

MILIEUEFFECTRAPPORT LANDELIJK AFVALBEHEERPLAN

Achtergronddocument A1 balansen, reststoffen en uitloging

Afval Overleg Orgaan
2002

INHOUDSOPGAVE

	blz.
1 INLEIDING	4
2 DEEL A; ALGEMENE UITGANGSPUNTEN	5
2.1 Kenmerken van de gehanteerde data	5
2.2 Conclusies naar aanleiding van de gehanteerde data	7
3 DEEL B; BALANSEN THERMISCHE VERWERKINGSTECHNIEKEN	9
3.1 Leeswijzer	9
3.2 Balans voor een AVI	10
3.3 Balans voor de DTO	20
3.4 Balans voor een Elektriciteitscentrale	31
3.5 Balans voor een cementoven	36
4 DEEL C, PROCESKAARTEN RESTSTOFFEN	41
4.1 Reden hanteren proceskaarten voor reststoffen	41
4.2 AVI-vliegas	43
4.3 AVI-slak	44
4.4 AVI-rookgasreinigingsresidu	46
4.5 DTO-vliegas	47
4.6 DTO-slak	48
4.7 DTO-rookgasreinigingsresidu	49
4.8 Cement (bij verwerking afval in cementovens)	50
4.9 Assen E-centrale	51
5 DEEL D, UITLOGING	52
5.1 Inleiding	52
5.2 Toepassen in werken	53
5.3 Regulier storten	55
5.4 Storten van vormgegeven immobilisaten	57
5.5 Storten van C2-afval in de C2-deponie	59
5.6 Overzicht gehanteerde a- en k-waarden in MER-LAP	59
6 LITERATUUR / REFERENTIES	60

1 INLEIDING

Dit achtergronddocument hoort bij het MER voor het Landelijk Afvalbeheerplan (LAP). De meeste andere achtergronddocumenten bevatten een uitwerking van de vergelijking van specifieke verwerkingsmethoden voor een bepaalde afvalstroom. In dit achtergronddocument worden een aantal aspecten behandeld die meer algemeen in het MER een rol spelen. Daarbij gaat het om de volgende aspecten:

- In deel A wordt ingegaan op een aantal kenmerken van beschikbare data i.r.t. een "eerlijke" vergelijking en wordt aangegeven wat wordt bedoeld met "sluitende balansen". Een balans geeft aan hoe de ingevoerde stoffen ergens in het proces weer tevoorschijn komen. Er wordt toegelicht hoe en waarom in het kader van het MER-LAP balansen zijn opgesteld en gehanteerd.
- In deel B wordt voor een aantal thermische verwerkingstechnieken die in het MER steeds terugkomen in detail ingegaan op de uitgangspunten die zoveel mogelijk als standaard zijn gehanteerd. In een groot aantal stroomgerichte achtergronddocumenten wordt bij het bepalen van de emissies of samenstellingen van reststoffen terugverwezen naar deze uitgangspunten.
- In deel C wordt voor een aantal reststoffen die vrijkomen bij de verwerking van afvalstoffen beschreven hoe deze verder worden verwerkt en wat dat betekent voor eventuele emissies en milieu-effecten.
- In deel D wordt beschreven op welke wijze in MER-LAP de omvang van uitloging van componenten is ingeschat.

In dit achtergronddocument staan de technieken AVI, DTO, cementoven en E-centrale centraal. Toch is hetgeen in dit document is beschreven ook van belang voor veel afvalstromen die niet primair op één van die wijzen worden verwerkt. Vaak komen bij andere vormen van afvalverwerking restfracties vrij die daarna alsnog met behulp van een van de genoemde technieken verwerkt moeten of kunnen worden. De uitgangspunten zoals beschreven in dit achtergronddocument beperken zich dus niet tot de afvalstoffen die rechtstreeks naar één van deze vier verwerkingsopties worden afgevoerd (of kunnen worden afgevoerd).

Voor het opstellen van de balansen is advies ingewonnen bij TNO-MEP.

2 DEEL A; ALGEMENE UITGANGSPUNTEN

2.1 Kenmerken van de gehanteerde data

Om een eerlijke vergelijking tussen de verschillende verwerkingsopties uit te voeren moeten waar mogelijk de volgende drie uitgangspunten in acht worden genomen:

1. Voor alle in de vergelijking meegenomen verwerkingsopties wordt uitgegaan van een afvalstroom met dezelfde samenstelling, en er is een directe relatie tussen deze samenstelling en de te hanteren milieu-effecten die bij de vergelijking wordt gehanteerd.
2. De effecten van de verwerking worden volledig in beeld gebracht, ofwel alle routes waardoor verontreinigingen het milieu kunnen belasten worden meegenomen; hierbij wordt er voor gezorgd dat alle verontreinigingen die een systeem ingaan er ook ergens weer uitkomen, want voorkomen moet worden dat bij één van de opties bepaalde effecten buiten beeld blijven, terwijl voor een ander verwerkingsoptie deze milieu-effecten wel toegerekend worden.
3. Elke verwerkingstechniek wordt ten slotte "als techniek op zich" en niet in een specifieke uitvoeringsvorm of constellatie meegenomen.

Voor het inschatten van de milieugevolgen die de verwerking van een afvalstroom met zich meebrengt, of voor het doen van een uitspraak over de kwaliteit van de reststoffen die daarbij ontstaan, zijn zoveel als mogelijk metingen aan werkende installaties als uitgangspunt genomen. Op die manier is met de grootst mogelijke zekerheid een voorspelling te doen omtrent de milieu-effecten die de verwerking van een specifieke afvalstroom op deze wijze met zich meebrengt. Gelet op de hiervoor genoemde drie uitgangspunten voor een eerlijke vergelijking moet bij het gebruik van specifieke, praktijkgegevens rekening worden gehouden met een aantal aspecten:

- a. Goede meetgegevens zijn niet altijd beschikbaar, bijvoorbeeld omdat verwerking van de betreffende stroom met die verwerkingstechniek op dit moment onvoldoende in praktijk voorkomt. In die gevallen moet op een andere wijze dan met specifieke meetgegevens een beeld van de milieugevolgen worden verkregen.

Voorbeelden binnen MER-LAP zijn het verwerken van shredderafval of gedroogd zuiverings-slib in een AVI.

- b. Gegevens zijn in hun directe vorm soms onbruikbaar omdat een afvalstroom niet alléén volgens een specifieke verwerkingwijze wordt verwerkt, maar samen met andere stromen. Metingen zijn dan gebaseerd op een mix van afvalstoffen en de kwaliteit van reststoffen is ook een resultaat van de verwerking van deze mix. In dergelijke gevallen moet worden nagegaan wat de effecten op gemeten emissies en gemeten verontreinigingen in reststromen zijn die daadwerkelijk aan de te onderzoeken afvalstroom zijn toe te rekenen.

Voorbeelden binnen het MER-LAP zijn:

- de verwerking van allerlei afvalstromen in AVI of DTO waarbij gemeten emissies horen bij de totale voeding en niet bij een specifieke afvalstroom
- de verwerking van gft-afval waar het digestaat uit de verwerking "integraal inzamelen + scheiden + vergisten" niet alleen het gevolg is van de verwerkte gft-afval maar ook van andere afbreekbare componenten die in integraal ingezameld huishoudelijk afval voorkomen. De gemeten verontreinigingen in het digestaat kunnen dan ook niet zondermeer allemaal aan gft-afval worden toegerekend
- het storten van afvalstromen waarbij percolaatmetingen horen bij het geheel dat op de stort is geborgen en niet aan een specifieke afvalstroom
- het nuttig toepassen van bijvoorbeeld vlieg-as in asfalt of Hydrostab, inzet van olie of batterijen in metaalsmeltovens, toepassen van assen als vulstof bij cementovens, etc. In al deze gevallen zijn eventuele emissiemetingen het resultaat van het productieproces als geheel (waarvan een groot deel ook zou optreden zonder de inzet van afval) en is het de vraag welk deel

van die emissies aan de afvalstof moet worden toegerekend
- *het verglazen van een aantal fga-stromen waar de problematiek van de gezamenlijke verwerking van het te onderzoeken met ander afval en/of bepaalde brandstof een zeer nadrukkelijke rol speelt.*

- c. Gegevens zijn soms onvolledig, met name tegen het licht van het tweede uitgangspunt (het meenemen van de hele keten). In dat geval zijn wel gedetailleerde gegevens bekend van de verwerkingsinstallatie zelf, maar slechts globaal over de verkregen reststoffen en producten.

Er kan hierbij gedacht worden aan gevallen waarbij bij een verwerkingproces (als voor- of nabewerking) fracties worden afgescheiden, en dat wel bekend is dat deze worden afgevoerd naar een stort, verbranding of nuttige toepassing, maar zonder dat de exacte samenstelling voldoende bekend is. Gegevens uitsluitend baseren op de emissies van de hoofdbewerking leidt tot een onvolledig beeld omdat eventuele milieu-effecten die de verdere verwerking van reststromen met zich meebrengen buiten de vergelijking blijven. Voor een kwantificering van de effecten die horen bij de verdere verwerking van de afgevoerde stromen is echter veelal wel informatie op samenstellingsniveau noodzakelijk.

- d. Het komt voor dat voor de ene verwerkingsoptie voor meerdere componenten gegevens bepaald zijn dan voor een andere verwerkingsoptie. Het zondermeer gebruiken van alle beschikbare data leidt hierbij tot het risico dat de ene verwerkingsoptie er beter uit komt, alleen omdat van bepaalde verontreinigingen voor die optie geen emissiegegevens bekend zijn (terwijl die voor een andere optie wel bekend zijn). Ook dit probleem kan conflicteren met het tweede uitgangspunt.
- e. Een veel voorkomend probleem is dat metingen gebaseerd zijn op de afvalstromen met een afwijkende samenstelling (afwijkend van elkaar danwel afwijkend van de samenstelling die is aangenomen voor de betreffende afvalstroom in het MER-LAP). Zo komt het voor dat in de ene regio of door de ene verwerkingsoptie "vuiler" afval verwerkt wordt dan in een andere regio of door een andere verwerkingsoptie, wat zou kunnen leiden tot een nadeliger milieuscore.

In verband met deze problematiek is, bij de uitwerking voor de verschillende afvalstromen in MER-LAP, in de eerste hoofdstukken van de verschillende achtergronddocumenten consequent aandacht besteed aan de samenstelling van de te onderzoeken afvalstroom en de eventuele variaties daarin en wordt uiteindelijk een samenstelling gekozen die als basis voor de LCA-vergelijking wordt genomen (zie achtergronddocumenten A3 t/m A27 van MER-LAP). Soms is het mogelijk om metingen te corrigeren voor het verschil in afvalsamenstelling zoals die bij een specifieke installatie is verwerkt en zoals die voor de MER-vergelijking als uitgangspunt is genomen. Hiervoor is wel een redelijk gedetailleerde kennis noodzakelijk van de ingangssamenstelling van het afval dat bij een bepaalde verwerkingsoptie is gehanteerd, en dergelijke informatie is niet altijd zo uitgebreid voorhanden.

- f. De bruikbaarheid van beschikbare data neemt soms af doordat hierin effecten van een specifieke bedrijfssituatie doorwerken.

Wanneer een installatie een specifieke ligging heeft t.o.v. leveranciers van benodigde hulpstoffen of ten opzichte van verwerkers van verkregen producten of restfracties behoeven meetgegevens die zij gebaseerd op een dergelijke specifieke situatie niet altijd en beeld te geven van een verwerkingsoptie in het algemeen. Hetzelfde kan gelden voor de effecten van eventuele andere activiteiten binnen eenzelfde bedrijf die van invloed kunnen zijn op een energiehuishouding of de aanwezige voorzieningen. Daarnaast is steeds in ogenschouw genomen dat in sommige gevallen bepaalde specifieke kenmerken juist wel als inherent behorend bij een verwerkingsoptie moeten worden aangemerkt, omdat bijvoorbeeld van een bepaalde optie in Nederland slechts 1 installatie bestaat en er ook redelijkerwijs geen ander initiatief verwacht wordt.

- g. Er moet steeds voor worden gezorgd dat de gemeten ingangssamenstelling en de gemeten emissies of productkwaliteiten rechtstreeks met elkaar in verband staan.

Zowel binnen metingen aan afvalsamenstellingen als binnen metingen aan emissies en kwaliteiten van reststoffen komen fluctuaties voor. Dit leidt tot het risico dat een afvalsamenstelling

wordt gecorreleerd met een emissieplaatje dat eigenlijk bij een meer of minder vervuilde samenstelling hoort. Hiermee kan een verwerkingstechniek ten onrechte slechter of beter scoren in vergelijking tot andere technieken. Voor een meer stroomgerichte bespreking van deze problematiek wordt als voorbeeld verwezen naar de relaties tussen gft-kwaliteiten en de samenstellingen van compost en digestaat en de bespreking daarvan in de paragrafen 5.10, 8.9 en 9.10 van achtergronddocument A14 bij MER-LAP.

2.2 Conclusies naar aanleiding van de gehanteerde data

Concluderend zijn, gelet op het voorgaande, ten aanzien van het hanteren van data de volgende noties van belang:

- Voor een eerlijke LCA-vergelijking is van groot belang dat alles wat het systeem in gaat er ook op een of andere wijze uitkomt; er is in MER-LAP dan ook gestreefd naar sluitende balansen teneinde er voor te zorgen dat alle verontreinigen die het milieuprofielen van de ene verwerkingsoptie bepalen ook zijn meegenomen bij de bepaling van het profiel van de daarmee te vergelijken opties. Dit betekent ook dat de verontreinigingen die via een afgevoerde reststof of een secundair product het "systeem" verlaten meegenomen zijn bij beschouwing en dat eventuele milieu-effecten die dat met zich mee brengt (in kwantitatieve zin) bij de LCA-vergelijking zijn betrokken.
- Bij het gebruik van specifieke meetgegevens moet er rekening mee worden gehouden dat niet
 - (a) technieken worden vergeleken op basis van metingen aan ongelijke afvalpakketten;
 - (b) specifieke omgevingsfactoren van een installatie de vergelijking tussen technieken op zich gaat bepalen; en
 - (c) toevallige fluctuaties in metingen aan emissies of reststoffen de uitkomst van de vergelijking te veel gaan beïnvloeden.
- Voor een groot aantal gevallen zijn praktijkmetingen eenvoudigweg niet beschikbaar of niet direct bruikbaar omdat zij:
 - (a) zijn gebaseerd op een afwijkende afvalsamenstelling
 - (b) zijn gebaseerd op verwerking van een mix aan afvalstoffen
 - (c) betrekking hebben op een zeer specifieke installatie
 - (d) slechts op een beperkt aantal verontreinigingen
 - (e) niet voor alle reststromen of producten beschikbaar zijn.

Om te komen tot een zo uniform cq eerlijk mogelijke milieuvergelijking is besloten om in het kader van MER-LAP voor een aantal verwerkingstechnieken balansen op componentniveau te ontwikkelen. Met behulp van deze balansen kan voor een afvalstroom met een specifieke samenstelling worden afgeleid hoe verontreinigingen zich verdelen over emissies naar lucht, water of bodem en in hoeverre deze terecht komen in weer verder te verwerken reststromen. Hiermee is te bepalen wat het effect is van de verwerking van een afvalstroom, ook wanneer deze in praktijk samen met allerlei andere afvalstromen wordt verwerkt en er dus alleen meetgegevens voor een mix aan afvalstoffen beschikbaar zijn.

Voorgaande opmerkingen ten aanzien van praktijkmetingen zijn niet bedoeld om aan te geven dat het gebruik van praktijkdata onwenselijk is. Het tegendeel is het geval. Juist om te voorkomen dat de LCA-vergelijkingen verworden tot een te theoretisch model is het gebruik van praktijkgegevens van groot belang. Daarom is bij de uitwerking van de balansen dan ook nadrukkelijk naar praktijkdata gekeken. De opmerkingen zijn gericht op het signaleren van de beperkingen, dat beschikbare data met de juiste voorzichtigheid moet worden gehanteerd en een beïnvloeding van de uitkomst van de vergelijking op grond van toevallige verschillen in uitganggegevens van verwerkingsinstallaties wordt voorkomen.

Bij de uitwerking van genoemde thermische technieken is steeds nadrukkelijk een zogenaamde referentie-installatie als uitgangspunt genomen. Dit, om zoveel mogelijk gebruik te maken van praktijkdata. Wanneer er sprake is van specifieke omstandigheden (of specifieke afvalstromen) wordt wel steeds van deze referentie-installatie afgeweken. Dit wordt in de betreffende achtergronddocumenten waar de specifieke afvalstromen zijn uitgewerkt beschreven en gemotiveerd.

Tenslotte geldt dat het niet in alle gevallen mogelijk is gebleken om helemaal los te komen van specifieke installatiegebonden kenmerken en constellaties. Dit doet zich met name voor wanneer er slechts één of enkele van dergelijke installaties in werking zijn of wanneer er slechts één of enkele initiatieven zijn voor de oprichting er van. In dergelijke gevallen is dat echter wel zoveel mogelijk geprobeerd, door bijvoorbeeld voor transport in te schatten hoeveel van dergelijke installaties er redelijkerwijs zouden kunnen komen voor de verwerking van een bepaalde afvalstroom in plaats van hoeveel er al zijn of worden gebouwd.

3 DEEL B; BALANSEN THERMISCHE VERWERKINGSTECHNIEKEN

3.1 Leeswijzer

In dit deel van dit achtergronddocument document wordt voor de AVI, DTO, cementoven en E-centrale weergegeven op welke wijze de modellering in MER-LAP heeft plaatsgevonden. Voor elk van deze technieken komt achtereenvolgens steeds het volgende aan de orde:

- Welke algemene uitgangspunten zijn gehanteerd en welke praktijkgegevens zijn gebruikt?
- Hoe is de verdeling van metalen over de verschillende stromen bepaald?
- Op welke wijze is de verdeling van de halogenen en zwavel ingeschat?
- Hoe zijn zogenaamde procesgebonden emissies¹ bepaald?
- Welke chemicaliën of andere hulpstoffen zijn bij de verwerking nodig?
- Hoe is de omvang en de verdeling van de reststoffen bepaald?
- Eventuele aanvullende opmerkingen die voor de vertaling van de algemene balansen naar specifieke afvalstromen van belang zijn.
- Een afsluitend overzicht van de resulterende balansen zoals die bij de uitwerking voor de verschillende afvalstromen zijn gehanteerd.

¹ Het betreft hier emissies die niet zozeer afhangen van de mate van verontreiniging van de te verwerken afvalstroom (dus niet "hoe meer X er in, hoe meer X komt er uit"), maar van specifieke proceskenmerken van de verwerkingstechniek (bijvoorbeeld de verbrandingstemperatuur) en andere eigenschappen van de afvalstroom (bijvoorbeeld de stookwaarde).

3.2 Balans voor een AVI

In deze paragraaf is uiteengezet hoe gekomen is tot een balans voor een AVI. Met een AVI wordt bedoeld op een afvalverbrandingsinstallatie op basis van een roosteroven. Een DTO (draaitrommeloven) is ook een afvalverbrandingsinstallatie, maar deze wordt behandeld in paragraaf 3.3.

3.2.1 Gehanteerde uitgangspunten

De AVI algemeen

Voor de modellering is als voeding van een gemiddelde AVI uitgegaan van afval met een stookwaarde van 10 GJ/ton en een bijbehorende hoeveelheid rookgassen van 6000 Nm³/ton. Voor de hoeveelheden aan reststoffen is aangehouden dat, afgezet tegen de verwerkte hoeveelheid afval, de hoeveelheid bodemas 25%, de hoeveelheid vlieg-as 2% en de hoeveelheid residu van de rookgasreiniging 2% bedraagt. In het residu van de rookgasreiniging is opgenomen een hoeveelheid vlieg-stof van 0,02%. De emissie van vlieg-stof naar lucht bedraagt 3,3 mg/Nm³. Dit is $3,3 \times 6000 = 20.000$ mg/ton, ofwel 0,002%.

Van belang is te realiseren dat de waarden in deze paragraaf m.b.t. stookwaarden en hoeveelheden reststoffen worden gehanteerd als uitgangspunt voor de modellering. Zij horen bij een gemiddelde AVI-voeding, maar zijn niet bedoeld voor de uitwerking van de individuele afvalstromen. De hierna volgende subparagrafen zijn er juist op gericht om af te kunnen leiden, welke kentallen en rendementen voor andere afvalstromen als gehanteerd worden.

Nat en afvalwatervrij

Ten aanzien van de rookgasreiniging is gekozen voor een afvalwatervrije rookgasreiniging. Concreet betekent dit dat het residu van de rookgasreiniging wordt ingedampt waarna alleen een vast residu overblijft. Vanuit internationaal perspectief is deze vorm de meest voorkomende, echter in Nederland wordt bij een aantal AVI's afvalwater uit de rookgaswassers geloosd (op afvaldoorzet ongeveer de helft). Lozing vindt dan echter pas plaats na een grondige zuivering van dit afvalwater. Over deze twee systemen kan het volgende worden gezegd:

- Met beide vormen wordt het grootste deel van de zware metalen uit het te lozen afvalwater verwijderd en geconcentreerd in de filterkoek, welke gecontroleerd moet worden gestort. Op dit punt zijn de "niet-afvalwatervrije" en de "afvalwatervrije" reiniging zoals deze in Nederland bij de AVI's worden toegepast niet wezenlijk verschillend.
- Wel verschillend is de eindbestemming van de zouten. Bij "afvalwatervrije" AVI's komen deze vrij als vast residu dat opgewerkt moet worden, danwel als chemisch afval moet worden gestort. Bij "niet-afvalwatervrije" AVI's worden deze zouten geloosd op brak/zout oppervlaktewater, danwel op de waterzuivering en resulteren daarbij niet in een vast residu, maar "gaan op in de massa". Het gaat bij de LCA dan om een uitruil tussen emissies van zouten naar water en vorming van vaste stof. De emissies naar lucht zijn in principe onafhankelijk van het feit of de rookgasreiniging wel of niet "afvalwatervrij" is.
 - Gelet op het feit dat emissies van zouten naar water in het algemeen een beperkte invloed hebben op de uitkomst van een LCA-vergelijking (toxiciteit van anionen van normale zouten is zeer beperkt), is op dit punt het kiezen voor een droge rookgasreiniging geen probleem voor de LCA-vergelijking.
 - Vanuit het perspectief van finaal afval (definitief te storten afval) is er via de "niet-afvalwatervrije" AVI nog wel een belangrijke winst te behalen ten opzichte van de "afvalwatervrije" AVI. Dit verschil doet zich met name voor bij de Chloorrijke afvalstromen daar

een belangrijk verschil is of het gevormde CaCl_2 deel uit gaat maken van het rookgasreinigingsresidu (finaal afval) danwel dat het wordt geloosd. Voor deze afvalstromen zou de keuze voor een "afvalwatervrije" AVI de score nadelig kunnen beïnvloeden omdat meer finaal afval in rekening wordt gebracht dan op basis van het gemiddelde AVI-park het geval zou zijn (en tegelijkertijd minder lozing van chloriden naar water). Voor de stromen in MER-LAP waarvoor de AVI aan de orde is, is het Cl-gehalte echter niet zodanig (of is de omvang van de reststroom die naar de AVI gaat zo beperkt) dat dit de uitkomst van de vergelijking zou kunnen beïnvloeden.

Verwijdering van halogenen en SO_2

Er is uitgegaan van een tweetraps natte wasser. Eerst wordt het rookgas intensief in contact gebracht met waswater waardoor het zeer goed oplosbare HCl en het redelijk goed oplosbare HF voor een zeer groot deel uit het rookgas worden verwijderd. Door het oplossen van deze gassen vindt deze wasstap in praktijk plaats onder zure omstandigheden (pH tussen 1 en 4). SO_2 passeert deze zure wassing nagenoeg geheel en wordt vervolgens voor een aanzienlijk deel afgevangen in een neutrale/basische wasstap. Voor deze wasstap zijn verschillende basische reagentia in gebruik waaronder $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en NaOH. Daar CaSO_4 slecht oplosbaar is en Na_2SO_4 juist goed heeft het gebruik van NaOH voordelen in dit stadium (geen slijtage en verstopping van leidingen; VVAV, 1993), en in MER-LAP is van het gebruik van NaOH uitgegaan. Het water uit de beide wassers wordt vervolgens behandeld met kalkmelk waardoor CaF_2 en CaSO_4 neerslaan, evenals de meeste zware metalen die nog bij de wassing zijn afgevangen (veelal als slecht oplosbare hydroxides). De Chloriden blijven op dit moment veelal nog in oplossing, maar komen ook als vaste zouten vrij wanneer het waswater vervolgens wordt ingedampt in de rookgasstroom.

Opgemerkt wordt dat de beide waswaters, dus de waters uit respectievelijk de zure en de basische wasstap, in praktijk vaak worden samengevoegd. Op dit aspect, hetgeen gevolgen heeft voor de omvang van het chemicaliëngebruik, wordt in paragraaf 3.2.6 teruggekomen.

DeNO_x

Het AVI-park in Nederland is ten dele voorzien van niet-katalytische DeNO_x-behandeling (SNCR) en voor een ander deel van een katalytische versie (SCR). In het eerste geval wordt ammoniak, in het algemeen in de vorm van een 25%-ige NH_4OH -oplossing in de rookgassen gespoten en vindt reductie plaats in een temperatuurgebied van 850 tot 1000°C. Het verwijderingsrendement ligt i.h.a. rond de 50%. In het geval van een SCR vindt de reductie plaats onder invloed van een katalysator en bij een temperatuur tussen 200 en 350°C. Om vergiftiging van de katalysator (bijvoorbeeld door SO_2) te voorkomen vindt deze behandeling vaak als één van de laatste stappen in het reinigingsproces plaats waardoor de gassen dienen te worden herverhit en vaak aardgas benodigd is. Het verwijderingsrendement is wel hoger dan in het geval van de SNCR-variant, namelijk rond de 80%. In MER-LAP is uitgegaan van de niet-katalytische variant, ofwel geen aardgasverbruik, wel ammoniaverbruik en een verwijderingsrendement van ongeveer 50%.

Actief kool

Er is in MER-LAP tevens uitgegaan van de aanwezigheid van een actief koolfilter voor de verwijdering van met name kwik. In praktijk vangt het actief kool ook andere verontreinigingen af, maar invangen van gasvormige metalen, en dan dus met name kwik, is wel één van de primaire functies van deze reinigungsstap. De omvang van het verbruik aan actief kool is in MER-LAP dan ook primair afhankelijk gemaakt van de hoeveelheid kwik in de afvalstroom.

3.2.2 Zware metalen

Voor het gedrag van zware metalen in een AVI zijn in het algemeen drie mogelijkheden:

- a. een substantieel deel van de hoeveelheid van het zware metaal vervluchtigt in de vuurhaard en condenseert niet volledig bij afkoeling van de rookgassen in ketel en electrofilter; er blijft dus een substantieel deel in de gasfase van de rookgassen;
- b. een substantieel deel van de hoeveelheid van het zware metaal vervluchtigt in de vuurhaard en condenseert (vrijwel) volledig bij afkoeling van de rookgassen in ketel en electrofilter; er blijft dus geen gasvormig zwaar metaal in de gasfase van de rookgassen, wel in de vaste fase in de rookgassen (op het vlieggas);
- c. het zware metaal vervluchtigt niet of nauwelijks in de vuurhaard en blijft hoofdzakelijk in de vaste fase: het kan als vlieggas wel in de rookgassen worden meegevoerd.

Gedrag a. is met name van toepassing op Hg en Cd en in mindere mate op Pb, Sn en Zn.

Gedrag b. is met name van toepassing op Cd, As, Pb, Sb, Se, Sn en Zn.

Gedrag c. is met name van toepassing op Co, Cr, Cu, Mn, Ni en V.

Uit metingen aan verdeling van zware metalen over gasfase, vlieggas en bodemas voor state-of-the-art afvalverbranding met een gangbare "gemiddelde" afvalsamenstelling blijkt ook inderdaad dat met name Hg en Cd (en in mindere mate Pb en Sn) vervluchtigen waarbij Hg uiteindelijk voor een aanzienlijk deel in de gasfase wordt aangetroffen en Cd vooral in sterk verrijkte vorm op de vliegassen terug te vinden is (Angenendt, 1990; Eggels, 1992; Reimann, 1989; Reimann, 1992; Vehlow, 1992; Mark, 1995; Rijkema, 1996). Het exacte gedrag per metaal is niet te voorspellen, maar gelet op het voorgaande is het verdedigbaar om met name voor Hg en Cd een aparte aanpak te volgen, en de andere metalen gemiddeld een vergelijkbaar gedrag toe te rekenen.

Alle zware metalen behalve Cd en Hg

Voor al deze zware metalen wordt er van uitgegaan:

- dat de concentraties in de vlieggas het dubbele bedragen van de concentraties in de bodemas;
 - dat de concentraties in de vliegstof het vijfvoudige van de concentraties in de vlieggas zijn.
- Deze hogere concentraties treden op door condensatie van (bij deze zware metalen beperkte hoeveelheden) tijdens de verbranding vervluchtigd metaal op de vlieggasdeeltjes. Vanwege de kleinere deeltjesgrootte van vliegstof is het verrijkingseffect daarbij groter.

Zoals gegeven in paragraaf 3.2.1 is de verhouding bodemas : vlieggas : afgevangen vliegstof : geëmitteerd vliegstof = 25 : 2 : 0,02 : 0,002. Met de hiervoor geschetste verrijkingsgraad betekent dit dus dat de vracht aan metalen zich verdeelt volgens 25 : 4 : 0,2 : 0,02.

Cadmium

Voor cadmium geldt vanwege de grotere vluchtigheid een afwijkend gedrag. Circa 50% blijft achter in de bodemas en van het resterende deel blijft circa 90% achter in de vlieggas. Van de resterende 5% wordt 90% opgenomen in het rookgasreinigingsresidu en wordt 10% geëmitteerd. Dit resulteert in een emissie van 0,5% (0,5 x 0,1 x 0,1) van de oorspronkelijke input.

Kwik

Voor het vluchtige kwik wordt uitgegaan van een gemiddeld kwikgehalte in de voeding van een AVI van 2 mg/kg en van een kwikconcentratie in de geëmitteerde rookgassen van 0,010 g/Nm³. Dit betekent een voeding van 2 g/ton en met 6000 Nm³ rookgas per ton een emissies van 0,06

g/ton (3% van de input). Gelet op de vluchtigheid van dit metaal mag er vanuit gegaan worden dat in de bodemas nagenoeg niets achter blijft, terwijl in de vlieggas circa 5% achter zal blijven. Het restant wordt toegerekend aan het rookgasreinigingsresidu.

Tabel AVI-1; Gedrag van zware metalen in de AVI

	% naar lucht	% naar rookgas- reinigingsresidu	% naar de vlieggas	% naar de bo- demas
kwik	3	92	5	0
cadmium	0,5	4,5	45	50
overige metalen	0,07	0,7	13,7	85,53

3.2.3 Chloor en Fluor

Voor Chloor wordt uitgegaan van een Chloorgehalte in het afval dat de gemiddelde AVI-voeding vormt van 0,6% (6 kg/ton). Aangenomen wordt dat circa 10% van het Chloor in de bodemas blijft en circa 20% in de vlieggas. Verder is bekend dat de schoorsteenemissie ongeveer 2 mg/Nm³ bedraagt. Met 6.000 Nm³ per ton betekent dit een emissie van 12 g/ton ofwel 0,2% naar de lucht. Blijft over een verschil van 69,8% die wordt toegerekend aan het rookgasreini-
gingsresidu.

Voor Fluor wordt uitgegaan van een gehalte in het afval dat de gemiddelde AVI-voeding vormt van ongeveer 0,006% (60 gram/ton). Hoewel Fluor op zich lichter is dan Chloor blijken Fluor-
verbindingen in het algemeen juist minder vluchtig te zijn. Voor Fluor blijft dan ook een veel
groter deel achter in de bodemas en in overleg met TNO-MEP is uitgegaan van 60%. Van de
resterende 40% komt bijna de helft terug in het vlieggas en uitgegaan wordt van 15%. Tenslotte is
een schoorsteenemissie van 0,5 mg/Nm³ redelijk gebruikelijk, ofwel met 6.000 Nm³ per ton een
emissies van 3 g/ton (5%). De ontbrekende 20% wordt toegerekend aan het rookgasreinigings-
residu.

Tabel AVI-2; Gedrag van Cl en F in de AVI

	% naar lucht	% naar rookgas- reinigingsresidu	% naar de vlieggas	% naar de bo- demas
Chloor	0,2	69,8	20	10
Fluor	5	20	15	60

Ter illustratie is in tabel AVI-3 nog een gemeten verdeling van deze twee componenten volgens (Angenendt, 1990; Eggels, 1992; Reimann, 1989; Reimann, 1992; Vehlow, 1992; Mark, 1995; Rijpkema, 1996). Hieruit volgt dat de fracties die terecht komen in vlieggas en bodemas goed overeenkomen met de voor MER-LAP afgeleide verdeling.

Tabel AVI-3; Verdeling van Cl en F over rookgas, vlieggas en bodemas voor een roosteroven.

Component	Gasfase (gew%)	Vaste fase verdeling (gew%)	
		vlieggas	bodemas
Chloor	73	15	12
Fluor	24	16	60

Tenslotte wordt gewezen op het volgende

1. Uit de tabellen AVI-2 en AVI-3 blijkt dat de fractie die naar de rookgassen gaat voor Chloor veel groter is dan voor Fluor (de reden is, zoals reeds aangegeven, het verschil in vluchtigheid tussen Chloor- en Fluorverbindingen), maar dat de fractie die uiteindelijk naar de lucht

wordt geëmitteerd bij Chloor juist veel lager ligt. Verklaring hiervoor is dat HCl veel effectiever wordt uitgewassen in de rookgasreiniging dan HF doordat ten eerste de concentratie van HF in de rookgassen veel lager ligt (veel kleinere vracht), maar vooral doordat HCl beter oplost en daarom sowieso beter is uit te wassen dan HF.

2. Bedacht moet worden dat, juist vanwege deze goede uitwasmogelijkheid van HCl de hier aangegeven verdeling bij met name de hogere Cl-concentraties niet meer overeenkomt met de werkelijkheid. Voor een goed functionerende rookgasreiniging is HCl niet de moeilijkste component om te verwijderen, en bij een hogere Chloorbelasting zal de uiteindelijke emissie min of meer onafhankelijk worden van de ingevoerde vracht (en komt er dus relatief meer in het rookgasreinigingsresidu). In MER-LAP is hier verder geen rekening mee gehouden omdat in praktijk in een AVI altijd vermenging met ander afval optreedt zodat voor de totale Cl-input de hier gehanteerde verdeling wel degelijk kan worden aangehouden.

3.2.4 Zwavel

Voor Zwavel wordt uitgegaan van een gehalte in het afval dat de gemiddelde AVI-voeding vormt van 2% (20 kg/ton). Aangenomen wordt dat circa 20% van de Zwavel de bodemas blijft en circa 20% in de vliegashouding. Verder is bekend dat de schoorsteenemissie ongeveer 20 mg/Nm³ bedraagt. Met 6.000 Nm³ per ton betekent dit een emissie van 60 g/ton ofwel 0,3% naar de lucht. Blijft over een verschil van 59,7%, dat wordt toegerekend aan het rookgasreinigingsresidu. Zie verder tabel AVI-4.

Tabel AVI-4; Gedrag van S in de AVI

	% naar lucht	% naar rookgas- reinigingsresidu	% naar de vliegashouding	% naar de bodemas
Zwavel	0,3	59,7	20	20

3.2.5 Procesgebonden emissies

Procesgebonden emissies houden niet zozeer verband met de samenstelling van de verwerkte afvalstroom, maar meer met de procestechnologische condities waaronder het afval wordt verbrand. Voor een AVI worden in MER-LAP als procesgebonden emissies NO_x, NH₃, CO, C_xH_y, dioxines en fijn stof onderscheiden. Omdat deze emissies in het algemeen zijn gebaseerd op een vaste waarde per kuub geëmitteerd gas zijn zij wel afhankelijk van de calorische waarde van een afvalstroom. Bij een hogere calorische waarde wordt bij verbranding van de betreffende afvalstroom immers meer rookgas geproduceerd en dus moet ook meer van de betreffende emissie aan de betreffende afvalstroom wordt toegerekend. Zoals reeds aangegeven in paragraaf 3.2.1 is in MER-LAP uitgegaan van het kental van 600 Nm³ rookgas per GJ stookwaarde.

Tabel AVI-5 geeft een overzicht van de gehanteerde emissieconcentraties zoals die gelden voor een AVI (tweede kolom), alsmede de daaruit resulterende procesgebonden emissies in kg per ton afval (derde kolom) en de emissies per GJ. Omrekening van de tweede naar de derde kolom is gebaseerd op de productie van 6000 Nm³ rookgas voor een ton afval zoals die geldt bij de gemiddelde AVI-voeding. Omrekening van de derde naar de vierde kolom is gebaseerd op een gemiddelde stookwaarde van 10 GJ/ton. De kentallen in de laatste kolom zijn gehanteerd om voor iedere afvalstroom in MER-LAP de toe te rekenen emissies te bepalen.

Tabel AVI-5; gehanteerde procesgebonden emissies voor de AVI

emissie	Emissieconcentratie	hoeveelheid per ton afval in kg	hoeveelheid per ton afval in kg/GJ
NO _x	60 mg/Nm ³ (1)	0,360	0,036
NH ₃	3 mg/Nm ³	0,018	0,0018
CO	20 mg/Nm ³	0,120	0,012
CxHy	5 mg/Nm ³	0,030	0,003
TCDD in TEQ	0,05 ng/Nm ³	3*10 ⁻¹⁰	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	3 mg/Nm ³	0,018	0,0018

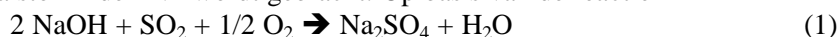
(1) In deze emissieconcentratie is reeds rekening gehouden met een reductie van ongeveer 50% (SNCR) en dit betreft dus de uiteindelijk geëmitteerde hoeveelheid.

3.2.6 Benodigde bedrijfsmiddelen

Voor de rookgasreiniging wordt het volgende chemicaliëngebruik in rekening gebracht:

1) NaOH

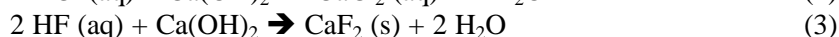
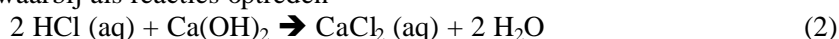
Zoals aangegeven in paragraaf 3.2.1 is uitgegaan van NaOH als base bij de basische wassers ter verwijdering van SO₂. De hoeveelheid benodigd NaOH is afhankelijk van de hoeveelheid afgevangen SO₂, hetgeen volgens tabel AVI-4 neerkomt op 59,7% van de hoeveelheid Zwavel die via de afvalstof in de AVI wordt gebracht. Op basis van de reactie



volgt dat per gram afgevangen Zwavel (let op: niet per SO₂, maar per S) 2,5 gram NaOH nodig is. Tenslotte is in MER-LAP gerekend met een oplossing van 20%-m/m (VVAV, 1993) en het looggebruik komt daarmee op 12,5 kg NaOH (20%) per kg afgevangen Zwavel.

2. Ca(OH)₂

Er wordt een "oplossing" van Ca(OH)₂ wordt gebruikt om het water uit de zure wasser te behandelen waarbij als reacties optreden



De hoeveelheden Cl en F die uiteindelijk in de filterkoek van de rookgasreiniging komen bedragen respectievelijk 69,8% en 20% van de hoeveelheid die er middels de afvalstof is ingebracht. Per mol afgevangen Cl is, volgens de hiervoor gegeven reactievergelijking een halve mol Ca(OH)₂ nodig zodat de hoeveelheid Ca(OH)₂ neerkomt op 1,05 kg per kg afgevangen Cl. Voor iedere kilo afgevangen F is op eenzelfde wijze af te leiden dat daarvoor 1,95 kg Ca(OH)₂ nodig is.

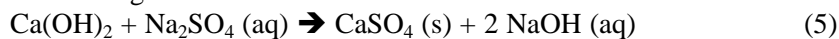
Daarnaast wordt kalk gebruikt voor het neerslaan van de in de basische wasstap gevormde Na₂SO₄. Zoals in paragraaf 3.2.1 reeds vermeld is veelal praktisch dat de afvalwaters van de zure wasstap en de basische wasstap samengevoegd worden. Hierdoor kan het in de basische wassing gevormde Na₂SO₄ zonder toevoeging van extra kalk worden neergeslagen middels omzouting volgens de reactievergelijking



Feitelijk wordt hier de kalk die is gebruikt voor het neutraliseren van het afgevangen HCl nogmaals gebruikt, maar nu voor het neerslaan van het gevormde sulfaat.

Voor de LCA-methodiek is dit een lastig punt. Het neerslaan van het gevormde sulfaat met kalk dat ook al is gebruikt voor het neutraliseren van het afgevangen HCl is alleen mogelijk voor zover de betreffende afvalstof Cl en S in de juiste hoeveelheden inbrengt. Voor een afvalstof met

veel Zwavel en weinig Chloor gaat deze omzouting binnen de systeemgrens niet volledig op. In dat geval zou er eigenlijk alsnog $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in rekening gebracht moeten worden om het Na_2SO_4 te laten neerslaan volgens:



Daar staat tegenover dat voor afvalstromen die relatief veel Chloor bevatten en weinig Zwavel er CaCl_2 overblijft dat in praktijk kan worden gebruikt om het Na_2SO_4 dat is gevormd door ander afval dat in de AVI is verbrand neer te laten slaan.

Doordat in een AVI altijd verschillende afvalstromen gezamenlijk worden verwerkt en de rookgasreiniging zo wordt bedreven dat het gebruik aan chemicaliën in het algemeen zo klein mogelijk is, zal in praktijk zal de reactie primair lopen volgens (4) en niet of nauwelijks volgens (5). Gelet op deze praktijksituatie is er in MER-LAP voor gekozen om er vanuit te gaan dat voor het neerslaan van het gevormde Na_2SO_4 geen extra kalk nodig is. Strikt genomen wordt hiermee vanuit LCA-oogpunt niet geheel juist gewerkt en wordt de systeemgrens overschreden (effecten van de ene afvalstroom op de andere afvalstroom worden niet als zodanig herkend). Daar dit echter uitsluitend kan leiden tot geringe wijzigingen in het toe te rekenen kalkgebruik, en dit probleem zich bovendien alleen voordoet bij afvalstromen die m.b.t. Chloor en Zwavel een sterk afwijkende samenstelling hebben, is hier verder geen aandacht aan besteed.

3. Ammonia

De niet-katalytische DeNO_x (SNCR) gebruikt NH₃ als bedrijfsmiddel en wel in de vorm van een 25%-ige NH₄OH-oplossing. De NO_x-verwijdering met NH₃ vereist per kilo NO₂ ongeveer 0,43 kilo NH₃ en aan 25% ammonia-oplossing dus 1,72 kg. Dit is gebaseerd op een reactie volgens (VVAV, 1993):



Er is in MER-LAP gerekend met een verwijderingsrendement van 50%. Voor iedere gram gemiddeld NO_x die dus volgens de in paragraaf 3.2.5 beschreven aanpak aan een afvalstroom wordt toegerekend is tevens een even grote hoeveelheid verwijderd door inzet van 1,72 gram NH₄OH (25%).

Het dient te worden opgemerkt dat in rookgasen een deel van de stikstof niet voorkomt als NO₂ maar als NO (bij eventuele emissies van NO volgt omzetting in NO₂ alsnog binnen enkele uren met zuurstof uit de lucht). Ook NO wordt echter omgezet in N₂ met behulp van ammonia, maar nu volgens de reactie:



Op basis van deze vergelijking zou voor verwijdering van 30 gram NO gebruik van 15 gram NH₃ volgen, ofwel per gram te verwijderen NO dus 2 gram NH₄OH (25%).

In MER-LAP is echter consequent gerekend met de factor 1,72 die volgt uit de eerste reactie (6) waarmee het gebruik van ammonia dus voorzichtig is ingeschat.

4. Actief kool

Voor de maximale beladingsgraad van actief kool zijn verschillende bronnen geraadpleegd. Volgens opgave van een producent (Norit) kan per kg actief kool circa 0,15 kg kwik geadsorbeerd worden. Op basis van (DRSH, 2001) wordt duidelijk dat ongeveer 0,0012 kg kwik per kg actief kool geadsorbeerd kan worden. De Norit-informatie wordt als te optimistisch ervaren aangezien het daarbij gaat om het onder labcondities beladen van actief kool met alleen kwik, waarbij gekeken is wanneer het actief kool volledig beladen is (in praktijk van rookgasreiniging leidt dit al te snel tot doorslip). Voor de AVI is uitgegaan van de DRSH-praktijkcijfers. Er is dus uitgegaan van het gebruik van 1 kg actief kool per 1200 mg afgevangen kwik.

3.2.7 Vorming van reststoffen

De gemiddelde productie van reststoffen voor een AVI ligt per ton verstoekt afval op ongeveer 250 ton bodemas, 20 kg vlieggas en 20 kg rookgasreinigingsresidu. In MER-LAP is echter zoveel mogelijk getracht de toe te rekenen reststoffen te bepalen aan de hand van de samenstelling van de afvalstroom. Hierbij is er vanuit gegaan dat het rookgasreinigingsresidu primair wordt bepaald door de hoeveelheden afgevangen S, Cl en F terwijl de vorming van vlieggas en bodemas primair wordt bepaald door de asrest van de betreffende afvalstroom.

Onder verwijzing naar de reactie vergelijkingen in paragraaf 3.2.6 en naar de tabellen 3.2 en 3.3 is voor de vorming van rookgasreinigingsresidu het volgend aangehouden:

- per gram afgevangen S (dat is dus 59,7% van de input, zie tabel AVI-4) ontstaat 4,24 gram CaSO_4 .
- per gram afgevangen Cl (dat is dus 69,8% van de input; zie tabel AVI-2) ontstaat 1,65 gram NaCl.
- per gram afgevangen F (dat is dus 20% van de input; zie tabel AVI-2) ontstaat 2,05 gram CaF_2 .

De aanwezige asrest zal zich verdelen over AVI-slakken en AVI-vlieggas in de verhouding 92,6% van het asrest naar de slakken en 7,4% naar het vlieggas.

3.2.8 Overzicht voor de AVI

Samengevat is voor de verwerking van afval in een AVI de informatie uit de tabellen AVI-6 tot en met AVI-9 aangehouden.

Tabel AVI-6; Overzicht verdeling van componenten voor de AVI

Component	Lucht (%)	Slakken (%)	Vlieggas (%)	rookgasreinigingsresidu (%)
Ag	0,07	85,53	13,7	0,7
As	0,07	85,53	13,7	0,7
Ba	0,07	85,53	13,7	0,7
Cd	0,5	50	45	4,5
Co	0,07	85,53	13,7	0,7
Cr	0,07	85,53	13,7	0,7
Cu	0,07	85,53	13,7	0,7
Hg	3	0	5	92
Mn	0,07	85,53	13,7	0,7
Mo	0,07	85,53	13,7	0,7
Ni	0,07	85,53	13,7	0,7
Pb	0,07	85,53	13,7	0,7
Sb	0,07	85,53	13,7	0,7
Se	0,07	85,53	13,7	0,7
Sn	0,07	85,53	13,7	0,7
Sr	0,07	85,53	13,7	0,7
V	0,07	85,53	13,7	0,7
W	0,07	85,53	13,7	0,7
Zn	0,07	85,53	13,7	0,7
Cl	0,2	10	20	69,8
F	5	60	15	20
S	0,3	59,7	20	20

Tabel AVI-7; gehanteerde procesgebonden emissies voor de AVI

Component	Emissie in kg/GJ
NO _x	0,036
NH ₃	0,0018
CO	0,012
CxHy	0,003
TCDD in TEQ	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	0,0018

Tabel AVI-8; gebruikte bedrijfsmiddelen

Bedrijfsmiddel	Verbruik in kg
NaOH (20%)	ingevoerde Zwavel in kg * 0,597 * 12,5
Ca(OH) ₂	(ingevoerde Cl in kg * 0,698 * 1,05) + (ingevoerde F in kg * 0,2 * 1,95)
NH ₄ OH (25%)	ingevoerde stookwaarde in GJ * 0,036 * 1,72
actief kool	ingevoerde mg Hg * 0,92 / 1200

Tabel AVI-9; gevormde reststoffen op basis van input per ton afval

reststof	Omvang in kg
bodemas	ingevoerde asrest * 0,926
vliegias	ingevoerde asrest * 0,074
rookgasreinigingsresidu	(ingevoerde S in kg * 0,597 * 4,24) + (ingevoerde Cl in kg * 0,698 * 1,65) + (ingevoerde F in kg * 0,2 * 2,05)

3.3 Balans voor de DTO

3.3.1 Gehanteerde uitgangspunten

Beschrijving van de DTO in het algemeen

Voor de modellering van de DTO is in het MER-LAP aangesloten bij de installatie zoals die bij AVR in gebruik is. In feite betreft het hier 2 draaitrommelovens (DTO's), namelijk DTO-8 en DTO-9. Deze installaties bestaan uit:

- een draaitrommeloven waarin het afval wordt verbrand met lucht;
- een naverbrandingskamer waarin de verdere uitbrand van de rookgassen uit de draaitrommel plaatsvindt onder gelijktijdige verbranding van vloeibare afvalstromen;
- een ketel waarin de energie uit de rookgassen wordt teruggewonnen voor de productie van stoom (die wordt ingezet voor de opwekking van elektriciteit en de productie van gedemineeraliseerd water);
- een elektrostatisch filter voor het verwijderen van stof en kleine deeltjes;
- een zure wassectie voor het verwijderen van zoutzuur, Fluor en zware metalen;
- een basische wassectie (alleen DTO-9) voor het verwijderen van SO₂ uit de rookgassen;
- een afvalwaterbehandelingsinstallatie waarin onder invloed van chemicaliën achtereenvolgens de volgende processen plaatsvinden: neutralisatie, flocculatie, precipitatie en filtratie, resulterend in een vast residu (filterkoek) en een effluent dat wordt geloosd. Voor DTO-9 vindt de afvalwaterbehandeling gescheiden plaats voor het afvalwater van de zure en de basische wassectie; en
- een actief koolfilter voor de verwijdering van restanten kwik en dioxinen, bij DTO-8 dient dit koolfilter ook voor de verwijdering van SO₂ uit de rookgassen.

Beschrijving DTO-9

In de natte wassectie worden met name HCl, HF en SO₂ uit de rookgassen afgevangen. Rendementen die hierbij worden gerealiseerd liggen boven de 95%. Ook stof en zware metalen worden met hoge rendementen afgevangen (met uitzondering van Hg). Typische waarden voor deze rendementen voor DTO-9 zijn weergegeven in tabel DTO-1. Het betreft hier het rendement van afscheiding uit de rookgassen, en hier is dus nog geen rekening gehouden met het achterblijven van componenten in de slak; zie voor de volledige verdeling in onderstaande paragrafen.

Tabel DTO-1; Vangstrendement van de natte gaswassectie van DTO-9

Component	Vangstrendement (%)
Cl (als HCl)	99,97
F (als HF)	99,9
S (als SO ₂)	97,3
stof	82,1
Pb	74,5
Zn	81,2
Cd	81,0
Hg	10,5

De afvalwaterbehandeling is erop gericht om vervuilingen zoveel mogelijk in het vaste rookgasreinigingsresidu te "vangen" en zo weinig mogelijk via het effluent te lozen. Dit geldt echter niet voor de zouten. Cl wordt als CaCl₂ geloosd en S als Na₂SO₄ (er is in afwijking van de AVI dus geen sprake van een afvalwatervrije rookgasreiniging). Beide zouten zijn goed oplosbaar in water, zodat de hoeveelheid Cl en S die in de filterkoek achterblijft verwaarloosbaar klein mag worden genoemd. Iets anders ligt dit voor F; het HF dat in de zure wassectie wordt afgevangen

wordt geneutraliseerd met kalk(melk), wat leidt tot de vorming van CaF_2 . Dit is slecht oplosbaar zodat dit in de afvalwaterbehandeling in de vaste filterkoek terecht zal komen. Het HF dat in de basische wastrap wordt afgevangen wordt geneutraliseerd met natronloog, zodat NaF_2 wordt gevormd. Dit is goed oplosbaar, in tegenstelling tot CaF_2 , zodat dit grotendeels met het effluent zal worden geloosd. Aangenomen wordt echter dat HF met name in de eerste wastrap wordt geabsorbeerd (en dus niet wordt geloosd). Exacte gegevens voor het onderbouwen van deze aanname ontbreken echter vooralsnog.

Dit betekent samenvattend dat Cl en S hoofdzakelijk via het effluent op het oppervlaktewater wordt geloosd en dat slechts een verwaarloosbaar kleine hoeveelheid in het vaste rookgasreinigingsresidu achterblijft. Voor Fluor geldt daarentegen dat het hoofdzakelijk in het vaste rookgasreinigingsresidu terechtkomt.

Het vangstrendement voor Hg in tabel DTO-1 is erg laag. In de literatuur worden doorgaans zelfs voor een 1-traps zure wasser vangstrendementen voor Hg van ongeveer 85% gerapporteerd (o.a. Thomé, 1991; Hackl, 1991). Waarom dit vangstrendement bij DTO-9 relatief laag is, is niet bekend. Het gedeelte dat niet in de wassers afgevangen wordt, zal in het actieve cokesfilter afgevangen (moeten) worden en dus in het vaste rookgasreinigingsresidu terechtkomen.

De zware metalen worden in de afvalwaterbehandeling gecomplexeed en geprecipiteerd. De hoeveelheid die in oplossing achterblijft zal in de regel slechts een fractie zijn, van de hoeveelheid die in de wassers is afgevangen. In tabel DTO-2 is aangegeven welk deel van de afgevangen zware metalen in de filterkoek, ofwel het vaste rookgasreinigingsresidu, achterblijft. Deze getallen zijn gebaseerd op metingen aan wassers en effluent bij DTO-9 (Kuipers, 1992).

Tabel DTO-2; Afscheidingsrendement van de waterreiniging van DTO-9.

Component	Afscheidingsrendement ¹ (%)
Pb	> 98,6
Zn	91,5
Cd	64,7
Hg	> 79,5

¹ Hier wordt het afscheidingsrendement gezien als dat deel van de in de gaswasser afgevangen zware metalen dat bij waterreiniging achterblijft in het vaste residu en dus niet met het effluent wordt geloosd.

Uit tabel DTO-2 kan geconcludeerd worden dat het grootste deel van de zware metalen in het vaste residu achterblijft. Op basis hiervan is voor MER-LAP aangenomen dat 90% van het stof en zware metalen dat door de gaswassers uit de rookgassen is gewassen, in het vaste residu terechtkomen en slechts 10% in het te lozen effluent. Uitzondering hierop zijn Cd en Hg, waarvoor wordt aangenomen dat respectievelijk 65 en 80% in het vaste residu achterblijven en 35 en 20% via het effluent worden geloosd.

Beschrijving DTO-8

Voor DTO-8 geldt dat de afvalwaterbehandeling gelijk is aan die van DTO-9 voor wat betreft de zure wastrap. Het verschil met DTO-9 zit hem in het feit dat DTO-8 slechts over 1 wastrap beschikt. SO_2 wordt in die wastrap niet (of nauwelijks) afgevangen; dit dient in het achtergeschakelde actieve koolfilter te gebeuren. Bij DTO-8 komt SO_2 dus met name in het vaste residu terecht, in tegenstelling tot DTO-9 waar het in opgeloste vorm wordt geloosd. Fluor komt, net als bij DTO-9, eveneens in het vaste rookgasreinigingsresidu terecht.

DTO-8 of DTO-9 als model?

Zware metalen (zowel gasvormig als in/op vliegias) worden met name in de eerste wastrap afgescheiden, zodat aangenomen mag worden dat hiervoor geen significante verschillen tussen DTO-8 en DTO-9 optreden. Ook voor zure gassen als HCl en HF, welke hoofdzakelijk in de eerste wastrap worden afgevangen is er geen reden om aan te nemen dat er grote verschillen zullen optreden tussen DTO-8 en DTO-9.

Met name voor Zwavel zit er wel een verschil in DTO-8 en DTO-9, hetgeen niet zozeer zit in de emissies naar lucht, maar vooral in de bestemming van het afgevangen Zwavel (geloosd via het afvalwater of afgevangen in het rookgasreinigingsresidu). De afvaldoorzet is voor DTO-8 en DTO-9 nagenoeg gelijk (respectievelijk 40 en 50 kton/jaar nominaal), zodat een gewogen gemiddelde van de situaties zoals die voor beide DTO's geldt een redelijke benadering van de totaalsituatie lijkt op te leveren. Uit de vergunningaanvraag van AVR blijkt ook niets van een bewuste sturing van Zwavelarme en/of Zwavelrijke afvalstromen naar een van de beide ovens. In de praktijk wordt er echter wel degelijk rekening mee gehouden dat DTO-8 qua voeding minder flexibel is dan DTO-9 wanneer het gaat om het zwavelgehalte in het afval. Te Zwavelrijke voeding voor DTO-8 zou het gebruik aan actief kool immers onnodig opjagen. Nog belangrijker is echter dat de actief kool uit DTO-8 voor het grootste deel wordt verstookt in DTO-9 (AVR, 2000), waarmee de afgevangen Zwavel zich alsnog zal gedragen volgens de balans van DTO-9. In MER-LAP is voor de verdeling van de Zwavel dan ook primair uitgegaan van de situatie zoals die geldt voor DTO-9. Voor het gebruik aan actief kool is er wel rekening mee gehouden met het feit dat een deel van de Zwavel eerst middels actief kool wordt afgevangen.

DeNO_x

De DTO beschikt, anders dan de AVI, niet over een DeNO_x-installatie. Dit komt zowel tot uiting op het gebied van het chemicaliëngebruik als op het gebied van de emissies van NO_x.

3.3.2 Zware metalen

Kwik

Voor kwik is in eerste instantie uitgegaan van eenzelfde verdeling als bij de AVI. Dit is te rechtvaardigen doordat Hg en Hg-verbindingen vrijwel volledig vervluchtigen bij verbranding, terwijl bij afkoeling van de rookgassen condensatie plaatsvindt bij pas relatief lage temperaturen, zoals bijvoorbeeld in een rookgaswasser. De belangrijkste factor hierin, de temperatuur, is misschien wel verschillend in AVI of DTO, maar naar verwachting niet dermate verschillend dat het gedrag van Hg hierdoor merkbaar anders wordt (reeds in een AVI vindt volledige vervluchtiging plaats en blijft in de slak niets achter). De temperatuur van het stoffilter is hier waarschijnlijk meer bepalend en deze is voor beide installaties vergelijkbaar. Als basis geldt dus de verdeling slak : vliegias : rookgasreinigingsresidu : lucht = 0 : 5 : 92 : 3.

Wel is relevant dat de DTO, in tegenstelling tot een AVI, geen watervrije rookgasreiniging heeft. Voor dat deel dat als gas de oven verlaat en zowel in AVI als DTO middels de nageschakelde behandeling van actief kool wordt afgevangen is er hierbij nog steeds geen verschil.

Concreet betekent dit dat de hoeveelheid kwik in de slak (0%), vliegias (5%) en lucht (3%) bij de DTO hetzelfde is als bij een AVI. Het deel van het kwik dat bij een AVI volledig naar het rookgasreinigingsresidu gaat (de resterende 92%) verdeelt zich bij de DTO over het rookgasreinigingsresidu en het water. Voor het bepalen van deze laatste verdeling is het van belang dat het kwik dat na het afvang van stof door het electrofilter (waarbij dus 5% wordt afgevangen) de

wassectie van de rookgasreiniging belast (gasvormig danwel aan het vliegstof) via de natte wassing voor 10,5% wordt afgevangen (zie tabel DTO-1). Dit komt overeen met 10,0% van de totale input ($0,105 \cdot 95$). De rest van het kwik wordt vervolgens afgevangen door het actief koolfilter of naar de lucht geëmitteerd en niet beïnvloed door het al of niet hanteren van een water-vrije rookgasreiniging. Van deze 10,0% die via de natte wassing wordt afgescheiden wordt uiteindelijk 20% via de waterfractie afgevoerd (zie tabel DTO-2), hetgeen betekent dat 2,0% van het totaal ($= 0,2 \cdot 10,0$) nu niet in het ingedampde rookgasreinigingsresidu komt maar middels de waterfractie wordt afgevoerd. Bij de DTO gaat dus 2,0% van het kwik naar het water en komt 90,0% in het rookgasreinigingsresidu terecht. De verdeling wordt hiermee dus de verdeling slak : vlieggas : rookgasreinigingsresidu : water : lucht = 0 : 5 : 90 : 2 : 3.

Cadmium

Cadmium en zijn verbindingen zijn minder vluchtig dan kwik, maar bij verbranding zal nog steeds een groot deel vervluchtigen. Bij afkoeling van de rookgassen condenseren de meeste Cd-verbindingen reeds bij temperaturen zoals deze heersen aan het einde van de ketel van een DTO. De hoeveelheid die niet vervluchtigt, maar achterblijft in de slak van een DTO is afhankelijk van een aantal factoren: bedtemperatuur, samenstelling van het afval (niet alleen: hoe zit het Cd in het afval, maar ook bijv. de hoeveelheid Cl in het afval), verblijftijden. In deze factoren zal verschil zijn tussen een DTO en een AVI. Verder zijn de procesomstandigheden in een AVI anders dan in een DTO; met name de doorgaans langere verblijftijd van de assen bij hoge temperaturen in een DTO kunnen hier het gedrag van zware metalen beïnvloeden. Dit laatste leidt tot de aanname dat er minder Cd in de DTO-bodemas achterblijft dan in de AVI-bodemas.

Concreet is er vanuit gegaan dat voor circa 25% achterblijft in de bodemas (was bij de AVI 50%) en van het resterende deel blijft, net als bij de AVI, circa 90% achter in de vlieggas (is dus 67,5% van het totaal). Van de dan nog 7,5% resterende cadmium wordt, net als bij de AVI, 90% afgevangen in de rookgasreiniging (dit is dus 6,75% van de aanvankelijke input) en wordt 10% geëmitteerd ($0,75\%$ van de aanvankelijke input) naar de lucht.

Ook hier zal de genoemde 6,75% die in de rookgasreiniging wordt afgevangen deels door de natte wasser worden afgevangen (en zich verdelen over water en vast residu) en deels door het actief kool worden afgevangen (en volledig in het vaste residu eindigen). Met de tabellen DTO-1 en DTO-2 is af te leiden dat de afvang in de natte wasser ongeveer 81% is van de 7,5% die na de afvang van stof door het electrofilter de wassectie van de rookgasreiniging (gasvormig danwel aan het vliegstof) belast, en dat daarvan ongeveer 35% in de waterfractie blijft. Dit betekent dat deze 7,5% zich verdeelt over lucht, water en vast residu volgens $0,75\%$ naar lucht, $2,1\%$ ($7,5 \cdot 0,81 \cdot 0,35$) naar water en $4,65\%$ ($7,5 - 2,1 - 0,75$) naar het vaste residu.

Overige zware metalen behalve Cd en Hg

Er is voor het opstellen van de balans uitgegaan van een slakhoeveelheid van 15% (dus 150 kilo per ton van de gemiddelde DTO-voeding) en een hoeveelheid vlieggas 4% (zie ook paragraaf 3.3.7). De andere hoeveelheid en andere verdeling van de assen in vergelijking tot de AVI is een gevolg van een combinatie van factoren waaronder natuurlijk een andere aard van afvalstoffen, maar ook verschillen in procescondities en vooral de verbrandingstemperatuur. Er is evenals bij de AVI uitgegaan van een afval van vliegstof door rookgasreiniging van 0,02%, terwijl de emissie van vliegstof naar lucht 0,002% bedraagt.

Voor de andere metalen dan Hg en Cd is er vanuit gegaan dat de concentraties in de vlieggas het anderhalfvoudige bedragen van de slakconcentraties en dat de concentraties in de vliegstof het

vijfvoudige van de concentraties in de vlieggas zijn. Met de verhouding bodemas : vlieggas : afgevangen vliegstof : geëmitteerd vliegstof = 15 : 4 : 0,02 : 0,002, en de hiervoor geschetste verrijningsgraad betekent dit dus dat de vracht aan metalen zich verdeeld volgens 15 : 6 : 0,15 : 0,015, ofwel 70,87% : 28,35 % : 0,71% : 0,07%.

Uit de tabellen DTO-1 en DTO-2 is af te leiden dat van de 0,78% die na de afvang van stof door het electrofilter via de natte wasser de rookgasreiniging belast, ongeveer 80% door de wasser wordt afgevangen en dat daarvan 10% in de waterfractie blijft. Dit betekent dat deze 0,8% zich verdeelt over lucht, water en vast residu volgens 0,07% naar lucht, 0,06% naar water ($0,78 \cdot 0,80 \cdot 0,1$) en 0,65% ($0,78 - 0,07 - 0,06$) naar het vaste residu.

Tabel DTO-3; Gedrag van zware metalen in de DTO

	% naar lucht	% naar vast RgR-residu	% naar water	% naar de vlieggas	% naar de bodemas
kwik	3	90,0	2,0	5	0
cadmium	0,75	4,65	2,1	67,5	25
overige metalen	0,07	0,65	0,06	28,35	70,87

3.3.3 Chloor en Fluor

Voor Chloor is het reëel om aan te nemen dat de input een beperkt effect heeft op de output na rookgasreiniging. Voor een goed functionerende rookgasreiniging is HCl niet de moeilijkste component om te verwijderen. De overmaat aan reagentia die wordt toegepast is vrijwel nooit bedoeld voor een gegarandeerde verwijdering van HCl, maar voor andere componenten. Dit ligt voor HF minder duidelijk, aangezien HF minder goed uitgewassen wordt in rookgaswassers dan HCl. Ook het concentratieniveau van HF in de rookgassen is beduidend lager dan voor HCl, terwijl het verschil in inputniveau tussen AVI en DTO voor F groter is dan voor Cl.

Het Chloor en Fluor dat in de rookgasreiniging terecht komt is gerelateerd aan de hoeveelheid in de gasfase van het rookgas. In een AVI komt een relatief groter aandeel van het Chloor in het rookgasreinigingsresidu terecht dan voor Fluor het geval is. Ten opzichte van de AVI heeft de DTO minder bodemas, meer vlieggas en een vergelijkbare hoeveelheid rookgasreinigingsresidu. Verder zijn er verschillen in afvalsamenstelling en procesomstandigheden (belangrijkste: verblijftijd en temperatuur). Uitgaande van het in de AVI geconstateerde verschil in gedrag tussen Chloor en Fluor, zou het logisch zijn wanneer in de DTO:

- een kleiner deel van het Fluor in de bodemas achterblijft doordat meer vervluchtiging van Fluor-verbindingen optreedt; en
- een groter deel van het Fluor in het vlieggas terecht komt, aangezien na afkoeling in de ketel relatief meer Fluor-verbindingen condenseren dan Chloor-verbindingen; daar komt nog bij dat er in een DTO blijkbaar meer vlieggas wordt geproduceerd / afgevangen dan in een AVI.

Hoe groot, gaande van AVI naar DTO, de verschillende verschuivingen zijn in de verdelingen van Fluor en Chloor over vlieggas en bodemas is niet exact te voorspellen en is ook niet goed in de literatuur bekend. In overleg met TNO-MEP zijn hiervoor ten behoeve van LAP-MER de hieronder genoemde aannames gedaan.

Chloor

Aangenomen wordt dat circa 5% van het Chloor in de slak achterblijft en circa 25% in de vlieggas (bij de AVI was dit respectievelijk 10% en 20%). Van de resterende 70% wordt vrijwel alles afgevangen door de natte wasser onder verwijzing naar tabel DTO-1 wordt (voorzichtigheidshalve) uitgegaan van 99,95%, ofwel 69,97% van de oorspronkelijke input. De overige 0,03% ontwijkt naar de lucht.

Van de afgevangen 69,97% zou een minimaal deel kunnen zitten aan afgevangen vliegstof en daarvan zou een deel terecht kunnen komen in het vaste residu door het afvangen van dit stof alvorens lozing plaatsvindt. De bulk van het Chloor zal echter als HCl in de zure wasser zijn ingevangen en na neutralisatie van het waswater met kalk uiteindelijk als CaCl_2 worden geloosd. In MER-LAP is uitgegaan van volledige lozing van de afgevangen hoeveelheid Chloor, en is de minimale hoeveelheid die eventueel in het vaste residu terecht zou kunnen komen, buiten beschouwing gelaten.

Fluor

Aangenomen wordt dat circa 10% van de Fluor in de slak achterblijft en circa 35% in de vlieggas komt (bij de AVI was dit respectievelijk 60% en 15%). Van de resterende 55% wordt vrijwel alles afgevangen door de natte wasser onder verwijzing naar tabel DTO-1 wordt (voorzichtigheidshalve) uitgegaan van 99,80%, ofwel 54,89% van de oorspronkelijke input. De overige 0,11% ontwijkt naar de lucht. De afgevangen 54,89% wordt na neutralisatie van het waswater met kalk uiteindelijk als geheel CaF_2 in vaste residu opgenomen (CaF_2 is i.t.t. CaCl_2 zeer slecht oplosbaar).

Tabel DTO-4; Gedrag van Chloor en Fluor in de DTO

	% naar lucht	% naar vast RgR-residu	% naar water	% naar de vlieggas	% naar de bodemas
Chloor	0,03	0	69,97	25	5
Fluor	0,11	54,89	0	35	10

3.3.4 Zwavel

Over het gedrag van Zwavel in de DTO zijn met betrekking tot de verdeling over vlieggas en bodemas geen gedetailleerde gegevens bekend. Wel kan, net als bij Chloor en Fluor, vanwege de hogere temperatuur worden uitgegaan van meer vervluchtiging en dus een verrijking van de vlieggas ten kosten van de bodemas. In overleg met TNO-MEP is hiervoor aangenomen dat 10% in de bodemas achterblijft en 30% in de vlieggas komt (is bij de AVI twee keer 20%).

Met een Zwavelgehalte van het afval van 2% (20 kg/ton) en een schoorsteenemissie aan SO_2 van 20 mg/Nm^3 (de Zwavelconcentratie is daarvan de helft) en ongeveer 9000 Nm^3 per ton draagt de emissie naar de lucht $0,5 \times 20 \text{ mg/Nm}^3 \times 9.000$ ofwel 90 g/t ofwel 0,45%.

De resterende 59,55% wordt afgevangen door de rookgasreiniging. Zoals reeds aangegeven in paragraaf 3.3.1 gebeurt dat bij DTO-9 middels basische wassing en vorming van Na_2SO_4 (aq) en bij DTO-8 door adsorptie als SO_2 aan actieve kool. Daar deze actieve kool uiteindelijk wordt verstoekt in DTO-9 wordt er vanuit gegaan dat alle afgevangen Zwavel uiteindelijk in de basische wasser van DTO-9 wordt omgezet in Na_2SO_4 . Van het gevormde sulfaat zal mogelijk nog een beperkt deel neerslaan in de vorm van zouten van andere metalen, maar de bulk zal als Natriumzout worden geloosd. In MER-LAP is uitgegaan van lozing van 99% van het gevormde sulfaat (dit is waarschijnlijk nog een conservatieve schatting).

Tabel DTO-5; Gedrag van Zwavel in de DTO

	% naar lucht	% naar vast RgR-residu	% naar water	% naar de vlieg-as	% naar de bodemas
Zwavel (als S)	0,45	0,6	58,95	30	10

3.3.5 Procesgebonden emissies

Voor procesgebonden emissies ten gevolge van onvolledige verbranding, zoals CO, C_xH_y en PCDD/F moeten zowel de AVI's als de DTO's aan vergelijkbaar strenge normen voldoen. In theorie is de DTO beter uitgerust om een zo volledig mogelijke verbranding te realiseren gezien de aanwezigheid van een naverbrandingskamer. Eventuele verschillen op dit gebied zijn echter naar verwachting verwaarloosbaar.

Op het gebied van NO_x is er wel een verschil in die zin dat AVI's aan een norm van 70 mg/Nm³ (11% O₂, droog) moeten voldoen terwijl de DTO geen wettelijke norm voor NO_x hebben (de Regeling Verbranden Gevaarlijk Afval bevat geen NO_x-norm), maar wel aan vergunningeisen moeten voldoen. De daadwerkelijke emissie van de DTO ligt dan ook hoger, namelijk op ongeveer 200 mg/Nm³ (11% O₂, droog) (dit is binnen de vergunningeisen). Deze hogere emissies is ook begrijpelijk gelet op de hogere verbrandingstemperatuur van de DTO t.o.v. de AVI en het ontbreken van een DeNO_x-installatie.

Voor de NH₃-emissie heeft dit ook gevolgen. Vanwege het ontbreken van een DeNO_x-installatie is een NH₃-emissie van de DTO onwaarschijnlijk te noemen. Zeker vanwege het feit dat de DTO is uitgerust met een naverbrandingskamer, is het doorslippen van NH₃ niet te verwachten.

Als laatste procesgebonden emissie is stof te noemen. Echter, door de aanwezigheid van een uitgebreide rookgasreiniging is de procesgebondenheid met name bepaald door de effectiviteit van de stoffilters en wassers in de rookgasreinigingssystemen. Er is geen reden om aan te nemen dat er op dit gebied significante verschillen zijn tussen AVI en DTO.

Tabel DTO-6; Gehanteerde procesgebonden emissies voor de DTO

emissie	Emissieconcentratie	in kg/GJ
NO _x	200 mg/Nm ³	0,12
CO	20 mg/Nm ³	0,012
C _x H _y	5 mg/Nm ³	0,003
TCDD in TEQ	0,05 ng/Nm ³	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	3 mg/Nm ³	0,0018

3.3.6 Benodigde bedrijfsmiddelen

Voor de rookgasreiniging wordt het volgende chemicaliëngebruik in rekening gebracht

1) *NaOH*

Zoals aangegeven onder de beschrijving van de rookgasreiniging wordt er vanuit gegaan dat NaOH wordt gehanteerd als base bij de basische waters ter verwijdering van SO₂. Voor de reactievergelijkingen en berekening van de stochiometrische verhouding wordt verwezen naar paragraaf 3.2.6, en hier wordt volstaan met de conclusie dat het looggebruik komt op 12,5 kg NaOH (20%) per kg afgevangen Zwavel.

2. *Ca(OH)₂*

Het waswater van de zure water wordt geneutraliseerd met kalkmelk onder vorming van CaCl₂ (aq), CaF₂ (s) en eventueel hydroxides van sporen van andere afgevangen metalen. Net als bij de AVI betekent dit dat een verbruik van 1,05 kg per kg Ca(OH)₂ per kg afgevangen Cl en voor iedere kilo afgevangen F een verbruik van 1,95 kg Ca(OH)₂.

Daar bij "niet-watervrije" rookgasreinigingen het samenvoegen van de waters uit zure en basische water in het algemeen niet plaatsvindt (er is veelal sprake van gescheiden lozing) is hetgeen bij de AVI is gesteld over de omzouting van CaCl₂ en Na₂SO₄ naar NaCl en CaSO₄ hier niet aan de orde.

3. *Ammonia*

Uit het jaarverslag van AVR is afgeleid dat het verbruik aan ammoniak voor de DTO's neerkomt op ongeveer 0,6 kg ton verwerkt afval. In MER-LAP is - bij gebrek aan een goede wijze van toerekening op basis van specifieke samenstelling - deze hoeveelheid als benadering voor alle afvalstromen gehanteerd.

4. *Actief kool*

Naast het afvangen van kwik en eventuele andere zware metalen dient het actieve kool bij de DTO ook voor het afvangen van SO₂ (in DTO-8). Zonder een goed inzicht in de exacte gehalten aan Zwavel en metalen die respectievelijk DTO-8 en DTO-9 ingaan is het moeilijk om een exacte relatie te leggen met de samenstelling van het verstookte afval en het toe te rekenen gebruik van actief kool.

Wel is bekend dat de beide DTO's samen in 1999 ongeveer 1830 ton aan actief kool hebben verbruikt, waarvan ongeveer 90% door DTO-8. Met een totale verwerkte hoeveelheid van ongeveer 95 kton komt dat op een verbruik van ongeveer 19,3 kg per ton verwerkt afval. In MER-LAP is - bij gebrek aan een goede wijze van toerekening op basis van specifieke samenstelling - deze hoeveelheid als benadering voor alle afvalstromen gehanteerd.

5. *Bedrijfsmiddelen t.b.v. de waterzuivering*

Naast de chemicaliën voor het afvangen van de gassen in de rookgasreiniging zelf, zijn bij de "niet-watervrije" reiniging van de DTO tevens bedrijfsmiddelen nodig voor de behandeling van de vrijkomende waterstromen. Het verbruik aan bedrijfsmiddelen in de waterzuivering is gericht op neutralisatie van zure stromen en de verwijdering van zware metalen en Zwavelhoudende stoffen.

Het verbruik aan bedrijfsmiddelen van de afvalwaterbehandelingsinstallatie van de DTO is weergegeven in tabel DTO-7 (AVR, 1999). Bij gebrek aan exacte informatie omtrent de wijze

van toerekenen aan de verschillende afvalstromen op basis van hun samenstelling is voor deze bedrijfsmiddelen in MER-LAP voor alle afvalstoffen uitgegaan van het gemiddelde per ton afval, zoals dat door AVR is gerapporteerd.

Tabel DTO-7; Bedrijfsmiddelen afvalwaterbehandelingsinstallatie.

Bedrijfsmiddel	Verbruik per ton afval (kg)
Zoutzuur (20%)	0,52
Natriumbisulfiet	0,06
Natriumsulfide (13%)	0,37
Poly-elektrolyt	0,01
Osmo Treatment 35	0,03

3.3.7 Vorming van reststoffen

De gemiddelde productie van reststoffen voor een AVI ligt per ton verstoekt afval op ongeveer 150 ton bodemas, 40 kg vliegias en 20 kg rookgasreinigingsresidu.

Ten aanzien van de vorming van slak en vliegias is per afvalstroom uitgegaan van de benadering dat de aanwezige asrest zal zich verdelen over slakken en vliegias in de verhouding 80% van het asrest naar de slakken en 20% naar het vliegias².

Voor de vorming van rookgasreinigingsresidu is een exacte toerekening op basis van de samenstelling van het afval (zoals bij de AVI is gebeurd) hier veel lastiger omdat de bulk van de normale residu-vormende stoffen wordt geloosd. Daarom is voor alle afvalstromen uitgegaan van het gemiddelde van 20 kg per ton afval (ongeveer 40% d.s.).

2 Volgens het jaarverslag van AVR is in 1998 aan slakken 14088 ton afgevoerd en aan vliegias 3757 ton. Met een d.s.-gehalte van de vliegias van ongeveer 83% geeft dit op d.s.-basis dus een verhouding 14088 / 3118 ofwel ongeveer 82 / 18.

3.3.8 Overzicht voor de DTO

Samengevat is voor de verwerking van afval in een DTO uitgegaan van hetgeen weergegeven in de tabellen DTO-8 tot en met DTO-11.

Tabel DTO-8; Overzicht verdeling van componenten voor de AVI

Component	Lucht (%)	Water (%)	Slakken (%)	Vliegias (%)	Rookgasreini- gingsresidu (%)
Ag	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
As	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Ba	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Cd	0,75	2,1	25	67,5	4,65
Co	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Cr	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Cu	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Hg	3	2,0	0	5	90,0
Mn	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Mo	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Ni	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Pb	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Sb	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Se	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Sn	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Sr	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
V	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
W	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Zn	0,07	0,06	70,87	28,35	0,65
Cl	0,03	69,97	5	25	0
F	0,11	0	10	35	54,89
S	0,45	58,95	10	30	0,6

Tabel DTO-9; Gehanteerde procesgebonden emissies voor de AVI

Component	Emissie in kg/GJ
NO _x	0,12
CO	0,012
CxHy	0,003
TCDD in TEQ	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	0,0018

Tabel DTO-10; Gebruikte bedrijfsmiddelen

Bedrijfsmiddel	Verbruik in kg
NaOH (20%)	ingevoerde Zwavel in kg * 0,5955 * 12,5
Ca(OH) ₂	(ingevoerde Cl in kg * 0,6997 * 1,05) + (ingevoerde F in kg * 0,5489 * 1,95)
Ammoniak	0,6
Actief kool	19,3
Zoutzuur (20%)	0,52
Natriumbisulfiet	0,06
Natriumsulfide (13%)	0,37
Poly-elektrolyt	0,01
Osmo Treatment 35	0,03

Tabel DTO-11; Gevormde reststoffen op basis van input per ton afval

reststof	Omvang in kg
bodemas	ingevoerde asrest * 0,80
vliegias	ingevoerde asrest * 0,20
rookgasreinigingsresidu	20 kg (40% d.s.)

3.4 Balans voor een Elektriciteitscentrale

3.4.1 Gehanteerde uitgangspunten

Voor MER-LAP is als verwerkingsoptie voor het meestoken van verschillende afvalstromen in een elektriciteitscentrale (E-centrale) gekozen voor een kolengestookte E-centrale. In enkele specifieke gevallen is wel gewerkt met een gasgestookte centrale (zie bijvoorbeeld afvalstroom zuiveringslib; achtergronddocument A27 bij LAP-MER), maar in die gevallen is in het betreffende uitwerkingsrapport ingegaan op de gemaakte keuzes t.a.v. rendementen en prestaties van de betreffende installatie.

Daarnaast is bij het opstellen van de balans geen onderscheid gemaakt tussen vlieg-as en bodemas van de centrale. Vanzelfsprekend is er wel degelijk sprake van beide asvormen, en zal er ook een verschil in samenstelling zijn, die per component zal variëren, maar in praktijk worden beide assen vrijwel altijd samengevoegd en als één fractie afgevoerd (veelal als vulstof naar een cementoven). Voor het meenemen van de milieugevolgen van het toepassen van de assen, die aan de verwerking van afvalstroom in een E-centrale moeten worden toegerekend, zijn eventuele kwaliteitsverschillen tussen de beide asvormen niet van belang.

Tenslotte is uitgegaan van de aanwezigheid van een niet-katalytische DeNO_x (SNCR).

3.4.2 Zware metalen

Voor alle zware metalen behalve Cd en Hg is op basis van (Kema, 2000) een afscheidingspercentage gehanteerd van 99,9%. Aangenomen wordt dat het afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie 99% bedraagt.

Voor de metalen Cd en Hg geldt dat deze meer dan de andere metalen zullen vervluchtigen (Hg nog meer dan Cd) en dat er ook nog een verschil zal zijn in de mate van condensatie op de vlieg-as (voor Hg minder dan voor Cd). In beide gevallen zal de kleine fractie aan vliegstof die wordt geëmitteerd relatief rijk zijn aan deze metalen, terwijl met name voor Hg ook gasvormige emissies een rol zal kunnen spelen. Voor Cd is uitgegaan van een totaal afscheidingsrendement van 99% en een afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie van 90%. Voor Hg is gerekend met een totaal afscheidingsrendement van 90% en een afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie van 75%.

Tenslotte geldt dat de hoeveelheid te lozen water uit de Zwavel-scrubber voor een E-centrale circa 25 m³/uur bedraagt (TNO, 2000). De emissies van metalen naar oppervlaktewater via deze afvalwaterstroom zijn door TNO als verwaarloosbaar klein gekenschetst, zodat aan deze afvalwaterstroom in de massabalans ten aanzien van zware metalen geen aandacht is geschonken.

Tabel EC-1; Gedrag van zware metalen in een E-centrale

	% naar lucht	% naar gips	% naar water	% naar de assen
kwik	10	15	0	75
cadmium	1	10	0	89
overige metalen	0,1	1	0	98,9

3.4.3 Chloor en Fluor

Voor Chloor is uitgegaan van een totaal afscheidingsrendement van 95%, zodat dus 5% naar de lucht gaat. Verder is uitgegaan van een afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie van 25%. Dit percentage van 25% dat uiteindelijk in de assen terecht komt ligt iets lager dan dat van de DTO (30%, zie paragraaf 3.3.3) hetgeen overeenkomt met de iets hogere procestemperatuur van de kolencentrale in vergelijking tot de DTO. De hoeveelheid te lozen water uit de Zwavel-scrubber bedraagt voor een E-centrale circa 25 m³/uur (TNO, 2000). Voor het afgevangen Chloor, dat hier als CaCl₂ ontstaat, is - gelet op de goede oplosbaarheid - aangenomen dat dit geheel via deze afvalwaterstroom wordt geloosd.

Voor Chloor is uitgegaan van een totaal afscheidingsrendement van 85% zodat dus 15% naar de lucht gaat. Daarnaast is uitgegaan van een afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie van 35%. Dit betekent dat:

- het percentage dat in de assen komt (35%) dus iets lager is dan bij de DTO (45%) vanwege de hogere procestemperatuur
- de emissie naar lucht een factor 3 boven die van Chloor ligt (eenzelfde effect als bij de DTO), hetgeen zich laat verklaren doordat Chloor zich beter uit de gassen laat wassen dan Fluor en ook in hogere concentraties in de afgasstroom aanwezig is
- het totaal dat in de assen blijft (35%) ook hoger is dan Chloor (25%) omdat Fluor weliswaar lichter is maar Fluorverbindingen i.h.a. toch minder vluchtig zijn dan Chloorverbindingen (ook dit effect zagen we ook bij de DTO waar F voor 45% achterbleef en Chloor voor 30%). Vanwege de slechte oplosbaarheid van CaF₂ wordt het afgevangen CaF₂ geheel toegerekend aan het gips en niet aan de te lozen waterfractie

Tabel EC-2; Gedrag van Chloor en Fluor in de E-centrale

	% naar lucht	% naar gips	% naar water	% naar de assen
Chloor	5	0	70	25
Fluor	15	50	0	35

3.4.4 Zwavel

Voor Zwavel is uitgegaan van een totaal afscheidingsrendement van 90% en een afscheidingsrendement vóór de rookgasontzwavelingsinstallatie van 25%. Alle afgevangen Zwavel komt als CaSO₄ uiteindelijk terecht in de gipsfractie.

Tabel EC-3; Gedrag van Zwavel in de E-centrale

	% naar lucht	% naar gips	% naar water	% naar de assen
Zwavel	10	65	0	25

Opgemerkt wordt dat ook hier weer iets meer naar de gasfase gaat dan bij de DTO (hier 75% versus 60% bij de DTO) vanwege de hogere verbrandingstemperatuur.

Verder wordt opgemerkt dat de E-centrale weliswaar een speciale ontzwavelingsinstallatie heeft, maar toch gaat hier een veel groter deel van de Zwavel naar de lucht dan bij AVI en DTO. Dit is echter verklaarbaar doordat ook AVI en DTO beschikken over een ontzwavelingsstap in hun rookgasreinigingssysteem en bovendien een veel lager aanbod aan SO₂ in de rookgassen kennen dan een E-centrale. Dit verschil is ook terug te zien in de normstelling:

- AVI: 40 mg/Nm³ SO₂ bij 11% O₂, droog
- DTO (gevaarlijk afval): 50 mg/Nm³ SO₂ bij 11% O₂, droog

- E-centrale (kolen, > 300 MW): 700 mg/Nm³ SO₂ bij 6% O₂, droog, dit komt overeen met ongeveer 465 mg/Nm³ SO₂ bij 11% O₂, droog.

3.4.5 Procesgebonden emissies

De onderstaande tabel geeft een overzicht van de gehanteerde emissieconcentraties, alsmede van de daaruit resulterende procesgebonden emissies in kg per ton GJ.

Tabel EC-4; Gehanteerde procesgebonden emissies voor de E-centrale

emissie	Emissieconcentratie	in kg/GJ
NO _x	100 mg/Nm ³ (1)	0,06
NH ₃	2 mg/Nm ³	0,0012
CO	10 mg/Nm ³	0,006
CxHy	2,5 mg/Nm ³	0,0015
TCDD in TEQ	0,01 ng/Nm ³	6E-12
fijn stof	5 mg/Nm ³	0,003

(1) In deze emissieconcentratie is reeds rekening gehouden met een reductie van ongeveer 50% (SNCR) en dit betreft dus de uiteindelijk geëmitteerde hoeveelheid

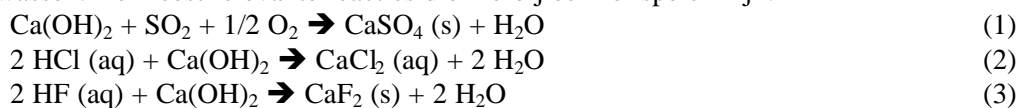
Ten aanzien van NO_x geldt dat deze hoger ligt dan die van de AVI, maar ondanks de hogere procestemperatuur van de centrale in vergelijking tot de DTO niet zo hoog is als die van de DTO. Dit laatste laat zich verklaren door de afwezigheid van de DeNO_x bij de DTO. Met de aanwezigheid van een DeNO_x komt bij de E-centrale ook NH₃ weer als procesgebonden emissie terug.

3.4.6 Benodigde bedrijfsmiddelen

Voor de rookgasreiniging wordt het volgende chemicaliëngebruik in rekening gebracht

1. Ca(OH)₂

De ontwavelingsinstallatie van een E-centrale gebruikt primair kalk (in MER-LAP is gerekend met Ca(OH)₂) om SO₂ af te vangen. Hierbij worden tevens gassen als HCl en HF uit de rookgassen gewassen. De meest relevante reacties die hierbij een rol spelen zijn:



Op basis van deze reactie volgt dat:

- per kg afgevangen Zwavel (let op: niet per SO₂, maar per S) er 2,31 kg Ca(OH)₂ nodig is;
- per kg afgevangen Cl er 1,05 kg Ca(OH)₂ nodig is; en
- de hoeveelheid Ca(OH)₂ per kilo afgevangen F op 1,95 kg komt.

Met deze verhoudingen is in MER-LAP gerekend.

2. Ammonia

Er is gerekend met 1,72 kg ammonia-oplossing (NH₄OH, 25%) per kg afgevangen NO_x en met een rendement van de SNCR van 50%. Voor een toelichting wordt verwezen naar paragraaf 3.2.6.

3.4.7 Vorming van reststoffen

De hoeveelheid gips wordt, naast kleine hoeveelheden daarom opgenomen stof, primair bepaald door de gevormde hoeveelheid CaSO_4 en eventueel (maar in het algemeen in verwaarloosbare mate) door de gevormde hoeveelheid CaF_2 . In MER-LAP is voor de geproduceerde hoeveelheid gips gerekend met 4,25 kg gips per kg afgevangen Zwavel (verhouding molgewichten is 136/32) en met 4,1 kg gips per kg afgevangen Fluor. Tevens is uitgegaan van een vochtgehalte van 25% omdat CaSO_4 in het algemeen kristalwater bevat en als $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ wordt afgescheiden.

3.4.8 Vermeden emissies

Het bijstoken van afvalstoffen in een E-centrale betekent tevens dat aan de betreffende afvalstroom een deel van de energieproductie van de E-centrale kan worden toegerekend. Deze energie-opbrengst hoeft niet meer geleverd te worden met primaire brandstoffen en dat betekent tevens dat de emissies die daarbij normaal gesproken zouden zijn ontstaan, nu worden vermeden. In MER-LAP is dit steeds in rekening gebracht middels een proceskaart in SimaPro. Naar rato van de energieopbrengst die aan de betreffende afvalstroom kan worden toegerekend (energie-inhoud maal een rendement van 42%) zijn via deze proceskaart alle bijbehorende ingrepen als negatieve emissies in rekening gebracht.

De gehanteerde proceskaart brengt een groot scala aan vermeden emissies naar ondermeer lucht en water in kaart. In aanvulling op deze proceskaart is echter nog separaat in rekening gebracht:

1. de vermeden productie van gips
2. vermeden transport van uitgespaard gips
3. vermeden transport van uitgespaarde kolen
4. vermeden transport van uitgespaarde verbrandingsassen

Reden voor deze aanvullingen is dat de proceskaart hierin niet voorziet.

Voor de berekening van deze effecten is uitgegaan van een kolensamenstelling voor de gemiddelde E-centrale zoals gedefinieerd in (TNO, 1996). Hierbij is uitgegaan van de samenstelling van laagzwavelige kolen met als relevante kenmerken:

- stookwaarde van 28,3 MJ/ton
- gehalten aan Fluor van 93 g/ton en Zwavel van 7720 g/ton
- een asrest van 250 kg/ton.

De hoeveelheid vermeden kolen is bepaald op basis van de omvang en energie-inhoud van de afvalstroom.

De vermeden productie van gips is berekend op basis van de hier genoemde samenstelling van de kolen in combinatie met hetgeen is aangegeven in paragraaf 3.4.8. Voor het vermeden transport van kolen is gerekend met 200 km (vanaf een haven in Nederland naar een kolencentrale en terug) en voor vermeden transport van gips met 35 km (toepassing in de omgeving). Voor het vermeden transport van uitgespaarde verbrandingsassen is tenslotte gerekend met 300 km (vanaf een willekeurige kolencentrale naar een cementoven).

3.4.9 Overzicht voor de E-centrale

Samengevat is voor de verwerking van afval in een E-centrale uitgegaan van hetgeen weergegeven in de tabellen EC-5 tot en met EC-8.

Tabel EC-5; Overzicht verdeling van componenten voor de E-centrale

Component	Lucht (%)	water (%)	assen (%)	gips (%)
Ag	0,1	0	98,9	1
As	0,1	0	98,9	1
Ba	0,1	0	98,9	1
Cd	1	0	89	10
Co	0,1	0	98,9	1
Cr	0,1	0	98,9	1
Cu	0,1	0	98,9	1
Hg	10	0	75	15
Mn	0,1	0	98,9	1
Mo	0,1	0	98,9	1
Ni	0,1	0	98,9	1
Pb	0,1	0	98,9	1
Sb	0,1	0	98,9	1
Se	0,1	0	98,9	1
Sn	0,1	0	98,9	1
Sr	0,1	0	98,9	1
V	0,1	0	98,9	1
W	0,1	0	98,9	1
Zn	0,1	0	98,9	1
Cl	5	70	25	0
F	15	0	35	50
S	20	0	25	65

Tabel EC-6; Gehanteerde procesgebonden emissies voor de E-centrale

Component	Emissie in kg/GJ
NO _x	0,06
NH ₃	0,0012
CO	0,006
CxHy	0,0015
TCDD in TEQ	6*10 ⁻¹²
fijn stof	0,003

Tabel EC-7; Gebruikte bedrijfsmiddelen

Bedrijfsmiddel	Verbruik in kg
Ca(OH) ₂	(ingevoerde S in kg * 0,65 * 2,31) + (ingevoerde F in kg * 0,5 * 1,95)
NH ₄ OH (25%)	ingevoerde stookwaarde in GJ * 0,06 * 1,72

Tabel EC-8; Gevormde reststoffen in grammen op basis van input per ton afval

reststof	Omvang in kg
gips	((ingevoerde S in kg * 0,65 * 4,25) + (ingevoerde F in kg * 0,5 * 4,10)) * 1,25

3.5 Balans voor een cementoven

3.5.1 Algemene uitgangspunten

Binnen Nederland is één cementoven operationeel (ENCI), waarin ook afvalstoffen (kunnen) worden ingezet als vervanger van primaire brandstoffen. In de ons omringende landen zijn echter ook een aantal van dergelijke installaties operationeel. In praktijk blijkt van het afval dat als brandstofvervanger wordt ingezet in cementovens een aanzienlijk deel in buitenlandse cementovens te worden ingezet, met name in België. Om die reden is er voor gekozen om primair de situatie van de Belgische cementovens als uitgangspunt voor de modellering te nemen.

De onderstaande tabel geeft een overzicht van de belangrijkste emissie-uitgangspunten voor de cementoven, gebaseerd op waarden, afkomstig van Ciment d'Obourg (CdO) en van de ENCI (Haskoning, 1997). Er is primair uitgegaan van de cijfers van CdO, m.u.v. CO waar, vanwege het ontbreken van CdO-gegevens, ENCI-cijfers zijn gehanteerd.

Tabel CO-1; Meetgegevens van Ciment d'Obourg en ENCI

component	CdO	ENCI	eenheid
stof	12	35-50	mg/Nm ³
HCl	6	2	mg/Nm ³
HF	0,1	0,1	mg/Nm ³
SO ₂	239	265	mg/Nm ³
NO _x	849	600	mg/Nm ³
CO	n.b.	250	mg/Nm ³
CxHy	67	25	mg/Nm ³
TCDD	0,05	0,1	ng/Nm ³

Verdere algemene uitgangspunten:

- er wordt van een afvalwatervrije rookgasreiniging uitgegaan
- de vliegafval wordt bij de cement toegevoegd
- de concentratie van zware metalen in de geëmitteerde vliegafval is 25x die van de cement, door het verrijkingseffect (bij AVI's 10x, maar bij cementovens worden aanzienlijk hogere temperaturen toegepast en is er bovendien meer verbrandingsgas)
- de cementproductie van CdO bedraagt 1.600.000 ton per jaar
- de rookgashoeveelheid bedraagt 335.000 Nm³ per uur, ofwel 2500*10⁶ per jaar.

3.5.2 Zware metalen

Voor alle zware metalen behalve Cd en Hg geldt dat de geëmitteerde hoeveelheid vliegafval $2.500 * 10^6 * 12 \text{ mg} = 30 \text{ ton/jaar}$ bedraagt. Dit is 0,002% van de cementproductie van 1.600.000 ton/jaar. Wanneer rekening gehouden wordt met de verrijkingfactor van 25 bedraagt het percentage geëmitteerde zware metalen $25 * 0,002 = 0,05\%$.

Voor het vluchtiger cadmium wordt uitgegaan van een relatief 10x zo hoge emissie, ofwel 0,5%.

Voor kwik wordt uitgegaan van een emissieconcentratie van 0,020 mg/Nm³, ofwel het dubbele van die van een AVI. Dit resulteert in een emissiehoeveelheid van 6%.

Tabel CO-2; gedrag van zware metalen in een cementoven

	% geëmitteerd naar lucht	% opgenomen in cement
kwik	6	94
cadmium	0,5	99,5
overige metalen	0,05	99,95

3.5.3 Chloor, Fluor en Zwavel

De Chlooremisatieconcentraties zijn circa 3 x hoger dan bij een AVI, dus het afscheidingsrendement is circa 3 x lager. De Fluoremisatieconcentratie is circa 5 x lager dan bij een AVI. De Zwavedioxydeconcentraties zijn ongeveer 12 x zo hoog als bij een AVI. Op basis van deze vergelijking levert een vertaling van de cijfers zoals die zijn afgeleid voor de AVI (zie de paragrafen 3.2.3 en 3.2.4) de in tabel CO-3 gegeven verdeling op.

Tabel CO-3; gedrag van Chloor, Fluor en Zwavel in een cementoven

	geëmitteerd naar lucht	opgenomen in cement
Chloor	0,6	99,4
Fluor	1	99
Zwavel	3,6	96,4

Opgemerkt wordt dat hierbij voorbij is gegaan aan het feit dat het verschil in samenstelling van de input ook mede oorzaak kan zijn voor een verschil in emissieconcentraties. Omdat bekend is dat cementovens vaak relatief vervuilde brandstoffen hanteren (hetgeen dus de reden kan zijn voor de hogere emissieconcentraties) zou het idee kunnen ontstaan dat de hier gegeven emissiepercentages een te negatief beeld voor de cementovens zouden geven.

Hier kan echter het volgende tegenover worden aangevoerd:

- Wanneer de brandstof voor de cementovens bestaat uit hoogzwavelige kolen met een calorische waarde van 17 GJ/ton en een zwavelgehalte van 17.600 g/ton (TNO, 1996) zou uit deze kolen ongeveer $17 \cdot 600 = 10.200 \text{ Nm}^3$ afgas ontstaan. Met 240 mg SO_2 per Nm^3 betekent dit een emissie van $10.200 \cdot 0,24/2 = 1224 \text{ g S}$. Een emissie van 1224 g op de 17.600 betekent een percentage van 6,95%.
- Wanneer de brandstof voor de cementovens bestaat uit stookolie met een calorische waarde van 40,6 GJ/ton en een zwavelgehalte van 9.300 g/ton (TNO, 1996) zou uit deze olie ongeveer $40,6 \cdot 600 = 24.360 \text{ Nm}^3$ afgas ontstaan. Met 240 mg SO_2 per Nm^3 betekent dit een emissie van $24360 \cdot 0,24/2 = 2920 \text{ g S}$. Een emissie van 2920 g op de 9300 betekent een percentage van 31,4%.
- Met een Cl-gehalte in kolen van 1900 g/ton en olie van 90 g/ton (TNO, 1996) en een emissieconcentratie aan HCl van 6 mg/m³ (tabel CO-1) is op eenzelfde wijze aan emissiepercentage voor Cl af te leiden van 3,3% voor kolen en van maar liefst 160% voor stookolie.

Uit deze indicaties blijkt in ieder geval dat zonder een zeer gedegen kennis van de complete invoer van cementovens (brandstoffen en niet-brandstoffen) het niet mogelijk is om met meer zekerheid iets te zeggen over de verdeling van halogenen en zwavel. Ook blijkt echter dat de van de AVI-balans afgeleide emissiepercentages van tabel CO-3 in ieder geval geen overschatting lijken te zijn waardoor de cementovens enerzijds onredelijk negatief zouden worden afgeschilderd waar het gaat om emissies ten gevolge van het verwerken van afval, en tevens onredelijk positief zouden worden afgeschilderd wanneer het gaat om vermeden emissies tengevolge van het verwerken van afvalstoffen.

3.5.4 Procesgebonden emissies

Tabel CO-4 geeft een overzicht van de gehanteerde emissieconcentraties, alsmede van de daaruit resulterende procesgebonden emissies in kg per ton afval en als in kg/GJ (uitgaande van 600 Nm³ rookgas per GJ).

Tabel CO-4; gehanteerde procesgebonden emissies voor een cementoven

emissie	Emissieconcentratie	in kg/GJ
NO _x	800 mg/Nm ³	0,48
CO	250 mg/Nm ³	0,15
CxHy	67 mg/Nm ³	0,04
TCDD in TEQ	0,05 ng/Nm ³	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	15 mg/Nm ³	0,009

3.5.5 Benodigde bedrijfsmiddelen

Voor de verwerking van afvalstoffen in een cementoven worden geen bedrijfsmiddelen in rekening gebracht.

3.5.6 Vorming van reststoffen

Voor de verwerking van afvalstoffen in een cementoven worden geen reststoffen in rekening gebracht (alle afgevangen as wordt weer toegevoegd aan het cement).

3.5.7 Vermeden emissies

Het bijstoken van afvalstoffen in een cementoven betekent tevens dat de vrijkomende verbrandingsenergie nuttig wordt ingezet en dat daarmee een vergelijkbare hoeveelheid energie niet hoeft te worden toegevoegd middels primaire brandstoffen. Dit betekent tevens dat met het verstoken van een afvalstof in een cementoven (met alle emissies die dat oplevert) de emissies van de niet te verstoken primaire brandstoffen wordt vermeden. In MER-LAP is als uitgangspunt uitgegaan van het vermijden van hoogzwavelige kolen met een samenstelling zoals in tabel CO-5 is weergegeven. Als gevoeligheidsanalyse is gerekend met het vermijden van stookolie als brandstof en ook daarvan is de samenstelling gegeven in tabel CO-5. In beide gevallen is de samenstelling ontleend aan (TNO, 1996).

Voor de berekening van de vermeden emissies is op basis van de stookwaarde van de toegevoerde afvalstof bepaald hoeveel kolen respectievelijk stookolie hiermee wordt vermeden (uitgaande dat 1 GJ te verstoken afval ook 1 GJ aan primaire brandstof vermijdt). Met de hoeveelheid vermeden brandstof, de samenstelling van tabel CO-5 en de in hier afgeleide balans is per component bepaald hoeveel de vermeden emissies naar de lucht bedraagt.

Naast de vermeden emissie naar de lucht door het uitsparen van brandstof is tevens gerekend met het vermijden van primair vulmiddel doordat de asrest van de verstoekte afvalstroom uiteindelijk als vulmiddel in het geproduceerde cement achterblijft. Als vermeden primair vulmiddel is gerekend met kalksteenmeel. In het geval er kolen als brandstof worden uitgespaard (asrest 400 kg/ton) is tevens gecorrigeerd voor de hierdoor vermeden vulmiddelen (ook de asrest van kolen was uiteindelijk in de cement beland als vulmiddel).

Tabel CO-5; Samenstelling vermeden brandstoffen cementoven (in g/ton)

Component	hoogzw. kolen	stookolie
Ag	0	0
As	4,05	0,8
Ba	320	0
Cd	1,17	0
Co	45,1	2
Cr	60	0,3
Cu	53	1
Hg	0,83	6,00E-03
Mn	845	0
Mo	4	0,5
Ni	88,3	30
Pb	67	9
Sb	15	0
Se	5	0,75
Sn	15	0
Sr	220	0
V	399	60
W	0	0
Zn	264	3,5
Cl	1900	90
F	93	9
S	17100	9300
stookwaarde (GJ/ton)	17	40,6
asrest (kg/ton)	400	0

3.5.8 Overzicht voor de cementoven

Samengevat is voor de verwerking van afval in een cementoven uitgegaan van hetgeen weergegeven is in de tabellen CO-6 en CO-7.

Tabel CO-6 Overzicht verdeling van componenten voor een cementoven

Component	Lucht (%)	cement (%)
Ag	0,05	99,95
As	0,05	99,95
Ba	0,05	99,95
Cd	0,5	99,5
Co	0,05	99,95
Cr	0,05	99,95
Cu	0,05	99,95
Hg	6	94
Mn	0,05	99,95
Mo	0,05	99,95
Ni	0,05	99,95
Pb	0,05	99,95
Sb	0,05	99,95
Se	0,05	99,95
Sn	0,05	99,95
Sr	0,05	99,95
V	0,05	99,95
W	0,05	99,95
Zn	0,05	99,95
Cl	0,6	99,4
F	1	99
S	3,6	96,4

Tabel CO-7; gehanteerde procesgebonden emissies voor een cementoven

emissie	in kg/GJ
NO _x	0,48
CO	0,15
CxHy	0,04
TCDD in TEQ	3*10 ⁻¹¹
fijn stof	0,009

4 DEEL C, PROCESKAARTEN RESTSTOFFEN

4.1 Reden hanteren proceskaarten voor reststoffen

Belangrijk binnen de LCA-systematiek is dat alle processen en vervolgroutes van een verwerkingsoptie worden meegenomen tot het moment dat eventuele milieugevolgen niet meer relevant zijn of niet meer aan het proces van afvalbewerking kunnen worden toegerekend. Er moet immers worden voorkomen dat voor de ene verwerkingsoptie alle emissies uit de schoorsteen komen en allemaal in rekening worden gebracht, terwijl in de andere optie veel verontreinigingen in een reststroom worden verenigd maar vervolgens niet in rekening worden gebracht. Op die wijze zou een vergelijking op voorhand oneerlijk worden. Ook het effect van de verdere verwerking op toepassing van verkregen reststoffen of secundaire producten dient derhalve bij de LCA-vergelijking te worden betrokken.

In dit deel van dit achtergronddocument wordt voor een aantal veel voorkomende reststoffen beschreven op welke wijze de milieu-effecten die nog aan de te onderzoeken afvalstroom moeten worden toegerekend, zijn bepaald. In alle gevallen is ten eerste gekozen voor een standaard verwerkingsoptie. Zo is voor een reststroom als AVI-vliegias in principe een groot aantal verwerkingsopties mogelijk met allemaal een eigen milieuprofiel (zie ook achtergronddocument A25 bij MER-LAP). Hetzelfde geldt voor assen van E-centrales, etc.. Voor het vergelijken van verwerkingstechnieken van een willekeurige afvalstroom mag, wanneer een deelstroom van die afvalstroom wordt verwerkt in AVI, E-centrale of cementoven, het niet zo zijn dat de uitkomst wordt beïnvloed door wisselende keuzes van de verwerkingroute voor daarbij gevormde assen en andere residuen. Voor alle in dit achtergronddocument besproken reststromen is dus steeds één specifieke verwerkingsroute gekozen en verder door het hele MER-LAP gebruikt voor alle gevallen waarin een deel van een afvalstroom uiteindelijk via een dergelijke reststroom tot milieueffecten zou kunnen leiden. Bij de hierna volgende bespreking van de verschillende reststromen wordt steeds expliciet aangegeven op welke verwerkingsroute de betreffende milieukaart is gebaseerd.

Het is van groot belang te realiseren dat het milieueffect dat de verwerking van een afvalstroom via een reststroom heeft in sommige gevallen afhangt van de samenstelling van een afvalstroom zelf en in andere gevallen niet. Wanneer een verwerkingsoptie van afvalstroom X leidt tot de vorming van een hoeveelheid verbrandingsas of een hoeveelheid rookgasreinigingsresidu, dan is de benodigde energie voor de verder verwerking van het gevormde verbrandingsas of rookgasreinigingsresidu vanzelfsprekend wel afhankelijk van de hoeveelheid reststof die aan afvalstroom X kan worden toegerekend, maar niet echt van de samenstelling ervan op componentniveau. Er kan dus onafhankelijk van de samenstelling van afvalstroom X per kilo gevormde verbrandingsas of rookgasreinigingsresidu een hoeveelheid energie worden toegerekend die voor de verdere verwerking van de betreffende reststroom wordt gebruikt.

Voor uitloging ligt dit echter geheel anders. De mate waarin de uitloging uit de gevormde verbrandingsas of rookgasreinigingsresidu aan afvalstroom X kan worden toegerekend is wel degelijk afhankelijk van de mate waarin afvalstroom X aan de verontreiniging van gevormde verbrandingsas of rookgasreinigingsresidu heeft bijgedragen. In dit geval volstaat het niet om op basis van de gemiddelde uitloging uit een kilo gevormd verbrandingsas of rookgasreinigingsresidu een deel aan afvalstroom X toe te rekenen. In dit soort gevallen is steeds bepaald in hoeverre de verontreiniging in een reststroom uiteindelijk het milieu belast. Op basis van de samenstelling van een reststroom en is per component bepaald welk deel daarvan uiteindelijk het milieu kan belasten. Dit is steeds uitgedrukt als fractie van de samenstelling ervan. Op basis van de

verkregen percentages is vervolgens per geval een ondergrens gekozen (in het algemeen bleek 0,05% een redelijke maat, een enkele keer 0,1%) en is die voor alle componenten gehanteerd, met uitzondering van die componenten die daar duidelijk boven bleken te zitten. Voor die laatste categorie is dan de hogere waarde gehanteerd. Op basis van de bijdrage van een afvalstroom aan de verontreiniging van de betreffende reststroom (dit is i.h.a. bepaald met de balansen uit onderdeel B van dit achtergronddocument), is vervolgens vastgesteld wat dat dan aan milieu-effect voor afvalstroom X met zich meebrengt.

In stappen is de aanpak dus de volgende geweest:

1. Voor een reststroom, bijvoorbeeld vlieggas, is bepaald hoeveel energie, bedrijfsmiddelen, ruimtebeslag, etc. voor de verdere verwerking van die reststroom nodig is (per kg of ton).
2. Per component, bijvoorbeeld metaal M, is bepaald hoeveel er normaal in vlieggas zit (mg/ton) en hoeveel er daarvan, bijvoorbeeld door uitloging, het milieu belast (mg/ton). Op basis hiervan is, per component, een percentage afgeleid (van metaal M in vlieggas gaat N% naar de bodem).
3. Voor afvalstroom X is bepaald hoeveel wordt bijgedragen aan de vorming van een reststroom, dus bijvoorbeeld: verbranding van afvalstroom X leidt per ton tot Y kilo vlieggas.
4. Voor afvalstroom X is, met behulp van de in deel B van dit achtergronddocument beschreven balansen, bepaald welke vracht van een verontreiniging, bijvoorbeeld metaal M, in de vlieggas of de slak komt; bij verbranding van een ton X komt P gram van verontreiniging M in de vlieggas terecht.
5. Uit een combinatie van de ingrepen per ton vlieggas (stap 1) en de hoeveelheid vlieggas die aan afvalstroom X moet worden toegerekend (stap 3) zijn de aan X toe te schrijven milieu-effecten als energie, bedrijfsmiddelen en ruimtebeslag bepaald.
6. Uit een combinatie van de uitloging van metaal M uit vlieggas (stap 2) en de hoeveelheid die vanuit afvalstroom X in de vlieggas komt (stap 4) is de aan X toe te rekenen uitloging bepaald.

In de volgende paragrafen is voor de volgende reststromen de gehanteerde milieukaart gegeven:

- paragraaf 4.2; AVI-vlieggas
- paragraaf 4.3; AVI-slak
- paragraaf 4.4; AVI-rookgasreinigingsresidu
- paragraaf 4.5; DTO-vlieggas
- paragraaf 4.6; DTO-slak
- paragraaf 4.7; DTO-rookgasreinigingsresidu
- paragraaf 4.8; geproduceerd cement
- paragraaf 4.9; as E-centrale

In de betreffende paragrafen wordt steeds per reststroom op een aantal relevante onderdelen een toelichting gegeven.

4.2 AVI-vliegas

Aspect		Ingreep	Toelichting
1. Ruimtebeslag (m ² jaar)		9,71	menginstallatie + storten immobilisaat
2. Transport (tkm)		130	inclusief aanvoer cement
3. Energiegebruik		87 MJ 5,2 kWh	opbrengen 1,45 ton immobilisaat menger
4. Bedrijfsmiddelen	cement	100 kg	
5. Emissie lucht (factor)	alles	0,00003%	geldt voor alle componenten
6. Emissie bodem (factor)	Ba	0,20%	per component bepalen hoeveel (gram) er in totaal in de vliegasfractie komt bij verwerking van een ton afval en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen
	Co	0,20%	
	Mo	5,30%	
	Se	0,80%	
	V	0,30%	
	Br	7,50%	
	Cl	3,20%	
	F	0,90%	
	SO ₄ overig	1,10% 0,10%	
7. Finaal afval / te storten rest (kg)		1450 kg	1,45 ton immobilisaat per ton vliegas

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, 2, 3, 4 en 7 zijn per ton te verwerken AVI-vliegas; per afvalstof dient dus bezien te worden hoeveel vliegas de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op verwerking van AVI-vliegas als immobilisaten bij de VBM; voor een gedetailleerde afleiding van de getallen wordt verwezen naar de uitwerking van die verwerkingsoptie in achtergronddocument A25 van MER-LAP.

Toelichting specifiek (voor meer achtergronden zie in achtergronddocument A25 van MER-LAP)

- 2. transport; In de 130 tkm zit zowel de transport van vliegas naar de verwerkingsinstallatie als de transport van de benodigde cement (100 kg per ton vliegas) verwerkt.
- 5. lucht; Bij de uitwerking van de stroom vliegas in MER-LAP is er vanuit gegaan dat de diverse menghandelingen in totaal leiden tot het verwaaien van 0,29 g per verwerkte ton vliegas. Onder de aanname dat de samenstelling van het verwaaide deel vergelijkbaar is met de gemiddelde samenstelling van het vliegas betekent dit dat van iedere gram van een verontreiniging die vanuit een afvalstof in het vliegas komt 3*E-7 gram zal verwaaien.
- 6. bodem; Onder verwijzing naar achtergronddocument A25 wordt hier nog opgemerkt dat een en ander is gebaseerd op uitloogberekeningen op basis van diffusietesten, een aangenomen storthoogte van 15m, een blok grootte van 3x3x1 meter, een dichtheid v/h immobilisaat van ongeveer 1 ton/m³, 1,45 ton immobilisaat per ton vliegas en een percolatie door de onderafdichting van 0,5 mm/jaar naar de bodem gedurende 10.000 jaar.
- emissies naar water; Er is vanuit gegaan dat het zowel het proceswater als het opgevangen stortpercolaat na zuivering wordt gebruikt bij de immobilisatie en dat het water dat wordt gebruikt voor reiniging van de menginstallatie over het stortlichaam wordt uitgesproeid. Er is dan ook geen sprake meer van emissies naar water vanuit de AVI-vliegas.

4.3 AVI-slak

Aspect		Ingrep	Toelichting
1. Transport (tkm)		75	van AVI naar toepassing
2. Emissie bodem (factor)	Mo	2,65%	per component bepalen hoeveel (gram) er in totaal in de slakfractie komt bij verwerking van een ton afval en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen
	Sb	0,55%	
	Br	21,80%	
	Cl	27,95%	
	SO ₄	3,35%	
	overig	0,05%	
3. Vermeden transport (tkm)	zand	35 (land) 50 (water)	op basis van 1-op-1 vervanging van ophoogzand door AVI-slak
4. Vermeden bedrijfsmiddelen	zand	1000 kg	

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, 2, en 4 zijn per ton te verwerken AVI-slak; per afvalstof dient dus gezien te worden hoeveel slak de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op nuttige toepassing van de slak als ophoogmateriaal.

Toelichting specifiek

- ruimtebeslag en energiegebruik; Voor zowel ruimtebeslag als energiegebruik is er vanuit gegaan dat de bijbehorende ingrepen voor de toepassing van de slak en de daarmee vermeden ingrepen voor de uitgespaarde toepassing van primair materiaal even groot zijn en derhalve tegen elkaar wegvallen. Dit betekent wel dat er dus vanuit is gegaan dat er geen specifieke voorbereidingen nodig zijn en de vervanging ongeveer 1 op 1 is (1 ton slak spaart 1 ton primair materiaal uit).
- finaal afval en (vermeden) bedrijfsmiddelen; Er is vanuit gegaan dat de slak voor 100% nuttig wordt toegepast, en dat toepassing mogelijk is zonder hulpmiddelen als cement o.i.d.. Er is dus geen finaal afval in rekening gebracht en ook geen rekening gehouden met extra bedrijfsmiddelen. Gelet op de uitsparing van primair materiaal, en met de aanname dat zand min of meer 1 op 1 wordt vervangen, is per ton slak sprake van het vermijden van een ton primair zand. De vermeden emissies voor niet hoeven winnen van dit primaire materiaal zijn gekwantificeerd middels de database in SimaPro.
- 1. transport en 3. vermeden transport; Voor AVI-slak zijn er in principe veel toepassingsmogelijkheden zijn door het hele land, hetgeen zou leiden tot een beperkte afstand. Praktijk is echter dat er bewust wordt gestuurd op concentratie in enkele grote werken. Derhalve is voor het transport een afstand aangenomen van 75 km (heen en terug).
 Voor het vermeden transport is relevant dat als ophoogzand niet zondermeer alle zand wordt gebruikt en dat veel wordt gewonnen in Noordzee en/of IJsselmeer. Qua afstanden zijn er nogal wat regionale verschillen, maar rekenen met 35 kilometer per as samen met 50 km per schip (beide retour) lijkt een redelijke benadering.
- emissie naar lucht; Aangenomen is dat er bij het toepassen van de slakken geen sprake is van substantiële verwaaiing (dit dus in afwijking van vliegassen). Eerder is al gezegd dat er ook vanuit is gegaan dat voorbereidingen (die tot emissie zouden kunnen leiden) niet waarschijnlijk worden geacht.
- 2. emissies naar bodem; Voor deze berekeningen is uitgegaan van samenstellings- en uitloggegevens (kolomproef) geleverd door de VVAV. De betreffende samenstellingsgegevens zijn dezelfde als die uit bijlagen van (AOO 99-16). Verder is gerekend met een toepassingshoogte van 0,2 meter en een dichtheid van de slakken van 1100 kg/m³, waarmee de emissie die aan een ton slakken is toegerekend overeen komt met de immissie van 4,55 m² bodemoppervlak. Tenslotte is uitgegaan van een infiltratie van 300 mm (ongeïsoleerd) en een

tijdshorizon van 100 jaar (1 jaar voor anionen).

4.4 AVI-rookgasreinigingsresidu

Aspect	Ingreep	Toelichting
1. Ruimtebeslag (m ² jaar)	14	
2. Transport (tkm)	50	transport residu
	26	aanvoer afdekmetaal (as)
	38	aanvoer afdekmetaal (water)
3. Energiegebruik	60 MJ	opbrengen residu
	45 MJ	aanbrengen afdeklagen
4. Bedrijfsmiddelen	big-bag	extra afdekhoes
	PE	
	zand	
5. Finaal afval / te storten rest	1000 kg	

Toelichting algemeen

- Alle ingrepen zijn per ton te verwerken rookgasreinigingsresidu; per afvalstof dient dus bezien te worden hoeveel van dergelijk residu de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op het storten van rookgasreinigingsresidu in big-bags; voor een gedetailleerde afleiding van de getallen wordt verwezen naar de uitwerking van die verwerkingsoptie in achtergronddocument A21 van MER-LAP.

Toelichting specifiek (voor meer achtergronden zie in achtergronddocument A21 van MER-LAP)

- 2. transport; Naast het transport van de rookgasreinigingsresidu naar een regionale stortplaats dient tevens rekening gehouden te worden met aanvoer van zand als tussenafdeklaag. Per ton rookgasreinigingsresidu betreft het 750 kg zand. Er is uitgegaan van winning van een groot deel van dergelijk zand in Noordzee en/of IJsselmeer. Qua afstanden zijn er nogal wat regionale verschillen, maar rekenen met 35 kilometer per as samen met 50 km per schip (beide retour en per ton zand) lijkt een redelijke benadering.
- emissies naar lucht, bodem en water; Gelet op de wijze van storten wordt niet uitgegaan van een emissies uit het geborgen residu. Voor de achtergronden hiervan wordt verwezen naar achtergronddocument A21 van MER-LAP.

4.5 DTO-vliegas

Aspect		Ingrep	Toelichting
1. Ruimtebeslag (m ² jaar)		7,81	menginstallatie + storten immobilisaat
2. Transport (tkm)		50 28,5	transport van AVR naar VBM (retour) aanvoer 95 kg cement
3. Energiegebruik		71 MJ 4,3 kWh	opbrengen 1,175 ton immobilisaat menger
4. Bedrijfsmiddelen	cement	95 kg	
5. Emissie bodem (factor)	Ba	0,40%	per component bepalen hoeveel (gram) er in totaal in de vliegasfractie komt bij verwerking van een ton afval en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen
	Mo	2,20%	
	Br	7,50%	
	Cl	3,20%	
	F	0,90%	
	SO4	1,10%	
	overig	0,10%	
6. Finaal afval / te storten rest		1175 kg	1,175 ton immobilisaat per ton vliegas

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, 2, 3, 4 en 6 zijn per ton te verwerken DTO-vliegas (83% d.s.); per afvalstof dient dus bezien te worden hoeveel vliegas de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op verwerking van DTO-vliegas als immobilisaten bij de VBM; voor een gedetailleerde afleiding van de getallen wordt verwezen naar de uitwerking van die verwerkingsoptie in achtergronddocument A26 van MER-LAP.

Toelichting specifiek (voor meer achtergronden zie in achtergronddocument A26 van MER-LAP)

- 2. transport; Uitgegaan is van de transport afstand AVR-VBM (circa 25 km) en van een afstand van 300 km voor de 95 kg cement die als toeslagstof moet worden aangevoerd.
- lucht; In afwijking van AVI-vliegas wordt DTO-vliegas nat aangevoerd. Dit leidt ondermeer tot de aanname dat er geen emissies naar lucht behoeven te worden toegerekend.
- 6. bodem; Onder verwijzing naar achtergronddocument A26 wordt hier nog opgemerkt dat een en ander is gebaseerd op uitloogberekeningen op basis van diffusietesten, een aangenomen storthoogte van 15m, een blokgruotte van 3x3x1 meter, een dichtheid v/h immobilisaat van ongeveer 1 ton/m³, 1,175 ton immobilisaat per ton vliegas en een percolatie door de onderafdichting van 0,5 mm/jaar naar de bodem gedurende 10.000 jaar.
- emissies naar water; Er is vanuit gegaan dat het zowel het proceswater als het opgevangen stortpercolaat na zuivering wordt gebruikt bij de immobilisatie en dat het water dat wordt gebruikt voor reiniging van de menginstallatie over het stortlichaam wordt uitgesproeid. Er is dan ook geen sprake van emissies naar water vanuit DTO-vliegas.

4.6 DTO-slak

Aspect	Ingrep	Toelichting
1. Ruimtebeslag (m ² jaar)	8	
2. Transport (tkm)	50	transport van AVR naar VBM (retour)
3. Energiegebruik	60 MJ	
4. Emissie bodem (factor)	Cr Mo Ni Sb Br Cl SO4 overig	1,35% 0,70% 0,25% 0,20% 21,80% 27,95% 3,35% 0,05%
5. Finaal afval / te storten rest	1000 kg	per component bepalen hoeveel (gram) er in totaal in de slakfractie komt bij verwerking van een ton afval en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, 2, 3 en 5 zijn per ton te verwerken DTO-slak; per afvalstof dient dus gezien te worden hoeveel slakken de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op stort van de slak als C3-afval.

Toelichting specifiek

- 1. ruimtebeslag; dit is gebaseerd een storthoogte van 15 meter, dichtheid van 1100 kg/m³ en geen tussenafdekking; $1 / (15 / (1 / 1,2)) * 100 = 8 \text{ m}^2 \cdot \text{jr}$.
- 2. transport; Uitgegaan is van de afstand AVR - VBM (ongeveer 25 km) en van het retour gaan van de transportvoertuigen.
- emissie naar lucht; Aangenomen is dat er bij het opbrengen toepassen van de slakken geen sprake is van substantiële verwaaing. Dit dus in afwijking van vliegassen waar sprake is van een expliciet mengproces en waar fijnheid en vochtgehalte anders zijn.
- 4. emissie naar bodem; Voor de berekeningen is uitgegaan van samenstellings- en uitlooggegevens (kolomproef L/S=1) die door AVR beschikbaar zijn gesteld, een storthoogte 15 meter, een percolatie van 0,5 mm per jaar over 10.000 jaar, een dichtheid van de slakken van 1100 kg/m³ (waarmee de emissie die aan een ton slakken is toegerekend overeen komt met 1/18 van de immissie per m² bodemoppervlak) en een tijdshorizon van 10.000 jaar (100 jaar voor anionen).
- emissies naar water; Er is vanuit gegaan dat het opgevangen stortpercolaat weer over het stortlichaam wordt uitgesproeid. De enige ingreep die door het uitlogen ontstaat is dus een beperkte doorlek door de onderafdichting (als emissie naar de bodem), maar dit leidt niet tot emissies naar water.

4.7 DTO-rookgasreinigingsresidu

Aspect		Ingreep	Toelichting
1. Ruimtebeslag (m ² jaar)		7,31	menginstallatie plus storten immobilisaat
2. Transport (tkm)		50 30	transport AVR naar VBM aanvoer 0,1 ton cement
3. Energiegebruik		66 MJ 6,9 kWh	opbrengen 1,1 ton immobilisaat menger
4. Bedrijfsmiddelen	cement	100 kg	
5. Emissie bodem (factor)	As	0,55%	per component bepalen hoeveel (gram) er in de RGRR-fractie komt bij verwerking van een ton afval en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitloggen
	Ba	4,25%	
	Co	0,20%	
	Cr	0,60%	
	Mo	7,30%	
	Ni	0,55%	
	Cl	13,85%	
	F	0,15%	
	SO ₄	2,95%	
	overig	0,05%	
6. Finaal afval / te storten rest		1100 kg	immobilisaat

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, 2, 3, 4 en 6 zijn per ton te verwerken DTO-rookgasreinigingsresidu; per afvalstof dient dus bezien te worden hoeveel vlieggas de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op verwerking van DTO-rookgasreinigingsresidu als immobilisaten bij de VBM; voor een gedetailleerde afleiding van de getallen wordt verwezen naar de uitwerking van die verwerkingsoptie in achtergronddocument A20 van MER-LAP.

Toelichting specifiek (voor meer achtergronden zie in achtergronddocument A20 van MER-LAP)

- 2. transport; Het betreft hier zowel het transport van het residu naar de verwerkingsinstallatie als de transport van de benodigde cement (100 kg per ton residu).
- 5. bodem; Onder verwijzing naar achtergronddocument A20 wordt hier nog opgemerkt dat de uitloogberekeningen op basis van diffusietesten, een aangenomen storthoogte van 15m, een blok grootte van 3x3x1 meter, een dichtheid v/h immobilisaat van ongeveer 1 ton/m³, 1,1 ton immobilisaat per ton vlieggas (dit betekend dus 13,64 ton nat-RGRR per m² stortoppervlak) en een percolatie door de onderafdichting van 0,5 mm/jaar naar de bodem gedurende 10.000 jaar.

4.8 Cement (bij verwerking afval in cementovens)

Aspect		Ingrep	Toelichting
1. Emissie bodem (factor) alleen bij gevoeligheidsanalyse	Cd	0,65%	per component met de balansen op componentniveau bepalen hoeveel (gram) er in totaal in het cement terecht komt bij verwerking van een ton afval in de E-centrale (is meestal ongeveer alles), en dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen
	Hg	1,10%	
	Sn	0,80%	
	overig	0,05%	

Toelichting

- ruimtebeslag en energiegebruik; Voor zowel ruimtebeslag als energiegebruik is er vanuit gegaan dat de bijbehorende ingrepen voor de toepassing van cement dat met afval is geproduceerd even groot is als de vermeden ingrepen voor "primaire cement".
- finaal afval en bedrijfsmiddelen; Geproduceerd cement wordt als commercieel product volledig toegepast zodat er geen sprake is van finaal afval. Ook is voor de toepassing geen inzet van bedrijfsmiddelen nodig (of in ieder geval geen ander bedrijfsmiddel dan bij het gebruik van "primaire cement" aan de orde zou zijn geweest).
- vermeden bedrijfsmiddelen, emissie naar lucht en transport; Ten aanzien van de inzet van de afvalstroom in cementoven zelf is wel sprake van een uitsparing van primair materiaal (vulmiddel bij cementproductie) die ook in rekening wordt gebracht, maar het gebruik van de "reststof" (hier dus het product cement) is van een dergelijke uitsparing geen sprake meer. Hetzelfde geldt voor emissies naar lucht waarbij inzet van afval in een cementoven wel leidt tot emissie naar lucht (zie balansen in deel B van dit achtergronddocument) die ook in rekening wordt gebracht. Deze is echter niet te wijten aan de verdere verwerking van de gevormde reststof c.q. het verkregen product. Ook voor transport is weliswaar sprake van vervoer van de te verwerken afvalstroom naar de cementoven, maar is afvoer van het geproduceerde cement naar de locatie van toepassing niet meer meegenomen omdat er dan sprake is van transport van een product waarmee vermoedelijk transport van een vergelijkbaar product (namelijk cement zonder dat daar afval in is verwerkt) wordt voorkomen.
- emissies naar bodem; Ten eerste is er vanuit gegaan dat het opnemen van verontreinigingen in cement en toepassing daarvan in beton een dermate groot immobiliserend effect heeft, dat de resulterende uitloging feitelijk nihil zal zijn. Als standaardaanpak is dus gekozen voor de lijn dat geen uitloging in rekening wordt gebracht voor componenten die in de geproduceerde cement terecht komen. In alle gevallen waarin dit aan de orde is, is wel een speciale gevoeligheidsanalyse ("toch uitloging") meegenomen. Als uitgangspunt is hiervoor genomen
 - de samenstelling van normaal beton en de uitloging daarvan op basis van een diffusieproef van 64 dagen. De gehanteerde getallen zijn overgenomen van kaart V4013.wk1 uit (RIVM, 1993)
 - dat de berekeningsmethode op basis van de Circulaire Storen van gevaarlijke afvalstoffen een redelijke indicatie geeft voor de uitloging in praktijk waarbij is uitgegaan van een blok grootte van 3x3x1 meter, een aangenomen hoogte van 15m en een dichtheid van het beton van ongeveer 2 ton/m³

Feitelijk betekent dit dus dat een VBM-achtige benadering is gekozen om het effect van uitloging alsnog in beeld te brengen. Door de inschatting te baseren op een diffusieproef aan beton is dus tevens de aanname gedaan dat de verschillende bestanddelen van beton gelijk bijdragen aan de uitloging van beton als geheel, ofwel dat de uitloging uit beton als geheel kan worden gebruikt als indicatie voor de uitloging van één van de samenstellende componenten (hier cement) Het spreekt voor zich dat deze gevoeligheidsanalyse niet meer dan een indicatieve uitkomst zal kunnen geven.

4.9 Assen E-centrale

Aspect		Ingreep	Toelichting
1. Transport (tkm)		300	afvoer van as naar cementoven
2. Emissie lucht (factor)	Cd	0,5%	aangesloten bij balans cementoven en toepassen op hoeveelheden die per component in de as terecht komen
	Hg	6%	
	Cl	0,6%	
	F	1%	
	overig	0,05%	
3. Emissie bodem (factor)	Cd	0,65%	per component bepalen hoeveel (gram) er in de as-fractie komt bij verwerking van een ton afval in de E-centrale. Dan per component het genoemde percentage toepassen om in te schatten hoeveel daarvan naar de bodem zal uitlogen
	Hg	1,10%	
alleen bij gevoeligheidsanalyse	Sn	0,80%	
	overig	0,05%	
4. Vermeden bedrijfsmiddelen	ksm	1000 kg	aanname 1-op-1 vervanging ksm*

Toelichting algemeen

- De ingrepen 1, en 4 zijn per ton te verwerken E-as; per afvalstof dient dus bezien te worden hoeveel vlieg-as van de verwerking van een ton van die afvalstof oplevert.
- De proceskaart is gebaseerd op nuttige toepassing van de as als vulstof in de cementindustrie.

Toelichting specifiek

- ruimtebeslag en energiegebruik; Voor zowel ruimtebeslag als energiegebruik is er vanuit gegaan dat de bijbehorende ingrepen voor de toepassing van de E-as en de daarmee vermeden ingrepen voor de uitgespaarde toepassing van primair materiaal even groot zijn en derhalve tegen elkaar wegvallen. Dit betekent wel dat er dus vanuit is gegaan dat er geen specifieke voorbereidingen nodig zijn en de vervanging ongeveer 1 op 1 is (1 ton as spaart 1 ton primair materiaal uit).
- finale afval en bedrijfsmiddelen; Er is vanuit gegaan dat de E-as wordt voor 100% nuttig wordt toegepast, en dat toepassing mogelijk is zonder hulpmiddelen. Er is dus geen finale afval in rekening gebracht en ook geen rekening gehouden met extra bedrijfsmiddelen.
- 1. transport en vermeden transport; Er is uitgegaan voor transport van alle as naar de ENCI. Nadat de as is verwerkt in cement wordt transport naar de locatie van toepassing niet meer meegenomen omdat er dan sprake is van transport van een product waarmee vermoedelijk transport van een vergelijkbaar product (namelijk cement die is geproduceerd zonder E-as maar met primair materiaal) wordt voorkomen. Ook het transport van de vermeden bedrijfsmiddelen kalksteenmeel) is buiten beschouwing gelaten omdat kalksteenmeel gewonnen nabij cementovens
- 2. emissie naar lucht; Er is geen rekening gehouden met eventueel verwaaien van stoffen bij het opmengen van de as door de voeding voor de cementovens. Wel is aangesloten bij de gehanteerde verdeling van componenten over de fracties zoals die volgen uit de balansen. Er is immers feitelijk sprake van mee- of verwerken in de cementoven als ware het een te verstoffen afvalstof.
- 3. emissies naar bodem; Onder de aanname dat wat uiteindelijk in het cement komt uit de E-as zich zal gedragen als zaken die vanuit andere componenten in het cement komen is er voor gekozen om voor eventuele uitloging door toepassing van de cement uit te gaan van de factoren zoals dit voor cement zijn afgeleid. Ook hier geldt dat emissies naar de bodem alleen als extra gevoeligheidsanalyse in rekening worden gebracht.
- 4. vermeden bedrijfsmiddelen; Er is aangenomen dat primair materiaal min of meer 1 op 1 wordt vervangen en als vermeden materiaal is uitgegaan van kalksteenmeel. De vermeden emissies voor niet hoeven winnen van dit primaire materiaal zijn gekwantificeerd middels de database in SimaPro.

5 DEEL D, UITLOGING

5.1 Inleiding

Het storten van afvalstoffen of het toepassen van afvalstoffen in werken en de daaraan gekoppelde uitloging van zware metalen naar de bodem is van oudsher een lastig onderdeel binnen de LCA-systematiek. Het blijkt dat de processen die daarbij optreden moeilijk binnen een LCA mee te nemen zijn. Problemen en onzekerheden die daarbij een rol spelen zijn:

- Het te hanteren tijdstraject. Ingrepen vinden veelal op een gegeven moment binnen een korte tijdspanne plaats. Bij storten of bij toepassing in een werk vindt de emissie naar de bodem veelal voor jaren plaats (tot 10.000 of misschien wel 100.000 jaar), waarbij de intensiteit van de emissie over de jaren heen zal variëren.
- De verdunningsfactor. Afvalstoffen worden veelal sterk verdund of in mengsels toegepast. De daarbij optredende uitlogingsprocessen zijn vaak zeer complex en zijn derhalve moeilijk modelmatig te beschrijven.
- De verschillende uitloogtesten. Er zijn diverse soorten van uitloogtesten mogelijk. Daarbij is te denken aan kolomproeven, diffusieproeven, standtesten, schudtesten en beschikbaarheidstesten. Het vertalen het resultaat van een uitloogtest naar optredende uitloging in stortplaats of werk is vaak lastig, waardoor het niet eenvoudig is om op basis van testen die uitgevoerd zijn met enige zekerheid iets te zeggen over de praktijksituatie.
- Het bouwstoffenbesluit. Het uitlooggedrag van afvalstoffen wordt (bij toepassing als bouwstof) in de methodiek van het bouwstoffenbesluit afgezet een drempelwaarde (de zogenaamde a-waarde). Bij deze exercitie blijkt dat de gemeten uitloogwaarden van afzonderlijke componenten soms lager zijn dan deze a-waarden uit het bouwstoffenbesluit waardoor er netto geen immissie/emmissie bepaald kan worden.

Bovenstaande problemen waren ten tijde van (AOO 95-02) en (TNO, 1996) ook aan de orde en als belangrijke leemte in kennis aangeduid. In (AOO 95-02) is toen in zijn algemeenheid aangenomen dat bij nuttige toepassing van bijvoorbeeld bodemmassen in maximaal 1% van de aanwezige zouten en 0,1% van de aanwezige zware metalen naar de bodem zullen uitloggen. Bij het storten van bijvoorbeeld vliegashoudend RGR-residu is aangenomen dat er uiteindelijk maximaal 0,1% (van de zouten) en 0,01% (van de zware metalen) naar de bodem zal gaan. Bij gebrek aan beter zijn dezelfde aannames ook gedaan in (TNO, 1996).

In dit deel van dit achtergronddocument wordt toegelicht op welke wijze in MER-LAP is omgegaan met uitloging en de geconstateerde problemen. Aan de ingrepen ten gevolge van de uitloging blijven onzekerheden zitten, maar op basis van onderstaande invullingen is gepoogd uitloging zo consistent en volledig mogelijk mee te nemen in MER-LAP. Achtereenvolgens zal aangegeven worden welke keuzes gemaakt zijn bij:

- het toepassen in werken; paragraaf 5.2)
- het (op reguliere wijze) storten; paragraaf 5.3
- het storten van vormgegeven immobilisaten; paragraaf 5.4
- het storten van C2-afval op de C2-deponie; paragraaf 5.5.

Tenslotte wordt opgemerkt dat ook de uitloogwaarden van de proceskaarten uit onderdeel C van dit achtergronddocument zijn bepaald met één van de in de volgende paragrafen beschreven methoden en uitgangspunten.

5.2 Toepassen in werken

5.2.1 Uitgangspunten

Bij het nuttig toepassen van secundaire grondstoffen is in MER-LAP, ten aanzien van de uitloging van componenten naar de bodem, steeds uitgegaan van:

- Het zoveel als mogelijk hanteren van praktijkgegevens met betrekking tot de feitelijke uitloging; daar waar gegevens ontbraken zijn die steeds gemotiveerd ingeschat.
- Een gemotiveerde vertaling van uitlooggegevens op labschaal (veelal een kolomtest) naar de meest gebruikelijke praktijkcondities (zoals bijvoorbeeld de toepassingshoogte en/of de aanwezigheid van een bovenafdichting).
- Het terugrekenen van gevonden uitlooggegevens naar de functionele eenheid (verwerking van 1 ton van een bepaalde afvalstroom); daar waar de onderzochte afvalstroom slechts een deel uitmaakt van de toegepaste secundaire grondstof (door stabilisatie of immobilisatie) worden de uitlooggegevens gecorrigeerd voor de opgetreden verdunning.
- Een uitloogwaarde van 0,7 keer de detectiegrens³ als de uitloging van een component uit de geproduceerde grondstof onder de detectiegrens komt (door bijvoorbeeld het bovengenoemde verdunningseffect).
- Een tijdshorizon van 100 jaar voor metalen en 1 jaar voor anionen.

Met het toepassen van secundaire grondstoffen in werken worden toepassingen van primaire grondstoffen vermeden. Naast de winning en de transport van deze primaire grondstoffen wordt ook de uitloging vanuit deze primaire grondstoffen vermeden. In MER-LAP is ten aanzien van de uitloging van zware metalen en anionen aangenomen dat deze niet zal plaatsvinden bij primair materiaal. Uitloging uit de secundaire grondstof is dus volledig toegerekend aan de onderzochte afvalstroom zonder een correctie door te voeren voor de "vermeden nul-uitloging".

5.2.2 Toelichting

Er is in MER-LAP doelbewust gekozen om zoveel als mogelijk aan te sluiten bij praktijkgegevens en niet, zoals in andere studies nogal eens gedaan is, bij gebrek aan gegevens, direct uit te gaan van uitloognormen. Hiermee wordt voorkomen dat binnen een afvalstroom appels (praktijkgegevens) met peren (normen) vergeleken worden. Bovendien valt, bij het hanteren van uitloging op basis van (maximale) normering, mogelijk een verschil in milieuprestatie tussen diverse verwerkingstechnieken weg (voor alle technieken wordt uitloging toegerekend op basis van dezelfde maximaal toegestane waarden).

De keuze voor de tijdshorizon lijkt mogelijk enigszins arbitrair, maar is ingegeven door de uitgangspunten van het Bouwstoffenbesluit. Het Bouwstoffenbesluit gaat uit van de gedachte dat een werk iets tijdelijks is en waarschijnlijk niet langer dan 100 jaar zal blijven liggen. Het onderscheid tussen metalen en anionen is ook ingegeven vanuit het Bouwstoffenbesluit. Die anionen die uitlogen, logen onder "werkomstandigheden" relatief snel uit. De verwachting is dat binnen 1 tot 2 jaar dat deel dat zal uitlogen ook daadwerkelijk uitgeloozd zal zijn. De uitloogtermijn van metalen is veel meer ingegeven door de eindigheidperiode van een werk (ongeveer 100 jaar).

³ In een aantal gevallen leidde dit toch niet tot daadwerkelijke toerekenen emissies omdat de gehanteerde waarde weg bleek te vallen tegen de a-waarde uit het Bouwstoffenbesluit (zie formule in paragraaf 5.2.3)

5.2.3 Berekeningen

Voor het bepalen van de immissie van de verschillende componenten is, uitgaande van een kolomproef met $L/S=10$, rekening gehouden met de volgende formule uit het Bouwstoffenbesluit:

$$I_{bodem} = r * (E_{L/S=10}^{-a}) * h * \left[\frac{(-k * \left\{ \frac{t * N_i}{r * h} \right\})}{1 - e^{(-k * 10)}} \right]$$

waarbij:

I_{bodem} :	immissie van een component naar de bodem (mg/m^2)
\tilde{n} :	de dichtheid van de secundaire grondstof (kg/m^3)
$E_{L/S=10}$:	uitloogwaarde van een component op basis van een kolomproef (mg/kg)
a:	a-waarde uit het Bouwstoffenbesluit (zie ook paragraaf 5.6)
h:	toepassingshoogte (m)
k:	k-waarde uit het Bouwstoffenbesluit (zie ook paragraaf 5.6)
t:	tijdspanne (jaren); voor metalen 100 jaar en voor anionen 1 jaar
N_i :	infiltratie (mm/jaar); aangenomen hier is 300 mm/jaar .

Voor die afvalstromen waarvoor alleen kolomproeven beschikbaar zijn op basis van $L/S=1$ is uitgegaan van de formule zoals weergegeven in paragraaf 5.3.3.

Voor incidentele gevallen waarbij geen kolomproef maar uitsluitend een andere uitloogtest beschikbaar was, is een daarbij behorende berekeningsmethode gehanteerd. Voor een standtest is bijvoorbeeld aangehouden dat de uitloging onder praktijkomstandigheden (periodiek vochtig) wordt gegeven door $\text{labwaarde} * 0,7 * \text{wortel}(0,1) * 15$ en specifiek voor Cl en SO_4 door $\text{labwaarde} * 0,7 * \text{wortel}(0,1) * 2,4$ (RIVM, 1993).

5.2.4 Gevoeligheidsanalyse(s)

Naast de normale berekening zoals in paragraaf 5.2.1 is aangegeven, zijn er waar nodig ook variaties (op de normale situatie) doorgerekend in een gevoeligheidsanalyse. Voor die afvalstromen waarvoor een variatie is doorgerekend in de samenstelling is dit ook vertaald naar andere uitlooggegevens naar de bodem. Bij de gevoeligheidsanalyse "andere samenstelling" is steeds de aangenomen verhoging in de samenstelling naar rato toe te passen op de uitloging in de bodem. Als in de gevoeligheidsanalyse "andere samenstelling" van een component twee keer zoveel aanwezig wordt geacht is aangenomen dat de kolomproefresultaten ook een factor twee hoger zullen zijn voor die component. Vervolgens is op basis van de verhoogde kolomproefgegevens en de formule uit paragraaf 5.2.3 opnieuw de emissie naar de bodem bepaald.

Daarnaast is waar nodig ook gerekend met variaties in toepassingscondities (andere toepassingshoogtes of andere hoeveelheden infiltratie). Daar waar dergelijke variaties in toepassingscondities zijn gehanteerd in een gevoeligheidsanalyse, zijn deze gemotiveerd aangegeven. Van belang dat het hier twee onafhankelijke gevoeligheidsanalyses betreft en dat er niet gelijktijdig is gevarieerd in zowel samenstelling als toepassingscondities (zie hiertoe verder ook hoofdstuk 8 van achtergronddocument A2 bij MER-LAP).

5.3 Regulier storten

De uitwerking in deze paragraaf is gebruikt voor het "standaard" storten van afvalstoffen op een stortplaats. Daarbij is niet uitgegaan van het storten van vormgegeven immobilisaten (zie daarvoor paragraaf 5.4) of het storten op de C2-deponie (zie paragraaf 5.5).

5.3.1 Uitgangspunten

Bij het storten van afvalstoffen op een normale stortplaats is in MER-LAP, ten aanzien van de uitloging van componenten naar de bodem, steeds uitgegaan van:

- Het zoveel als mogelijk hanteren van praktijkgegevens met betrekking tot de feitelijke uitloging; daar waar gegevens ontbraken zijn die steeds gemotiveerd ingeschat
- Een gemotiveerde vertaling van uitlooggegevens op labschaal (kolomtest) naar de meest gebruikelijke praktijkcondities. Uitgangspunten daarbij zijn:
 - * een storthoogte van 15 meter;
 - * een infiltratie van 0,5 mm per jaar gedurende 10.000 jaar;
 - * een percolatie door de onderafdichting (lekverlies naar de bodem) van 0,5 mm per jaar, zowel gedurende de exploitatie als na de exploitatieduur; en
 - * een opvang en reiniging van het percolaat gedurende de exploitatieduur (15 jaar).
- De tijdshorizon van 100 jaar voor de anionen en 10.000 jaar voor de metalen. Daarbij is steeds gecontroleerd of er op basis van deze tijdshorizon niet meer uitloogt dan er aanwezig is.

5.3.2 Toelichting

Voor de redenen van het zoveel als mogelijk hanteren van praktijkgegevens en niet de uitloognormen zie paragraaf 5.2.2.

De levensduur van een stortplaats is gesteld op oneindig. Om de uitloging uit een stortplaats te kunnen bepalen is gerekend met een tijdshorizon van 10.000 jaar voor de metalen. De verwachting is dat daarmee een goed beeld ontstaat van hetgeen in totaal zal uitlogen. Conform het Bouwstoffenbesluit is vervolgens voor de anionen een factor 100 lager gekozen (100 jaar dus).

De in de normale situatie gehanteerde storthoogte, exploitatieduur en de infiltratie door een afdeklaag zijn gemiddelden vanuit de praktijk of gerapporteerd in literatuurbronnen (RIVM, 1993; RIVM, 1999). In de gevoeligheidsanalyse (zie paragraaf 5.3.4) wordt gerekend met andere kentallen.

Aangenomen is dat de onderafdichtingslaag (na exploitatie) na een bepaalde periode zal begeven en er dus lekkage op zal treden naar de bodem. Ten aanzien van de bovenafdichting is echter aangenomen dat deze in het kader van nazorg zodanig kan/zal worden onderhouden dat ook op de langere duur de infiltratie beperkt zal blijven (0,5 mm/jaar). Dit houdt dus in dat na het afdekken van de stortplaats, al het water dat door de bovenafdichtingslaag lekt (0,5 mm/jaar) ook door de onderafdichtingslaag zal lekken.

Tenslotte wordt opgemerkt dat de infiltratie gedurende de exploitatieperiode hoger zal zijn dan 0,5 mm/jaar (geen afdekking). Er is echter toch gedurende de hele periode van 10.000 jaar gerekend met 0,5 mm/jaar aangezien ten eerste de emissie in de nazorgfase veel bepalender is dan de emissie gedurende de exploitatiefase van een stortplaats (RIVM, 1999), en bovendien in een aantal gevallen het afgevangen percolaat gedurende de exploitatiefase weer wordt uitgesproeid

over de stort zodat eventuele extra uitloging vanwege de verhoogde infiltratie gedurende de exploitatieperiode het systeem niet daadwerkelijk verlaagt.

5.3.3 Berekeningen

Voor het bepalen van de immissie van de verschillende componenten is, uitgaande van een kolomproef met $L/S=1$, rekening gehouden met de volgende formule uit het Bouwstoffenbesluit:

$$I_{bodem} = r * (E_{L/S=1} - a) * h * \left[\frac{(-k * \left\{ \frac{t * N_i}{r * h} \right\})}{1 - e^{(-k * 1)}} \right]$$

waarbij:

I_{bodem} :	immissie van een component naar de bodem (mg/m^2)
\tilde{n} :	de dichtheid van de secundaire grondstof (kg/m^3)
$E_{L/S=1}$:	uitloogwaarde van een component op basis van een kolomproef (mg/kg)
a:	daar de a-waarden uit het Bouwstoffenbesluit gelden voor $L/S=10$, is door Iwaco ten behoeve van MER-LAP een set a-waarden afgeleid die toepasbaar zijn voor $L/S=1$; de gehanteerde waarden staan in paragraaf 5.6
h:	toepassingshoogte (m)
k:	k-waarde uit het Bouwstoffenbesluit (zie ook paragraaf 5.6)
t:	tijdspanne (jaren); voor metalen 10.000 jaar en voor anionen 100 jaar
N_i :	infiltratie (mm/jaar); aangenomen hier is 0,5 mm/jaar .

Voor die afvalstromen waarvoor alleen kolomproeven beschikbaar zijn op basis van $L/S=10$ is uitgegaan van de formule zoals weergegeven in paragraaf 5.2.3.

5.3.4 Gevoeligheidsanalyse(s)

Conform hetgeen aangegeven in paragraaf 5.2.4 worden, in het kader van de gevoeligheidsanalyse "andere samenstelling", de gegevens van de gevonden kolomproefresultaten naar rato gecorrigeerd voor de aangebrachte variaties in de samenstelling.

Naast een gevoeligheidsanalyse op "andere samenstelling" is er ook steeds een gevoeligheidsanalyse "andere stortcondities" uitgevoerd (ook hier weer als onafhankelijke gevoeligheidsanalyse en niet gecombineerd met de variatie in samenstelling; zie ook paragraaf 5.2.4). Daarbij is rekening gehouden met:

- een storthoogte van 30 meter
- een exploitatieduur van 30 jaar
- een percolatie door de boven- en onderafdichting van 5 mm per jaar.

5.4 Storten van vormgegeven immobilisaten

De uitwerking in deze paragraaf is gebruikt voor het storten van vormgegeven immobilisaten. De gehanteerde uitwerking voor het "standaard" storten van afvalstoffen op een stortplaats is weergegeven in paragraaf 5.3 en de uitwerking voor het storten op de C2-deponie is weergegeven in paragraaf 5.5.

5.4.1 Uitgangspunten

Bij het storten van vormgegeven immobilisaten is in MER-LAP, ten aanzien van de uitloging van componenten naar de bodem, steeds uitgegaan van:

- Het zoveel als mogelijk hanteren van praktijkgegevens met betrekking tot de feitelijke uitloging; daar waar gegevens ontbraken zijn die steeds gemotiveerd ingeschat.
- Het terugrekenen van gevonden uitlooggegevens naar de functionele eenheid (verwerking van 1 ton van een bepaalde afvalstroom); daar waar de onderzochte afvalstroom slechts een deel uitmaakt van de toegepaste secundaire grondstof (door stabilisatie of immobilisatie) worden de uitlooggegevens gecorrigeerd voor de opgetreden verdunning.
- Een uitloogwaarde van 0,7 keer de detectiegrens als de uitloging van een component uit de geproduceerde grondstof onder de detectiegrens komt (door bijvoorbeeld het bovengenoemde verdunningseffect).
- een gemotiveerde vertaling van uitlooggegevens op labschaal (veelal diffusietest) naar de meest gebruikelijke praktijkcondities. Uitgangspunten daarbij zijn:
 - * een storthoogte van 15 meter;
 - * een immobilisaat met een standaard afmeting van 1*3*3 meter;
 - * een percolatie door bovenafdichting (na exploitatie) van 0,5 mm per jaar;
 - * een percolatie door de onderafdichting (lekverlies naar de bodem) van 0,5 mm per jaar, zowel gedurende de exploitatie als na de exploitatieduur;
 - * een opvang en reiniging van het percolaat gedurende de exploitatieduur (15 jaar); en
 - * als factor voor de temperatuurcorrectie, veroudering en waterverzadiging, uitgegaan van uitlooggegevens op basis van een standtest van 64 dagen gerekend met 23,2 voor de componenten broom, chloor en sulfaat en met 1,8 voor de overige componenten. Ingeval sprake is van een standtest van een kortere tijd (t dagen) wordt een correctie uitgevoerd op deze factoren met behulp van een factor $(\sqrt{t \text{ dagen}}) / (\sqrt{64 \text{ dagen}})$.
- De tijdshorizon van 100 jaar voor de anionen en 10.000 jaar voor de metalen; daarbij is steeds gecontroleerd of er op basis van deze tijdshorizon niet meer uitloogt dan er aanwezig is.

5.4.2 Toelichting

Voor de redenen van het zoveel als mogelijk hanteren van praktijkgegevens en niet de uitloognormen zie paragraaf 5.2.2. Voor de gehanteerde exploitatieduur, storthoogte en infiltraties zie paragraaf 5.3.2.

Bij vormgegeven immobilisaten is de keuze van de blokvorm van belang. Het emitterend oppervlak en het aantal tonnen afval in een blok bepalen de uiteindelijke uitloging per ton afval. Gebruikelijke blokvormen zijn 1*1*1, 1*3*3 en 1*5*5. In MER-LAP is gekozen voor de blokvorm met het gemiddelde volume-oppervlak-verhouding (1*3*3).

5.4.3 Berekeningen

Voor het bepalen van de immissie van de verschillende componenten is, uitgaande van een diffusieproef (na 64 dagen, in (mg/m²)), rekening gehouden met de volgende formule uit de Circulaire Storen van gevaarlijke afvalstoffen:

$$I_{\text{bodem}} = \frac{E_{\text{dif},64} * A_E}{f * A_I}$$

waarbij:

- I_{bodem} : immissie van een component naar de bodem (mg/m²)
 $E_{\text{dif},64}$: uitloogwaarde van een component op basis van een diffusieproef na 64 dagen (mg/m²)
 A_E : emissie-oppervlakte (m²)
 A_I : immissie-oppervlakte (m²)
f: factor voor de temperatuurcorrectie, veroudering en waterverzadiging⁴.

5.4.4 Gevoeligheidsanalyse

Conform hetgeen aangegeven in paragraaf 5.2.4 worden, in het kader van de gevoeligheidsanalyse "andere samenstelling", de gegevens van de gevonden kolomproefresultaten naar rato gecorrigeerd voor de aangebrachte variaties in de samenstelling.

Naast een gevoeligheidsanalyse op "andere samenstelling" is er ook steeds een gevoeligheidsanalyse "andere stortcondities" uitgevoerd (ook hier weer als onafhankelijke gevoeligheidsanalyse en niet gecombineerd met de variatie in samenstelling; zie ook paragraaf 5.2.4). Daarbij is rekening gehouden met:

- een storthoogte van 30 meter
- een exploitatieduur van 30 jaar
- een blokvorm van 1*1*1 meter⁵.

4 Bij een diffusieproef van 64 dagen zijn de correctiefactoren 23,3 en 1,8 voor respectievelijk de metalen en anionen. Bij een diffusieproef voor een kortere periode (t dagen) worden deze waarden gecorrigeerd met een factor (t dagen)/ (64 dagen)).

5 Er is gekozen voor een kleinere blok omdat daarmee het diffunderend oppervlak per ton afval groter wordt.

5.5 Storten van C2-afval in de C2-deponie

Voor het storten van C2-afval op een C2-deponie is er, gelet op de daarbij getroffen maatregelen, van uitgegaan dat er geen sprake is van lekverlies naar de bodem. Wel is er rekening gehouden met een zeer beperkte percolaatvorming die wordt afgevangen en gezuiverd.

5.6 Overzicht gehanteerde a- en k-waarden in MER-LAP

component	k-waarde	a-waarde L/S=10	a-waarde L/S=1
As	0,03	0,7	0,03
Ba	0,15	0,9	0,15
Cd	0,5	0,021	0,5
Co	0,2	0,18	0,2
Cr	0,18	0,09	0,18
Cu	0,28	0,25	0,28
Hg	0,05	0,016	0,05
Mo	0,35	0,15	0,35
Ni	0,29	0,63	0,29
Pb	0,27	0,8	0,27
Sb	0,11	0,02	0,11
Se	0,38	0,03	0,38
Sn	0,19	0,03	0,19
V	0,05	0,4	0,05
Zn	0,28	2	0,28
Br	0,35	2,6	0,35
Cl	0,57	51	0,57
CN-tot	0,35	0	0,35
CN-vrij	0,35	0	0,35
F	0,22	1,5	0,22
SO4	0,33	118	0,33

6 LITERATUUR / REFERENTIES

Angenendt, 1990

Schadstoffinput-Schadstoffoutput. Bilanzierung bei der Müllverbrennung am Beispiel des Müllheizkraftwerkes Essen-Karnap. F.J. Angenendt, L. Trondt, VGB Kraftwerkstechnik 1/1990, p. 36-42

AOO 95-02

Milieu-effectrapport Tienjarenprogramma afval 1995-2005, AOO, Utrecht, 1995

AOO 99-16

Aanpassing welles/nieteslijst voor klein chemisch afval (kca), AOO, Utrecht, 1999

AVR, 1998

Milieujaarverslag Holding AVR-Bedrijven 1998.

AVR, 1999

Milieujaarverslagen 1999 AVR-bedrijven

AVR, 2000

Informatie R. Kreutzer, AVR-bedrijven

DRSH, 2001

J.H.B. te Marvelde, C.M. de Bruin, W. van der Duijn Schouten, Milieujaarverslag DRSH 2000 (Overheidsuitgave), DRSH, Dordrecht, 21 maart 2001.

Eggels, 1992

Zware metalen in het Amsterdamse afval: herkomst en bestemming, P.G. Eggels
TNO-rapport 92-166, april 1992

Hackl, 1991

Systeme zur Reinigung von Rauchgasen, A.E. Hack, Müllverbrennung und Umwelt 5, K.J. Thomé-Kozmiensky (ed.), Ef Verlag, Berlin, 1991

Haskoning, 1997

MER "Inzet van secundaire grond- en brand- en hulpstoffen en emissiereductie 2000", ref. 1997/23K.

Kema, 2000

Milieu-effectrapport "meestoken van hout, biomassa en ABI-slib in centrale Gelderland, eenheid 13 te Nijmegen", rapport 560373-KPS/MEC 00-3000, Kema, december 2000

Kuipers, 1992

Garantiemetingen draaitrommeloven 9 van AVR Chemie, G. Kuipers, TNO-rapport 92-442, december 1992.

Mark, 1995

Verbrennung von kommunalem Abfall - Der Einfluß von Mischkunststoffen auf die Menge und Zusammensetzung von Aschen und Emissionen, F.E. Mark, Die Wiederverwertung von Kunststoffen, J. Brandrup (ed.), Hanser Verlag, München, 1995

Reimann, 1989

Heavy Metals in Domestic Refuse and their Distribution in Incinerator Residues.
D.O. Reimann, Waste Management and Research (1989) 7, 57-62

Reimann, 1992

Bilanzierung von Schwermetallen, anorganischen Schadstoffen und Dioxinen/Furanen bei der Restabfallverbrennung sowie deren Verteilung auf Schlacke, Rauchgas und Rückstände.
D.O. Reimann, VDI-Seminar Zeitgemäße, zukunftsweisende Rauchgasreinigungstechniken, Düsseldorf, 2&3 April 1992, BW 1445.

Rijkema, 1996

Specific processing costs of waste materials in a municipal solid waste combustion facility.
L.P.M. Rijkema, J.A. Zeevalkink, TNO report 96/248, November 1996

Rijkema, 1999

PVC and municipal solid waste combustion: Burden or benefit?, L.P.M. Rijkema, TNO report R99/462, December 1999

Rijkema, 2000

MSWC salt residues: Survey of technologies for treatment, L.P.M. Rijkema
TNO report R2000/317, August 2000

RIVM, 1993

Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodem- en oppervlaktewaterenbescherming (inclusief bijbehorend separaat appendixrapport), RIVM 771402006 en/of RIZA 93.042, december 1993

RIVM, 1999

Milieuhygiënische kwaliteit en beoordeling van vormgegeven afvalstoffen in relatie tot storten, RIVM 771401#, maart 1999

Thomé, 1991

Komplexe Rauchgasreinigungsverfahren mit Wertstoffrückgewinnung, E. Thomé, Müllverbrennung und Umwelt 5, K.J. Thomé-Kozmiensky (ed.), Ef Verlag, Berlin, 1991

TNO, 1996

Milieu-effectrapport ten behoeve van het Meerjarenplan Gevaarlijke Afvalstoffen II, TNO-STB, april 1996 (inclusief bijbehorend bijlagenrapport).

TNO, 2000.

TNO-rapport STB-00-06; "Emissieprofielen Verwijderingstechnologieën Gevaarlijk Afval".

Vehlow, 1992

Reststoffe der Müllverbrennung. Sonderabfall oder Wertstoffe?, Paper 7. IRC Internationaler Abfallwirtschafts Congress, 28-30 Oct. 1992, Berlin

VVAV, 1993

Handboek kwaliteitsbeheersing afvalverbranding, tweede druk, VVAV, Utrecht, 1993