anlægget:

☐ Sortering
☐ Neddeling
☐ Homogenisering
☐ Andet _____

6. NUVÆRENDE RØGGASRENSNING

=====

6.1 Foregår der støvudskillelse i:

☐ Elektrofilter

☐ Posefilter

☐ Andet

Installationsår: _____

For hvilke ovnlinier foretages denne støvudskillelse:

6.2 Foregår der udskillelse af sure gasser: ☐ ja

☐ nej

Røggasrensningssproces:

☐ Tør

Fabrikat: _____

☐ Semitør

Fabrikat: _____

☐ Våd

Fabrikat: _____

☐ Andet

Fabrikat: _____

Installationsår: _____

For hvilke ovnlinier foretages denne røggasrensning:

7. FREMTIDIG RØGGASRENSNING

=====

Ovnlinie nr.	Valgt røggrens- ningsproces	Fabrikat	Forventet driftstart
--------------	--------------------------------	----------	-------------------------

1

2

3

4

Proces: T = tør, S = semitør, V = våd, A = andet

Vil der ske forudskillelse af flyveaske: ☐ ja

☐ nej

8. RESTPRODUKTER

=====

Producerede mængder:

	I 1988	I 1993
	t m ³	skøn t m ³
Slagge :		
Flyveaske :		
Røggrensingsprodukt :		

Deponerede mængder:

	I 1988	I 1993
	t m ³	skøn t m ³
Slagge :		
Flyveaske :		
Røggrensingsprodukt :		

9. DEPONERINGSMULIGHEDER FOR RØGRENSNINGSPRODUKTER

=====

Forefindes der deponeringsmuligheder for den nuværende
produktion af røgrensningsprodukter:

ja ☐ (hvis ja, bedes punkt 10 besvaret)

nej ☐

Forefindes der deponeringsmuligheder for den fremtidige
produktion af røgrensningsprodukter:

ja ☐ (hvis ja, bedes punkt 10 besvaret)

nej ☐

10. EKSISTERENDE/PLANLAGT DEPONERINGSPLADS FOR SLAGGER, FLYVEASKE OG RØGRENSNINGSPRODUKTER

=====

Såfremt der benyttes/planlægges mere end én deponeringsplads, bedes punkt 10 udfyldt for hver plads. Ekstra skemaer er vedlagt.

Plads nr. : _____

Beliggenhed : _____

Ejerskab/drift: _____

Areal : _____ m²

Kapacitet : _____ t _____ m³

Godkendt kapacitet : _____ t _____ m³

Mulighed for udvidelse af godkendt kapacitet

ja

☐

nej

☐

Pladsen er godkendt til:

(kryds af)

Bundmembran:

Plast = P, Komposit = K
Ler = L, Andet = A
Angiv bogstav for hver del af lossepladsen

Slagger	☐	☐
Flyveaske	☐	☐
Røgretnsningsprodukt	☐	☐
Dagrenovation	☐	☐
Industriaaffald	☐	☐
Haveaffald	☐	☐
Slam	☐	☐
Andet	☐	☐

Opsamlet perkolat behandles p.t. på følgende måde:

11. SAMDEPONERING

=====

Samdeponeres reaktionsprodukter fra røggasrensning
direkte med andre typer affald:

ja ☐ Hvis ja, hvilke: _____

nej ☐ _____

12. KOMMENTARER I ØVRIGT

=====

_____ den _____

Underskrift

Til AFFALDSFORBRÆNDINGS-
 ANLÆGGENE I DANMARK

SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE VEDRØRENDE BORTSKAFFELSE AF RESTPRODUKTER
FRA RØGGASRENSNING PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

Hermed fremsendes et spørgeskema, som De venligst bedes udfylde og tilbagesende, helst inden den 1. juli 1989. Spørgeskemaet, som er udsendt til alle danske affaldsforbrændingsanlæg, indgår i en større undersøgelse af mulighederne for bortskaffelse af røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg. Undersøgelsen er iværksat og finansieret af Miljøstyrelsen sammen med Affaldsteknisk Samarbejde, Reno-Sam, Fläkt Danmark A/S, Vølund Miljøteknik A/S og F.L.S. Miljø A/S.

Besvarelserne skal sikre, at undersøgelsen kan tilrettelægges bedst muligt under hensyntagen til de eksisterende forhold, således at der på grundlag af resultaterne kan udarbejdes hensigtsmæssige retningslinjer for den fremtidige bortskaffelse af restprodukter. Det er derfor vigtigt, at skemaet udfyldes og indsendes hurtigst muligt.

Som det vil være bekendt, medfører de nye emissionskrav, at nye forbrændingsanlæg straks fra ibrugtagning og bestående anlæg senest fra 1992 skal gennemføre en vidtgående rensning af røggassen. På flere danske forbrændingsanlæg er man allerede begyndt at rense røggassen, og på andre er man i gang med overvejelserne omkring valg af røggasrensningsproces. Ved rensningen af røggassen produceres der betydelige mængder fast affald eller stærkt forurenet spildevand. Der eksisterer derfor et akut behov for retningslinjer for, hvorledes restprodukterne fra de forskellige processer mest hensigtsmæssigt bortskaffes/deponeres, og for en beskrivelse af de miljømæssige konsekvenser af de forskellige bortskaffelsesmetoder.

Miljøstyrelsen har derfor sammen med de ovennævnte parter iværksat et udrednings- og forskningsprojekt med henblik på at skabe et overblik over de aktuelle planer for røggasrensning ved de danske forbrændingsanlæg og at beskrive de hertil svarende behov og muligheder for bortskaffelse af restprodukter. Gennem projektet skal der desuden tilvejebringes viden om de aktuelle og potentielle restprodukters miljømæssige egenskaber. Dette skal kunne danne grundlag for en planlægning af, hvorledes de næste 3 - 5 års produktion af restprodukter skal disponeres. Projektets resultater skal også sideløbende eller efterfølgende kunne indgå i en mere langsigtet planlægning af affaldsforbrænding, røggasrensning og bortskaffelse af restprodukter.

Projektet, som består af en indledende udredningsdel og en efterfølgende undersøgelsesdel, udføres af Vandkvalitetsinstituttet, ATV i samarbejde med blandt andre N&R Consult A/S. Under projektførsløbet, som vil være fra april 1989 til august 1990, vil der løbende blive

informeret om fremskridt og resultater. Der forventes at foreligge en delrapport om udredningsdelen først på efteråret 1989.

Eventuelle spørgsmål vedrørende udfyldelsen af spørgeskemaet kan rettes til Ole Hjelmar/Hanne Thomassen, Vandkvalitetsinstituttet, tlf. 42 86 52 11 eller Hasse Højmark Andersen, N & R Consult A/S, tlf. 48 14 00 66.

Idet vi takker for Deres hjælp, beder vi dem inden sommerferien og inden den 1. juli 1989 returnere det udfyldte skema til

N&R Consult A/S
Sortemosevej 2
3450 Allerød
Att.: Hasse Højmark Andersen

Spørgeskemaundersøgelsen er koordineret med DAKOFA's indsamling af oplysninger fra forbrændingsanlæggene og en eventuel opfølgende henvendelse vedrørende spørgeskemaet kan derfor forekomme enten fra Vandkvalitetsinstituttet / N&R Consult eller fra DAKOFA.

Med venlig hilsen

Hans Hessel-Andersen /
Miljøstyrelsen
Formand for styringsgruppen

Ole Hjelmar
Vandkvalitetsinstituttet
Projektleder

Bilag

BILAG 4

BESKRIVELSE AF SCHWEIZISCHE DEPONENTYPEN

	Emissionen umweltverträglich: ENDLAGER		Emissionen bedürfen Nachbehandlung: REAKTORDEPONIE
	A Inerstoffdeponie	B Reststoffdeponie	C
Schadstoffe			
Schadstoffgehalt	kein oder nur geringes Schadstoffpotential	erhöhter Schadstoffgehalt (vor allem Schwermetalle); bleibt langfristig praktisch konstant	mittlerer Schadstoffgehalt; nach Betriebs- und Reaktionszeit reduziert
Schadstofffreisetzung	keine oder sehr geringe Schadstofffreisetzung	höchstens geringe, umweltverträgliche Schadstofffreisetzung	anfänglich erhöhte Freisetzung abbaubarer organischer Stoffe, nach Reaktionszeit umweltverträgliche Schadstofffreisetzung (Endlager)
Behandlung der freigesetzten Schadstoffe	keine Behandlung nötig	grundsätzlich keine Behandlung nötig, aber: Behandlungsmöglichkeit vorsehen	Behandlung nötig bis zum Erreichen der Endlagerqualität
Abfälle			
zugelassene Abfälle	aussortierter sauberer Bauschutt (Aushub als Rekultivierungs-, nicht als Deponiematerial)	Abfälle, die Zulassungskriterien erfüllen, insbesondere gleichartige Kategorien anorganischer, wenig löslicher Reststoffe (z.B. Galvanikschlamm, verfestigte Filterasche)	Hauskehricht und diesem ähnliche Abfälle (von wichtigsten Schadstoffen entfrachtet)
ausgeschlossene Abfälle	gemischte Baustellenabfälle, Muldengut, Hauskehricht, Klärschlamm, Sonderabfälle nach VVS	alle behandelten oder unbehandelten Abfälle, die die Zulassungskriterien nicht erfüllen	jegliche Sonderabfälle gemäss VVS-Liste
Rückholbarkeit von Wertstoffen	gegeben	gegeben, evtl. durch Deponiegeometrie beschränkt	ohne unverhältnismässig grossen Aufwand nicht gegeben
Anforderungen an Standort	- nicht in Grundwasserschutzzone S - nicht eingestaut	- hydrogeologisch günstig (nicht in Zone S + A) - bodenmechanisch sicher	- hydrogeologisch günstig (nicht in Zone S + A) - bodenmechanisch sicher
an Deponiebau und -betrieb	- Einzäunung - (evtl. Möglichkeit zur Sickerwassersammlung und -behandlung, Ableitung in freiem Gefälle)	- Sickerwassersammlung und Möglichkeit zur Behandlung, Ableitung in freiem Gefälle langfristig gewährleistet, evtl. zusätzliche Abdichtungsmassnahmen - Endabdeckung	- Sickerwassersammlung und Reinigung - Entgasung und Gasbeseligung - Abdichtungen, evtl. weitergehende Massnahmen während Betriebs- und Reaktionszeit, Endabdichtung
Kontrollen	- regelmässige Kontrolle der Abfälle - periodische Kontrolle des Grundwassers	- strenge Eingangskontrolle, Analysen - Kontrolle des Sickerwassers - Prüfung auf Deponiegas - Grundwasserüberwachung	- regelmässige Eingangskontrolle - Kontrolle des Sickerwassers und der gereinigten Abwässer - Kontrolle der Wirksamkeit und der Emissionen der Gasbeseligung oder -verwertung

BILAG 5

DEPONERING AF RESTPRODUKTER FRA DEN TØRRE OG SEMITØRRE PROCES I BIG BAGS

1990-02-21 OH/WWT
VKI-sag: 60.1035

Notat til

Reno-Sam og Styregruppen for projektet "Bortskaffelse af restprodukter fra røggasrensning på danske affaldsforbrændingsanlæg".

vedrørende

DEPONERING AF RESTPRODUKTER FRA DEN
TØRRE OG SEMITØRRE PROCES I BIG BAGS

af Ole Hjelm, Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI)

På foranledning af Reno-Sam skal der i det følgende gives en kortfattet diskussion af fordele og ulemper ved deponering af tørre og semitørre restprodukter i såkaldte big bags uden forudgående befugtning. Big bags er store søkke af vævet polypropylen, som rummer 1-2 m³, og som er udstyret med kraftige bærestropper. Reno-Sam oplyser, at deponering af restprodukter fra røggasrensning i big bags efterhånden praktiseres ved adskillige forbrændingsanlæg, og at det derfor er vigtigt at få konsekvenserne heraf belyst. Det skal understreges, at diskussionen alene bygger på kendskab til de tørre/semitørre produkters generelle egenskaber og ikke på egentlige forsøg.

Anvendelsen af big bags synes at indebære betydelige håndteringsmæssige og arbejdsmiljømæssige fordele, idet man ved tømning af restproduktsiloen direkte ned i søkkene undgår støvgener. De fyldte søkke er lette at transportere, mellemlagre og placere på lossepladsen, ligeledes uden at der opstår støvgener. Alternativet til opsamling og transport i big bags vil ofte være befugtning af restproduktet med vand forud for transport i container til deponeringspladsen. Det har vist sig vanskeligt at styre vanddoseringen og blandingen af vand og restprodukt. Tilsætning af for meget vand giver problemer med tømning af containeren og drypning under transporten, mens tilsætning af for lidt vand kan medføre støvgener.

På lossepladsen kan de ca. 2 m høje, lukkede søkke enten anbringes oprejst ved siden af hinanden (evt. stables), eller de kan lægges ned og rives op/komprimeres ved hjælp af en kompaktor (dette vil i givet fald først ske efter 1-2 ugers henstand, idet det hygroskopiske restprodukt da er blevet befugtet gennem væggen af søkken, som tillader passage af vanddamp). Hvis de ødelagte søkke efterlades i det kompakterede restprodukt, må de formodes dels at have en negativ indflydelse på komprimeringen, dels at skabe et kompliceret og uhen-sigtsmæssigt strømningsbillede ved en eventuel efterfølgende gennem-

sivning af nedbør. Det uhensigtsmæssige består bl.a. i risikoen for kanaldannelse og erosion samt dannelse af en mængde lokale vandspejl i materialet.

Man kunne godt tænke sig en ret tæt pakket deponering af fyldte, intakte big bags i flere lag. Poserne ville tilpasse sig hinanden og fylde de fleste hulrum ud, og der ville formentlig kunne ske en langsom gennemsivning af nedbør gennem de vævede poser, hvilket ville give en vis perkolatproduktion, som på de fleste andre lossepladser. Kompaktering vil næppe være mulig og vil formentlig i givet fald ødelægge de fleste sække. På meget lang sigt må det forventes, at sækkene nedbrydes.

Da håndtering af befugt (eller tørt) restprodukt specielt under våde vejrforhold kan være yderst problematisk, medfører deponering af restproduktet i big bags udover elimineringen af støvgener betydelige driftsmæssige fordele på lossepladsen. Disse (kortsigtede) fordele må så afvejes mod de mulige ulemper, som kan være af mere langsigtet karakter.

Ved deponering på en losseplads tilstræber man normalt den størst mulige komprimering af det deponerede materiale. Det er der flere årsager til. For det første opnår man en volumenreduktion og dermed en bedre udnyttelse af lossepladsarealet. Dette kan selvsagt have stor økonomisk betydning (der er skønsmæssigt tale om volumenforskelle på 20-40% mellem deponering i sække og deponering i optimalt befugt og komprimeret tilstand). For det andet er der en sammenhæng mellem komprimeringen/vægtfylden af restproduktet og dets hydrauliske ledningsevne. Bedre komprimering (højere vægtfylde) giver en lavere hydraulisk ledningsevne, det vil sige større modstand mod gennemsivning af vand. Det har stor betydning, hvis man ønsker at begrænse stofudvaskningen pr. tidsenhed fra det deponerede restprodukt. En god komprimering er endvidere en forudsætning for, at eventuelle hærtningsreaktioner i materialet kan forløbe tilfredsstillende. Hærtningsreaktionerne medfører en forbedring af materialets trykstyrke (som ved almindelig deponering dog sjældent er kritisk) og kan desuden gennem kemiske bindinger og fysisk blokering nedsætte både mængden af skadelige stoffer, som kan udvaskes, og den hastighed, hvormed stofferne udvaskes.

Det er værd at bemærke, at svenske undersøgelser tyder på, at en langsom befugtning eller lang tids henstand efter befugtning (hvilket p.t. svarer til forholdene ved anvendelsen af big bags) kraftigt nedsætter effektiviteten af en efterfølgende komprimering. Ifølge de svenske undersøgelser bør der højst være et par timer mellem befugtning og kompaktering.

Der foreligger jo endnu ingen endelig deponeringsstrategi for tørre/semitørre restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg. Det er dog ret sandsynligt, at et af elementerne i en fremtidig strategi vil være et forsøg på at styre såvel gennemstrømningen som opløseligheden af det deponerede materiale. Teoretisk set kunne man på kort sigt forestille sig en maximering af begge dele, mens man i hvert fald på længere sigt (og muligvis også på kort sigt) vil tilstræbe en minimering. Som det fremgår af ovenstående giver deponering i big bags meget ringe muligheder for at kontrollere og specielt minimere gennemstrømning og opløselighed.

Anvendelsen af big bags har altså kortsigtede fordele og langsigtede ulemper. Det vil være hensigtsmæssigt at finde en fremgangsmåde,

som tillader anvendelsen af big bags på en sådan måde, at fordelene bevares, og ulemperne minimeres. Da man p.t. ikke kender den fremtidige strategi og i realiteten må forudse, at enhver deponering af restprodukter kan være midlertidig, er dette vanskeligt. Det må dog bemærkes, at big bags er velegnede til midlertidig deponering, især hvis dette kunne ske tørt. Dette kunne f.eks. opnås ved anbringelse af sækkene under vandtæt dække, evt. i en lagerhal. Da sækkene er gennemtrængelige for vanddamp, kunne de evt. efter lukning placeres i lufttætte plastposer. Det er jo lidt omstændeligt og en nøjere undersøgelse af konsekvenserne af befugtningen via indtrængende vanddamp kan anbefales.

Ved den endelige deponering kunne restproduktet transporteres til lossepladsen i big bags, evt. i større mængder/antal efter en mellem-lagring. På lossepladsen skulle der så være installeret et effektivt befugtningsanlæg, som bl.a. skulle tillade en mere eller mindre automatisk åbning af sækkene uden støvgener. Såfremt deponeringsstrategien foreskriver en stabilisering af restproduktet (med cement og/eller andet), erstattes befugtningsanlægget af et blandeanlæg. Velfungerende befugtningsanlæg kendes fra kraftværkssektoren. Anvendelsen af big bags vil næppe være aktuel ved de helt store forbrændingsanlæg. For små anlæg vil det nok være hensigtsmæssigt at deponere restprodukterne fra flere anlæg på samme losseplads. Hvis der ikke er restprodukt nok til en kontinuerlig deponering, vil det formentlig være hensigtsmæssigt at befugte/blande og deponere f.eks. en gang om ugen snarere end en gang om dagen, idet man så måske kunne færdiggøre og tildække (evt. midlertidigt) en mindre sektion ad gangen.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 146

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I

Undertitel:

Udredning

Forfatter(e):

Hjelmar, Ole; Thomassen, Hanne; Andersen, Hasse Højmark

Udførende institution(er):

Vandkvalitetsinstituttet; N&R Consult A/S

Resumé:

Projektet indeholder en gennemgang af tørre, semitørre og våde røggasrensningsprocesser for sur røggasrensning og dermed følgende restproduktstrømme. Restprodukternes kemiske sammensætning, fysiske og geotekniske og hermed forbundne miljøegenskaber gennemgås. Stabiliseringsformer, genanvendelsesmuligheder og deponeringsstrategier fra andre lande gennemgås. I fase 2 af projektet gennemføres eksperimentelle undersøgelser af restprodukternes miljøegenskaber.

Emneord:

affald; forbrænding; restprodukter; flyveaske; rensning; metodik; emissioner; spildevand; slam; deponering; perkolat; membraner; affaldsmængder; emissionsmængder; tungmetaller; forbrændingsanlæg

ISBN: 87-503-8587-9

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. moms): 85.- kr.

Format: A4

Sideantal: 112 s.

Md./år for redaktionens afslutning: Juni 1990

Oplag: 700

Andre oplysninger:

Del II af projektet forventes udgivet ultimo 1990

Tryk: Faxe-Tryk, Faxe



Trykt på miljøpapir

Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I

Projektet indeholder en gennemgang af tørre, semitørre og våde røggasrensningsprocesser for sur røggasrensning og dermed følgende restproduktstrømme. Restprodukternes kemiske sammensætning, fysiske og geotekniske og hermed forbundne miljøegenskaber gennemgås. Stabiliseringsformer, genanvendelsesmuligheder og deponeringsstrategier fra andre lande gennemgås. I fase 2 af projektet gennemføres eksperimentelle undersøgelser af restprodukternes miljøegenskaber.

Miljøministeriet

Miljøstyrelsen

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 85.- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-503-8587-9