

4.4.4.1 Rookgasreiniging TRI (inclusief Pyro en centrale afgasbehandeling)

De rookgasreiniging van de TRI bestaat uit de volgende procesonderdelen:

1. naverbrander;
2. rookgaskoeling;
3. elektrostatisch stoffilter;
4. kalkreactor;
5. cycloon en actief poederkool injectie;
6. doekenfilter;
7. rookgasventilatoren;

Naverbrander

De naverbrander van de TRI is een belangrijk installatie-onderdeel voor de bestrijding van emissies van de ATM-installaties. Niet alleen de afgassen van de reinigingstrommel van de TRI worden hierin naverbrand, maar ook de afgassen van de Pyro (zie § 4.9) en de afgassen van het centrale afgassysteem van het ATM-terrein (zie § 4.3.3.8).

Zie tabel 4.3.8 voor een overzicht van alle afgasstromen die in de naverbrander van de TRI worden behandeld.

De naverbrander wordt gevoed met vloeibare substituuat brandstof en pyrolyse-gas. De temperatuur aan de rookgasuitlaat van de naverbrander bedraagt minimaal 850°C. De zuurstofconcentratie in de rookgassen bedraagt minimaal 6% en gemiddeld 8%. Het volume van de naverbrander bedraagt 360 m³, waardoor de verblijftijd van de rookgassen (bij 850°C en 6%O₂) 2,7 seconden bedraagt. Hiermee wordt voldaan aan de eisen hieromtrent van het Besluit Luchtverontreiniging Afvalverbranding en de Regeling Verbranding Gevaarlijk Afval.

Van de rookgassen van de naverbrander worden continu de verbrandingsparameters temperatuur, O₂-gehalte en CO-gehalte gemeten en wordt daarnaast continu het C_xH_y-gehalte gemeten ter bewaking van de goede werking van de naverbrander.

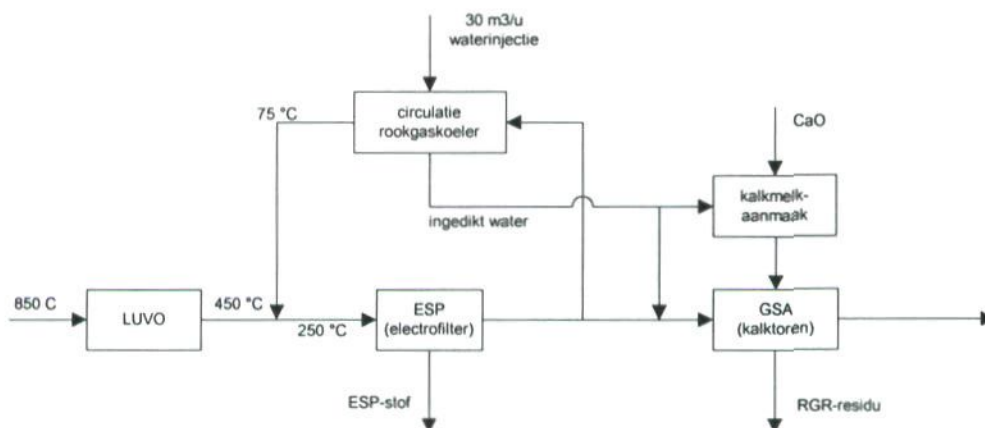
De naverbrander is voorzien van automatische branderregelingen, die de brandstof/lucht verhouding en de temperatuur van de naverbrander regelt en bewaakt via meer of minder brandstoftoevoer. Tevens wordt met een vlamog de aanwezigheid van de vlam bewaakt. Op basis van de storingsrapportage van de installatie van de afgelopen jaren kan geconcludeerd worden dat de bedrijfstijd van de naverbrander meer dan 99% bedraagt (uitgezonderd de perioden met gepland onderhoud).

Koeling

Na de naverbranding worden de rookgassen snel gekoeld met een luchtkoeler (LUVU). De warmte uit de rookgassen wordt toegepast voor het opwarmen van de branderlucht voor de branders van de nieuwe reinigingstrommel en naverbrander.

Vervolgens worden de rookgassen gemengd met een gerecirculeerde gasstroom over het elektrofilter tot beneden circa 250°C juist voor het elektrofilter, waardoor (her)vorming van dioxinen wordt voorkomen. Een processchema van de rookgaskoeling is weergegeven in figuur 4.4.3.

Figuur 4.4.3: Schema van de rookgaskoeling na de naverbrander



Stoffilter

Na koeling van de rookgassen worden deze in een elektrostatisch filter geleid, waar stof uit de rookgassen wordt verwijderd. Dit stof bestaat uit met de rookgassen meegesleurde gronddeeltjes en is (in de naverbrander) volledig gereinigd. Dit afgevangen stof wordt naar de ploegschaarmixer geleid.

Als gevolg van de veel grotere diameter van de nieuwe reinigingstrommel zijn de luchtsnelheden in de trommel aanzienlijk lager dan in de huidige trommels. Het stofaanbod aan de rookgasreiniging zal in de toekomst lager zijn dan in de huidige situatie. Het E-filter is daardoor zonder enige aanpassing geschikt voor de nieuwe omstandigheden.

Kalkreactor

Na het elektrostatisch filter volgt een semi-droge rookgasreiniging (kalkreactor). Doelstelling van deze semi-droge rookgasreiniging is het reduceren van de emissie van SO₂ en HCl. Overige zure componenten zoals HCN en HF maar ook Hg worden hier afgevangen. De zuurvormende gasvormige bestanddelen reageren met de (basische) kalk.

In mei 1999 is de kalkreactor vervangen. Bij de dimensionering van de nieuwe kalktoren is rekening gehouden met het toekomstige afgasdebiet.

Cycloon

Na de kalkreactor passeren de rookgassen een cycloon, waarbij het grootste deel van de gevormde kalkzouten en de overmaat aan kalkdeeltjes worden afgescheiden. De afgescheiden kalkdeeltjes worden vervolgens weer gerecircu-

leerd naar de kalkreactor (verhoging rendement kalkverbruik en daling productie rookgasreinigingsresidu).

Direct na de cycloon kan actief poederkool worden geïnjecteerd, om een hoger verwijderingsrendement van specifieke verontreinigingen, zoals kwik en dioxinen/dibenzofuranen te bereiken.

Doekfilter

Na de cycloon worden de kalkdeeltjes en het actief poederkool in de rookgassen afgevangen met een doekfilter. Toepassing van een doekfilter heeft naast de stoffiltratie als voordeel dat de rookgassen bij het verlaten van het systeem alsnog intensief in contact komen met de overmaat aan kalk en actief kool dat op het doekfilter is neergeslagen.

Rookgasventilatoren

De TRI en de rookgasreiniging worden onder onderdruk bedreven. De onderdruk wordt verzorgd door rookgasventilatoren, die na het doekfilter zijn geplaatst. Voor de voorgenomen activiteit worden nieuwe rookgasventilatoren geplaatst met een grotere capaciteit.

Alvorens de rookgassen via de schoorsteen worden afgevoerd, worden de rookgassen conform de Regeling Verbranden Gevaarlijke Afvalstoffen continu bemonsterd en geanalyseerd op CO, C_xH_y, SO₂, stof, vocht en O₂. Vanuit de (continu bemande) controlekamer van de TRI wordt het proces door de operators gestuurd. De procesbesturing is grotendeels geautomatiseerd. In de controlekamer zijn de procesparameters, waaronder de actuele emissieconcentraties, afleesbaar en (alarmeringen) hoorbaar. De emissieconcentraties worden geregistreerd als halfuursgemiddelden en daggemiddelden.

Tweemaal per jaar worden conform de Regeling Verbranden Gevaarlijke Afvalstoffen onafhankelijke emissiemetingen (extern meetbureau) uitgevoerd naar de componenten HCl, CN, HF, Cd+Tl, Hg, zware metalen en dioxinen.

4.4.4.2 Ontwerpgegevens TRI

In tabel 4.4.3 zijn de ontwerpgegevens vermeld van de TRI in de huidige en voorgenomen activiteit.

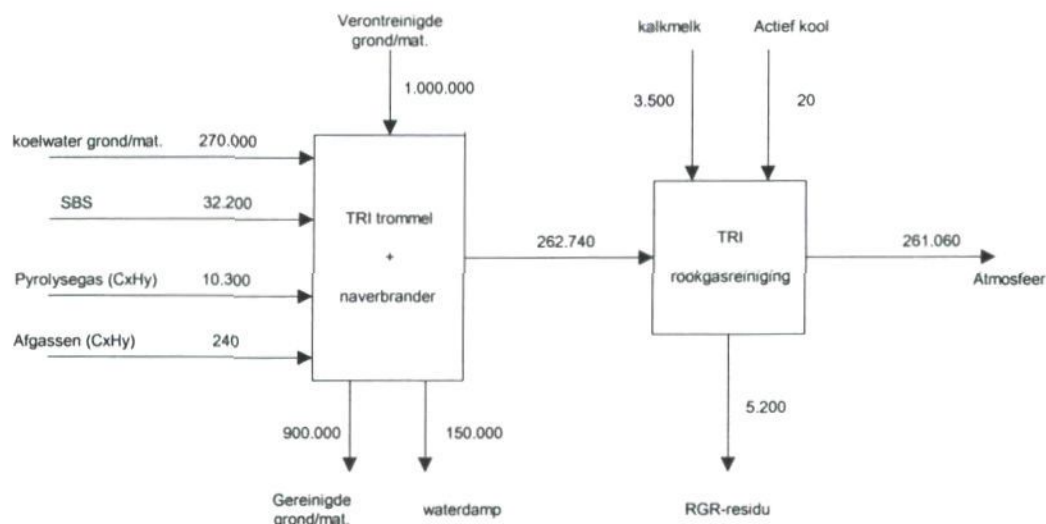
Tabel 4.4.3: Ontwerpgegevens TRI

	Huidige activiteit	Voorgenomen activiteit
Invoer:		
- Gemiddelde doorzet	40 ton/uur	120 ton/uur
Verwerkingsgrenzen:		
- Max. ingangskonc. C _x H _y	10.000 mg/kg d.s.	15.000 mg/kg d.s.
- Max. ingangskonc. CN	2.000 mg/kg d.s.	Idem
- Max. ingangskonc. EOX	100 mg/kg d.s.	200
- Max. ingangskonc. HCH	110 mg/kg d.s.	Idem
- Max. ingangskonc. Dioxinen	5 ug TEQ/kg d.s.	30
- Max. ingangskonc. PCB's, 7 congenere	3,5 mg/kg d.s.	3,5 mg/kg d.s.
- Max. ingangskonc. Organotin	180 mg/kg d.s.	Idem
- Max. ingangskonc. Hg	5 mg/kg d.s.	Idem
- Max. ingangskonc. Organisch S	500 mg/kg d.s.	1.000
- Max. ingangskonc. Organisch N	5.000 mg/kg d.s.	Idem
Draaitrommel:		
- Verbliftijd	15 – 30 min	Idem
- Eindtemperatuur grond/materiaal	450°C - 650°C	
- Onderdruk	1-5 mbar	
Ploegschaarmixer:		
- Materiaaltemperatuur uitlaat	50 C	Idem
- Directe koeling	geen koelwaterspui	
Naverbrander:		
- Uittredetemperatuur rookgassen	>850 C	Idem
- Verbliftijd	> 2 sec	Idem
- Zuurstofconcentratie	> 3%	> 6%
Rookgasreinigingsinstallatie:		
- Rendement elektrostatisch stoffilterstofverwijdering	>99%	>99%
- Rendement kalkreactor:		
- SO ₂ -verwijdering	>98%	Overig Idem
- HCl-verwijdering	>99%	
- Hg-verwijdering (zonder actief kool)	>95%	
- Hg-verwijdering (met actief kool)	>99%	
- Rendement doekenfilter voor stofverwijdering	>99,9%	

4.4.4.3 Massabalans TRI

In onderstaande figuur 4.4.4 is de massabalans over de TRI weergegeven. De massabalans is qua hoeveelheden uitgedrukt in ton/jaar, exclusief brander-/koellucht en waterkoeling rookgassen.

Figuur 4.4.4: Massabalans TRI in ton/jaar



4.4.4.4 Bijzondere bedrijfsvoering, storingen en veiligheidsvoorzieningen TRI

Algemeen

Tijdens het opstarten of uit bedrijf nemen van de installatie of gedurende storingen kunnen kortdurend verhoogde emissies optreden. De huidige ervaring is dat de installatie 1 à 2 keer per jaar gedurende een periode van 5 tot 7 dagen wordt stilgelegd ten behoeve planmatig onderhoud en het doorvoeren van optimalisaties. Ongeveer 1x per maand wordt de installatie uit bedrijf genomen voor klein onderhoud.

In/uit bedrijfsname van de TRI

In en uit bedrijf nemen van de TRI gaat gepaard met een enigszins hogere emissie dan tijdens de normale bedrijfsvoering. De reden hiervoor is dat bij het in en uit bedrijf nemen de temperaturen van de installaties (nog) niet stabiel zijn en de procesomstandigheden fluctueren. Tevens moeten in deze fase diverse voorzieningen (zoals kalkdosering) in- of afgeregeld worden. Dit kan leiden tot een hoger emissieniveau.

De huidige ervaring is dat het gepland volledig in en weer uit bedrijf nemen 12x per jaar voorkomt. De tijd die nodig is voor het in bedrijf nemen van de installatie bedraagt 2 à 3 uur waarbij de emissie aan CO ongeveer 200% bedraagt van de maximale emissievracht en de overige emissies ongeveer 150% kunnen bedragen van de maximale emissievrachten. De tijd die nodig is voor het uit bedrijf nemen van de installatie bedraagt ongeveer 1 uur, waarbij de emissies ongeveer 150% bedragen van de maximale emissievrachten.

Bij gepland uit bedrijf nemen van de naverbrander van de TRI moet ook de Pyro uit bedrijf worden genomen, omdat de afgassen van de Pyro in de TRI worden verbrand. De centrale afgasbehandeling zal worden overgeschakeld op de stoomketel.

Storingen

Tijdens het bedrijven van de installatie kunnen storingen optreden in het verwerkingsproces die al dan niet een effect kunnen geven op het milieu. Het aantal storingen alsmede de aard van de storingen die plaatsvinden worden geregistreerd. In onderstaande tabel 4.4.4 is een overzicht gegeven van de opgetreden storingen als gevolg waarvan de installatie is afgebouwd..

Tabel 4.4.4: Overzicht storingen over 1999

Storingen over 1999	Totale storingstijd (uren/jaar)	% van de bedrijfstijd	Milieu-effect
Invoersysteem (voedingstrechter, transportbanden)	29	0,3	Nee
Reinigingstrommel (brander, wormen, motor)	110	1,3	Ja
Naverbrander (brander, verstoppingen, wormen)	33	0,4	Ja
Kalkreactor (verstoppingen)	31	0,4	Ja
Doekfilter	16	0,2	Ja
Rookgas- en koelventilatoren en stroomstoringen	53	0,6	Ja
Totaal	272	3,2	

Het is niet mogelijk per type storing het milieu-effect te kwantificeren, omdat een groot aantal factoren de tijdsduur en de omvang van de incidentele emissie ofwel het uiteindelijk milieu-effect bepalen.

Bij uitval van de brander van de reinigingstrommel wordt de input van verontreinigde grond/materialen automatisch gestopt.

Bij uitval van de naverbrander wordt de input van verontreinigde grond/materialen automatisch gestopt. De centrale afgasbehandeling zal worden overgezet van de naverbrander op de stoomketel. Afhankelijk van de tijdsduur van de storing zal hetzij de Pyro minimaal worden bedreven (op temperatuur houden met minimale input) of zal de Pyro worden afgebouwd.

Bij verhoogde stofemissies zal het doekfilter op lekkages worden geïnspecteerd. De invoer van verontreinigde grond/materialen zal worden gestopt. Ook zal de voeding van de pyro worden gestopt. De naverbrander zal echter als centrale afgasbehandeling in bedrijf blijven. De in de naverbrander behandelde rookgassen zullen in deze situatie worden gebypassed over de kalkreactor en doekfilter.

Overschrijding van emissiewaarden en afwijkingen van de gewenste procesparameters (temperaturen, O₂-concentraties) worden gedetecteerd door de meetap-

paratuur en geregistreerd via de emissieregistratie. Bij over- of overschrijding van bepaalde waarden vindt er een alarmering plaats op het controlepaneel in de controlekamer. De betreffende operator zal de storing zo snel mogelijk verhelpen. Indien een overschrijding van een emissiewaarde langer duurt dan enkele uren, wordt de doorzet door de installatie verminderd en in ernstige gevallen wordt de installatie uit bedrijf genomen.

De huidige ervaring is dat overschrijdingen van de maximale emissieconcentraties over het algemeen kortdurend zijn (enkele uren).

4.4.5 Milieueffecten TRI

4.4.5.1 Preventieve maatregelen

Bodem

De TRI staat buiten opgesteld. Het terrein is voorzien van een vloeistofdichte verharding met waterafvoer, die uitkomt in een grote zandvanger. Vanuit deze zandvanger wordt de TRI-interne terreinbesproeiing van de TRI gevoed, waarmee het terrein kan worden gereinigd. Overtollig (hemel)water wordt via een overloop vanuit de zandvangers afgevoerd naar het vuilwaterriool. Ook de nieuwe te realiseren reinigingstrommel en de overige installatieonderdelen worden opgesteld boven de vloeistofdichte verharding.

Water

Bij de grondreiniging worden verontreinigd hemelwater en spuitwater van het TRI-terrein (3.700 m²) na bezinking intern hergebruikt als spuitwater.

Bij het grondreinigingsproces komt geen afvalwater vrij.

4.4.5.2 Emissies naar lucht

Het rookgasreinigingssysteem van de TRI speelt een centrale rol in het behandelen van de afgassen van vrijwel alle installaties van ATM. Niet alleen de afgassen van de thermische grondreiniging zelf worden behandeld, maar ook de afgassen van de centrale afgassysteem van het terrein (zie § 4.3.3.8) en van de pyrolyse-installatie (Pyro) (zie § 4.9) worden hierin behandeld.

De afgasstromen die in de rookgasreiniging van de TRI worden behandeld, zijn weergegeven in de eerder opgenomen tabel 4.3.9.

Het gemiddelde afgasdebiet van de rookgassen bedraagt 125.000 m³/uur (droog, 11% O₂). Vanwege de driemaal hogere doorzet en het tweemaal hogere rookgasdebiet komen de verontreinigingen in de te verwerken grond/materialen in de voorgenomen activiteit in een factor 3/2 meer geconcentreerde vorm vrij in vergelijking met de huidige situatie. Dit betekent dat de concentraties van schadelijke componenten die afkomstig zijn uit de verwerkte grond/materialen en brandstof (met name C_xH_y en PAK's en indien in de grond/materialen aanwezig

HCN, SO₂ en Hg) in de ongereinigde rookgassen ongeveer een factor 1,5 hoger zijn dan in de huidige situatie.

Als gevolg van de grotere diameter van de nieuwe reinigingstrommel zijn de luchtsnelheden in de trommel, ondanks een dubbele hoeveelheid rookgassen, aanmerkelijk lager dan die in de huidige draaitrommels. Hierdoor daalt de hoeveelheid stof (fijne grondfractie) die met de afgasstroom uit de trommel wordt meegesleurd en wordt het stofaanbod aan de rookgasreiniging lager dan in de huidige situatie.

Het overall gevolg van de nieuwe TRI voor de rookgasreiniging is dat de concentratie aan koolwaterstoffen (CxHy en PAK's) en, in geval van cyaniden-, zwavel-, EOX en/of kwikhoudende grond/materialen voor bepaalde partijen grond/materiaal ook HCN, SO₂, HCl en/of Hg, in het ongereinigde rookgas hoger ligt dan in de huidige situatie. De componenten CxHy, PAK's en HCN worden nagenoeg volledig afgebroken in de naverbrander, terwijl de componenten SO₂, HCl en Hg worden afgevangen met behulp van kalk en actief kool. De bestaande naverbrander en rookgasreinigingsinstallatie zijn voldoende ruim ontworpen om deze hogere concentraties in de ongereinigde rookgassen te reduceren tot de huidige emissieconcentraties. Als gevolg van het dubbele rookgasdebiet nemen de emissievrachten wel toe met een factor 2. Om de immissieniveaus in de omgeving als gevolg van de hogere emissievrachten niet sterk te laten toenemen, wordt het rookgas afgevoerd via een hogere schoorsteen van 60 meter (huidige schoorsteenhoogte is 28 meter).

Het debiet van de damp (stoom) die vrijkomt bij de koeling van de grond bedraagt circa 28.000 m³/uur. De warmte-inhoud van de damp bedraagt circa 0,8 MW.

Een overzicht van de restemissies van de TRI is opgenomen in tabel 4.4.5.

Tabel 4.4.5: Restemissies van de TRI (inclusief centrale afgasbehandeling en Pyro)

Component	Huidige activiteit				Voorgenomen activiteit			
	Maximale concentratie (mg/m ³) ^{2,3}	Gemiddelde concentratie (mg/m ³) ^{2,3}	Maximale uitworp (kg/uur)	Jaarvracht (ton/jaar)	Maximale concentratie (mg/m ³)	Gemiddelde concentratie (mg/m ³)	Maximale uitworp (kg/uur)	Jaarvracht (ton/jaar)
CO ₂	150*10 ³	130*10 ³	9*10 ³	70*10 ³	150*10 ³	130*10 ³	18*10 ³	140*10 ³
CO	100	65	6,2	34	100	65	13	70
C _x H _y	10	3	0,62	1,6	10	3	1,3	3,2
PAK's (NeR-cat. C.1)	0,1	0,05	0,0062	0,026	0,1	0,05	0,01	0,05
Cyaniden	5	1	0,31	0,5	5	1	0,6	1,1
PCDD/PCDF(TEQ)	0,1*10 ⁻⁶	0,05*10 ⁻⁶	6,2*10 ⁻⁹	26*10 ⁻⁹	0,1*10 ⁻⁶	0,05*10 ⁻⁶	10*10 ⁻⁹	50*10 ⁻⁹
SO ₂	40	35	2,5	18	50	35	6	37
NO _x	250	250	16	130	250	250	31	270
Chloriden	10	5	0,62	2,6	10	5	1,3	5,3
Fluoriden	1	0,5	0,062	0,26	1	0,5	0,13	0,5
Stof	5	4	0,31	2,1	10	4	1,2	4,2
Zware metalen ¹⁾	1	0,5	0,062	0,26	1	0,5	0,13	0,5
Hg	0,05	0,04	0,0031	0,021	0,05	0,04	0,006	0,04
Cd + Tl	0,05	0,01	0,0031	0,0053	0,05	0,01	0,006	0,01

1: som van Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Sn, As, Co, Ni

2: de emissies zijn gemiddelde waarden over een halfuur

3: het volume (m³) is gebaseerd op droge rookgassen. De emissiewaarden gelden bij een volumegehalte van zuurstof van 11 vol% in die gevallen dat het werkelijk zuurstofgehalte hoger dan 11% (vol) bedraagt

4.4.5.3 Emissies naar water

Bij de grondreiniging worden overtollig hemelwater, spuitwater (effluent MBR) e.d. van het TRI-terrein naar het vuilwaterriool geloosd. Uit het reinigingsproces zelf komt geen afvalwater vrij. Het overtollige koelwater verdampst via de rotoclo- ne naar de atmosfeer.

De capaciteitsvergroting van de TRI heeft geen effect op het volume en samen- stelling van het vrijkomende afvalwater dat behandeld moet worden in de AWZI. Er zal geen koelwater worden geloosd. Er zal naar verwachting wel meer opper- vlaktewater aan het Hollandsch Diep worden onttrokken voor de koeling van de rookgassen en de bevochtiging van de gereinigde grond. In vergelijking met de huidige situatie (met luchtkoeling voor de rookgassen) zal dit in totaal ongeveer 50 m³/uur zijn.

4.4.5.4 Geluidemissies

De geluidemissies van de TRI zijn opgenomen en uitgewerkt in het als separate bijlage bij het MER toegevoegde akoestisch onderzoek.

4.4.5.5 Rest-/afvalstoffen

In onderstaande tabel 4.4.6 zijn de aard en hoeveelheid van de vrijkomende rest-/afvalstoffen weergegeven voor de huidige en voorgenomen activiteit.

Tabel 4.4.6: Aard en hoeveelheid vrijkomende producten en reststoffen

Rest-/afvalstoffen	Huidige activiteit (ton/jaar)	Voorgenomen activiteit (ton/jaar)
Gereinigde bouwstoffen (niet zijnde grond)	340.000	900.000
Kalkresidu	2.600	5.200

De gereinigde grond/materiaal wordt toegepast/hergebruikt als bouwstof (niet zijnde grond in diverse civieltechnische toepassingen, of in een beperkt aantal gevallen afgevoerd als afvalstof naar een erkende be-/verwerker. Het kalkresidu wordt gestort (C3-stortplaats).

4.4.5.6 Energie

Het totale verbruik aan brandstof in de TRI (gasvormig en vloeibaar samen), voor de reinigingstrommel en naverbrander neemt in de voorgenomen activiteit toe van circa 2.500 tot circa 5.000 kg/uur.

In de voorgenomen activiteit wordt de in de rookgassen aanwezige warmte ef- fectief benut door de hete rookgassen na de naverbranding te gebruiken voor het opwarmen van de branderlucht. Door de toepassing van deze vorm van energiehergebruik zal de brandstofbehoefte slechts met circa 65% toenemen,

terwijl de doorzet verdrievoudigd ten opzichte van de huidige situatie. De warmteinhoud van de rookgassen neemt in de voorgenomen activiteit af van 6,7 MW naar 4,3 MW. De afgastemperatuur bedraagt circa 110°C.

Het debiet van de damp (stoom) die vrijkomt bij de koeling van de grond bedraagt circa 28.000 m³/uur. De warmte-inhoud van de damp bedraagt circa 0,8 MW.

4.5 **Substituut Brandstof Systeem (SBS)**

4.5.1 Algemeen

Het Substituut Brandstof Systeem (SBS) voorziet in de bewerking van organische afvalstoffen die direct aangeleverd worden en de organische fase van afvalwater die in de AWZI en SOVI wordt afgescheiden.

In dit proces wordt voornamelijk gebruik gemaakt van gravitatiescheiding, waarbij drie lagen ontstaan: een drijf laag (voornamelijk organische bestanddelen), een waterfractie en een slibfractie (bezinksel). Deze gravitatiescheiding wordt bevorderd door gebruik te maken van warmte (opwarmen met behulp van stoom tot circa 60°C) en/of in een enkel geval van emulsiesplitters. Naast de natuurlijke scheiding in de opslagtanks wordt SBS eveneens verkregen uit de bewerking van olie/water/sediment in de driefasendecanters van de SOVI. De afgescheiden oliefractie hiervan wordt opgeslagen in opslagtank V-4 of V-9.

De bewerkte vloeibare organische afvalstoffen worden ingezet voor de warmtebehoefte bij ATM als substituut-brandstof in de stoomketel en de TRI in plaats van conventionele gasolie en/of stookolie.

Organische afvalstoffen die kunnen worden opgewerkt tot substituut-brandstof zijn:

- olie/water/slib-mengsels afkomstig uit olie- en slibafscidders;
- oliehoudend afval afkomstig van schoonmaakactiviteiten;
- brandstofrestanten;
- niet destilleerbare oliehoudende boorspoeling;
- boor-, snij-, slijp- en walsolie (BSSW);
- oliehoudende scheepsafvalstoffen (zoals bilge-olie, chemicaliën-, olie en brandstofrestanten);
- overige organische vloeistoffen met een calorische waarde groter dan 11,5 MJ/kg voor zover deze voldoen aan de acceptatie- en verwerkingscriteria van ATM. Deze organische vloeistoffen bestaan uit alifatische, aromatische en naftenische koolwaterstoffen, al dan niet zuurstofhoudend.

Bij de acceptatie/verwerking wordt onderscheid gemaakt in substituut-brandstof die voldoet aan het Besluit organisch halogeengehalte brandstoffen (Bohb), ten behoeve van de stoomketel (C.3.2) en substituut-brandstof die niet voldoet aan het Bohb, maar wel aan de acceptatie-/verwerkingscriteria van de TRI (C.3.1). De afvalcategorieën C.3.1 en C.3.2 worden gescheiden van elkaar opgeslagen in opslagtanks.

De acceptatie- en verwerkingscriteria voor substituut-brandstof zijn gespecificeerd in hoofdstuk 2.7.

4.5.2 Procesbeschrijving SBS

Een processchema is weergegeven in figuur 4.5.1.

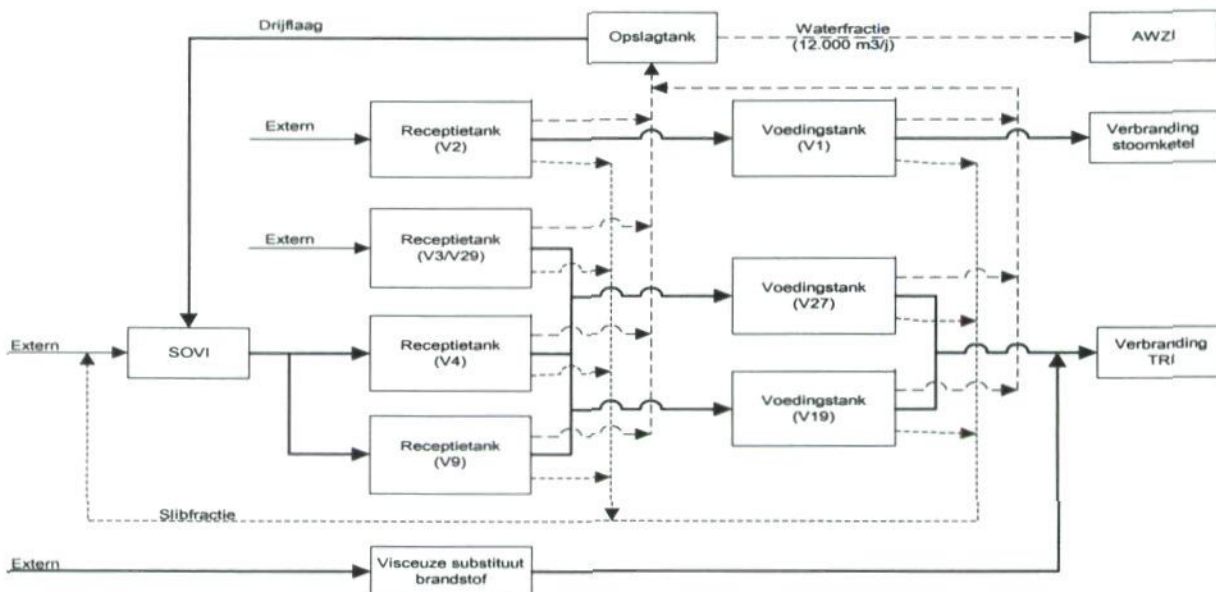
De organische vloeibare afvalstoffen afkomstig uit de scheepvaart en tankauto's worden opgeslagen in opslagtanks. De in de SOVI afgescheiden oliefractie wordt ook in opslagtanks opgeslagen. De drijfslag die ontstaat in de afvalwater-opslagtanks wordt periodiek verpompt naar de brandstofreceptietanks.

Vanuit deze tanks wordt de brandstof, na eventuele olie/water scheiding en sedimentaf scheiding en na analyse, verpompt naar de brandstofvoedingtanks. Het sediment wordt verpompt of verwijderd met behulp van een vacuümwagen en achtereenvolgens nabehandeld en afgescheiden in de SOVI. De waterfractie wordt verpompt naar de afvalwateropslagtanks voor de AWZI. De opslagtanks V-19 en V-27 dienen als voedingtanks voor de TRI. Opslagtank V-1 dient als voedingtank voor de stoomketel. In de voedingtank V1 wordt in principe alleen substitutiebrandstof opgeslagen van bekende herkomst en constante samenstelling (processtromen). Voedingtank V1 wordt periodiek bemonsterd, geanalyseerd en getoetst aan de verwerkingscriteria.

Voordat verwerking van de substituu t brandstof uit de tanks V-19 en V-27 plaatsvindt is de brandstof in deze voedingtanks geanalyseerd en getoetst aan de verwerkingscriteria.

Een gedeelte van de substituu t brandstof is bij omgevingstemperatuur moeilijker verpompbaar vanwege een hogere viscositeit. Deze substituu t brandstof is bij hogere temperatuur (80°C) wel goed verpompbaar. Deze substituu t brandstof (wax genoemd) wordt in de waxtank opgeslagen. De wax wordt in de waxtank met stoom tot 80°C verwarmd en rondgepompt over de waxtank. De wax wordt via een aparte brandstoflans gedoseerd in de reinigingstrommel van de TRI. Deze doseerlans is veel minder gevoelig voor verstoppingen dan de brandstofnozzles van de brander in de reinigingstrommel en naverbrander.

Figuur 4.5.1: Processchema SBS



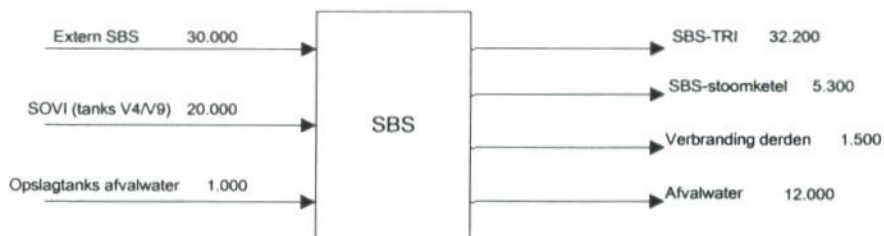
Capaciteit

De capaciteit van het SBS-systeem zal in de voorgenoemde activiteit niet toenemen.

4.5.3 Massabalans SBS

In onderstaande figuur 4.5.2 is de massabalans gegeven over het SBS.

Figuur 4.5.2: Massabalans SBS in ton/jaar



4.5.4 Milieueffecten SBS

4.5.4.1 Preventieve maatregelen

Bij de gravitatiescheiding in de SBS wordt primair gestreefd naar een zo scherp mogelijk scheiding tussen het water en de drijf laag (olie). Dit verbetert niet alleen de samenstelling van de drijf laag (brandstof), maar zorgt tegelijkertijd voor een zo gering mogelijke verontreiniging van het afvalwater. De gravitatiescheiding wordt bevorderd door temperatuurverhoging (gebruik van stoom) en een heel enkele keer, wanneer de scheiding zeer moeilijk tot stand komt, een emulsie-splitser.

Tijdens het aflaten van de waterfractie wordt steekproefsgewijs vastgesteld of er olie met het water wordt meegevoerd. Dit is gebaseerd op visuele waarneming, waarbij de bemonsteringsfrequentie toeneemt naar mate het verwachte moment nadert waarop de omslag zich zal voordoen.

Alle tanks, met uitzondering van de lostanks, die in gebruik zijn voor de gravitatiescheiding of de opslag (voedingstanks) zijn gesloten tanks, zodat toevoer van hemelwater wordt voorkomen.

4.5.4.2 Emissies naar lucht

Ter bestrijding van emissies van koolwaterstoffen als gevolg van pomp- en ademverliezen zijn de opslag tanks van het SBS aangesloten op het centrale afgassysteem (zie § 4.3.3.8).

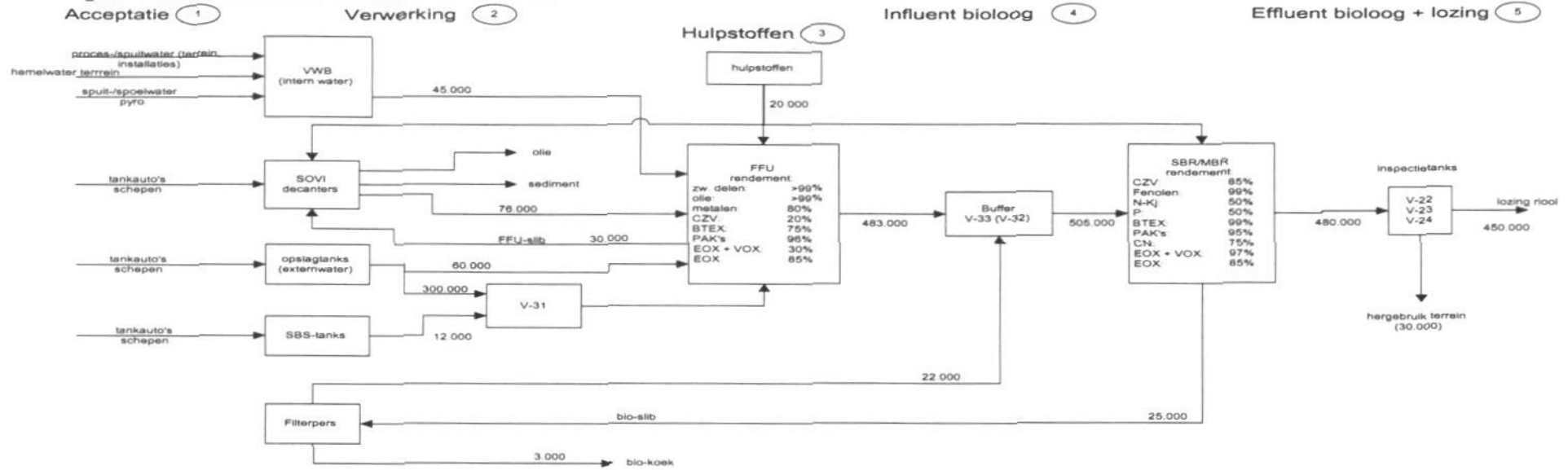
4.5.4.3 Emissies naar water

Afvalwater ontstaat door gravitatiescheiding van olie/water-mengsels na thermische behandeling in de opslag tanks. Dit afvalwater wordt regelmatig onder de drijf laag weggepompt naar de wateropslag tanks.

Controlepunten voor het afvalwater zijn de opslag tanks waar bemonstering/hoeveelheidmeting kan plaatsvinden. Het jaarlijkse afvalwaterdebiet wordt geschat op 12.000 m³/jaar.

Voor de verwachte toename van afvalwater, als gevolg van de toename van extern aangevoerd afvalwater, wordt verwezen naar tabel 4.3.3. De samenstelling van het afvalwater is zeer divers en sterk afhankelijk van de stoffen die bij de scheiding moeten worden verwijderd. De samenstelling van het afvalwater dat door ATM wordt behandeld voldoet aan de acceptatiecriteria.

Figuur 4.6.1: Schematisch overzicht van de AWZI



1	2	3	4	5
Acceptatie:	Verwerking:	Hulpstoffen:	Influent biolog (nominaal):	Effluent biolog/lozing:
CZV: -	CZV: 25.000	CZV: -	CZV: 20.000	CZV: 2800
N-Kj: -	N-Kj: -	N-Kj: -	N-Kj: 500	N-Kj: 180
zware metalen: (As+Cr+Co+Cu+Mo+Pb+Ni+V+Zn)	zware metalen: (As+Cr+Co+Cu+Mo+Pb+Ni+V+Zn)	zware metalen: (As+Cr+Co+Cu+Mo+Pb+Ni+V+Zn)	zware metalen: (As+Cr+Co+Cu+Mo+Pb+Ni+V+Zn)	zware metalen: (As+Cr+Co+Cu+Mo+Pb+Ni+V+Zn)
Hg: 0,01	Hg: 0,01	Hg: 0,01	Hg: 0,002	Hg: 0,002
Cd: 0,1	Cd: 0,1	Cd: 0,1	Cd: 0,02	Cd: 0,02
EOX: 10	EOX: 5	EOX: 10	EOX: 0,7	EOX: 0,1
min. olie: -	min. olie: -	min. olie: -	min. olie: 500	min. olie: 5
Fenolen: -	Fenolen: 50	Fenolen: -	Fenolen: 50	Fenolen: 0,5
CN: -	CN: 4	CN: -	CN: 4	CN: 1
Chloride: 7500	Chloride: 3800	Chloride: -	Chloride: 3800	Chloride: 3800
Sulfaat: 1500	Sulfaat: 1000	Sulfaat: -	Sulfaat: 1000	Sulfaat: 1000
Resp. remming: -	Resp. remming: -	Resp. remming: -	Resp. remming: max. 10%	Resp. remming: max. 10%

4.6 Afvalwaterzuivering (AWZI)

4.6.1 Algemeen

De AWZI maakt onderdeel uit van het totale watersysteem van ATM (zie § 4.3.3.6) en loost op het riool van het industrieterrein Moerdijk en via de afvalwaterpersleiding op RWZI Bath. De AWZI is bestemd voor het zuiveren van interne afvalwaterstromen en aangeleverde afvalwaterstromen afkomstig van derden. In deze paragraaf wordt de werking van deze installatie nader beschreven. In fig. 4.6.1 is een processchema weergegeven. De in figuur 4.6.1 weergegeven stoffenbalans is voor wat betreft verwerking, influent biooog en effluent biooog/lozing gebaseerd op de in tabel 4.6.3 weergegeven verwijderingsrendementen van de AWZI. Hierbij is, m.u.v. kwik en cadmium, uitgegaan van de gemiddeld te verwachten effluentkwaliteit van de lozing die vervolgens teruggerekend is naar de input MBR en input FFU. Voor kwik en cadmium is uitgegaan van de verwerkingscriteria van de gecombineerde verwerking in de FFU+MBR. De acceptatie- en hulpstoffensamenstelling is gebaseerd op de acceptatiecriteria van afvalstoffen en hulpstoffen.

4.6.2 Procesbeschrijving AWZI

De voornaamste onderdelen van de AWZI, inclusief capaciteiten voor de toekomstige situatie, zijn genoemd in tabel 4.6.1. De FCR is nog niet gerealiseerd. Als gevolg van het nog niet operationeel zijn van de FCR kan in de huidige situatie geen afvalwater worden geaccepteerd met gehalten aan VOX, zware metalen, cyaniden, zwavelverbindingen, specifieke organische verbindingen die remmend werken op de biooog of specifieke olie/water-emulsies die buiten de acceptatiecriteria liggen van A.1 en A.3. Voor de in de bestaande installaties te verwerken afvalwaterstromen (categorieën A.1 en A.3) heeft het niet realiseren van de FCR geen gevolgen.

Tabel 4.6.1: Overzicht van de verschillende onderdelen van de AWZI

Installatie	Functie	Capaciteit (m ³ /uur)	Maximale doorzet (m ³ /jaar)
Flocculatie/flotatie-unit (FFU) (zie 4.6.2.2)	Afscheiding gesuspendeerde deeltjes, zware metalen, olie, PAK's, EOX en zware delen.	150	505.000
Biologische zuivering (zie 4.6.2.3)	Afbraak organische componenten en afscheiding via het slib (CZV, N, P, EOX, fenolen, BTEX, PAK's, CN en zware metalen)	4*25	505.000
Fysisch chemische reactor (FCR) (zie 4.6.2.4)	<ul style="list-style-type: none"> - strippen - precipitatie - oxidatie - reductie - neutralisatie - emulsiebreking - indamping/verdamping 	10	80.000

4.6.2.1 Afvalwater aanvoer

Afvalwater dat van buiten de inrichting wordt aangevoerd (van schepen of via de weegbrug) wordt in opslagtanks gebufferd. Het verontreinigde terreinwater en het spoel-/spuitwater worden verzameld in het vuilwaterbassin (VWB).

Vanuit de opslagtanks/-bassins wordt de flocculatie flotatie-unit (FFU) gevoed. De FFU kan verder nog direct worden gevoed met het water afkomstig uit de slibontvangst- en verwerkingsinstallatie (SOVI) dat wordt afgescheiden in de decanters. Tevens worden hulpstoffen in de FFU gedoseerd.

4.6.2.2 Flocculatie/flotatie-unit (FFU)

De FFU heeft als functie om de concentratie aan zware metalen te verlagen, om olie te verwijderen en om zwevende en zware delen te verwijderen. De FFU is uitgevoerd als 2-traps DAF (Dissolved Air Flotator).

In de FFU worden fijn verdeelde luchtbellen door het afvalwater geblazen. De makkelijk floteerbare deeltjes worden in de eerste trap met de opstijgende luchtbelletjes naar de oppervlakte gevoerd, waar ze door een schraper worden afgescheiden als FFU-slib. Na de eerste trap worden chemicaliën (flocculanten) gedoseerd. Met behulp van deze chemicaliën worden de nog in het water aanwezige gesuspendeerde deeltjes in vlokken omgezet teneinde de bezinkbaarheid te

vergroten. De moeilijker bezinkbare deeltjes worden door middel van een platenpakket in de tweede trap van de FFU afgescheiden.

Het afvalwater van de FFU wordt verpompt naar de voedingtanks van de biologische zuivering of een lozingstank. Het afgeschraapte en bezonken FFU-slib wordt behandeld in de decanters van de SOVI (zie § 4.7).

4.6.2.3 Biologische zuivering

Voor het biologisch zuiveren van afvalwater beschikt ATM op dit moment nog over een Sequencing Batch Reactor (SBR) die vanuit de tussenopslag wordt gevoed. Dit onderdeel is er op gericht om de concentratie aan CZV, Kj-N, P en EOX door middel van een aëroob biologisch proces te verlagen.

De SBR werkt volgens een verwerkingscyclus van circa 36 uur die bestaat uit de volgende vier stappen:

VULFASE	het afvalwater wordt langzaam aan de biomassa toegevoegd. Gemiddeld wordt in deze fase in circa 24 uur ongeveer 600 m ³ afvalwater aan de reactor toegevoegd. Tijdens deze vulfase wordt de reactor belucht (met lucht en zuivere zuurstof).
REACTIEFASE	de reactor wordt belucht en geroerd zonder dat afvalwater wordt toegevoegd. Deze fase duurt circa twee uur
BEZINKFASE	de inhoud van de reactor komt tot rust en de biomassa kan bezinken. Normaal duurt deze periode vier tot acht uur. Omdat het zuurstofgehalte in het afvalwater in de bezinkingsfase sterk daalt, vindt tijdens deze fase enige denitrificatie plaats
AFPOMPFASE	het gezuiverde water wordt afgepompt en naar de lozingstanks wordt afgevoerd. Het spuislib wordt aan de filterpers gevoed

Procesparameters van de SBR zijn de volgende:

REDOX-POTENTIALAAL	Tijdens het beluchten ligt de redoxpotentialaal boven de 100 mV.
BELASTING	De belasting wordt bepaald door de mate van verontreiniging (CZV) en de hoeveelheid en snelheid van de voeding. Er wordt een CZV/slib-belasting van 0,25-0,60 kg/kg.dag nagestreefd. Er zijn niveau-meters aanwezig ten behoeve van dosering en beveiliging.
ZUURGRAAD	De pH wordt continu gemeten en indien nodig gecorrigeerd (pH= circa 6,5-8).
TEMPERATUUR	De reactoren werken bij een temperatuur van 35-45°C. De temperatuur wordt continu gemeten.
ACTIEF-SLIBGEHALTE	Door dagelijkse monsternamen wordt de actief-slibconcentratie gecontroleerd. Tevens wordt de slibvolume-index bepaald op basis van slibvolume, droogrest en gloeirest.
VOEDINGSSTOFFEN	Stikstof en fosfor zijn noodzakelijke voedingsstoffen. De concentraties worden gemeten en indien nodig wordt gesuppleerd.
POEDERKOL-GEHALTE	Bij dosering van poederkool ligt de operationele verhouding poederkool/biomassa tussen de 0 en 2. Poederkool wordt gedoseerd bij verminderde afbraak of verhoogde gehalten aan organische micro-verontreinigingen (b.v. EOX).
BIOTOXICITEIT	Onderdeel van de acceptatie-analyses is een toxiciteitstest van het afvalwater bestaande uit meting van de respiratie-remming. Bepaling van de respiratie-remming vindt ook plaats in het kader van proces-analyses.

Biologische zuivering in de toekomst

ATM is voornemens om van de SBR over te gaan naar een membraanbioreactor (MBR). Dit is een relatief nieuwe biologische zuiveringstechniek die zich echter op diverse industriële locaties al heeft bewezen. In de MBR wordt afvalwater met behulp van biomassa behandeld, analoog aan het conventionele actief-slibproces. Echter de slib-af scheiding geschiedt door middel van een membraan. De MBR is een compact afvalwaterzuiveringssysteem waarbij biologische zuiveringsprocessen (CZV-verwijdering, nitrificatie) worden gecombineerd met de membraantechnologie. Het principiële verschil is tussen de SBR en de MBR is weergegeven in figuur 4.6.2.

Door de SBR uit te breiden of te combineren met de membraantechnologie ontstaat de mogelijkheid om de SBR op een geheel andere en efficiëntere wijze te bedrijven. De MBR kan als een continue reactor worden bedreven, omdat het bezinken en decanteren wordt vervangen door een continue filtratie.

Vooralsnog wordt uitgegaan van microfiltratie als toe te passen membraantechniek. Microfiltratie filtreert het water van deeltjes van 0,1 – 20 µm (molmassa > 100.000), zodat opgeloste zouten, suikers, eiwitten etc. doorgelaten worden.

4.6.2.4 Fysisch chemische reactor

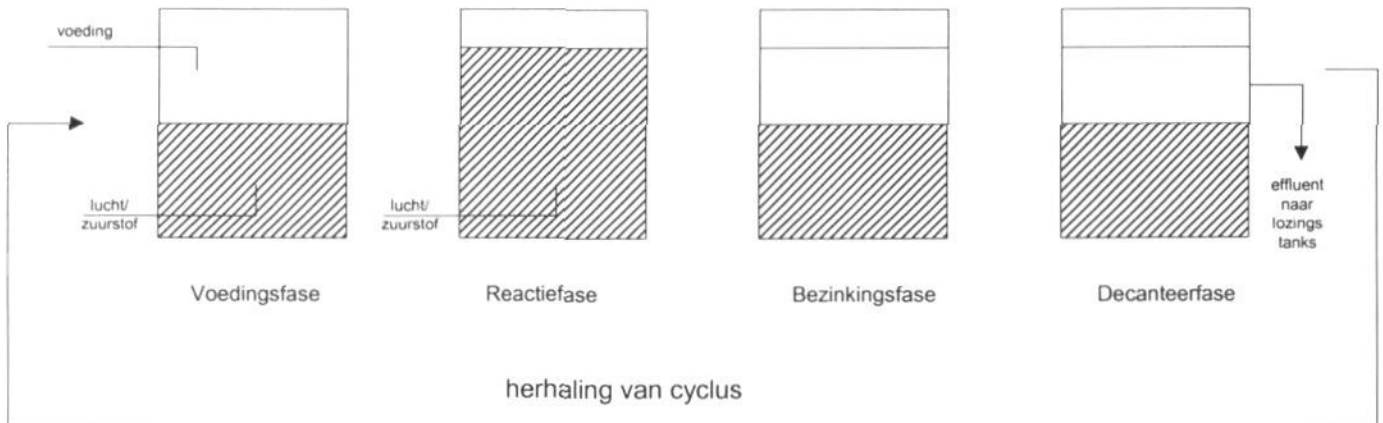
De FCR was een vergunde installatie voor de verwerking van afvalwater verontreinigd met specifieke organische verontreinigingen en/of zware metalen (afvalcategorie A.2). Vanwege de marktsituatie voor deze afvalwaterstromen is de FCR tot op heden nog niet gerealiseerd. Omdat gedurende drie jaar geen gebruik is gemaakt van de vergunning voor de FCR is de vergunning hiervoor komen te vervallen. De FCR zal opnieuw als optie worden meegenomen in de voorgenomen activiteit.

Het doel van de FCR is:

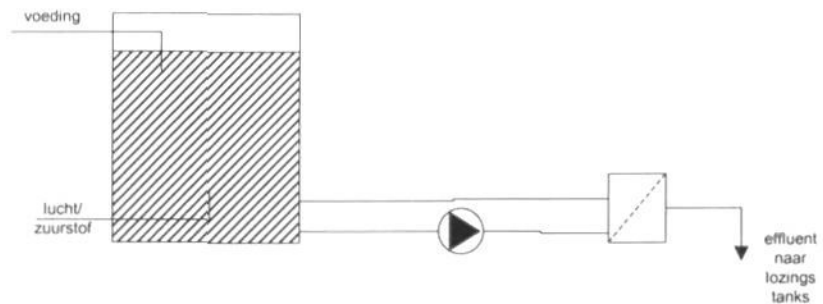
- het strippen van vluchtige organische verbindingen uit afvalwater;
- de verwijdering van schadelijke bestanddelen uit geconcentreerde oplossingen of afvalwater door middel van chemische reacties;
- neutralisatie van oplossingen en afvalwater;
- het breken van olie/water-emulsies;
- het in- en verdampen van afvalwater.

Figuur 4.6.2: Principeschema van de SBR en de MBR

PRINCIPESHEMA SBR

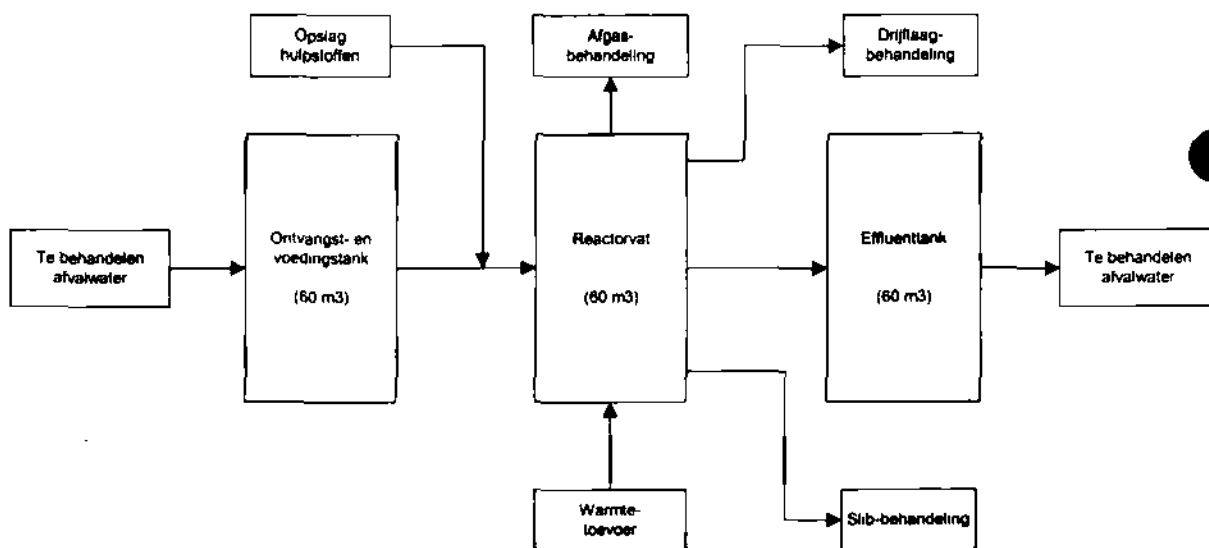


PRINCIPESHEMA MBR



De FCR wordt een multifunctionele reactor bestaande uit drie tanks (een ontvangst/voedingstank, een reactor en een effluenttank) met een inhoud van elk circa 60 m³ die kan worden ingezet als voorbehandelingsstap voor afvalwater verontreinigd met specifieke organische verontreinigingen en/of zware metalen, maar ook als nabehandelingsstap van de biologische zuivering. Een algemeen processchema is weergegeven in figuur 4.6.3.

Figuur 4.6.3: Processchema van de FCR



In tabel 4.6.2.1 zijn de diverse verwijderingsprocessen van de FCR samengevat.

Tabel 4.6.2.1: Overzicht verwijderingsprocessen van de FCR

Verwijderingsproces	Hulpstoffen	Verwijdering van	Verwijderingsrendement
Strippen	Lucht/stoom	Vluchtige organische verbindingen	> 99 %
Precipitatie	Hydroxiden Carbonaten Sulfiden	Zware metalen Ijzer Mangaan	> 99 % (indien geen complexvormers aanwezig)
Oxidatie	Waterstofperoxide, UV/ozon Natriumhypochloriet Kaliumpermanganaat	Cyaniden/sulfiden Fenolen/formaldehyde Rest-CZV	Tot > 99 %
Reductie	Ijzersulfaat	Chroomzuur (Cr ⁶⁺)	Tot > 99 %
Neutralisatie	Zuren/logen	PH-correctie	n.v.t.
	Zuren/logen Fe ³⁺ /Al ³⁺	Olie/water emulsies	Tot > 99 %
Indamping	Warmte	Olie/water	n.v.t.

De FCR zal bestaan uit de volgende onderdelen:

- twee batchreactoren van elk 5 m³, voorzien van stoom- en koelspiralen en mixers;
- doseersystemen, pompen en leidingen;
- buiten opgestelde opslagtanks voor afvalstoffen;
- opslagvoorziening voor drums en 1 m³ vaten voor hulpstoffen;
- controlekamer.

Stripper

De stripper heeft tot doel om vluchtige organische stoffen door middel van destillatie uit het afvalwater te verwijderen. Het strippen kan plaatsvinden met lucht of met stoom, waarbij de maximale temperatuur 170°C bedraagt. De stripper bestaat uit de volgende hoofdcomponenten:

- lucht/stoom injectie;
- een verwarmings-/koelspiraal;
- een condensor;
- een fase-scheider.

Door de injectie van lucht of stoom verdampen de vluchtige componenten in de destillatiekolom. De verdampte stoffen worden afgescheiden en gecondenseerd.

Afhankelijk van de aard van de verdampte stoffen kan een fase-scheiding plaatsvinden, waarbij de waterige fase wordt teruggevoerd naar de destillatiekolom. De afgescheiden organische fase wordt naar een opslagtank verpompt ten behoeve van afvoer naar derden of eigen verwerking.

De niet gecondenseerde dampen worden afgevoerd via de afgasleiding van het filtergebouw naar de centrale afgasbehandeling.

De belangrijkste procesparameters zijn:

- temperatuur;
- verwijdering vluchtige bestanddelen.

De FCR is voorzien van een verwarmings-/koelspiraal, waardoor de inhoud van de reactor verwarmd (met stoom/0 of gekoeld (met koelwater) kan worden. De temperatuur wordt continu op verschillende plaatsen in de installatie gemeten. De FCR is voorzien van een automatische temperatuurregeling en niveaumeting en hoog-niveaumeting. De reactoren zijn voorzien van een drukbeveiliging.

Overige verwijderingsprocessen

In de reactoren van de FCR kunnen ook specifieke chemische reacties uitgevoerd worden om verontreinigingen uit het afvalwater te verwijderen, om afvalwater te neutraliseren of om emulsies te breken. Afscheiden verontreinigingen worden als vaste stof (slib) van het water afgescheiden. De reactietypes die toegepast zullen worden zijn de volgende:

- precipitatie of neerslagreacties;
- oxydatie en reductiereacties;
- neutralisatiereacties;
- emulsiebreking.

De procescontrole gebeurt handmatig. de bediening van pompen, afsluiters en dergelijke en de aflezing van procesparameters (temperatuur, pH en dergelijke) vindt plaats in de controlekamer. Dosering van hulpstoffen en het vullen van de reactoren is geautomatiseerd en beveiligd.

De belangrijkste procesparameters zijn niveau, redoxpotentiaal, pH, temperatuur, ionconcentratie, neerslagvorming, emulsiescheiding. De concentratie aan verontreinigingen wordt voor en na behandeling on-line of in het laboratorium bepaald. De gereinigde waterfase wordt afhankelijk van de nabehandeling naar een opslagtank gepompt. Eventueel neergeslagen slib wordt in een separate slibopslag gepompt.

4.6.2.5 Belasting en zuiveringsrendementen AWZI

Het voornemen van ATM is er op gericht om het vergunde lozingsvolume te verhogen van 300.000 m³/jaar naar 450.000 m³/jaar. De hydraulische capaciteit van de biologische zuivering neemt hierbij toe van 300.000 naar 505.000 m³/jaar.

De gemiddelde samenstelling en de spreiding hierin van het influent van de waterzuivering is aangegeven in onderstaande tabel 4.6.2.2.

Tabel 4.6.2.2: (Spreiding in) samenstelling influent (AWZI)

Component	Minimum gehalte	Gemiddeld	Maximum gehalte
Zwevende delen	0,1%	1%	5%
Olie	0,1%	1%	5%
CZV	2.000	12.000	-
Fenolen	<1	40	500
N-Kj	50	350	500
P	2	10	20
BTEX	<1	n.b.	n.b.
PAK's	<1	5	50
CN	<1	2	4
EOX + VOX	<1	5	20
EOX	<0,5	2	10
Hg	<0,01	0,02	0,05
Cd	<0,01	0,05	0,1
Zware metalen	<1	8	25
Cl	400	4.000	7.500
SO4	150	1.000	1.500
Ca	150	270	300
Mg	40	70	100

De verhoging van de doorzet zal gerealiseerd worden door een betere benutting van de beschikbare capaciteit van de reeds aanwezige installatieonderdelen. Er worden geen nieuwe installaties voorzien, met uitzondering van de FCR.

In tabel 4.6.3 zijn de resultaten weergegeven van de praktijkgegevens naar de rendementen van de bestaande onderdelen van de AWZI. Het rendement van zware metalen over de SBR als gevolg van adsorptie aan het slib is hierin niet meegenomen.

Tabel 4.6.3: Gemiddelde verwijderingsrendementen afvalwaterzuiveringstechniek (in %)

Component	FFU	MBR	AWZI
Zwevende delen	>99	-	>99
Olie	>99 ¹⁾	99	>99
CZV	20	85	88
Fenolen	-	99	99
N-Kj	-	50	50
P	-	50	50
BTEX	75	99	99,7
PAK's	96	95	99
CN	-	75	75
EOX + VOX	30	97	98
EOX	85	85	98
Zware metalen	80	-	80
Cadmium	80	-	80
Kwik	>80	-	>80

1: Drijf laagverwijdering

In tabel 4.6.4 zijn op basis van deze gemiddelde verwijderingsrendementen voor de AWZI stofbalansen weergegeven. Hierbij is, m.u.v. VOX+EOX, cadmium en kwik, als output voor de MBR uitgegaan van de te verwachten gemiddelde effluentkwaliteit in de lozing op het HM-riool en vervolgens teruggerekend naar de input van de FFU. Voor VOX+EOX, cadmium en kwik is uitgegaan van de verwerkingscriteria van de gecombineerde verwerking over de FFU en MBR. Omdat voor het verwijderingsrendement van zware metalen over de MBR geen data beschikbaar zijn, is in de stoffenbalans geen rekening gehouden met dit rendement.

Tabel 4.6.4: Stofbalansen over de AWZI (in mg/l)

Component	Input FFU	Input FFU	Output MBR
Zwevende delen	-	50	50
Olie	-	500	5
Fenolen	-	50	0,5
CZV	23.400	18.700	2.800
N-Kj	-	360	180
P	-	20	10
BTEX	40	10	0,1
PAK's	1,5	0,06	0,003
CN	-	4	1
EOX + VOX	20	14	0,4
EOX	5	0,7	0,1
Zware metalen	25	2	2
Cadmium	0,1	0,02	0,02
Kwik	0,01	<0,002	<0,002

Voor de verwijdering van zwevende deeltjes of specifieke organische verontreinigingen (gehalogeneerde verbindingen, bestrijdingsmiddelen e.d.) kan aanvullend een zandfilter of actief-koolfiltratie (GAC) worden ingezet. Het zandfilter bestaat uit een zandbed van 1,5 tot 2,5 meter hoogte, waarmee zwevende delen uit het afvalwater verwijderd kunnen worden.

Regelmatig moet het zandfilter teruggespoeld worden om de verwijderde delen uit het filter te spoelen.

Actief koolfilters (GAC) worden toegepast voor het nabehandelen van afvalwater om specifieke organische verontreinigingen te verwijderen. De actief koolfilters hebben een diameter van ca. 2,5 meter en een bedhoogte van ca. 2 meter en zijn gevuld met korrelkool. Hiermee zijn effluent gehalten voor specifieke organische verontreinigingen mogelijk van 0,01 mg/liter. De technische uitvoering (inclusief dimensioneringsgrondslagen) van deze aanvullende zuiveringstechnieken zal voorgaande aan de realisatie kenbaar worden gemaakt met behulp van een officiële melding. Beide aanvullende technieken worden achter de MBR geschakeld en zijn gericht op polishing van het effluent van de AWZI.

De criteria voor acceptatie en verwerking van het afvalwater en het gebruik van afvalstoffen als hulpstoffen zijn gespecificeerd in hoofdstuk 2.7.

4.6.3 Milieu-effecten AWZI

4.6.3.1 Emissies naar lucht

FFU

De ontluchting van de FFU is aangesloten op de afgasleiding van de centrale afgasbehandeling.

De operationele en diffuse koolwaterstofemissies van de FFU (inclusief VWB) bedragen in de huidige situatie 0,12 kg/uur en 1,0 ton/jaar. In de voorgenomen activiteit nemen deze toe tot 0,18 kg/uur en 1,5 ton/jaar.

MBR

De SBR-reactoren zijn evenals de MBR-reactoren open tanks. De beluchtingslucht wordt continue geëmitteerd.

Maatgevend voor de geuremissie van de AWZI is de geurvracht die vrijkomt bij de MBR. Voor het vaststellen van de geurvracht moet onderscheid worden gemaakt in de wijze waarop de biologische afvalwaterzuivering wordt belucht (met zuivere zuurstof of met zuurstof verrijkte lucht) en in welke fase het proces zich bevindt (vulfase, reactiefase of nabezinkfase).

Het afgasdebiet is bij de beluchting met zuivere zuurstof ongeveer 10 maal zo klein als het afgasdebiet tijdens de belucht met zuurstof verrijkte lucht. Tevens blijkt dat de geuremissie tijdens de vulfase en de reactiefase vele malen groter is in vergelijking met de nabezink- en decanteerfase. Doordat de reactoren zich tijdens bedrijf in verschillende fasen bevinden, worden de wisselingen in de geuremissie uitgevlakt.

In de toekomst, wanneer de SBR wordt omgebouwd in de MBR, zal de geëmitteerde geurvracht naar verwachting gelijk blijven. Weliswaar is bij de MBR sprake van een continu durende vul- en beluchtingsfase, maar daar staat tegenover dat er geen wisseling is in de geuremissie en dat aërobe omstandigheden gewaarborgd zijn.

Bij het vaststellen van de randvoorwaarden voor de geurverspreidingsberekening voor de toekomstige situatie (MBR) is uitgegaan van het volgende:

- twee reactoren worden belucht met zuivere zuurstof en twee reactoren worden belucht met lucht verrijkt met zuivere zuurstof;
- de geurvracht van de reactoren die met zuivere zuurstof worden belucht is $16 \cdot 10^6$ ge/uur per reactor (gelijk aan de gemeten geuremissie tijdens de vulfase) bij een afgasdebiet van $250 \text{ m}^3/\text{uur}$;
- de geurvracht van de reactoren die met verrijkte lucht worden belucht is $276 \cdot 10^6$ ge/uur per reactor (gelijk aan de gemeten geuremissie tijdens de vulfase) bij een afgasdebiet van $2.400 \text{ m}^3/\text{uur}$;
- de emissiehoogte is gesteld op 20 m.

De totale geurvracht komt daarmee op $584 \cdot 10^6$ ge/uur.
In onderstaande tabel 4.6.5 zijn de emissies voor de biologische zuivering weer-gegeven voor de huidige en voorgenomen activiteit.

Tabel 4.6.5: Emissie SBR/MBR-reactoren

Parameter	Eenheid	Huidige activiteit (SBR)	Voorgenomen activiteit (MBR)
Debiet	m ³ /uur	4.000	5.300
C _x H _y	kg/uur	0,12	0,16
Geur	10 ⁶ ge/uur	540	584

De resultaten van de geurverspreidingsberekening is opgenomen in hoofdstuk 7.

FCR

De ontluchting van de FCR is aangesloten op de afgasleiding van de centrale afgasbehandeling.

4.6.3.2 Emissies naar water

Gezuiverd afvalwater wordt via lozingstanks afgevoerd naar het HM-riool. Lozing naar het HM-riool vindt plaats na analyse en toetsing van het afvalwater aan de lozingsnormen.

De MBR heeft een gunstig effect op de kwaliteit van het effluent dat wordt afgevoerd naar de inspectietanks. De zeer fijne zwevende stof wordt met een hoger rendement verwijderd waardoor een reductie van circa 25% bereikt kan worden op de CZV en de N-Kj (polishing). Daarnaast zal de continue bedrijfsvoering van de biologische zuivering eveneens een gunstig effect hebben op het zuiveringsrendement.

4.6.3.3 Emissies naar bodem

De procesgebouwen (voor de FFU en de FCR) zijn voorzien van vloeistofdichte vloeren.

4.6.3.4 Geluidemissies

De geluidemissies van de FFU en de MBR zijn opgenomen en uitgewerkt in het als separate bijlage bij dit MER toegevoegde akoestisch onderzoek. Belangrijkste geluidbronnen zijn de beluchtingscompressoren.

4.6.3.5 Eindcontrole en lozing van gezuiverd afvalwater

Lozing van gezuiverd afvalwater vindt altijd plaats via lozingstanks, waarin het water dat wordt vrijgegeven voor lozing op het HM-riool wordt gecontroleerd.

In de effluentleiding van de lozingstanks naar het HM-riool is een meetput geplaatst. Hier wordt het debiet continu gemeten en geregistreerd door middel van ultrasoon-meting/meetschot. Tevens wordt elk etmaal (indien er lozing plaatsvindt) een volume-proportioneel monster genomen dat conform een etmaal-, week- en maandschema wordt onderzocht.

Ieder etmaal (indien een lozing plaatsvindt) wordt (automatisch) een volumeproportioneel etmaalmonster genomen. De geloosde hoeveelheid wordt bepaald aan de hand van een ultrasone niveaumeting en een meetschot. Het etmaalmonster wordt dagelijks geanalyseerd op CZV, N-Kj, EOX, VOX (steekmonster), pH, chloride, geleidbaarheid en respiratie-remming.

Wekelijks wordt ook geanalyseerd op zware metalen (Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, As, Hg, Mo, V), Ca, Mg, fosfaat, sulfaat, minerale olie. .

Wekelijks wordt een steekmonster geanalyseerd op cyaniden, nitraat en nitriet. Elke maand wordt het steekmonster ook geanalyseerd op PAK's / BTEX.

Een overzicht van de lozing via lozingspunt 1 op het HM-riool is opgenomen in tabel 4.6.5. In deze tabel zijn per parameter een maximale concentratie, een gemiddelde concentratie en een verwachte jaarvrucht (= gemiddelde concentratie * de hoeveelheid afvalwater per jaar) opgenomen.

Tabel 4.6.5: Overzicht emissies via lozingspunt 1 naar het HM-riool (RWZI-Bath)

Parameter	Huidige situatie (1998)			Voorgenomen activiteit		
	Maximale concentratie (mg/l)	Gemiddelde concentratie (mg/l)	Jaarvracht (kg/jaar)	Maximale concentratie (mg/l)	Gemiddelde concentratie ³ (mg/l)	Verwachte jaarvracht ⁴ (kg/jaar)
Volume	1.200 (m ³ /etmaal)	1.000 (m ³ /etmaal)	355.000 (m ³ /jaar)	2.000 (m ³ /etmaal)	1.200 (m ³ /etmaal)	450.000 (m ³ /jaar)
CZV	5.000	2.800	1.000 ton/j	5.000	2.800	1.300 ton/j
N-totaal	450	180	65 ton/j	450	180	80 ton/j
Vervuiling	33.000 i.e.	25.000 i.e.		45.000 i.e.	30.000 i.e.	
Fenol	5	0,5	170	5	0,5	210
VOX ¹	1	0,8	280	1	0,8	350
EOX ⁵	0,1	0,1	36	0,1	0,1	45
Chloride	7.500	3.800	1.370 ton/j	7.500	3.800	1.700 ton/j
Sulfaat	1.500	1.000	365 ton/j	1.500	1.000	460 ton/j
Fosfaat	40	10	3.400	40	10	4.300
Olie	30	5	1.800	30	5	2.300
Cyanide ¹	1,5	1	460	1,5	1	580
BTEX ¹	2	0,1	50	2	0,1	62
PAK's ¹	0,1	0,003	1	0,1	0,003	1,3
Cd	0,01	< 0,005	< 0,7	0,01	0,005	2,3
Hg	0,01	< 0,005	< 0,7	0,01	0,005	2,3
Zw. Metalen ²	5	1,4	500	5	2	900
Ca	440	270	97 ton/j	440	270	123 ton/j
Mg	110	70	25 ton/j	110	70	32 ton/j

1. Steekmonster

2. Maximale concentratie: maximale gehalte gemeten in een willekeurig etmaalmonster (of steekmonster).

3. Gemiddelde concentratie: gehalte bepaald als jaargemiddelde van de etmaalmonsters of steekmonsters.

4. Som van As, Co, Cr, Cu, Mo, Pb, Ni, V, Zn

5. Voortschrijdend etmaalgemiddelde concentratie/vracht over een periode van 30 dagen

In beginsel wordt bij de acceptatie en verwerking van afvalwater gestuurd op het tenminste bereiken van de gemiddelde lozingsconcentraties. Echter om een aantal redenen is dit in de praktijk incidenteel of tijdelijk niet haalbaar:

1. Uit oogpunt van kosten en praktische uitvoerbaarheid is het niet mogelijk om bij de acceptatie en tijdens de verwerking op alle genoemde lozingsparameters te controleren. Hierdoor komt het voor dat achteraf (nadat verwerking/lozing heeft plaatsgevonden) sommige parameters boven de sturingswaarde (gemiddelde lozingsconcentratie) hebben gelegen. Dan vindt sturing achteraf plaats voor vervolgaanleveringen of –verwerkingen van hiervoor verantwoordelijke afvalwaterstromen;
2. In de praktijk komt het incidenteel of tijdelijk voor dat het rendement van de afvalverwerking als gevolg van storingen of fouten achterblijft op het gebruikelijke niveau. Hierdoor ontstaan afwijkingen (verhoging van de gemiddelde lozingsconcentratie (sturingsniveau)).

Om een praktisch werkbaar situatie te realiseren waarin incidenteel hogere lozingsconcentraties mogelijk zijn en om eventueel optredende variaties op te vangen zonder dat er direct sprake is van overtreding van de lozingsnormen zijn de maximale lozingsconcentraties afgestemd op de praktijk van de afgelopen jaren. Tevens garanderen de maximale weergegeven lozingsconcentraties dat er geen ontoelaatbare milieugevolgen ontstaan.

Voor de componenten calcium, magnesium, cyanide en EOX wordt verruiming van de concentratie lozingsnorm gevraagd. In al deze gevallen geldt dit niet structureel, maar voor incidentele kortdurende perioden waarin als gevolg van de onder de hierboven genoemde punten 1 en 2 overschrijding van de huidige lozingsnorm kan optreden.

De mogelijkheden van brongerichte maatregelen (acceptatiebeleid) ter voorkoming van incidentele overschrijdingen is zeer beperkt of vereist structureel een dermate zwaar acceptatie-analyse regime of verlaging van de acceptatiegrenzen dat de bedrijfseconomische gevolgen hiervan (acceptatiekosten of beperking van het aanbod aan te accepteren afvalwater) niet in verhouding staan tot de beperkte milieuwinst die het gevolg zijn van het voorkomen van incidentele, in omvang beperkte overschrijdingen. Naast de bedrijfseconomische nadelen van een structureel veel scherper acceptatiebeleid ten einde incidentele lozingsoverschrijdingen te voorkomen, gelden hieraan ook nadelen uit oogpunt van milieuhygiënische doelmatigheid. Immers, afvalwaterstromen die gewoonlijk goed verwerkbaar zijn in een afvalwaterzuivering, moeten dan via een andere verwerkingswijze (verbranding, indamping) verwerkt worden, die niet alleen kosten-technisch maar ook qua milieugevolgen meestal grotere effecten heeft dan waterzuivering.

Met betrekking tot de lozing van een aantal specifieke verontreinigingen wordt het volgende opgemerkt:

Naar aanleiding van het Rapport Commissie Havenontvangstinstallaties (HOI's): "Zaken doen en laten" is een Werkgroep HOI's opgericht met als taak om de aanbevelingen van de commissie HOI's gericht op vergunningprocedures en de inhoudelijke beoordeling van vergunningaanvragen nader uit te werken en de concretiseren voor de verwerkende HOI's. Deze uitwerking moet leiden tot harmonisatie van vergunningvoorschriften voor HOI's, o.a. ten aanzien van lozingsvoorschriften. De verwachting bestaat dat voor de toekomstige lozingsnormen aansluiting wordt gezocht bij de resultaten van de uitwerking van deze Werkgroep HOI's. Recentelijk is een concept-rapportage verschenen met betrekking tot de uitwerking van deze lozingsnormen.

Waar in deze MER wordt afgeweken van de lozingsnormen uit deze concept-rapportage wordt dit nader gemotiveerd. Ook afwijkingen ten opzichte van de huidige lozingsnormen worden in dit hoofdstuk nader gemotiveerd.

Steekmonster in plaats van volumeproportioneel monster

In de vigerende WVO-vergunning is ten aanzien van bemonstering van het afvalwater de eis opgenomen dat een volumeproportioneel etmaalmonster moet worden genomen en geanalyseerd. Dit geeft een representatief beeld van de gemiddelde samenstelling van het geloosde afvalwater per etmaal. Alleen de vluchtige componenten zoals BTEX en VOX moeten door middel van een steekmonster worden genomen.

De Werkgroep HOI's heeft in haar conceptrapportage opgenomen dat bemonstering en controle voor alle parameters van het te lozen afvalwater moet plaatsvinden door middel van steekmonsters in plaats van dagverzamelmonsters (volumeproportioneel). Dit betekent dat geen representatief beeld wordt verkregen van het geloosde water gemiddeld over een etmaal, maar dat slechts een beeld wordt verkregen van momentopnames.

Omdat ATM haar afvalwater loost op het HM-riool en indirect op de RWZI van Bath moet ATM lozingsheffing betalen over de vervuilingwaarde van het geloosde water. Deze wordt berekend over de etmaalgemiddelde vervuilingwaarde van het geloosde afvalwater. De berekening van de lozingsheffing op basis van steekmonsters geeft een bepaalde onzekerheid in de juistheid van de vervuilingwaarde. Hetzelfde geldt voor de overige lozingsparameters (uitgezonderd vluchtige stoffen). Om deze reden wordt in deze WVO-vergunningaanvraag uitgegaan van een controle van het geloosde afvalwater door middel van dagverzamelmonsters (volumeproportioneel).

Som zware metalen

In de vigerende WVO-vergunning zijn lozingsnormen opgenomen voor individuele zware metalen. Voor de vergunningaanvraag WVO is geanticipeerd op de concept-rapportage van de werkgroep HOI's, waarin voorgesteld wordt ten aanzien van zware metalen een somparameter te hanteren van 5 mg/l. Deze lozingsnorm voor zware metalen is overgenomen. Dit betekent een verlaging van de lozingsnorm voor zware metalen van 16 mg/l naar 5 mg/l.

Calcium en magnesium

In de vigerende vergunning zijn lozingsnormen opgenomen voor calcium en magnesium in het belang van de bescherming van de riolering. De vigerende lozingsnorm voor calcium bedraagt 300 mg/l en magnesium 100 mg/l. De achtergrond van deze lozingsnormen is niet van milieuhygiënische aard, maar uit oogpunt van bescherming van het rioelstelsel (scaling en corrosie).

In de afgelopen jaren is gebleken dat het door ATM geloosde afvalwater een gemiddeld calciumgehalte van 270 mg/l en een gemiddeld magnesiumgehalte van 70 mg/l bevat. Incidenteel zijn echter ook piekwaarden gemeten voor calcium van 440 mg/l en magnesium van 110 mg/l. De lozingsnormen voor calcium en magnesium zijn dus niet in alle gevallen haalbaar gebleken.

Na lozing van het afvalwater van ATM op het HM-riool wordt het afvalwater direct verdund met het afvalwater van de buurbedrijven van ATM op de Vlasweg, als gevolg waarvan ook de incidentele verhoogde calcium- en magnesiumgehalten direct worden verdund tot onder de lozingsnormen voor calcium en magnesium.

Een lozingsnorm voor calcium van maximaal 440 mg/l en voor magnesium van maximaal 110 mg/l acht ATM structureel haalbaar in de praktijk.

Cyanide

In de vigerende WVO-vergunning is voor cyanide een lozingsnorm opgenomen van 1 mg/l.

In de afgelopen jaren is gebleken dat het door ATM geloosde afvalwater een gemiddeld cyanide-gehalte bevat van minder dan 1 mg/l maar dat incidenteel piekwaarden voorkomen tot 1,5 mg/l. Op basis van deze praktijkervaring wordt voor cyanide in de WVO-vergunningaanvraag een lozingsnorm aangevraagd van 1,5 mg/l. De relevantie van de CN-lozingsnorm is toxiciteit van het afvalwater. Hierdoor is 1,5 mg/l niet bezwaarlijk ten opzichte van 1 mg/l.

Zwarte lijst stoffen

Door ATM is in de periode 1995-1997 een onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid en lozing van micro-verontreinigingen (zwarte lijst stoffen: chloorpesticiden, PCB's, fosforpesticiden, stikstofpesticiden, aromatische en chloorhoudende verbindingen, chloorfenolen, chloorbenzenen, organisch tin) Deze werden alle beneden de detectiegrenzen aangetroffen, met uitzondering van enkele vluchtige chloorverbindingen en chloorfenolen die juist boven de detectielimiet aanwezig waren. Het rapport is bijgevoegd als bijlage VIII van de Wvo-aanvraag. Ook de analyseresultaten van de contramonsters van het HWB over de periode 1992-1998 geven aan dat deze zwarte lijst stoffen vrijwel niet gedetecteerd worden in het effluent van ATM.

Zoals hierboven genoemd zijn er een drietal zwarte lijst stoffen die regelmatig boven de detectiegrens, maar nog steeds op een laag niveau, worden aangetroffen in het effluent. Dit zijn de vluchtige chloorverbindingen: dichloormethaan en 1,2 dichloorethaan (beiden dragen bij aan de VOX somparameter) en de chloorfenol: 4-chloor-3-methylfenol (die bijdraagt aan de EOX-somparameter). Hoogstwaarschijnlijk zijn alle drie stoffen afkomstig van verfafval. De vluchtige chloorverbindingen worden als afbijtmiddel en oplosmiddel in verfproducten toegepast en 4-chloor-3-methylfenol wordt toegepast als conserveringsmiddel in verven en lakken.

Verder komen incidenteel de zwarte lijst stoffen: PAK's en kwik in het effluent van ATM voor. De gehalten zijn ook voor deze stoffen echter laag en liggen beneden de gestelde lozingsnormen.

De conclusie is daarom dat lozing van zwarte lijst stoffen niet of niet relevant voorkomt.

Organohalogeen-verbindingen (EOX)

In de afgelopen jaren is gebleken dat de vigerende lozingseis voor EOX (100 µg/l etmaalwaarde en 50 µg/l als gemiddelde van 10 etmaalwaarden) niet structureel haalbaar is gebleken. Er kwamen perioden in het jaar voor dat deze waarden werden overschreden, terwijl een duidelijke oorzaak of verband met belasting niet zichtbaar was. Maatregelen die zijn getroffen met betrekking tot het niet accepteren van afvalwater met verhoogde gehalten aan oppervlakte-actieve stoffen (nonylphenolen) – die mogelijk tot uitspoeling van EOX uit het biologisch slib kunnen leiden - hebben geen werkelijke verbetering te zien gegeven. Ook toepassing van actief kool in de biologische reiniging (tot gehalten van 15 g/l) hebben geen positief effect tot gevolg gehad gedurende de periodes met verhoogd EOX.

Tenslotte heeft ATM recentelijk in de praktijk proeven uitgevoerd met het koelen van de biologische zuivering bij hoge buitentemperatuur. Er lijkt namelijk een relatie te zijn tussen (hoge) temperatuur in de biologische zuivering en verminderde EOX-verwijdering. Verhoogde EOX-waarden treden hoofdzakelijk op in de zomer en veel minder in de winter. Daarbij is de koeling gerealiseerd door water afkomstig uit het Hollandsch Diep, van boven af langs de buitenzijde van de tanks te laten stromen. Analyseresultaten geven aan dat de norm van 0,1 mg EOX/l door de koeling beter haalbaar lijkt (zie bijlage VIII van de Wvo-aanvraag).

Het gemiddelde EOX-gehalte varieert van 0,05 tot 0,2 mg/l en daarom vraagt ATM om een wijziging van de lozingsnormen voor EOX.

De Werkgroep HOI's heeft in haar conceptrapportage een lozingsnorm voor EOX van 0,1 mg/l opgenomen. Deze lozingsnorm is vanwege de afrondingsystematiek minder streng dan de lozingsnorm in de vigerende WVO-vergunning van 100 ug/l. Immers, een gemeten EOX-waarde van 0,14 mg/l moet volgens de wetenschap van de statistiek worden afgerond op 1 significante cijfer (de norm bedraagt 0,1 mg/l en niet 0,100 mg/l) naar 0,1 mg/l, terwijl 0,14 mg/l uitgedrukt in ug/l 140 ug/l bedraagt.

Van belang daarbij is dat EOX een som-parameter is en dat de milieubezwaarlijkheid van EOX sterk afhankelijk is van de specifieke stoffen die de EOX veroorzaken. Analyse-onderzoeken hebben echter geen positieve aanwijzing kunnen geven om welke chloorhoudende verbindingen het gaat.

Verder is bij (handhaving van) normstelling van belang dat voor EOX uit ringonderzoek is gebleken dat de bepaling van EOX op een niveau van minder dan 0,1 mg/l in afvalwater niet eenvoudig en erg onbetrouwbaar is als gevolg van de vaak storende matrix.

Naar aanleiding van de EOX-problematiek heeft DHV in 1997, in opdracht van ATM, een onderzoek uitgevoerd. Dit onderzoek is als bijlage VIII bij de Wvo-aanvraag gevoegd. Kort samengevat zijn hierbij door DHV de volgende conclusies getrokken:

- Wat betreft verwerkingstechnieken zijn er geen verbeteringen in de werkwijze van ATM aan te geven. Er worden alleen suggesties voor 'verder onderzoek' gegeven. Deze opties zijn in het kader van het MER nader onderzocht.
- Bij een aantal vergelijkbare tankopslagbedrijven in de Botlek worden ruimere normen gehanteerd (0,5 tot 1 mg/l). Uit ervaring is bij DHV bekend dat in een situatie als die bij ATM (complex mengsel van diverse afvalwateren die verschillende soorten EOX en andere verontreinigingen bevatten) de norm van 0,1 mg/l niet in alle gevallen haalbaar is.
- Ook uit onderzoek van het RIZA blijkt dat bij veel tankreinigingsbedrijven de norm van 0,1 mg/l niet haalbaar is gebleken. Van het afvalwater dat bij ATM wordt verwerkt is maximaal 125.000 m³/jaar afkomstig van tankreinigingsbedrijven.

- Uit navraag bij een aantal STER-laboratoria is gebleken dat in mengsels van diverse stoffen, zoals het ATM-effluent, er rekening moet worden gehouden met een fout in de EOX-bepaling ter grootte van ten minste 0,05 mg/l (is 50 ug/l). De aard van de EOX blijkt sterke invloed te hebben op de efficiency van de analyse. Bij sterk wisselende aard (zoals bij ATM) moet er rekening worden gehouden met sterk wisselende resultaten. In een eigen ringonderzoek waarbij twee externe Ster-lab laboratoria (SGS en BCO) waren betrokken is dit bevestigd. Voor de resultaten van dit ringonderzoek wordt verwezen naar bijlage VIII van de Wvo-aanvraag.

In het DHV-onderzoek is ook een inventarisatie gedaan naar aanvullende technieken voor de verwijdering van EOX. De membraambioreactor is in het DHV-rapport als aanvullende techniek beschreven voor de EOX-verwijdering, vanwege een volledige afscheiding van zwevende stof en daaraan gekoppelde verbindingen zoals o.a. EOX. De voorgenomen ombouw van de SBR naar de MBR implementeert deze aanvullende techniek.

Een lozingsnorm van 0,1 mg/l of 150 µg EOX/l als voortschrijdend etmaalgemiddelde over een periode van 30 dagen acht ATM realistisch haalbaar.

Voorkoming lozing van persistente stoffen (Rest-CZV in het effluent en CZV/BZV-verhouding)

Het voorkomen van het lozen van persistente (opgeloste) stoffen is één van de grondslagen waarop de hele bedrijfsvoering voor het verwerken van afvalwater is gebaseerd. Met persistente stoffen wordt in dit kader bedoeld: stoffen die na lozing niet (biologisch) afbreekbaar of verwijderbaar zijn (in RWZI Bath of in het milieu) en als milieuschadelijk worden gezien.

Dit kunnen een groot scala stoffen zijn die niet elk individueel kunnen worden gemonitord. Om die reden wordt in de bedrijfsvoering (acceptatie, procescontrole, procesvoering en lozing) gebruik gemaakt van somparameters ten aanzien van inname, verwijdering en lozing van persistente stoffen. De belangrijkste parameters daarvoor zijn CZV, EOX, respiratieremming en zware metalen. Hiervan wordt – conform de beschrijving in dit MER – de verwijderingsrendementen en gehalten in de dagelijkse procesvoering gemeten en gecontroleerd, met als doel de eventuele lozing van persistente stoffen te voorkomen c.q. binnen de daarvoor gestelde vergunningsnormen te houden.

De belangrijkste parameter voor het lozen van persistente stoffen via het effluent is de CZV/BZV-verhouding in het effluent. Hiernaar is specifiek onderzoek verricht in de periode 1995-1997. De conclusie van dit onderzoek was dat het niet mogelijk is gebleken om het rest-CZV in het effluent te karakteriseren. Wel is gebleken dat circa 20% van het rest-CZV bestaat uit fijn zwevend materiaal en 80 % uit opgelost CZV. Verder is gebleken dat bij een CZV-gehalte van >1000 mg/l in het effluent de BZV-5 waarde 22% bedraagt van de totaal CZV-waarde en de BZV-20 waarde 53% bedraagt van de totaal CZV-waarde.

N- en P in het effluent

Het effluent van ATM bevat nog stikstofverbindingen (N-Kj) en fosforverbindingen (P). De eigen verwerking heeft voor beide elementen een rendement van 50%. Het effluent van ATM wordt daarna verder gezuiverd in de RWZI Bath, waar voor N een gemiddeld rendement van 47% en voor P een gemiddeld rendement van 75% wordt behaald (HWB, 1998). Dit leidt tot de conclusie dat –relatief dure- verdergaande stikstof- en/of fosforverwijdering weinig doelmatig is.

Respiratieremming van het effluent

Het is belangrijk dat het water na behandeling op de installatie van ATM geen remmende effecten heeft op het slib van de ontvangende RWZI. Daartoe wordt elke lozingstank onderzocht op respiratieremming, gemeten op slib van een RWZI, volgens de van toepassing zijnde NEN-norm. Als het water niet voldoet aan de norm (< 10 % remming) wordt het water niet geloosd maar opnieuw behandeld.

4.6.3.6 Calamiteiten situaties

In geval van een calamiteit waarbij het afvalwater of behandelde afvalwater gedurende langere tijd moet worden gebufferd of wanneer het afvalwater niet via het HM-riool kan of mag worden afgevoerd, zal gebruik worden gemaakt van bufferschepen. ATM beschikt over steigerfaciliteiten. Via het bestaande leidingsysteem kan het afvalwater eenvoudig naar een binnenvaarttanker kan worden gepompt. Afhankelijk van de soort calamiteit kan gebruik gemaakt worden van schepen met een inhoud van 500 tot 1.500 m³.

4.7 Slibbewerking (SOVI)

4.7.1 Algemeen

Naast het filtergebouw bevindt zich de slibbewerkinginstallatie (SOVI) voor intern en extern slib. Het doel van de SOVI is het ontwateren van slibben door middel van decanters of een filterpers.

Het interne slib is afkomstig van de FFU, MBR, FCR, vuilwaterbassin en opslag tanks. Het externe slib is onder andere afkomstig van industriële reiniging van procesinstallaties, olie/water afscheiders, rioleringen en dergelijke.

De SOVI bestaat uit een filterpers en vier decanters. De filterpers dient hoofdzakelijk ter verwerking van biologisch slib uit de MBR en niet-oliehoudende externe slibs. In de decanters kan zowel niet-oliehoudend als olie-houdend slib worden verwerkt. Het aan de decanters gevoede slib wordt gescheiden in een sedimentfractie, een olie- en een waterfractie. Oliehoudend en niet-oliehoudend slib dat in decanters moet worden verwerkt, worden niet gescheiden opgeslagen en verwerkt.

Tabel 4.7.1: Overzicht van de verschillende behandelingsinstallaties van de SOVI

Installatie	Functie	Capaciteit (m ³ /uur)	Capaciteit (m ³ /jaar)
Slibbewerking (SOVI)			
- decanters	- Olie/water-scheiding of - Olie/water/sediment-scheiding	40 ¹⁾	110.000
- filterpers	- Slibontwatering niet oliehoudend slib (o.a. MBR-slib)	15	40.000

1) Er zijn 4 decanters, elk met een capaciteit van circa 10 m³/h. Opgemerkt wordt dat deze capaciteit sterk afhankelijk is van de aard van het ingevoerde slib en het droge stofgehalte.

Extern slib wordt aangevoerd met vacuümwagens en/of schepen. Bij de vooracceptatie van externe slibs wordt de verwerkingsmogelijkheid getoetst door het uitvoeren van een centrifugetest van een slibmonster en toetsing van de diverse fracties aan de relevante acceptatiecriteria voor afvalwater en substituuut brandstof.

De tanks van de tank- en/of vacuümwagens die bij ATM zijn gelost en waarin zich afvalstoffen hebben bevonden welke behoren tot categorie A.1.2, kunnen met water onder hoge druk worden gereinigd, waarbij het waswater ook in de losputten van de SOVI wordt opgevangen. De controle of het waswater dat daarbij ontstaat acceptabel is, vindt plaats aan de hand van het analyserapport van de oorspronkelijke lading en/of de productinformatie.

Niet verpompbaar en niet oliehoudend sediment (bijvoorbeeld intern veegvuil) kan ook worden gelost in het mudbassin van het vuilwaterbassin. Het sediment

wordt op een natuurlijke manier ontwaterd. Het vrijkomende water wordt afgepompt en verder behandeld in de FFU. Het sediment zal, afhankelijk van de categorie-indeling worden behandeld in de Pyro of worden doorgevoerd naar derden.

4.7.2 Procesbeschrijving

Het processchema van de SOVI is opgenomen in figuur 4.7.1.

4.7.2.1 Filterpers

In de filterpers wordt het biologisch slib onder hoge druk ontwaterd. Het filtraat dat hierbij wordt afgescheiden wordt opgeslagen in buffertanks en verpompt naar de voedingstank van de FFU, de FFU of de voedingstank van de MBR. De filterkoek wordt via een schroef in een container geleid en wordt ofwel nabehandeld in de pyro of afgevoerd naar derden.

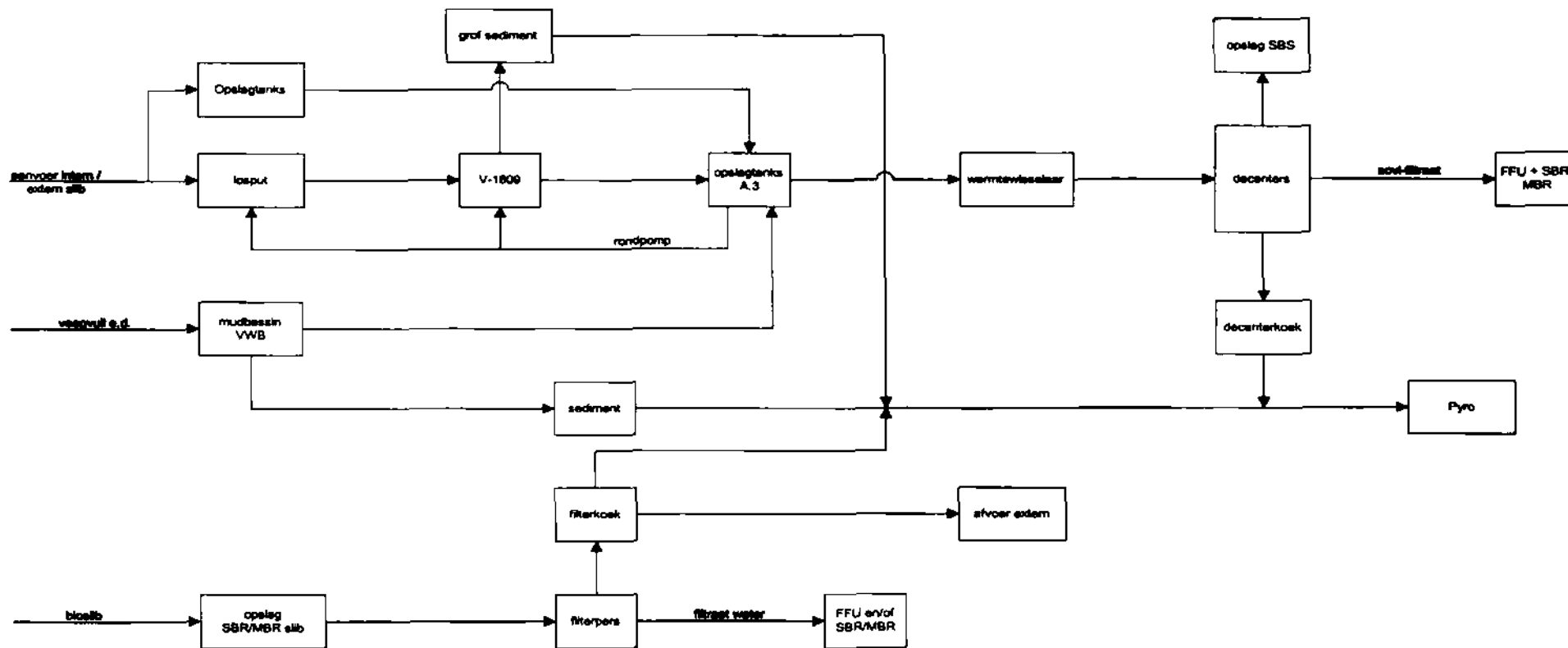
4.7.2.2 Decaners

In de losputten van de SOVI bezinkt het grove sediment. De bovenlaag in de losputten loopt over in een afgesloten vloeistofdichte bak (V-1809). Hier worden de grove vaste delen afgescheiden via een rooster en afvoerworm. De grove delen worden opgevangen in een container. Het slib wordt vervolgens in een sli-bopslagtank gepompt. Het oliehoudend slib wordt door middel van een warmte-wisselaar opgewarmd tot circa 55°C en gevoed aan de decaners. In de decaners wordt het slib gescheiden in een sediment, -olie en waterfractie. Het sediment (decanterkoek) wordt via een gesloten schroef in een container geleid. De oliefractie wordt via het oliecompartiment van tank V-1801 opgeslagen in de olieopslag tanks (V-4 of V-9). De waterfractie wordt via het watercompartiment van tank V-1801 direct doorgeleid naar de FFU of opslag tanks.

De decanterkoek, evenals het afgescheiden grove sediment en grove delen, wordt afhankelijk van de categorie-indeling of nabehandeld in de Pyro of afgevoerd naar derden. De oliefractie en de waterfractie worden in verschillende tanks opgeslagen. Afhankelijk van de samenstelling van de olie- en waterfase vindt nabehandeling plaats of eventueel afvoer naar derden.

Als hulpstof voor de decaners wordt polymeer toegepast om de scheiding te vergroten. Het verbruik bedraagt circa 2.500 ton/jaar.

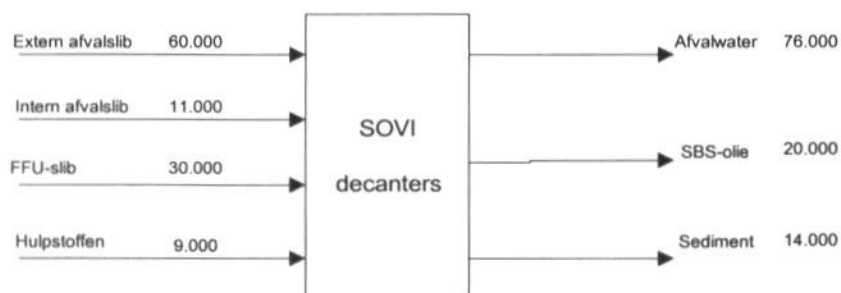
Figuur 4.7.1: Processchema van de SOVI



4.7.3 Massabalans

In onderstaande figuur 4.7.2 is een massabalans weergegeven van de SOVI

Figuur 4.7.2: Massabalans SOVI in ton/jaar



4.7.4 Emissies naar de lucht

De ontluchtingen van de slibopslag tanks en decaners zijn via de afgasleiding aangesloten op de centrale afgasbehandeling.

De operationele en diffuse koolwaterstofemissie van de losputten en slibbewerking bedraagt 0,1 kg/uur en 0,9 ton/jaar.

4.7.5 Bodembeschermende voorzieningen

De verdiepte losputten en opslagbassins zijn dubbelwandig uitgevoerd. De buitenmantel is van beton, de binnenmantel bestaat uit een stalen vierkante tank, die kan worden gesloten. Het slibbewerkingsgebouw heeft een vloeistofdichte betonnen vloer.

4.7.6 Emissies naar water

De waterfase uit de decaners wordt behandeld in zowel de FFU als MBR. Het via de vloeistofdichte vloer afstromende water wordt afgevoerd naar het vuilwaterriool. Het filtraatwater van de filterpers wordt nabehandeld in de FFU en/of MBR.

4.7.7 Afvalstoffen

De vrijgekomen decanteerkoek, bezonken sediment in de losput en overige afgescheiden sediment bij de SOVI worden nabehandeld in de Pyro. Het filterkoek uit de filterpers wordt verwerkt in de Pyro of afgevoerd naar derden.

4.8 Scheepsreiniging

4.8.1 Algemeen

De scheepsreiniging betreft het schoonmaken van sloopstanks en -ruimen van ladingrestanten (chemicaliën) m.b.v. koud en warm water en/of stoom. Hierbij ontstaat verontreinigd waswater wat in de waterzuivering wordt behandeld (zie figuur 4.8.1). Daarnaast worden aan de steiger ladingrestanten (slobs) en andere scheepsafvalstoffen ingenomen. Ook kunnen sloopstanks ontgast en/of geïnertiseerd (met stikstof) worden.

Capaciteit

De capaciteit voor scheepsreiniging zal in de voorgenomen activiteit niet toenemen.

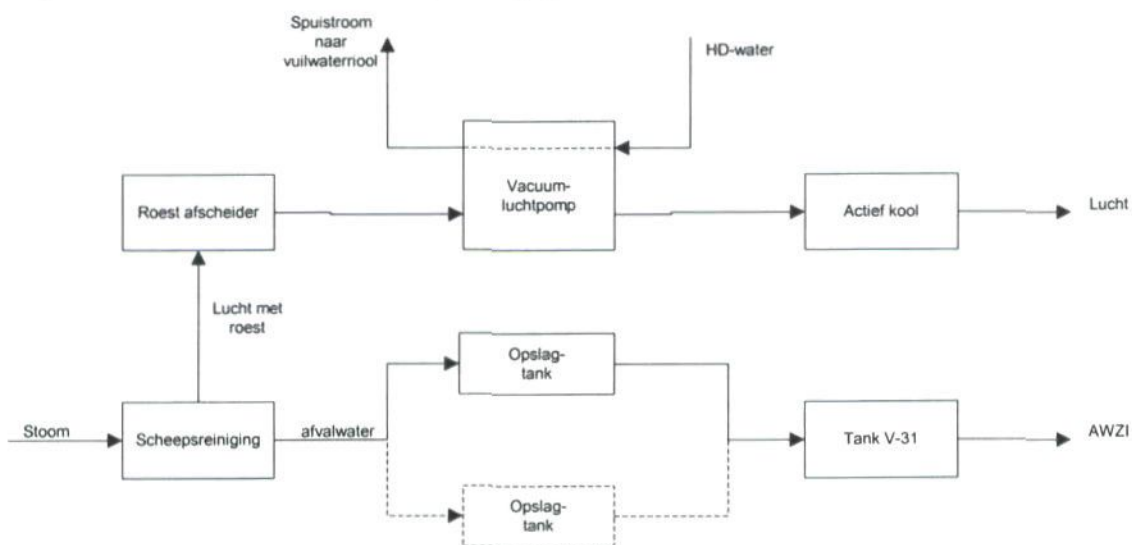
4.8.2 Procesbeschrijving scheepsreiniging

In deze paragraaf volgt een beschrijving van de verschillende scheepsreinigingswerkzaamheden:

- legen van sloopstanks;
- verwijderen van restproduct uit ladingstanks (vloeibaar of vast);
- wassen van de sloopstanks en -ruimen;
- ontgassen, ventileren en/of inertiseren van de sloopruimen.

In onderstaande figuur 4.8.1 is het processchema van de scheepsreiniging weergegeven.

Figuur 4.8.1: Processchema scheepsreiniging



4.8.2.1 Legen van slobtanks

Slobtanks zijn opslagtanks die doorgaans op het dek van een schip zijn geplaatst voor het opvangen van ladingrestanten. De inhoud van slobtanks bestaat uit een mengsel van vloeibare organische afvalstoffen, al dan niet gemengd met water. De slobb worden na acceptatie naar de SBS-receptietanks verpompt. Indien niet voldaan wordt aan de acceptatiecriteria voor SBS wordt de betreffende partij verpompt naar een opslagtank voor doorvoer naar derden.

4.8.2.2 Verwijderen van restproduct uit ladingstanks

Scheepstanks kunnen niet geheel door de productpompen worden leeggepompt. De hoeveelheid vloeibare of vaste ladingrestant kan variëren van enkele tientallen liters tot enkele kubieke meters en wordt bij ATM verwerkt of doorgevoerd naar derden. De ladingrestanten, soms verontreinigd met roest, worden bij ATM met behulp van een vacuüm watteringpomp opgezogen naar een opslagtank.

4.8.2.3 Wassen van scheepstanks en -ruimten

Bij wisseling van ladingproduct, voor reparatie aan scheepstanks, etc. is het noodzakelijk dat de scheepstanks en -ruimten gereinigd worden. Het reinigen bij ATM gebeurt met een butterwashmachine die onder hoge druk (tot 20 bar), afhankelijk van viscositeit en oplosbaarheid van het restproduct, koud en/of warm (maximaal 80°C) water tegen de wand spuit. Het opwarmen van het water gebeurt met behulp van stoom, de waterdruk wordt opgewekt met behulp van twee stroomjets (heliojets).

Het waswater wordt verzameld in een scheepstank of een acceptatietank van ATM en na acceptatie naar een opslagtank verpompt. Het waswater wordt na acceptatie vervolgens in de waterzuivering verwerkt. Na reiniging worden de scheepstanks en -ruimten gedroogd door de mangatdeksels te openen.

4.8.2.4 Ventileren en/of inertiseren van de scheepsruimten (gasvrij maken)

Schepen die een vluchtige stof of een (vloeibaar gemaakt) gas vervoerd hebben, moeten veelal ontgast worden en/of geïnertiseerd. Voor het gasvrij maken van een scheepsruimte kan geventileerd worden met lucht of met stikstof. In het laatste geval wordt de scheepsruimte geïnertiseerd; dit kan ook tijdens het wassen gebeuren om vorming van een explosief damp/lucht mengsel te voorkomen.

4.8.3 Milieueffecten scheepsreiniging

4.8.3.1 Preventieve maatregelen

Water

Verontreiniging van het oppervlaktewater (Hollandsch Diep) door lekkage tijdens verpomping van schip naar land, wordt zoveel mogelijk voorkomen door toepassing van gecertificeerde slangen, die regelmatig (door een extern buro) worden

getest en gekeurd. Eventuele lekkage wordt opgevangen op het vloeistofdichte steigerbordes dat is aangesloten op het vuilwaterriool van het bedrijfsterrein. De losleidingen zijn voorzien van terugslagkleppen waardoor in geval van lekkage terugstroming vanuit de opslagtank wordt voorkomen.

Bij het reinigen van de schepen wordt voortdurend geprobeerd om het waterverbruik te minimaliseren. Tenslotte moet al het verontreinigde waswater weer in de AWZI worden behandeld. De scheepsreiniging van ATM is daarom uitgerust met waterbesparende hogedrukspuiten en er wordt zoveel mogelijk met stoom gewerkt.

4.8.3.2 Emissies naar lucht

De opslagtanks waar de inhoud van de slobtanks en ladingrestanten naar toe worden verpompt zijn aangesloten op de centrale afgasbehandeling.

Voor het afzuigen van roest wordt bij ATM een vacuümwaterpomp gebruikt. De afgezogen lucht wordt na behandeling in een actief koolfilter geëmitteerd. Bij wassing, ventilatie en/of inertisatie van organische producten met een dampspanning van meer dan 13,3 mbar (bij 25°C) wordt emissiebestrijding toegepast door de mangaten gesloten te houden, de betreffende scheepstank af te zuigen en ter vernietiging naar het centrale afgassysteem (zie 4.3.3.8) te leiden. Bepaalde producten zoals acrylaten en sommige amines en zwavelhoudende stoffen hebben zeer lage geurdrempels. Geuremissies samenhangend met de verwerking van de waswaters van hoofdzakelijk acrylaten, worden bestreden door de aansluiting van de scheepstanks op het centrale afgassysteem of door het toepassen van een geurbestrijdingsmiddel.

4.8.3.3 Emissies naar water

Het verontreinigd afvalwater dat bij scheepsreiniging ontstaat wordt verpompt naar opslagtanks ten behoeve van reiniging in de AWZI. De samenstelling van het afvalwater is zeer divers en sterk afhankelijk van de stoffen die bij de reiniging moeten worden verwijderd. De samenstelling van het afvalwater dat door ATM wordt behandeld voldoet aan de acceptatiecriteria.

Voor het afzuigen van roest wordt bij ATM een vacuüm waterpomp gebruikt. Het water dat nodig is voor de pomp wordt gerecirculeerd over een pomptankje. Ten behoeve van de pompkoeling wordt een deel van het gerecirculeerde water als spuiroom geloosd op het vuilwaterriool. Tegelijkertijd wordt evenveel suppletiewater uit het Hollandsch Diep onttrokken (voor de waterbalans is dit een verwaarloosbare hoeveelheid).

Het stoomcondensaat dat ontstaat bij de heater (voor het maken van warm water) van de scheepsreiniging wordt geloosd via lozingspunt 3 op het Hollandsch Diep.

4.9 Pyrolyse-installatie (Pyro)

4.9.1 Algemeen

De pyrolyse-installatie heeft tot doel om (steek)vaste brandbare (verf)afvalstoffen (verpakt in emballage of in bulk) via een thermisch proces te ontleden. Hierbij wordt de massa van het verwerkte afval met circa 50% gereduceerd. Het vrijkomende pyrolysegas wordt als brandstof ingezet voor de TRI. Het metaal uit de verpakkingen dat wordt teruggewonnen kan worden afgezet voor hergebruik.

In de huidige vergunde situatie bestaat de voeding van de Pyro uit de vaste afvalstoffen die ontstaan bij de waterzuivering en slibbewerking (decanterkoek en filterkoek) en de vaste afvalstoffen die ontstaan bij de verfafvalhandeling (VBI-sediment).

Het verfafval en gelegeerde chemicaliënverpakkingen (GCV) worden hierbij voorbehandeld in een verfafvalbehandelingsinstallatie (VBI), waarbij het verfafval/GCV wordt gescheiden in een teruggewonnen metaalfractie (circa 12%), kunststof-scrap (circa 13%), verfemulsie (circa 50%) en VBI-sediment (circa 25%). Het VBI-sediment wordt achtereenvolgens verder verwerkt in de Pyro.

In tabel 4.9.1 is de huidige vergunde input en de fractieverdeling van de verschillende afvalstoffen die in de Pyro mogen worden verwerkt weergegeven.

Tabel 4.9.1: Overzicht afvalstoffen bestemd voor de Pyro

Afval/reststof	Water	Organisch	Inert	Ton/jaar
VBI-sediment	20%	30%	50%	8.500
SOVI-sediment	20%	25%	55%	11.500
SBR-filterkoek	65%	20%	15%	2.000
Hoeveelheid (ton/jaar)	5.300	5.800	10.900	22.000

Vanaf mei 1999 vindt een proefverwerking plaats van Gcv/verfafval met de reguliere verwerking van SOVI-decanterkoek met als doel te onderzoeken of Gcv/verfafval beter en tenminste even hoogwaardig in de Pyro kan worden verwerkt als in de huidige minimumstandaard (MJP-GA2): de VBI. Tijdens deze proefverwerking worden uitgebreide metingen gedaan naar de effecten op en van het pyrolysegas en de kwaliteit van de afvalstoffen en het afvalwater. Gezien de huidige resultaten van de proefverwerking kan worden geconcludeerd dat Gcv/verfafval samen met SOVI-decanterkoek technisch en operationeel binnen de kaders van de vigerende vergunningen kan worden verwerkt in de Pyro. Uit de als separate bijlage bij de Wm-vergunningaanvraag bijgevoegde LCA-studie kan geconcludeerd worden dat verwerking van GCV/verfafval en vast brandbaar gevaarlijk afval tenminste even hoogwaardig kan worden verwerkt in de Pyro dan in de daarvoor vastgestelde minimumstandaarden uit het MJP-GA2.

ATM geeft er vanuit milieuhygiënisch en bedrijfskundig oogpunt de voorkeur aan om verfafval/GCV te verwerken in de Pyro. Voor de milieuhygiënische afweging hiervan wordt verwezen naar de bij Wm-vergunningaanvraag gevoegde LCA-studie.

Aard en samenstelling van de te verwerken afvalstoffen

In de voorgenomen activiteit zullen de volgende afvalstoffen in de Pyro worden verwerkt:

- intern vrijkomende (steek)vaste afvalstoffen (decanterkoek, MBR-filterkoek, intern sediment/vaste afvalstoffen uit filters, scheepstanks, tankwagens etc.);
- geleegde chemicaliënverpakkingen (GCV) en (steek)vastverfafval (verpakt of in bulk);
- overige oliehoudende en organische (steek)vaste gevaarlijke afvalstoffen (verpakt of in bulk), zoals bijvoorbeeld filterkoeken (oliehoudend), verontreinigd biologisch slib, verontreinigde kunststoffen en oliehoudende (steek)vaste afvalstoffen (afkomstig van derden).

Hiertoe wordt de installatie ten opzichte van de huidige vergunde installatie gewijzigd door het installeren van een invoersysteem en shredder voor het GCV/verfafval en verpakte afval van derden, het bijplaatsen van een tweede pyrolyse reactor en het installeren van een afscheidings- en wasinstallatie voor metaal uit de slakken.

De wijzigingen zijn (in het kader van de uitgevoerde proefverwerkingen) fysiek al gerealiseerd en zijn verder beschreven in 4.9.2.

Verfafval en geleegde chemicaliënverpakkingen (GCV) bestaan uit:

- volle/lege verf- en inktverpakkingen;
- volle/lege verpakkingen van lijmen, kitten, harsen;
- overige verpakkingen van chemicaliën.

Tabel 4.9.2: Overzicht afvalstoffen bestemd voor de Pyro

Afval/reststof	Water	Organisch	Metaal	Inert	Ton/jaar
Intern decanterkoek SOVI	25%	30%	-	45%	14.000
Overig intern sediment	25%	30%	-	45%	1.000
Gcv/Verfafval	10%	25%	20%	45%	35.000
Afval van derden	25%	30%	-	45%	10.000
Hoeveelheid (ton/jaar)	11.000	16.000	6.000	27.000	60.000

De verwerkingscapaciteit van de Pyro bedraagt circa 8 ton/h. In onderstaande tabel is de input en de fractieverdeling van de verschillende afvalstoffen die in de Pyro worden verwerkt weergegeven. Hierbij moet worden opgemerkt dat de aangegeven hoeveelheden van jaar tot jaar kunnen fluctueren. Het verwerken van MBR-filterkoek in de Pyro is afhankelijk van het aanbod aan extern afval voor de Pyro.

In de Pyro worden dus (steek)vaste afvalstoffen (intern en extern zijn qua aard en samenstelling hetzelfde) en GCV/verfafval verwerkt. De aard van deze afvalstoffen is als volgt.

Tabel 4.9.3: Overzicht aard en samenstelling verwerkte afvalstoffen

Voeding pyro	Vast brandbaar afval	Gcv/verfafval			
		Kunststof	Metaal	Verfresten	
100%	42%	12%	11%	35%	Aandeel in voeding
27%	30%	70%	--	17%	Fractie CxHy
18%	25%	--	--	21%	Fractie water
44%	45%	30%	--	62%	Fractie inert
11%	--	--	100%	--	Fractie metaal

De chemische samenstelling van de te verwerken afvalstoffen is vanwege de aard van vooral het GCV/verfafval niet eenvoudig vast te stellen, maar is (globaal) weergegeven in tabel 4.9.4.

Tabel 4.9.4: Overzicht chemische samenstelling afvalstoffen

		Intern en extern (steek)vast afval	Gcv/verfafval
	Eenheid	Samenstelling	Samenstelling
Droge stof	%	75	87
Asrest	%	45	43
KWS totaal	%	30	25
Metaal	%	0	19
PAK's	mg/kg ds	2.500	1000
EOX	mg/kg ds	150	800
S	mg/kg ds	5.000	1500
Cr	mg/kg ds	400	200
Zn	mg/kg ds	5.000	8000
Cd	mg/kg ds	10	15
Ni	mg/kg ds	300	100
Pb	mg/kg ds	2.000	3000
Cu	mg/kg ds	1.000	2000
Hg	mg/kg ds	5	2
As	mg/kg ds	10	5

4.9.2 Procesbeschrijving Pyro

Het verpakte afval wordt aangeleverd in vaten (60 l tot 200 l), in 800 l/1m³ containers/kunststofbins, of in open bulkcontainers of box-pallets (kleinverpakkingen).

De open bulkcontainers met geleegde kleinverpakkingen worden gelost in het verblikcompartiment van opslagloods 1. Boxpallets met volle kleinverpakkingen worden direct op de opvoerband van de Pyro gelost en verwerkt. Het verpakte afval, vaten of kunststofbins, worden gelost op verlaadplaats 6. Vaten en kunststofbins met vloeibare afvalstoffen (veelal oplosmiddelen en vloeibare verf) worden, alvorens verwerkt te kunnen worden in de Pyro, door middel van een afzuigunit in de vatenloods leeggezogen. Deze afgezogen vloeibare afvalstoffen worden verpompt naar opslagtank V-7 of V-8 ten behoeve van afvoer naar derden. Ook vloeibaar verfafval in bulk wordt in opslagtank V-7 of V-8 opgeslagen voor afvoer naar derden. Op verlaadplaats 6 wordt het aangeleverde verpakte afval geïnspecteerd en gesorteerd op vol en leeg en op vloeibaar en vast/sludge. Vaten en kunststofbins met vloeibare afvalstoffen die door middel van de afzuigunit moeten worden leeggezogen worden tijdelijk in afwachting hiervan aan de oostzijde van de vatenloods opgeslagen (maximaal 48 uur). De overige vaten en kunststofbins (met vast afval) worden of in de vatenloods of op het vak dagvoorraad op verlaadplaats 6 (onder overkapping) opgeslagen.

De aangevoerde afvalstoffen kunnen op verlaadplaats 6 worden voorbereid met als doel een efficiëntere interne verwerking te verkrijgen. De voorbereidingen kunnen zijn: samenvoegen, sorteren, scheiden, verkleinen of ompakken.

(Steek)vaste organische en/of oliehoudende afvalstoffen in bulk (vooral filterkoek en decanterkoek) worden via een voedingsbunker gedoseerd aan een mengschroef.

Parallel daaraan worden verfafval/GCV via een eigen voedingsband gelost en naar een shredder geleid. De vloeibare afvalstoffen zijn zoveel mogelijk uit de vaten en bins gezogen. De overgebleven restanten in de vaten/bins (vaste en pasteuze afvalstoffen) worden meegeshredderd en verwerkt in de Pyro. De bulkcontainers met volle kleinverpakkingen worden zonder tussenopslag direct gelost op de voedingsband.

GCV/verfafval en filterkoek/sediment moet in een verhouding van max. 50% - min. 50% verwerkt worden. Boven ca. 50% geeft GCV/verfafval als gevolg van aanwezige metaal- en kunststofsnippers verstoppingsproblemen.

De mengschroef zorgt voor de voeding van twee hydraulisch aangedreven plunjerpompen die de voeding via een leiding naar de beide pyrolysereactoren leiden. Deze pyrolysereactoren vormen het hart van de installatie.

Beide pyrolysereactoren beschikken over een aardgasbrander (circa 300 m³/uur aardgas), waarmee de pyrolysereactor bij het opstarten op een temperatuur van

500°C kan worden gebracht bij een zuurstofpercentage van <6 vol.%. Bij die temperatuur en zuurstofgehalte kan de voeding van de reactor starten, waarbij het afval door twee interne, naast elkaar gelegen, transportwormen door de horizontale reactor wordt gevoerd.

In de reactor ontwijken water en koolwaterstoffen uit het afval bij de hoge temperatuur. Met name de koolwaterstoffen in het vrijkomende pyrolysegas reageren in de reactor met de aanwezige restzuurstof, waardoor het zuurstofgehalte daalt tot 0%. Bij deze oxidatiereactie wordt, samen met de optredende ontledingsreacties van de koolwaterstoffen, voldoende warmte gegenereerd om de aardgasvoeding te stoppen en het proces autotherm te kunnen voortzetten. Alleen een sterke ondermaat lucht blijft toegevoerd worden, waarvan de zuurstof volledig wegreageert.

Aan de invoerzijde van de pyrolyse reactor heerst er door de warmte afkomstig van de pyrolyse reactie en oxidatiereactie een temperatuur in de gasfase van 900°C tot 1200°C. Door de overdracht van deze warmte worden de ingevoerde afvalstoffen verhit tot een eindtemperatuur van 250°C tot 500°C. Water, oplosmiddelen en lichte koolwaterstoffen verdampen bij een temperatuur van 100°C tot 300°C; hogere koolwaterstoffen als zware olie, kunststoffen e.d. verdampen en ontleden bij een temperatuurniveau boven 300°C in lichtere koolwaterstoffen en koolstof.

Aan het einde van de pyrolyse reactoren passeren het pyrolyseslakken en de metaaldelen (van verpakkingen) een pendelkleppen systeem die een sluisbarrière vormt voor intredende lucht. De slakken wordt vervolgens ontijzerd door middel van een magneetafscheider en worden in een mixer, onder toevoeging van gecondenseerd water afkomstig uit de condensatietank, gekoeld en bevochtigd (tegen stofvorming). De ijzerfractie wordt eveneens gekoeld en gereinigd met water uit de condensatietank. Beide fracties worden apart opgevangen in een container en met een laadschop naar tussenopslag getransporteerd voor tijdelijke buffering.

Het gas uit de pyrolyse reactoren wordt door waterinjectie in een quenchtoren gekoeld tot circa 50°C, waardoor een deel van de koolwaterstoffen en het vocht condenseren en een deel van de koolstofdeeltjes uit het pyrolysegas wordt gewassen. Deze koolstofdeeltjes (drijfslag) wordt door middel van een decanter van het (water)condensaat gescheiden en opgevangen in een container. Met het pyrolysegas meegesleurde residu-deeltjes bezinken in de condensatietank. De vaste koolstof- en residu-deeltjes in de condensatietank worden door middel van decanters van het (water)condensaat gescheiden en apart opgevangen in een container. Het in de decanters afgescheiden water wordt toegepast om de slakken te koelen en te bevochtigen en om de afgescheiden metaalfractie te wassen en te koelen. Het in de condensatietank opgevangen (water)condensaat wordt tevens over luchtkoelers gerecirculeerd naar de condensatietank. Het niet-gecondenseerde deel van het pyrolysegas wordt via een afgasleiding afgevoerd als brandstof naar de naverbrander (of reinigingstrommel) van de TRI ter besparing aan substituuat brandstof. Na de naverbrander van de TRI worden de afgas-

sen gereinigd in de rookgasreiniging van de TRI (zie paragraaf 4.4.4). Het pyrolysegas afkomstig uit de Pyro, bestaat uit een mengsel van vooral N₂, CO, CO₂, H₂, C_xH_y, H₂O en pure koolstofdeeltjes (C) en heeft een verbrandingswaarde van circa 7 MJ/Nm³ (droog).

Verontreinigingen in het pyrolysegas (zwavelverbindingen, chloorverbindingen, stikstofverbindingen en eventueel kwik) worden (deels) in de quenchtoren uitgewassen en komen in het condensaat terecht.

In figuur 4.9.1 is een processchema van de Pyro opgenomen.