

SCR

Bij het Selectieve Katalytische Reductiesysteem (SCR) worden de stikstofoxiden, onder invloed van een katalysator, door ammoniak gereduceerd tot moleculaire stikstof en waterdamp volgens vergelijking (1). Het katalysatormateriaal bestaat in het algemeen uit een drager (TiO_2) met daaraan toegevoegd de actieve componenten (V_2O_5 en WO_3). Van belang voor de werking van de katalysator is het (per katalysatortype verschillende) temperatuurniveau waarbij de reactie plaatsvindt. De gekozen reactietemperatuur is met name afhankelijk van het SO_2 -gehalte in de rookgassen. Afhankelijk van dit SO_2 -gehalte bedraagt de bedrijfstemperatuur van de katalysator 180-400°C.

In het zogenaamde "tail-end" systeem is de SCR-techniek geplaatst als laatste stap in de rookgasreinigingsinstallatie, waarbij de rookgassen in hoge mate zijn gereinigd van stof én gasvormige verontreinigingen. Bij een tail-end schakeling bevatten de rookgassen minder SO_2 , HCl , stof en andere verontreinigingen waardoor het risico op deactivering van de katalysator geringer is.

Bij SO_2 -gehaltenes, zoals die bij ATM voorkomen (maximaal 40 mg/m_0^3) ontstaan bij lage temperatuur ammoniumsulfaten die een deactiverende werking op de katalysator hebben. De katalysatortemperatuur dient bij toepassingen met dergelijke SO_2 -gehaltenes dan ook boven 320°C te zijn.

Het opwarmen van de rookgassen wordt in het algemeen gerealiseerd door een regeneratieve warmtewisselaar in combinatie met een externe warmtebron (indirect via stoom of direct met aardgas).

Na opwarming wordt ammonia(k) geïnjecteerd en passeren de rookgassen de katalysator waar de omzetting van NO_x plaatsvindt. Na de SCR-reactor worden de rookgassen afgekoeld, waarbij de teruggewonnen warmte in het proces wordt benut.

Voor een goed verloop van de De NO_x -reactie is een goede verdeling van de geïnjecteerde ammoniak van belang. De ammoniak die niet reageert, verlaat als slip de SCR-installatie en wordt vervolgens via de schoorsteen geëmitteerd.

Bij de verdeling van de ammoniak moet, om een goede NO_x -reductie te realiseren én NH_3 -emissie zoveel mogelijk te voorkómen, rekening worden gehouden met de heersende procescondities zoals een eventueel NO_x -concentratieprofiel, rookgassnelheidsprofiel en temperatuurprofiel.

Bij toepassing van de SCR-techniek kan bij een goed ontworpen SCR-installatie een stoëchiometrische hoeveelheid ammoniak gedoseerd worden, waarbij een voldoende hoge omzetting van NO_x plaatsvindt en de NH_3 -emissieconcentratie laag is ($< 5 \text{ mg/m}_0^3$).

Toepassing van SCR van het doekfilter van de TRI kan leiden tot een NO_x -reductie van circa 200 mg/m^3 tot circa 70 mg/m^3 (circa 65% reductie).

In het algemeen bestaat een "tail-end" SCR-installatie uit de volgende onderdelen:

- aanvoer en opslag van ammonia(k);
- rookgasopwarming;
- ammonia(k)-dosering;
- regeling van de SCR-installatie;
- SCR-reactor met katalysator.

SCR-De NO_x leidt tot ingrijpende aanpassingen van de bestaande installatie, een toename van het energieverbruik en het ammoniakverbruik en de eventuele ammoniak-emissie. De voorkeur gaat daarom niet uit naar toepassing van SCR-De NO_x .

5.3.2 Verdere optimalisatie energieverbruik TRI

Bij ATM wordt op diverse manieren reeds een optimale energiehuishouding nagestreefd. In de huidige installatie wordt ongeveer 10% van de totale warmte-input teruggevonden en hergebruikt (warme branderlucht). In de voorgenomen activiteit zullen deze energiebeperkende maatregelen ook deel uitmaken van de voorgenomen activiteit. En stijgt dit percentage terugwinning tot circa 25%.

De belangrijkste hiervan zijn:

1. de toepassing van brandbare afvalstoffen als brandstoffen door middel van het substituu-brandstofsysteem (SBS);
2. de toepassing van de energie aanwezig in de afgassen van de Pyro-installatie; in de voorgenomen activiteit zal naar verwachting de afgasstroom van de Pyro-installatie circa 35% van de totale brandstofbehoefte van de TRI dekken;
3. toepassing van de opgewarmde lucht als verbrandingslucht in de branders van de droog- en gloeitrommel en in de naverbrander.

Via de afdekking tussen de roterende en statische delen van de droog- en gloeitrommel vindt toetreding van leklucht plaats. In de voorgenomen activiteit zal deze hoeveelheid leklucht zoveel mogelijk worden beperkt door middel van sealing. Deze leklucht wordt met de rookgassen meegevoerd en derhalve opgewarmd tot de naverbrandingstemperatuur, wat leidt tot een hoger energieverbruik, zowel in de trommel als in de naverbrander. In de huidige situatie bedraagt het zuurstofgehalte na de naverbrander circa 8 vol%. ATM streeft in de voorgestane activiteit naar een zuurstofgehalte na de naverbrander van circa 4 vol%. Als wordt aangenomen dat deze verlaging van het zuurstofgehalte is bereikt door een verlaging van de hoeveelheid leklucht die via de afdichting tussen de roterende en statische delen van de trommel toetreedt, dan zal door deze verlaging van de hoeveelheid leklucht ten opzichte van de huidige situatie een energiebesparing worden bereikt van circa 550 kg olie/uur.

De invloed van de temperatuur van de verbrandingslucht wordt door het beperken van de hoeveelheid leklucht aanzienlijk groter. In de voorgestane activiteit bedraagt, door het toepassen van voorverwarmde lucht in de branders van de trommel, de teruggewonnen energie circa 30% van de totaal benodigde energie.

Het is theoretisch mogelijk de energiehuishouding nog verder te optimaliseren. De volgende varianten kunnen hierbij worden onderscheiden:

1. toepassing van indirecte verwarming van de grond, door de trommel indirect te verwarmen met verwarmde koellucht uit een LUVVO;
2. toepassing van warmte die ontstaat bij koeling van de grond.

Ad 1: Indirecte verwarming LUVVO

De warmte uit de rookgassen kan voor een deel gebruikt worden voor indirecte verwarming van de trommel. De warme lucht wordt hiertoe door een dubbelwandige trommel gevoerd waarbij de warmte via de trommelwand aan de te reinigen grond moet worden overgedragen. Dit betekent dat geen gemetselde trommel kan worden toegepast (werkt als isolatie). Dit betekent dat het metaal van de trommel zeer temperatuurrezistent moet zijn en dit zal zeker ten koste gaan van de bedrijfszekerheid. De hoeveelheid op deze manier terug te winnen energie is verhoudingsgewijs beperkt (geraamd op circa 5% van het totale energieverbruik van de TRI). Vanwege de geringe energieopbrengst, de relatief hoge kosten voor een dubbelwandige trommel en de bedrijfsproblemen ten gevolge van een complexere installatie, wordt de toepassing van indirecte opwarming, met lucht als niet realistische variant, beoordeeld.

Ad 2: Toepassing restwarmte grond

Bij de directe koeling van gereinigde grond ontstaat stoom. Deze stoom zal in de voorgenomen activiteit via de rotoclone en silo naar de atmosfeer worden geëmitteerd.

De kwaliteit van de stoom die op deze wijze ontstaat is relatief laag (temperatuur maximaal 105°C, druk maximaal iets meer dan atmosferisch). Om hiervan nuttig gebruik te maken is verdere verhitting tot circa 180°C (10 bar) nodig. Dit vereist circa 100 kg/hr brandstof (20% van stoomketelbehoefte). In de praktijk bestaat verder het probleem dat de stoom die bij de grondkoeling ontstaat stof (afkomstig van de grond) bevat die verwijderd moet worden om verstoppingen te voorkomen. Dit gebeurt in de installatie met behulp van een rotofoon (waterwassing) waarbij veel stoom condenseert en waarna weinig stoom resteert voor hergebruik. Droge stofscheidingstechnieken (cyclonen, filtratie) worden niet toepasbaar geacht omdat het om verzadigde ("natte") stoom gaat en er onherroepelijk verstoppings- en aangroeiproblemen ontstaan in droge stofafscidders. Om die reden wordt deze warmtestroom ook als niet-herwinbaar beschouwd.

Om deze redenen wordt de toepassing van de op deze wijze geproduceerde warmte als niet haalbaar beschouwd.

Zoals al eerder vermeld wordt door ATM op diverse manieren reeds een optimale energiehuishouding nagestreefd en zullen energiebeperkende maatregelen ook deel uitmaken van de voorgenomen activiteit.

5.3.3 Hoge-temperatuur stofafscheiding voor de naverbrander van de TRI

In de voorgenomen activiteit worden de in de trommel uitgedampte en deels ontlede verontreinigingen afgezogen en naverbrand in de naverbrander. Door de afgassen radiaal in de naverbrander te blazen wordt een goede menging en turbulentie gerealiseerd, waardoor emissie van organische verbindingen wordt voorkómen.

De afgassen die in de naverbrander geblazen worden, bevatten stof. In de huidige situatie bedraagt de stofconcentratie voor de naverbrander circa 100 g/m_0^3 . Een lagere stofbelasting heeft een gunstige invloed op de werking van de naverbrander. Enerzijds leidt een lagere stofbelasting tot een geringer energieverbruik (immers het stof wordt in de naverbrander opgewarmd), anderzijds kan een lagere stofbelasting een gunstig effect hebben op de CO-, cyanide-, PAK's- en dioxine-emissie. De cyanide, PAK's en dioxine-emissie zijn echter al laag, zodat hiervan weinig emissievoordeel verwacht kan worden. De CO-emissie kan wel relevant dalen, hoewel het milieuvoordeel hiervan gering is omdat de extra CO-omzetting leidt tot extra CO₂-emissie.

Bovendien vermindert een lagere stofbelasting de aantasting van de installatie door erosie.

In de voorgenomen activiteit wordt de stofbelasting vóór de naverbrander aanmerkelijk verlaagd door het toepassen van een grotere trommeldiameter in de TRI. Hierdoor wordt de lichtsnelheid in de trommel aanzienlijk (circa een factor 2) lager dan in de huidige situatie. De lagere lichtsnelheid in de trommel leidt tot een lagere stofbelasting omdat minder stof wordt meegevoerd. De geringere hoeveelheid stof die door de luchtstroom wel wordt meegevoerd, betreft met name de lichte, kleine stofdeeltjes.

Het is theoretisch mogelijk de stofbelasting vóór de naverbrander in de voorgenomen activiteit nog verder te verlagen door middel van een nageschakeld stofafscheidingssysteem. In het algemeen kunnen dergelijke stofscheiders in de volgende categorieën worden ingedeeld:

- afscheiding op basis van massastraagheid (cycloon, multicycloon);
- filterende afscheiders (doekfilters, slangfilters);
- elektrische afscheiders (droog/nat elektrofilter);
- natte afscheiders (natte wasser).

De in een specifieke situatie toe te passen stofverwijderingstechniek is afhankelijk van de lokale omstandigheden, zoals de deeltjesgrootte van het stof, rookgastemperatuur, rookgasdebiet, vereiste afscheidingsrendement enz.

In de onderhavige situatie is met name de temperatuur van de afgassen van de trommel van belang voor de keuze van de toe te passen stofafscheidingstechniek. Omdat de temperatuur van de afgassen voor de naverbranding relatief hoog is (circa 400-600°C) kan niet volstaan worden met conventionele stofafscheidingsystemen zoals E-filters, doekfilters of natte wassers.

De uit oogpunt van temperatuur in aanmerking komende techniek is een cycloon, uitgevoerd in vuurvast materiaal. De cycloon bestaat uit een aantal parallel geschakelde units. De kamers zijn binnenin bekleed met vuurvast refractair materiaal ter verlenging van de levensduur en ter voorkoming van erosie. De stofafvangst van cycloon bedraagt normaliter 60-90%, afhankelijk van de deeltjesgrootte.

Met name bij kleine deeltjes ($< 10 \mu\text{m}$) neemt het verwijderingsrendement relatief sterk af, tot waarden in de orde grootte van 50%. Het aandeel relatief kleine stofdeeltjes ($< 10 \mu\text{m}$) bedraagt bij ATM ongeveer 20%.

Echter het belangrijkste nadeel van de toepassing van een (multi)cycloon (en andere technieken) na de trommel van de TRI heeft betrekking op aangroei van stof. De temperatuur van de afgassen van de TRI is zodanig hoog dat de stofdeeltjes "plakkerig" zijn en dat ten gevolge van "plakkerigheid" een groot risico aanwezig is op aanbakking van stof in de deze cycloon. Ook uit praktijkervaring is gebleken dat stof afscheiding door middel van een cycloon bij soortgelijke grondreinigingsinstallaties grote praktische problemen (verstoppingen e.d.) veroorzaakte.

Na de cycloonbeschouwing

Een stofafscheidingstechniek waarmee het probleem van verstoppingen voorkomen kan worden is natte wassing. Dit heeft echter grote energetische nadelen die het positieve effect op de naverbranding volledig teniet doen. Enerzijds omdat de afgassen uit de reinigingstrommel (temperatuur 400-600°C) daarmee sterk afgekoeld worden en de naverbrander evenredig meer brandstof nodig heeft. Anderzijds omdat de water/stofstroom uit de natte stofafscheider teruggevoerd moet worden in de reinigingstrommel en het water verdampt moet worden, hetgeen extra energie kost.

Vanwege de geringere stofbelasting in de voorgenomen activiteit ten opzichte van de huidige situatie, het relatief lage afscheidingsrendement voor kleine stofdeeltjes en de verwachte bedrijfsvoeringproblemen gaat de voorkeur niet uit naar de toepassing van hoge temperatuur stofafscheiding voor de naverbrander van de TRI.

5.3.4

Wijziging schoorsteenhoogte TRI

De huidige schoorsteenhoogte van de TRI bedraagt 28 meter. Ten gevolge van de warmteinhoud van de afgassen is er een zogenaamde thermische pluïmstijging waardoor de effectieve emissiehoogte wordt verhoogd met circa 80 m. Schoorsteenverhoging leidt tot een verdere verhoging van de effectieve emissie-

hoogte. Hierdoor treedt een grote mate van verdunning op. De grotere verdunning leidt tot lagere bijdragen aan de immissieconcentraties op leefniveau.

In de voorgenomen activiteit wordt de schoorsteen van de TRI verhoogd tot 60 meter.

In paragraaf 7.3.1 zijn door middel van verspreidingsberekeningen het effect van verdere (meer dan 60 meter) schoorsteenverhoging op de immissieconcentratie weergegeven.

5.4 **Varianten ten aanzien van de behandeling van afvalwater en vloeibare afvalstromen**

Ten aanzien van de behandeling van afvalwater en vloeibare afvalstoffen worden een aantal varianten uitgewerkt met betrekking tot de verwijdering van stikstof, vluchtige organische stoffen en zware metalen. Verder worden varianten gericht op de totale afvalwaterbehandeling nader bekenen.

5.4.1 Stikstofverwijdering

Voor het verwijderen van stikstofverbindingen uit afvalwater bestaat in principe een groot aantal chemische en fysische mogelijkheden.

Mede als gevolg van de relatief lage concentraties aan Nkj (<1 g/l) zijn methoden als het strippen van ammonia met behulp van lucht, of de toepassing van ionwisseling, in de praktijk niet haalbaar.

Een alternatief is het gebruik maken van biologische methoden om stikstof te verwijderen. Hierbij spelen drie microbiologische processen een rol:

- de nitrificatie, waarbij het ammonium in het afvalwater door bacteriën met behulp van zuurstof wordt omgezet in nitraat;
- de denitrificatie, waarbij bacteriën in afwezigheid van zuurstof het nitraat omzetten in stikstof. Het nitraat dient in afwezigheid van zuurstof als elektronen-acceptor voor de oxidatie van organische verbindingen (CZV);
- inbouw van stikstof in het actief slib ten behoeve van de slibgroei.

Bij de ATM vinden bovenstaande processen plaats in de MBR.

Het nitrificatieproces is het gevoeligste onderdeel van het stikstofverwijderingsproces en wordt beïnvloed door de volgende parameters:

- zuurstofgehalte, deze dient altijd groter dan 1 mg/l te zijn;
- temperatuur: de nitrificatiesnelheid neemt toe van 10°C tot 25°C à 30°C. Boven de 30°C neemt theoretisch de nitrificatiesnelheid af ofschoon voldoende ervaringen bekend zijn dat nitrificerend slib goed kan adapteren aan hogere temperaturen;
- slibleeftijd: deze dient minimaal 10 tot 15 dagen te bedragen;
- zuurgraad: de pH dient 6-9 te zijn.

Er vindt stikstofverwijdering plaats (rendement > 50%) en wordt voldaan aan de gestelde lozingseisen. Eventueel zou de aanwezigheid van stoffen zoals amines, fenolen en zware metalen een remmende invloed kunnen hebben op het nitrificatieproces. Door het hanteren van de juiste acceptatiecriteria van laatst genoemde stoffen, voorbehandelingsstappen zoals de FFU en procesbewerkingsmethode (toxiciteitstesten) wordt eventueel remming van het nitrificatieproces tot een minimum beperkt.

Het denitrificatieproces is een robuust proces dat nauwelijks extra aandacht behoeft, daar voldoende CZV aanwezig is. In de MBR-reactor is alleen een vereiste onbeluchte tijd vereist om het proces goed te laten verlopen. De ingestelde verwerkingscyclus is door de langdurige praktijkervaring optimaal ingesteld op het denitrificatieproces. De MBR voldoet aan de gestelde eisen ten aanzien van stikstofverwijdering.

Indien de inkomende stikstof te hoog zou worden voor een adequate verwerking dan kan alleen een uitbreiding van de MBR-reactorruimte (extra reactor) of een nageschakelde nitrificatie (slib-drager-systeem) uitkomst bieden. Gezien de hoge gevoeligheid ten aanzien van gesuspenderde stoffen en hoge watertemperaturen van slib-op-dragersystemen ten opzichte van actiefslibsystemen (hier MBR), blijft bij een te lage verwerkingscapaciteit van de huidige MBR's in de toekomstige situatie een uitbreiding met een zelfde zuiveringstechniek als adequaat alternatief in beeld. Uitwerking in dit MER van slib-op-dragersystemen blijft daarom verder achterwege.

Overigens geldt dat de kans op een overschrijding van de inkomende N-vracht klein is, daar het acceptatiebeleid gericht is op moeilijk afbreekbare koolstofverbindingen. Door buffering, opslag en juiste menging van de diverse influentstromen, die goed geregeld worden, is de kans gering.

5.4.2 Verwijdering VOS en VOX

De fysische chemische reactor (FCR), opgenomen in de oprichtingsvergunning van december 1994, is niet gerealiseerd. Tegen deze achtergrond dienen in het MER varianten te worden beschreven voor onder andere de (voor)behandeling van vloeibare afvalstoffen die zijn verontreinigd met vluchtige organische stoffen (VOS) en vluchtige organohalogenen (VOX). In dit MER is de FCR wel een voorgenomen activiteit.

In de FCR zijn de volgende verwijderingsprocessen verenigd:

- het strippen van vluchtige organische verbindingen uit afvalwater;
- de verwijdering van schadelijke bestanddelen uit geconcentreerde oplossingen of afvalwater door middel van chemische reacties, zoals precipitatie, oxidatie en reductie;
- neutralisatie van oplossingen en afvalwateren;
- het breken van olie / water-emulsies (emulsiebreking).

De FCR is beschreven in § 4.6.2.4. De varianten voor met name de verwijdering van VOS en VOX zijn hieronder weergegeven.

Vluchtige organische stoffen (VOS en VOX) zullen in het algemeen spontaan scheiden van een waterige fractie wegens een slechte affiniteit met een waterige omgeving. Afvalstromen die ingenomen worden met hoge concentraties aan VOS en VOX zullen middels een spontane scheiding in de opslagtank afscheiden kunnen worden. Afhankelijk van de oplosbaarheid van de specifieke organische componenten in water zal er toch nog een deel in de waterfractie bevinden. Aanwezigheid van bijvoorbeeld bipolaire en oppervlakte actieve stoffen kunnen de concentraties aan VOS en VOX in het water sterk beïnvloeden. De volgende technieken kunnen voor de scheiding en behandeling van VOS en VOX worden ingezet. Eerst volgen de technieken die reeds in de bestaande installatie zijn opgenomen, daarna volgen enkele nieuwe technieken.

Mechanische decanter

In geval van hoge concentraties in het afvalwater (enkele g/l) kan als voorbehandelingstap VOS en VOX worden verwijderd door middel van een mechanische decanter (centrifuge). De scheiding vindt plaats op basis van verschil in soortelijke massa (onder invloed van centrifugaal kracht). De techniek is bruikbaar als voorbehandelingstechniek. Voor zover van toepassing van mechanische scheiding van VOS en VOX effectief zou kunnen zijn beschikt ATM reeds over decanters in de slibverwerking. Echter deze zijn nauwelijks inzetbaar voor scheiding van de opgeloste organische fase en water. Daar in de voorgenomen activiteit reeds is voorzien in een vergaande verwijdering van (opgeloste) VOS en VOX door middel van destillatie in de FCR (rendement > 99%) blijft verdere uitwerking van deze variant derhalve achterwege.

Actief-koolfiltratie (GAC)

Bij actief-koolfiltratie worden moeilijk afbreekbare koolwaterstoffen verwijderd door absorptie aan het poreuze oppervlak van het actief-kool. De aanwezigheid van zwevende deeltjes beïnvloeden het proces nadelig. Vergaande verwijdering van zwevende delen is derhalve noodzakelijk.

Bij ATM is dit gerealiseerd door de voorgeschakelde FFU, de eventuele inzet van het zandfilter of de MBR.

Voordeel ten opzichte van de stripper in de FCR is dat lage eindconcentraties tot 0,00-0,01 mg/l mogelijk zijn. Nadeel ten opzichte van de stripper in de FCR is dat de capaciteit laag is en derhalve hoge investeringen vergt. Om deze reden wordt actief-koolfiltratie niet gezien als een reëel complete variant voor de stripper, maar alleen als een nabehandelingstap. Daar een GAC reeds als zodanig is opgenomen in de bestaande verwerkingsinstallatie is verdere uitwerking niet in dit MER aan de orde.

Grensfilmverdamping

In een grensfilmverdamer wordt het verontreinigde water naar een lucht/watermenger gepompt waar verneveling van het afvalwater plaatsvindt. Door verneveling gaan de opgeloste VOS en VOX over naar de gasfase (lucht). De lucht wordt continu afgezogen en kan verwerkt worden in bijvoorbeeld de centrale afgasbehandeling. Grensfilmverdamping is erg gevoelig voor zwevende stoffen in het water (verstopping van sproeiers) en opgeloste zouten (scaling van apparatuur). Derhalve is een voorbehandelingstap noodzakelijk (bijvoorbeeld FFU).

Het te behandelen afvalwater bij ATM kan een zoutgehalte van 5 tot 10 g/l hebben. Grensfilmverdamping is met name voor zouthoudende afvalwater zeer storingsgevoelig (vanaf zoutgehalten tussen de 2 en 5 g/l) en wordt om deze reden niet gezien als een reële variant voor de stripper in de FCR. Uitwerking in dit MER blijft daarom verder achterwegen.

Pervaporatie

Pervaporatie is een experimentele membraanscheidingstechniek waarbij aan de voedingszijde van het membraan zich het afvalwater met opgeloste vluchtige componenten bevindt en aan de permeatzijde een dampfase. Het voordeel van pervaporatie ten opzichte van strippen is, dat de vrijwel pure verontreiniging kan worden afgevoerd en verwerkt. Bij het stripproces is sprake van een hoog dampvolume, en dus een lagere concentratie aan topcomponenten aan VOS en VOX. In het geval van pervaporatie is het concentraat het permeaat, terwijl het retentaat uit gezuiverd water bestaat. Na condensatie van het permeaat scheiden water en verontreiniging zich als twee vloeistoffen in een zwaartekrachtafscheider. Het condensatiewater met daarin opgelost enige verontreiniging gaat terug naar de invoer van de pervaporatie installatie. Pervaporatie is dus alleen toepasbaar voor afvalwaterstromen met een constante samenstelling. Dit is bij ATM niet het geval, daarom niet toepasbaar. Om deze reden en het experimentele karakter blijft uitwerking van pervaporatie in dit MER achterwege.

Pertractie

Pertractie is een experimenteel membraanproces gebaseerd op solvent extractie. Het proces gebruikt een niet-dispersief membraan, dat organische componenten verwijdt van het afvalwater naar een organische extractant. De extractant en de daarin opgeloste VOS en VOX moet worden verbrand. Door een lage druk kan overdracht van VOS en VOX tussen de fases plaatsvinden. Voordelen van de methode zijn dat er geen emulsie in de waterfase ontstaat en dat het volume van het extractiemiddel klein gehouden kan worden. Vanwege het experimentele karakter van deze techniek wordt een verantwoorde praktijktoepassing bij ATM niet haalbaar geacht en uitwerking in dit MER blijft derhalve achterwege.

5.4.3 Verwijdering zware metalen

Slechts een relatief klein deel van het totale aanbod aan door ATM te behandelen afvalwater is (mede) verontreinigd met zware metalen. Momenteel vindt zware metaalverwijdering plaats in de FFU (zie § 4.6). Daarnaast vindt een rest-metalen verwijdering plaats in de MBR door biosorptie (rendement 50-90% afhankelijk van de component). Het pH-traject dat wordt toegepast is een compromis tussen optimale coagulatie-flocculatie en optimale rest-oplosbaarheid van de metalen. In de voorgenumen FCR zal tevens een voor- en nabehandeling ter verwijdering van zware metalen, middels precipitatie, kunnen plaatsvinden indien de vrachtreductie door de FFU onvoldoende is. Overige (deel)technieken die zouden kunnen worden toegepast zijn hieronder weergegeven.

Ultrafiltratie en Microfiltratie (UF, MF)

UF en MF zijn membraanfiltratieprocessen. Op basis van deeltjesgrootte kunnen vaste delen van een vloeistof worden gescheiden. Na precipitatie kunnen zware metalen middels UF en MF worden afgescheiden. De ingedikte stroom met een hoge concentratie zware metalen moet verder gedroogd worden en verwerkt worden. UF en MF kunnen een variant zijn op het bezinkingsproces in de FCR-reactor of nabehandelingstechniek. Het scheidingsproces is echter technisch complex, gevoelig voor verontreinigingen en vergt hoge investerings- en exploitatiekosten. Een ander nadeel is de gevoeligheid van sommige membraan-materiaalsoorten voor bijvoorbeeld chloor.

Om bovengenoemde redenen worden UF en MF bij ATM voor de behandeling van zware metalen praktisch niet toepasbaar geacht en komen derhalve niet in aanmerking als varianten voor de precipitatieprocessen in de FCR.

Toepassing van UF of MF wordt niet geschikt geacht voor de afscheiding van specifieke zware metalen. Toepassing van UF of MF wordt wel geschikt geacht als slibafscheidingstechniek in de bioloog. Met het afscheiden van het slib uit de bioloog door UF of MF worden tevens aan het slib gebonden zware metalen en organische stoffen (o.a. EOCi) verwijderd. Toepassing van een MF voor de afscheiding van slib uit de bioloog maakt reeds onderdeel uit van de voorgenumen activiteit. De variant UF als slibafscheidingstechniek is opgenomen voor verdere uitwerking.

Reverse Osmose

Reverse Osmose (RO) is een membraanfiltratieproces waarbij het water onder hoge druk (20-80 bar) door een membraan wordt geperst. De metaalionen kunnen niet door het membraan. Er vindt daardoor scheiding plaats van schoon water en een geconcentreerde brijn. De brijn moet verder ontwaterd worden met behulp van indampstechnieken. De zuiveringstechniek is gevoelig voor verontreiniging van vaste delen en organische verontreiniging, waardoor een goede voorbehandeling noodzakelijk is.

Met RO zijn in principe hoge afscheidingsrendementen realiseerbaar. Echter uitgaande van de lozingseisen en een goede werking van de FFU en MBR zijn hoge afscheidingsrendementen niet noodzakelijk.

Evenals UF en MF kan RO een variant zijn voor het bezinkingsproces van de FCR. Echter ook hier geldt een hoge gevoeligheid voor verontreinigingen. Verder is sprake van een zeer hoog energieverbruik ten behoeve van de drukopbouw (circa 5-20 kWh/m³ afvalwater).

Op basis van bovenstaande wordt deze techniek niet haalbaar geacht en blijft verdere uitwerking in dit MER achterwegen.

5.4.4 Varianten voor de totale afvalwaterbehandeling

Algemeen

De totale afvalwaterbehandeling van ATM bestaat uit diverse be- en verwerkingsprocessen die zowel afzonderlijk toegepast kunnen worden op specifieke deelstromen alsook in een combinatie waarbij de volgorde afhankelijk is van de complexiteit en samenstelling van de te behandelen vloeibare afstroom respectievelijk het te behandelen afvalwater. Elk van de deelprocessen kan worden beschouwd als stand der techniek.

Een breed spectrum aan mogelijk voorkomende verontreinigingen kunnen door de (combinatie van) de deelprocessen worden verwijderd. ATM beschikt hiermee over de nodige flexibiliteit om de verscheidenheid aan afvalwaterstromen op maat te kunnen behandelen, zodanig dat een voldoende effectieve behandeling wordt gerealiseerd om te voldoen aan te stellen lozingseisen. De deelprocessen en hun specifieke verwijderingsrendementen vormen daarbij een samenhangend geheel met de acceptatie- en verwerkingscriteria.

Varianten voor de relevante deelprocessen zijn reeds hierboven behandeld dan wel reeds in het bestaande MER (HASKONING (1993)) besproken. Verdere behandeling van varianten voor de behandeling van deelstromen in de afzonderlijke deelprocessen wordt derhalve niet zinvol geacht.

Onderstaand wordt daarom ingegaan op mogelijke varianten voor de totale afvalwaterstroom. De varianten richten zich met name op die stoffen in het afvalwater die belangrijk zijn met betrekking tot de lozingseisen zoals zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen (EOCI/VOCI) en cyaniden.

Een nabehandeling van het afvalwater moet er dan ook op gericht zijn om eventuele piekconcentraties te verwijderen. Een voorwaarde van een nabehandeling is dat het effluent gebufferd kan worden waardoor behandeling van een gelijkmatige stroom water mogelijk wordt. ATM heeft in principe voldoende opslagcapaciteit. In de lozingssituatie kan effluentbuffering en nabehandeling doelmatig zijn.

UF en MF

Voor de beschrijving van deze membraantechniek wordt verwezen naar de voorgaande paragraaf. Naschakeling van UF kan een vermindering van CZV, in de vorm van zwevende stof en grote organische verbindingen bewerkstelligen (alle deeltjes groter dan $0,001\ \mu$ - $0,5\ \mu$; alleen water, zouten en laagmoleculaire C2-verbindingen worden doorgelaten). UF kan worden gezien als een mogelijke aanvullende behandeling voor de totale afvalwaterstroom.

Toepassing van UF of MF wordt niet geschikt geacht voor de afscheiding van specifieke organische stoffen. Toepassing van UF of MF wordt wel geschikt geacht als slibafscheidingstechniek in de bioloog. Met het afscheiden van het slib uit de bioloog door UF of MF worden tevens aan het slib gebonden zware metalen en organische stoffen (o.a. EOCi) verwijderd. Toepassing van een MF voor de afscheiding van slib uit de bioloog maakt reeds onderdeel uit van de voorgenomen activiteit. De variant UF als slibafscheidingstechniek is opgenomen voor verdere uitwerking.

Nanofiltratie

Nanofiltratie (NF) is een membraanfiltratie proces waarbij deeltjes vanaf een molmassa van circa 200 kg/kmol kunnen worden afgescheiden. Organische verbindingen zoals kleurstoffen, EDTA en PAK's en zouten van meerwaardige metalen kunnen middels NF worden afgescheiden. De ingedikte stroom met een hoge concentratie moet verder gedroogd worden (mogelijk via een indampstechniek) en verwerkt worden. Zeer lage eindconcentraties van enkele mg CZV/l zijn in principe mogelijk. De zuiveringstechniek is gevoelig voor verontreiniging van vaste delen en organische verontreiniging, waardoor een goede voorbehandeling noodzakelijk is. Naschakeling van NF kan een sterke vermindering van CZV en bovenstaande verbindingen zoals PAK's bewerkstelligen. Bij toepassing van NF zijn CZV-rendementen van 90% of hoger eenvoudig realiseerbaar. Hiermee zou een besparing in heffing kunnen worden bewerkstelligd van circa f 15.000,-/d. De exploitatiekosten van NF kunnen variëren van f 10.000,- tot f 20.000,-/d.

Nanofiltratie kan worden gezien als een mogelijk aanvullende behandeling voor de totale afwaterstroom. Deze variant is derhalve opgenomen voor verdere uitwerking.

Chemische oxidatie (o.a. van EOCi/VOCi en cyaniden)

Voor de verwijdering van niet- of slecht biologisch afbreekbare organische verbindingen kan chemische oxidatie uitkomst bieden. Er zijn tot op heden twee gangbare chemische oxidatietechnieken voorhanden, namelijk het H_2O_2 /UV-proces en het Ozon/UV-proces. Bij het H_2O_2 /UV-proces wordt H_2O_2 als reagens toegepast en UV-straling als katalysator. Het Ozon/UV-proces is evenals het H_2O_2 /UV-proces een gekatalyseerd oxidatieproces met dien verstande dat Ozon als reagens wordt toegepast. Voor de afbraak van genoemde componenten is deze techniek efficiënt. Het afbraakproces verloopt snel en is goed controleerbaar. Het oxidatieproces verloopt via radicalen, waardoor een groot scala van verontreinigingen, zoals organische zuren, pesticiden, gehalogeneerde koolwa-

terstoffen, gecomplexeerde metalen, cyaniden e.d., wordt omgezet in onschadelijke biologisch afbreekbare verbindingen. Als belangrijkste eindproducten worden CO₂ en H₂O gevormd. Voor specifieke afvalwaterstromen is de techniek optioneel opgenomen in de VA bij de FCR. De techniek zou ook voor de volledige afvalwaterstroom kunnen worden ingezet als variant voor de MBR of als nabehandeling voor het biologisch gezuiverde effluent van de MBR.

Verwerking van de totale afvalstroom van ATM middels chemische oxidatie levert een vergelijkbaar resultaat op als verwerking met behulp van de MBR. Omdat de MBR reeds aanwezig is en het slib van de MBR reeds zeer goed geadapteerd is aangaande de conversie van biologisch moeilijk afbreekbare componenten, blijft verdere uitwerking in dit MER achterwege. Overigens is de exploitatie voor het toepassen van chemische oxidatie minimaal 3 à 4 keer duurder dan de MBR-techniek.

Middels chemische oxidatie als nabehandelingstechniek kan het CZV-gehalte in het effluent worden verlaagd van 2.500 mg/l naar 300 mg/l. Het totale CZV-rendement van de biologische zuivering kan hierdoor worden verhoogd van 90% naar 98%. Omdat het in de MBR gezuiverde water wordt geloosd op de RWZI Bath waar reeds een biologische (na)zuivering plaatsvindt, lijkt de extra behandeling van het MBR-effluent met chemische oxidatie niet doelmatig. Verdere uitwerking van deze variant vindt daarom niet plaats.

Overigens zullen de exploitatiekosten voor nabehandeling middels chemische oxidatie hoger zijn dan de vermindering van de kosten die gemoeid zijn met de lozingsheffing. Zo kan er circa f 10.000,--/d aan heffing worden bespaard, terwijl de bedrijfsvoeringskosten van het chemische oxidatieproces bij continu bedrijf kunnen variëren van f 15.000,-- tot f 100.000,--/d.

Natte lucht oxidatie

Bij natte lucht oxidatie worden onder verhoogde druk en temperatuur organische verbindingen met behulp van zuurstof geoxideerd tot kleine koolwaterstoffen en water en kooldioxide. De reacties verlopen via radicaalmechanismes. Anorganische verbindingen worden niet afgebroken, terwijl gechloreerde koolwaterstoffen afgebroken worden tot halozuren en kleine koolwaterstoffen. Omzettingen van 70% tot 80% van het CZV gehalte zijn haalbaar. Natte oxidatie wordt vaak toegepast in combinatie met biologische zuivering omdat door middel van natte oxidatie moeilijk afbreekbare verbindingen worden omgezet naar beter afbreekbare verbindingen. Hierdoor wordt het zuiveringsrendement van de biologische zuivering verhoogd.

De MBR komt tot aanzienlijk hogere CZV-reducties. De natte lucht oxidatie techniek wordt derhalve als niet doelmatig beschouwd en in dit MER niet verder uitgewerkt.

5.4.5 Variant op de afgasbehandeling van de reactoren: beluchting met zuivere zuurstof

Algemeen

Twee van de vier reactoren van de biologische zuivering worden bedreven met zuivere zuurstof in plaats van met buitenlucht of met zuurstofverrijkte buitenlucht. Een belangrijk voordeel is het geringe afgasdebiet en daarmee ook een beperking van de geuremissie. Daar staan echter hogere exploitatiekosten tegenover vanwege de inkoop van de zuivere zuurstof. Een ander nadeel is dat bij het vervallen van beluchting met lucht de menging van de reactoren sterk vermindert, wat gecompenseerd moet worden met extra rondpompcapaciteit over de reactoren.

Emissies naar lucht

De hoeveelheid ingevoerd zuurstof is gemiddeld circa 250 m³/h per reactor. Het afgas bestaat dan voornamelijk uit koolzuur en de niet gebruikte zuurstof. Vanwege het geringe gasdebiet zal de overdracht van geurcomponenten of andere vluchtige verbindingen van de waterfase naar de gasfase beperkt blijven. Dit is ondermeer aangetoond bij recent uitgevoerde geuremissiemetingen, waarbij de geuremissie van met buitenlucht bedreven reactoren zijn vergeleken met de geuremissie van met zuivere zuurstof bedreven reactoren. Tijdens de vulfase was de geuremissie onder bedrijf met zuivere zuurstof circa 17 maal lager en tijdens de beluchtingsfase circa 12 maal lager. Voor andere gasvormige componenten, behalve koolzuurgas, mag eveneens een lagere emissie verwacht worden.

Door het bedrijven van alle MBR-reactoren met zuivere zuurstof wordt de totale geuremissies uit de bioloog met circa 90% gereduceerd.

In tabel 5.4.1 zijn de geuremissies weergegeven voor de situatie dat alle vier de MBR-reactoren worden bedreven met zuivere zuurstof.

Tabel 5.4.1: Geuremissie bij beluchting alle MBR-reactoren op zuivere zuurstof

Bron	Gemiddeld debiet (m ³ /uur)	Gemiddelde geurconcentratie (ge/m ³)	Geuremissie (10 ⁶ ge/uur)
MBR	1.000	60.000	60

Het effect van het bedrijven van de vier MBR-reactoren op zuivere zuurstof op de geurimmissie is verder uitgewerkt in hoofdstuk 7.3.3 van dit MER.

5.4.6 Variant op de afgasbehandeling van de reactoren: afvoer naar stoomketel

Algemeen

De afgassen afkomstig van de reactoren van de toekomstige MBR worden geëmitteerd naar de atmosfeer. De samenstelling van deze afgassen is weergegeven in de tabellen 4.10.1 en 4.10.2. Als variant kunnen deze afgassen via een leiding naar de stoomketel worden afgezogen. In de stoomketel wordt het afgas

dan gebruikt als branderlucht. De organische verbindingen (C_xH_y) en de geurcomponenten worden daarbij geoxideerd en als rookgassen van de stoomketel afgevoerd.

Doelstelling van deze variant is het verlagen van de geuremissie en het verminderen van de uitstoot van koolwaterstoffen.

Emissies naar lucht

De rookgassen van de stoomketel worden met een temperatuur van 200°C afgevoerd door een schoorsteen van 26 meter hoog. Bij maximale belasting van de stoomketel bedraagt het maximale debiet 22.500 m³/uur (bij 3% O₂) bij een brandstoftoevoer van 1.500 kg/uur en het gemiddelde afgasdebiet 10.000 m³/uur (bij 3% O₂) bij een brandstoftoevoer van 650 kg/uur.

De reactoren van de biologische zuivering (MBR) worden belucht met een gemiddeld luchtdebiet van circa 5.300 m³/h. Deze lucht wordt vooraf verrijkt met zuivere zuurstof. Het CZV-gehalte wordt deels verlaagd via de verwijdering van slib en deels door de biologische omzetting. Op basis van metingen in de praktijk is aangetoond dat het zuurstofomzetrendement circa 70% is en dat de zuurstofconcentratie van het afgas rond de 18% ligt. Uitgaande van een gemiddeld luchtdebiet in de reactoren van 5.300 m³/h en een gemiddeld branderluchtdebiet van 10.000 m³/uur zal de zuurstofconcentratie van de branderlucht iets lager zijn dan normaal, maar geen relevant effect hebben op de samenstelling van de afgassen.

De toevoer van koolwaterstoffen (0,12 kg/uur) via de afgezogen lucht van de reactoren van de MBR heeft vrijwel geen invloed op de regeling van de brandstoftoevoer (gemiddeld 650 kg/uur) noch op de samenstelling van de afgassen. De geurcomponenten zullen grotendeels worden geoxideerd.

Het vochtgehalte van de lucht afkomstig van de reactoren heeft een vochtgehalte van circa 40 g/m³. Behalve in de leiding van de biologische zuivering naar de brander van de stoomketel (condensvorming), levert het condensaat naar verwachting problemen op met de brandstof/lucht regeling bij lage belasting van de stoomketel (weinig verbruik van branderlucht).

Het vernietigingsrendement voor koolwaterstoffen en geurcomponenten van de stoomketel bedraagt meer dan 99,9%.

In tabel 5.4.2 zijn de geuremissies weergegeven voor de situatie dat de beluchtingslucht van de MBR-reactoren worden nabehandeld in de stoomketel.

Tabel 5.4.2: Nabehandeling afgassen MBR in stoomketel

Tabel bron	Gemiddeld Debiet (m ³ /uur)	Gemiddelde Geurconcentratie (ge/m ³)	Geuremissie (10 ⁶ ge/uur)
MBR	5.300	110	0,6

Het effect van nabehandeling van de afgassen van de MBR in de stoomketel op de geurimmissie is verder uitgewerkt in hoofdstuk 7.3.4 van dit MER.

5.5 Variant voor behandeling geleegde chemicaliën verpakkingen en verfafval

5.5.1 Algemeen

De voorgenomen activiteit gaat uit van verwerking van verfafvalstoffen en geleegde chemicaliën verpakkingen (GCV) in de pyrolyse-installatie (Pyro). Hoewel ATM momenteel beschikt over een installatie voor het verwerken van verfafvalstoffen en geleegde chemicaliën verpakkingen (GCV), geeft ATM in milieuhygiënisch, arbotechnisch en bedrijfsmatig opzicht er de voorkeur aan om dit afval voortaan in de Pyro te verwerken en de bestaande VBI buiten bedrijf te stellen. De milieuhygiënische afweging wordt ondersteund door een LCA studie waarin de milieueffecten van beide verwerkingsalternatieven zijn vergeleken.

Voor de bestaande VBI, gebaseerd op een spoeltechniek, is reeds vergunning verleend, zodat het kan worden beschouwd als een reële variant op de Pyro.

In de navolgende paragrafen zal eerst een procesbeschrijving worden gegeven van de bestaande VBI. Vervolgens wordt ingegaan op de milieuhygiënische aspecten en tenslotte op de uitgevoerde LCA studie.

5.5.2 Procesbeschrijving

De volgende afvalstromen worden in de VBI verwerkt:

- organisch en waterig verfslib, aangeleverd in vaten en in bulk;
- organische en waterige oplosmiddelen, aangeleverd in vaten en in bulk;
- verblikken en ander afval, afkomstig uit het ingezamelde klein gevaarlijk afval (KGA) en bedrijfsafval, aangeleverd in vaten en containers;
- geleegde chemicaliën verpakkingen;
- met verf vergelijkbare afvalstoffen (inkten, lijmen, bitumen en dergelijke).

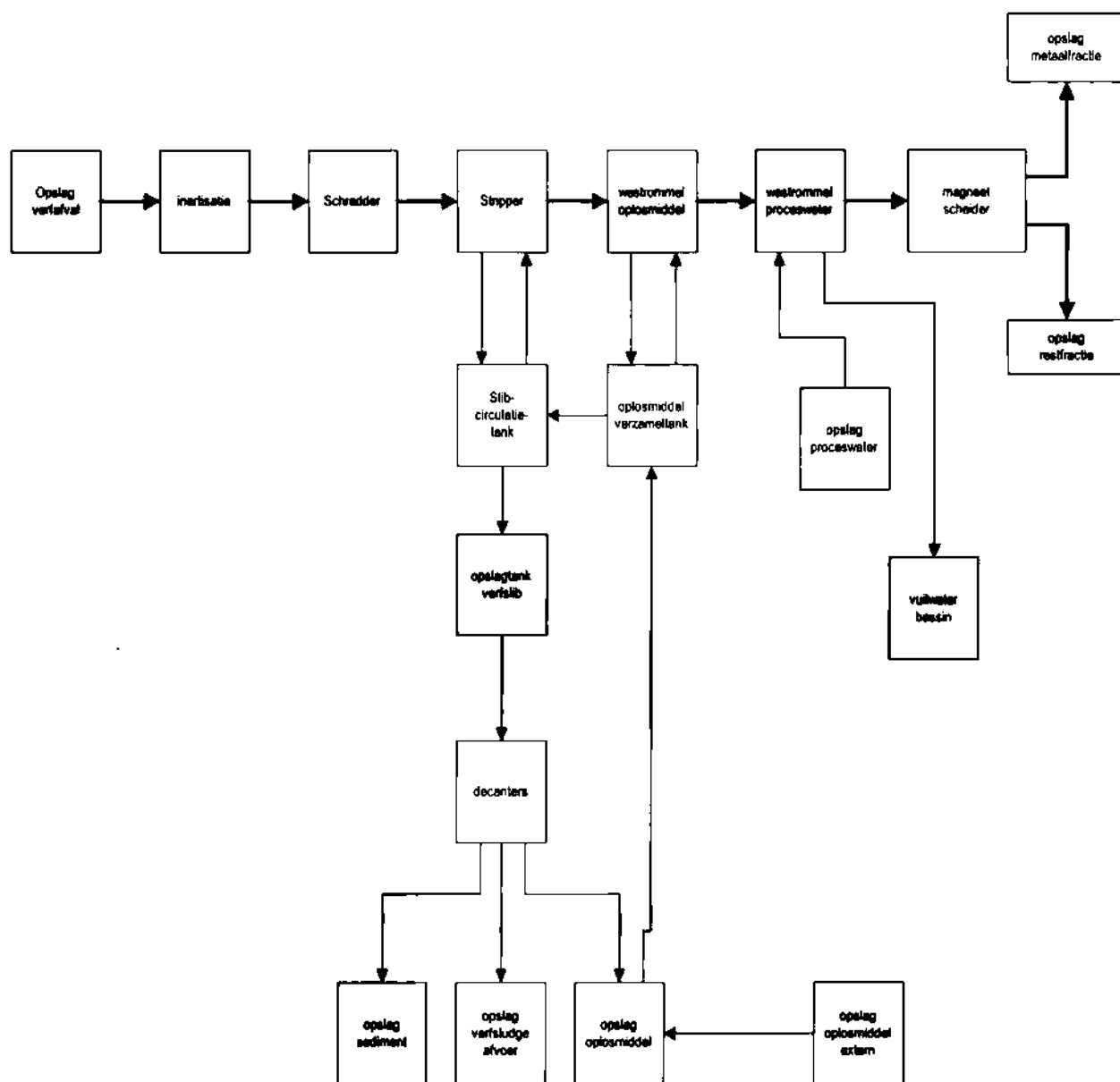
In de VBI worden verfafvalstoffen door middel van een shredder- en spoelproces gescheiden in vier reststromen:

- metaalfractie t.b.v. recycling;
- kunststoffractie ten behoeve van recycling cq. verwerking in de Pyro;
- brandbare emulsie van verfslib/oplosmiddelen/water ten behoeve van externe verwerking;
- vast verfafval (o.a. decanterkoek).

De opzet van de VBI is er tevens zoveel mogelijk op gericht om herbruikbare (verpakkings-)materialen te kunnen terugwinnen.

Het processchema van de VBI is opgenomen in figuur 5.5.1. De procesvoering is *volledig geautomatiseerd en wordt gestuurd vanuit de controlekamer van de VBI.*

Figuur 5.5.1: Processchema VBI



Het verpakte verfafval wordt aangevoerd per vrachtauto en direct gelost bij de VBI. Daar worden de aangeleverde verfafvalstoffen omgepakt in een emballage vorm die in de installatie kan worden ingevoerd (de VBI is zodanig ontworpen en uitgevoerd dat de verfafvalstoffen (inclusief GCV) in metalen 800 l containers of 200 liter drums, in de installatie moeten worden ingevoerd).

De aangevoerde (waterige) oplosmiddelen (solventen) in bulk alsmede vaten of containers met vloeibare verfafvalstoffen worden leeggezogen en opgeslagen in tanks.

Afvalstoffen die bij verwerking in de VBI procestechnische problemen veroorzaken, zoals bijvoorbeeld het ontstaan van verstoppingen en aangroeiingen, maar die vanwege hun fysisch/chemische samenstelling uiteindelijk toch in de emulsie terecht zullen komen, worden uit de tussenopslag genomen en overgebracht in een aparte opslagtank.

De VBI bestaat uit drie lijnen (A-lijn, T-lijn en M-lijn) voor het shredderen en wasen van verfverpakkingen. De A- en de T-lijn zijn geschikt voor de invoer van metalen 800 liter bins, de M-lijn voor het bewerken van 200 liter drums.

De containers die in de A- en T-lijn worden ingevoerd worden gelegd in de trechter. De sluis gaat open en het verpakte verfafval valt in de shredders die zijn geïnertiseerd. De drums worden in de M-lijn horizontaal in een inertisatiekamer gebracht. De inertisatiekamer wordt geïnertiseerd (de kamer wordt gespoeld met stikstof tot <6% O₂), waarna de vaten verder gaan naar de shredder. Het aantal batches kan via de computer worden ingesteld. Bij elke nieuwe invoer van een container wordt de shredderkamer geïnertiseerd.

Als de batch geshredderd is valt het materiaal in de stripper en wordt het materiaal gewassen met solventen. Elke lijn heeft haar eigen circulatietank voor de te gebruiken solventen. De solventen worden regelmatig ververs.

Na de stripper gaat het geshredderde materiaal naar de wastrommel. Het 'vuil' dat op het geshredderde materiaal aanwezig kan zijn, wordt met oplosmiddel losgespoten. Het vervuilde oplosmiddel wordt verpompt naar de solventenverzamelbak. De vervuilde solventen (verfsludge) worden vervolgens verpompt naar opslagtanks.

Het geshredderde materiaal wordt in een trommel met (afval)water nagewassen. Het vervuilde waswater wordt afgevoerd naar de AWZI. Het geshredderde materiaal wordt met behulp van een magneetband gescheiden in een metaalfractie en een kunststoffractie en opvangen in containers.

De verfslude wordt in centrifuges gebracht, waarin een scheiding plaatsvindt in 3 fasen:

1. vast sediment;
2. dun vloeibare oplosmiddelen (viscositeit < 200 c_p);
3. dikke vloeibare oplosmiddelen (viscositeit < 600-1500 c_p).

Het vaste sediment wordt in de Pyro nabehandeld. Het dunne oplosmiddel als oplosmiddel (her)gebruikt in het wasproces van de VBI. Het dikke oplosmiddel wordt opgeslagen voor afvoer naar derden.

5.5.3 Milieuhygiënische aspecten

Emissies naar lucht

De shredders, strippers, wastrommels, dagtanks en oplosmiddeltanks zijn geheel gesloten en aangesloten op een interne dampbalansleiding met afvoer naar het centrale afgassysteem. Het gemiddelde koolwaterstoffenaanbod aan het centrale afgassysteem is 12 kg/uur.

De operationele en diffuse koolwaterstoffenemissie van de verfafvalopslag en -verwerking bedraagt 1,6 kg/uur en 13 ton/jaar.

Emissies naar water

Het gebied waar het ompakken van verfafvalstoffen plaatsvindt wordt 1x per dag aangespoten met gereinigd afvalwater of met HD/leidingwater. De totale hoeveelheid spuitwater bedraagt circa 10.000 m³/jaar.

De VBI is een overdekte installatie. Het regenwater van de daken wordt op het vuilwaterriool geloosd.

Het wasproces van de VBI gebruikt geen water behalve voor de (laatste) nawassing van het kunststof- en metaalscrap. Dit afvalwater (5-10 m³/uur) wordt via een opslagtank in het vuilwaterbassin gepompt en in de waterzuiveringsinstallatie verwerkt. De gemiddelde samenstelling van het waswater van de VBI is opgenomen in tabel 5.5.1.

Tabel 5.5.1: Maximale en gemiddelde samenstelling waswater VBI

VBI	Eenheid	Maximaal	Gemiddeld
CZV	mg/l	71.000	20.000
N-Kj	mg/l	950	380
VOCi	mg/l	160	36
EOCi	mg/l	18	2
Cd	ug/l	60	13
Hg	ug/l	33	11
Zware metalen	mg/l	19	4

Zware metalen: Cr, Zn, Ni, Cu, As

Emissies naar bodem

Om de bodem te beschermen tegen mogelijke verontreiniging zijn de vloeren van het procesgebouw, handlingsruimte van de VBI en verlaadplaatsen van beton en uitgevoerd als vloestofdichte bak. De wegen rond de VBI zijn volledig geasfalteerd.

Veiligheidsvoorzieningen

Ter voorkoming van brand en/of explosie is de procesinstallatie geheel (met in- en uitvoersluizen) gesloten uitgevoerd en wordt onder stikstof (max. 6% (vol)) O₂ bedreven. De installatie-onderdelen zijn voorzien van overdrukventielen. De shredders zijn voorzien van naar buiten afblazende explosiebeveiligingen.

De procesinstallatie staat in een geforceerd geventileerd, gesloten gebouw. Het gehele gebouw en de tanks in tankput D zijn voorzien van een sprinklersysteem, waaraan blusschuim is toegevoegd. De scheidingswanden tussen het procesgebouw en controlekamer/kantoren en de muren om verlaadplaats 7 zijn uitgevoerd als brandmuren (60 minuten).

Geluidemissie

In het procesgebouw van de VBI heerst een geluidniveau in de hal van 85 dB(A). Geluidbronnen bij de VBI-laagbouw zijn het:

- vallen van metaalsnippers;
- diverse installatie onderdelen;
- de heftruck;
- containerhandling.

Deze bronnen zijn in het als separate bijlage VI bij dit MER toegevoegde akoestisch onderzoek meegenomen.

Afval-/reststoffen

In tabel 5.5.2 zijn de aard, bestemming en maximale hoeveelheden van afval-/reststoffen aangegeven, die vrijkomen bij de verfafvalverwerking.

Tabel 5.5.2: Overzicht maximale hoeveelheden afval- en reststoffen VBI

Omschrijving	Aard	Fractieverdeling	Bestemming
Metaalfractie	Metaalsnippers met maximaal 1 gewichts-% verfstoffen	12%	afvoeren voor recycling
Kunststoffractie	Mengsel van snippers van verschillende soorten kunststof	13%	Pyro
Emulsie	emulsie van verfslib, oplosmiddelen en water	50%	Extern verbranden
Vast afval	afval bestaande uit verfresten, zand, glas en andere vaste delen	25%	Pyro

5.5.4 LCA studie

In het kader van de voorbereiding voor voorliggende MER, heeft ATM bekeken of er voor de verwerking van verfafval en GCV varianten zijn die vanuit milieuhygiënisch oogpunt hoogwaardiger zijn dan verwerking van verfafval en GCV in een VBI gevolgd door (eind)verwerking van de reststromen. Een reële variant in dit kader was de verwerking van verfafval en GCV direct in de Pyro. In de Pyro worden thans reststoffen uit de VBI, de SOVI en eventueel de MBR verwerkt.

In de LCA is een vergelijking gemaakt tussen de bovenbeschreven verwerkwijze voor verfafval en GCV en de minimum standaarden. De minimum standaard, ook wel het nul-alternatief (NA) genoemd, wordt beschouwd als referentie-methode voor de wijze van verwijderen van een categorie afvalstof zoals vastgelegd in het Meerjarenplan gevaarlijk afval (MJP-GA) en het milieueffectrapport (MER) behorend bij het Meerjarenplan gevaarlijke afvalstoffen II (MJP-GA II).

De vergelijkingsmethode is analoog aan de methode in het Milieueffectrapport (MER) behorend bij het Meerjarenplan gevaarlijke afvalstoffen II (MJP-GA II). Met behulp van een LCA zijn de milieuingrepen (emissies, energie en afval) en milieueffecten (invloed op milieuthema's) bepaald. De milieuthema's zijn humane toxiciteit, ecologische toxiciteit, broeikaspotentieel, ozonuitputtingspotentieel, smogvorming, verzuringspotentieel, vermestingspotentieel, volume uitputting en energiegebruik.

Om te kunnen vergelijken zijn deze milieueffecten genormaliseerd en gewogen. Het resultaat is een gewogen score die een maat is voor het totale milieueffect: hoe kleiner de score, hoe geringer het milieueffect.

Geconcludeerd wordt dat de verwerking van verfafval en GCV in de Pyro tenminste gelijkwaardig is aan het nul-alternatief (de minimum standaard) zoals gedefinieerd in het MER MJP-GA II.

Behalve de LCA-vergelijking van verwerking van GCV en verfafval in de Pyro (Pyro) versus de VBI (minimumstandaard) is ook een kwalitatieve vergelijking

van de huidige verwerkingswijze (VBI + Pyro) en deze variant (alleen Pyro) relevant (met name voor de milieueffecten van uitsluitend de ATM-inrichting). In de huidige verwerkingsoptie wordt het GCV en verfafval in de VBI gescheiden in metaal, kunststofafval, vast sediment en vloeibaar verfemulsie (oplosmiddelen). Het kunststofafval en het vaste sediment worden in de Pyro verder verwerkt, terwijl het metaal voor hergebruik wordt afgevoerd en de verfemulsie extern wordt verbrand.

Verwerkingstechnisch betekent dit het volgende:

- vervallen van de toepassing (in de VBI) van bulkoplosmiddelen voor het spoelproces van de VBI, hetgeen resulteert in een lagere verfemulsie reststroom;
- voor de Pyro betekent dit dat naast de kunststoffractie en de vaste fractie van het verfafval ook de metaalfractie en een (geringe) hoeveelheid vloeibaar verfafval in de Pyro wordt verwerkt. Omdat de metaalfractie in de Pyro weinig extra warmte vraagt en zich inert (geen emissies) in de Pyro gedraagt, is de meeverwerking hiervan weinig milieurelevant. De metaalfractie wordt aan het einde van het Pyro-proces apart afgescheiden het residu ten behoeve van afvoer voor hergebruik;
- de fractie vloeibaar verfafval (afkomstig uit verblikken e.d.) dat extra aan de Pyro wordt toegevoerd heeft wel een relevante invloed op het proces. De (mee-)verwerking hiervan vraagt warmte en levert extra emissie en waterproductie op. Echter omdat de hoeveelheid vloeibare fractie gering (circa 10%) is ten opzichte van de hoeveelheid vloeibaar verfafval in de VBI (waarin ook bulkoplosmiddelen nodig waren) is het effect op de totale Pyro-emissie en waterproductie ook gering.

Voor de ATM-inrichting ontstaan daarom de volgende milieuvoordelen wanneer GCV en verfafval direct in de Pyro worden verwerkt en de VBI daarvoor buiten bedrijf te stellen:

- vervallen van een groot deel van de verfemulsiereststroom (ten gevolge van het vervallen van de spoeloplosmiddelen);
- vervallen van de luchtemissie en wateremissie (naspoelen van de metaal- en kunststoffractie) van de VBI en een beperkte (geringere) toename van de luchtemissie en wateremissie van de Pyro;
- vervallen van het energieverbruik (elektriciteit) van de VBI. Nauwelijks toename van het Pyro-energieverbruik.

Het totale milieueffect is daardoor gunstig.

Naast milieuaspecten heeft de verwerking van verfafval en GCV direct in de Pyro ook een positief effect op de arbeidsomstandigheden. Door uitsluiten van de VBI vindt een vermindering van veiligheidsrisico's (brand, explosie) plaats. Deze variant wordt in hoofdstuk 7.3.5 van dit MER verder uitgewerkt.

5.6 Variant gericht op bedrijfsvoeringsaspecten en op logistieke aspecten

Het voornemen van ATM is erop gericht de vergunde doorzet van de TRI te verhogen van 340.000 ton naar 1.000.000 ton per jaar en de vergunde doorzet van de AWZI te verhogen van 300.000 m³ naar 480.000 m³ per jaar.

Met betrekking tot bedrijfsvoeringsaspecten is in de voorgenomen activiteit reeds opgenomen dat er toepassing plaatsvindt van een grote integratie en samenhang tussen de verschillende verwerkingsinstallaties en activiteiten binnen de inrichting.

Voorbeelden hiervan zijn verwerking van interne afvalstoffen uit de AWZI en SOVI in de Pyro, toepassing SBS en pyrolysegas in de TRI en behandeling van interne afvalwaterstromen in de AWZI. Er zijn geen relevante aanvullende te onderzoeken varianten ten aanzien van de bedrijfsvoering geïdentificeerd ten opzichte van de voorgenomen activiteit.

Met betrekking tot de logistieke aspecten ten aanzien van de doorzetvergroting van de TRI en AWZI zijn in de voorgenomen activiteit reeds de volgende logistieke maatregelen opgenomen:

- uitbreiding van het bedrijfsterrein met circa 20.000 m² (opslagloods 2) voor de opslag van verontreinigde grond;
- aanpassing c.q. inkorting van de interne verkeersroute voor gereinigde grond;
- realisatie van een nieuwe, extra uitgang voor gereinigde grond.
- voor de opslag van gereinigde grond/materialen wordt intensief gebruik gemaakt van externe opslag;
- het uitbreiden van de afvalwateropslagcapaciteit met opslagtanks met een totale inhoud van maximaal 10.000 m³;

De mogelijkerwijze te onderzoeken varianten maken derhalve reeds onderdeel uit van de voorgenomen activiteit (hoofdstuk 4) en wordt daarom in dit MER niet verder uitgewerkt.

5.7 Het meest milieuvriendelijke alternatief (m.m.a.)

Criteria voor opname van varianten als onderdeel in het meest milieuvriendelijke alternatief (m.m.a.) zijn de:

- technische haalbaarheid;
- praktisch haalbaarheid; en
- kosteneffectiviteit (ALARA-principe).

In de voorgaande paragrafen is op deze criteria per variant nader ingegaan. Het m.m.a. bestaat op basis van de in dit hoofdstuk behandelde varianten uit de voorgenomen activiteit met de volgende aanvullingen / wijzigingen:

- ultrafiltratie respectievelijk nanofiltratie ter nabehandeling van het door ATM gezuiverde afvalwater;
- vermindering geuremissie MBR door beluchting met zuivere zuurstof.

Een onderbouwing hiervan is gegeven in hoofdstuk 7.4.

5.8

Samenvatting

In tabel 5.8.1 is een samenvattend overzicht gegeven met betrekking tot de in dit hoofdstuk behandelde alternatieven/varianten en de conclusies met betrekking tot het wel of niet verder uitwerken in volgende hoofdstukken.

Tabel 5.8.1: Overzicht behandelde alternatieven / varianten

PARAGRAAF	ALTERNATIEF / VARIANT	BEOORDELING
5.2	Nulalternatief	<i>Uitwerking in hoofdstuk 4 MER</i>
	Afgasbehandeling	
5.3.1	- NO _x -reductie met SNCR	- Technisch niet relevant
5.3.1	- NO _x -reductie met SCR	- (Bedrijfs-)technisch niet relevant
5.3.2	- Indirecte verwarming LUVUO	- Niet doelmatig
5.3.2	- Toepassing restwarmte grond	- Niet doelmatig
5.3.3	- Hoge temperatuur stofafscheiding TRI	- Niet doelmatig
5.3.4	- Schoorsteenhoogte TRI	- <i>Uitwerking in het MER (7.3.1)</i>
	Afvalwaterbehandeling	
5.4.1	- Stikstofverwijdering	- Technisch niet relevant
5.4.2	- Mechanische decanter	- Niet doelmatig
5.4.2	- Actief-koolfilter	- Niet doelmatig
5.4.2	- Grensfilmverdamping	- Technisch niet relevant
5.4.2	- Pervaporatie	- Technisch niet relevant
5.4.2	- Pertractie	- (Bedrijfs-)technisch niet relevant
5.4.3	- UF (totale afvalwaterbehandeling)	- Technisch niet relevant
5.4.3	- MF (totale afvalwaterbehandeling)	- Technisch niet relevant
5.4.3	- Reverse osmose	- (Bedrijfs-)technisch niet relevant
5.4.4	- UF (als nabehandeling)	- <i>Uitwerking in MER / opname in m.m.a. (7.3.2)</i>
5.4.4	- NF (als nabehandeling)	- <i>Uitwerking in MER / opname in m.m.a. (7.3.2)</i>
5.4.4	- Chemische oxidatie	- Niet doelmatig
5.4.4	- Natte lucht oxidatie	- Niet doelmatig
5.4.5	- Beluchting MBR met zuivere zuurstof (vermindering geuremissie MBR);	- <i>Uitwerking in MER / opname in m.m.a (7.3.3)</i>
5.4.6	- Afgasbehandeling MBR in stoomketel (vermindering geuremissie MBR)	- <i>Uitwerking in MER (7.3.4)</i>
5.5	Behandeling verfafvalstoffen en geleegde chemicaliënverpakking in de VBI	<i>Uitwerking in het MER (7.3.5)</i>
5.6	Bedrijfsvoering en Logistiek	<i>Opgenomen in voorgenomen activiteit</i>
5.7	Meest milieuvriendelijk alternatief	<i>Uitwerking in MER (7.4)</i>

6. BESTAANDE TOESTAND VAN HET MILIEU EN DE AUTONOME ONTWIKKELING

6.1 Inleiding

6.1.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de bestaande toestand van het milieu en de autonome ontwikkelingen beschreven van de locatie en de omgeving waarin de voorgenomen activiteit is geprojecteerd. De belangrijkste milieuaspecten van de voorgenomen activiteit zijn lucht, water, bodem en grondwater, verkeer en geluid. Deze aspecten worden uitgebreid behandeld in dit hoofdstuk.

Vanwege de ligging van ATM op het industrieterrein Moerdijk worden landschappelijke en ecologische aspecten als minder relevant beschouwd en niet verder behandeld.

De bestaande toestand van het milieu kan worden beschouwd als een momentopname van een dynamisch proces, zoals dat zich de afgelopen decennia heeft voltrokken. De beschrijving van de huidige toestand van het milieu en de autonome ontwikkelingen heeft het volgende tot doel:

- karakterisering van de (milieu)kwaliteit, eigenschappen, processen en relaties van/in het beschouwde gebied;
- het scheppen van een referentiekader voor de beschrijving van de mogelijke effecten van de voorgenomen activiteit;
- het vastleggen van de uitgangssituatie voor het verkrijgen van basisgegevens waaraan de effecten tijdens en na de realisatie van de geplande activiteiten kunnen worden getoetst;
- het aangeven van de ontwikkeling in het beschouwde gebied indien de voorgenomen activiteit niet ten uitvoer wordt gebracht.

6.1.2 De planlocatie

De beschrijving van de bestaande toestand van het milieu en de autonome ontwikkelingen concentreert zich tot het gebied in een straal van 20 km rondom de planlocatie. Voor de meeste onderwerpen kan de beschrijving worden beperkt tot een gebied in een straal van enkele kilometers rondom de planlocatie. Deze begrenzing wordt bepaald door de reikwijdte en mogelijke effecten van de voorgenomen activiteiten. De planlocatie wordt getoond in figuur 6.1.1.

De planlocatie is gesitueerd op het industrieterrein Moerdijk. Het industrieterrein beslaat een totaal oppervlak van circa 1.150 ha en wordt begrensd door het Hollandsch Diep (noorden) en de Westelijke, Zuidelijke en Oostelijke Randweg. Op het terrein is een zonering toegepast in OW-richting, waarbij drie typen bedrijfsactiviteiten zijn onderscheiden; chemie (westelijk deel), energie en milieutechnologie (centrale deel) en logistiek en overige bedrijven (oostelijk deel).

Het centrale deel van het industrieterrein is bestemd voor bedrijfactiviteiten gerelateerd aan energie en milieutechnologie. Het grootste deel van dit terrein is reeds uitgegeven of gereserveerd voor o.a. een warmtekrachtcentrale, een afvalverbrandingsinstallatie, op- en overslag van gevaarlijke (vloeï-)stoffen, TOP's, een composteringsinstallatie voor GFT-afval, grondreiniging, tankreiniging en KCA-depots. De Stuurgroep Convenant Moerdijk heeft de plannen voor de vestiging van deze bedrijven voorlopig goedgekeurd.

Op het noordoostelijk deel van het terrein is reeds een aantal bedrijven gevestigd (onder andere Afvalstoffen Terminal Moerdijk B.V. en Tetrapak Moerdijk B.V.). Het zuidoostelijk deel, bestemd voor logistieke bedrijfsactiviteiten, is nog niet definitief uitgegeven. In onderstaand overzicht worden de belangrijkste recent gerealiseerde projecten genoemd die mede bepalend zijn voor de milieubelasting afkomstig van het industrieterrein. De locaties van de vernoemde bedrijven/initiatieven ten opzichte van de ATM worden getoond in figuur 6.1.1.

300 MWe Warmtekrachtcentrale Moerdijk

De NV Electriciteits-Productiemaatschappij Zuid-Nederland (EPZ) heeft een warmtekrachtcentrale gebouwd op het centrale deel van het industrieterrein. De centrale is sedert 1996 in gebruik.

AVI Moerdijk

De NV Afvalverbranding Zuid-Nederland (AZN) heeft een grootschalige afvalverbrandingsinstallatie gerealiseerd voor huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval met een capaciteit van 600.000 ton per jaar. De installatie is in 1996 in gebruik genomen.

CNC

De Coöperatieve Nederlandse Champignonkwekersvereniging (CNC) is gevestigd op het zuidelijk deel van het industrieterrein en produceert substraat ten behoeve van de champignonteelt. De CNC is doende het bestaande tunnelbedrijf voor doorgroeide compost op Moerdijk uit te breiden met een gesloten composteringsinstallatie. De uitbreiding zal medio 1999 gereed zijn.

Slibverbrandingsinstallatie

In 1997 is door N.V. Slibverwerking Noord-Brabant een centrale slibverbrandingsinstallatie voor de verwerking van zuiveringsslib uit Noord-Brabant in bedrijf genomen. De installatie heeft een vergunde capaciteit van 100.000 ton droge stof slib. Omdat de maximale verwerkingscapaciteit van de installatie groter is dan de vergunde capaciteit met circa 25 % aangevraagd. Voor deze uitbreiding is in 1998 vergunning verleend. Op dit moment wordt de capaciteit van de van de neveninstallaties (waterzuivering en dergelijke) daarop aangepast.



Industrieterrein Moerdijk

- uitgegeven
- beschikbaar/optie/gereserveerd



Fig. 6.1.1 De locatie van de bedrijven/initiatieven ten opzichte van ATM

In opdracht van onder andere de Provincie Noord-Brabant heeft TNO onlangs een inventarisatie gedaan van de milieubelasting tengevolge van het industrieterrein Moerdijk. Bij het beschrijven van de huidige toestand van het milieu is gebruik gemaakt van deze inventarisatie.

6.2 Lucht

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de huidige luchtkwaliteit in het westelijk deel van de Provincie Noord-Brabant. Aan de orde komen de algemene luchtkwaliteit, emissies, deposities en de autonome ontwikkeling.

Bij de beschrijving van de bestaande toestand van het milieu wordt opgemerkt dat ATM al feitelijk onderdeel hiervan is. Bij de cijfers met betrekking tot de emissies naar het milieu geldt derhalve dat hierbij de emissies van ATM zijn inbegrepen.

6.2.1 Algemene luchtkwaliteit

Voor de beschrijving van de algemene luchtkwaliteit wordt gebruik gemaakt van de meetgegevens van het Nationaal Meetnet Luchtverontreiniging (NML) van het RIVM en wel met name van het meetstations Westmaas (nr. 437), Heijningen (nr. 210), Dussen (nr. 202) en Terheijden (nr. 207). Westmaas is het enige meetstation in de nabijheid van Moerdijk waar een grote reeks van luchtverontreinigende componenten wordt gemeten. Bij de andere stations wordt alleen SO₂ gemeten. De stations liggen op circa 15 km van de geplande locatie. De gegevens met betrekking tot de metalen zijn van het meetstation Houtakker (nr. 230), gelegen op circa 40 km van de geplande locatie. Beide meetstations liggen in een gebied dat vergelijkbaar is met de omgeving van de geplande locatie te Moerdijk, met dit verschil dat in Moerdijk een groot industrieterrein in ontwikkeling is.

Het geringe aantal meetstations heeft tot gevolg dat geen volledig lokaal beeld van de luchtkwaliteit in het gebied geschetst kan worden. Zo ontbreken specifieke gegevens omtrent achtergrondconcentraties van zware metalen en PAK's. Derhalve worden ook landelijk gemiddelde achtergrondwaarden meegenomen. Een overzicht van de beschikbare meetgegevens wordt gegeven in tabel 6.2.1. Tevens zijn de relevante richt- en grenswaarden vermeld.

Tabel 6.2.1: Achtergrondconcentraties aan luchtverontreinigende stoffen (1)

Component	Landelijk gemiddelde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Gemeten luchtkwaliteit ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Grenswaarde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periode
Stof (< 10 μm)	40	42	40	jaargemiddelde
Verzurende componenten				
F	0,05-0,30	-	0,05**	jaargemiddelde
SO ₂	9	10	-	jaargemiddelde
	6	8	75	50% (daggem.)
	-	27	200	95% (daggem.)
	38	36	250	98% (daggem.)
NH ₃	2-23	-	-	jaargemiddelde
NO ₂	25	28	-	jaargemiddelde
	21	26	-	50% (uurgem.)
	-	60	-	95% (uurgem.)
	68	71	135	98% (uurgem.)
Onverbrande organische verbindingen				
CO	390	420	-	jaargemiddelde
	320	330	-	50% (uurgem.)
	1.180	1.320	6.000	98% (uurgem.)
PAK***	0,2-0,5·10 ⁻³	-	1,0·10 ⁻³	jaargemiddelde
VOS****	13	-	-	jaargemiddelde
PCDD/ PCDF als TEQ (3)	2·10 ⁻⁶	-	-	schatting
Metalen				
Arseen	-	1,9·10 ⁻³	-	jaargemiddelde
Cadmium	-	0,6·10 ⁻³	5·10 ⁻³ (2)	jaargemiddelde
Kwik (3)	0,3·10 ⁻³	-	-	jaargemiddelde
Lood	-	0,037	0,5	jaargemiddelde
Zink	-	0,062	-	jaargemiddelde
Zware metalen	-	0,10 (4)	-	jaargemiddelde

* NER, Bijlage 1

** NER, Bijlage 1 streefwaarde

*** Polycyclische aromatische koolwaterstoffen als benzo(a)pyreen

**** Vluchtige organische stoffen

(-) Niet gemeten/bepaald;

(1) RIVM, december 1994; luchtkwaliteit, Jaaroverzicht 1993

(2) WHO-richtwaarde, RIVM 1991; Luchtkwaliteit, jaaroverzicht 1990, p.88;

(3) RIVM, 1989; Verspreiding en depositie van dioxines, dibenzofuranen en zware metalen geëmitteerd door een afvalverbrandingsinstallatie. Hoofdstuk 6;

(4) Berekend uit RIVM, 1994; gemiddeld gehalte zware metalen in stof voor het meetstation Hou-takker (som van Pb, Zn, Cd en As);

6.2.2 Emissies

Voor de bestaande milieusituatie worden, in verband met mogelijke veranderingen in de achtergrondconcentraties op leefniveau, de emissies beschreven van de luchtverontreinigende stoffen zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x), ammoniak (NH₃), koolstofmonoxide (CO), polycyclische aromaten (PAK's), dioxines (PCDD/PCDF), stof, enkele zware metalen (onder andere Cd, Hg, Cu, Pb, Zn), cyaniden, fluorverbindingen en geur. De eerste drie genoemde stoffen hebben een sterk verzurende werking. Deze worden derhalve tezamen besproken. De overige zes stofgroepen komen gescheiden aan de orde.

De navolgend weergegeven emissies op het industrieterrein Moerdijk zijn gebaseerd op de in het rapport "Onderzoek Milieusituatie Industrieterrein Moerdijk, Bijlagenrapport: Inventarisatie Milieubelasting Industrieterrein Moerdijk" (TNO, 1997) weergegeven waarden. De emissies op het industrieterrein zijn vastgesteld op basis van schattingen en op basis van de door bedrijven ingevulde enquêtes. De emissies van de provincie Noord-Brabant evenals Nederland zijn gebaseerd op de gegevens uit Emissieregistratie, basisjaar 1993 (VROM, 1995).

Tabel 6.2.2: Luchtemissies van verzurende componenten SO₂, NO_x en NH₃

Bron	SO ₂ (ton/jaar)	NO _x (2) (ton/jaar)	NH ₃ (ton/jaar)
Moerdijk (1):			
Industrieel 1994	768	1.746	5,46
Industrieel 1994 + nieuwe activiteiten (2)	885	3.045	13,3
bijdrage ATM (3)	59	157	-
Totaal in Noord-Brabant (5):			
Industrieel	14.400	24.500	291
Niet-Industrieel (4)	3.280	58.300	40.700
bijdrage ATM (3)	59	157	-
Totaal	17.800	83.000	41.000
Totaal in Nederland (5)	157.000	553.000	197.000

- (1) Onderzoek Milieusituatie Industrieterrein Moerdijk (TNO, 1997).
- (2) Onder nieuwe activiteiten worden gerekend de afval- en slibverbrandingsinstallatie en de warmtekrachtcentrale.
- (3) Huidige bedrijfsactiviteiten, Afvalstoffen Terminal Moerdijk, (1998).
- (4) Wegverkeer, scheepvaart, spoorwegverkeer, ruimteverwarming, inwoners, aan inwoners gerelateerde kleine bedrijven, landbouw, tuinbouw, veestapel, natuurlijke processen.
- (5) Emissies in Nederland, Bedrijfsgroepen en regio's 1993 en ramingen 1994, VROM, 1995.

Tabel 6.2.3 Luchtemissies van koolstofmonoxide (CO) en kooldioxide (CO₂)

Bron	CO (ton/jaar)	CO ₂ (ton/jaar)
Moerdijk (1):		
Industrieel 1994	1.052	2.149.000
Industrieel 1994 + nieuwe activiteiten (2)	1.161	3.665.000
bijdrage ATM (3)	39	83.500
Totaal in Noord-Brabant (4):		
Industrieel	8.170	11.700.000
Niet-Industrieel (5)	104.000	10.000.000
bijdrage ATM (3)	39	83.500
totaal	113.000	21.700.000
Totaal in Nederland (4)	951.000	158.000.000

- (1) Onderzoek Milieusituatie Industrierrein Moerdijk (TNO, 1997).
(2) Onder nieuwe activiteiten worden gerekend de afval- en slibverbrandingsinstallatie en de warmtekrachtcentrale.
(3) Huidige bedrijfsactiviteiten, Afvalstoffen Terminal Moerdijk, (1998).
(4) Emissies in Nederland, Bedrijfsgroepen en regio's 1993 en ramingen 1994, VROM 1995.
(5) Wegverkeer, scheepvaart, spoorwegverkeer, ruimteverwarming, inwoners, aan inwoners gerelateerde kleine bedrijven, landbouw, tuinbouw, veestapel, natuurlijke processen.

De bijdrage vanuit het industrieterrein Moerdijk aan de totale industriële emissies van kooldioxide in de provincie Noord-Brabant is aanmerkelijk (31,3%). De hoge bijdrage wordt bepaald door de vestiging van de warmte-krachtcentrale en de afval- en slibverbrandingsinstallaties.

Tabel 6.2.4: Luchtemissies van koolwaterstoffen

Bron	Totaal koolwaterstoffen (ton/jaar)(6)	PCDD'S/PCDF (5)
Moerdijk (1)		
Industrieel 1994	2.897	0,069
Industrieel 1994 + nieuwe activiteiten (2)	2.897	0,274
bijdrage ATM	38	0,027
Totaal in Noord-Brabant (4):		
Industrieel	80.100	2,48
Niet Industrieel (3)	150.000	6,12
bijdrage ATM	38	0,027
	230.000	8,6
Totaal in Nederland (3)	-	382

- (1) Onderzoek Milieusituatie Industrierrein Moerdijk (TNO, 1997).
(2) Onder nieuwe activiteiten worden gerekend de afval- en slibverbrandingsinstallatie en de warmtekrachtcentrale.
(3) Wegverkeer, scheepvaart, spoorwegverkeer, ruimteverwarming, inwoners, aan inwoners gerelateerde kleine bedrijven, landbouw, tuinbouw, veestapel, natuurlijke processen.
(4) Emissies in Nederland, Bedrijfsgroepen en regio's 1993 en ramingen 1994, VROM 1995.
(5) gram I-Teq
(6) Niet-gehalogeneerde organische verbindingen (totaal).

Tabel 6.2.5 Luchtemissies van metalen

Metaal	Noord-Brabant (4)		Moerdijk (1)	
	Industriële emissies In ton per jaar	Niet- Industriële emis- sies (3) in ton per jaar	Industrieel 1994 In ton per jaar	Industrieel 1994 + nieuwe activiteiten (2) in ton per jaar
Antimoon (Sb)	0,971	0,929	0,011	0,011
Arseen (As)	0,105	0,063	0,014	0,014
Cadmium (Cd)	0,11	0,0146	0,014	0,085
Chroom (Cr)	0,123	0,106	0,037	0,037
Koper (Cu)	0,547	12,9	0,016	0,016
Kwik (Hg)	0,085	0,00042	0,014	0,123
Lood (Pb)	2,73	21,2	0,254	0,254
Nikkel (Ni)	0,508	0,592	0,096	0,096
Seleen (Se)	0,006	-	0,001	0,001
Zink (Zn)	36,8	27,5	0,687	0,687

- (1) Onderzoek Milieusituatie Industrierrein Moerdijk (TNO, 1997).
(2) Onder nieuwe activiteiten worden gerekend de afval- en slibverbrandingsinstallatie en de warmtekrachtcentrale.
(3) Wegverkeer, scheepvaart, spoorwegverkeer, ruimteverwarming, inwoners, aan inwoners gerelateerde kleine bedrijven, landbouw, tuinbouw, veestapel, natuurlijke processen.
(4) Emissies in Nederland, Bedrijfsgroepen en regio's 1993 en ramingen 1994, VROM 1995.

Stof

De emissie van *fijn stof* wordt in het rapport "Onderzoek Milieusituatie Industrierrein Moerdijk, Bijlagenrapport: Inventarisatie Milieubelasting Industrierrein" niet behandeld [TNO, 1997].

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van een zoneringsmethodiek die is opgesteld door de Vereniging van Nederlandse Gemeenten (VNG) om een beeld te krijgen van de ruimtelijke dimensie van (mogelijke) stofhinder rondom het industrierrein Moerdijk. Hiertoe is op basis van de afzonderlijke zonebreedten van de bedrijven op het industrierrein een stofzonekaart vastgesteld (zie figuur 6.2.1). Daar waar de stofzone over de woonlocaties loopt, is de afstand tussen de bedrijven en woningen zodanig gering dat stofhinder bij omwonenden niet bij voorbaat uitgesloten kan worden.

Opgemerkt wordt dat de VNG-methodiek niet wetenschappelijk is onderbouwd. Derhalve mogen geen verregaande conclusies verbonden worden over aantallen gehinderden door stof.

De meest recente beschikbare gegevens (het jaar 1993) van stofemissies voor het studiegebied zijn verstrekt door de Afdeling Emissieregistratie en Informatiemanagement van de Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de hygiëne van het milieu.

Bij stofemissies is er onderscheid gemaakt in "grof stof" en "fijn stof". Grof stof omvat de stofdeeltjes groter dan 10 micron. Fijn stof heeft betrekking op stofdeeltjes gelijk aan of kleiner dan 10 micron. De emissie van grof stof bedraagt 30,7 ton/jaar. De emissie van fijn stof bedraagt 74,4 ton/jaar.

De stofemissie van fijn stof bedraagt in Noord Brabant 3.200 ton/jaar. De stofemissie van fijn stof bedraagt in Nederland 39.600 ton/jaar (VROM, 1995).

Cyaniden en fluorverbindingen

De cyaniden worden geregistreerd als CN (anorganisch) en de fluorverbindingen als F (anorganisch). In tabel 6.2.6 staan de emissies in ton per jaar voor het studiegebied, Noord-Brabant en Nederland.

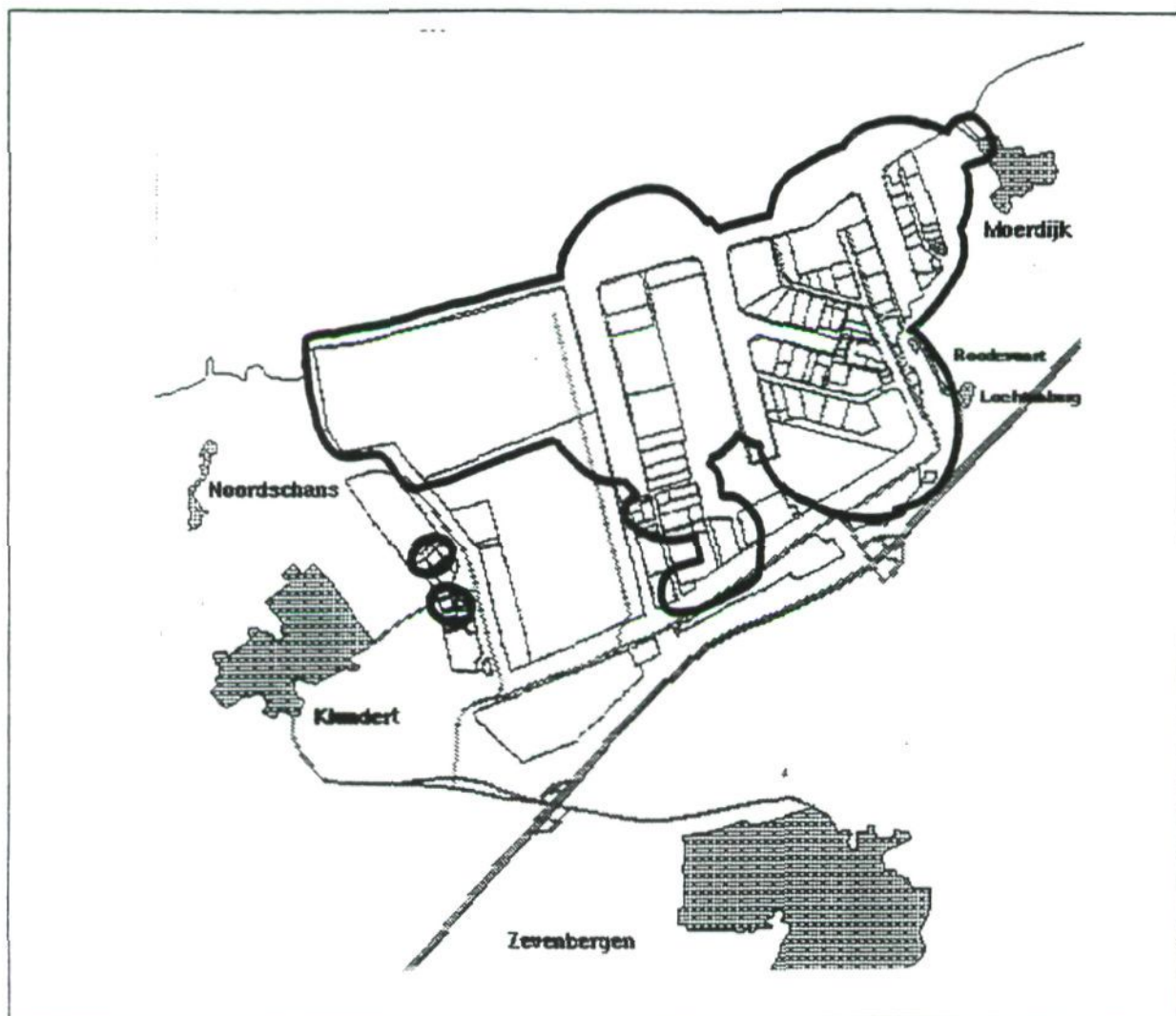
Tabel 6.2.6: Luchtemissies van cyaniden en fluorverbindingen in ton per jaar

Stof	Moerdijk (1) industrieel 1994	Noord-Brabant (2)		Nederland (2)
		Industrieel	Niet Industrieel	
Cyaniden	0,732	1,64	0,893	56,4
Fluorverbindingen	1,54	79,6	0,747	1.300

(1) Onderzoek Milieusituatie Industrieterrein Moerdijk (TNO, 1997).

(2) Emissies in Nederland, Bedrijfsgroepen en regio's 1993 en ramingen 1994, VROM 1995.

Figuur 6.2.1: Samengestelde zonekaart voor stofhinder rond het industrieterrein Moerdijk (TNO-1997)



6.2.3 Depositie

Bij depositie of neerslag van luchtverontreinigende stoffen wordt onderscheid gemaakt in droge en natte depositie. Binnen deze paragraaf wordt de depositie van de verzurende stoffen (SO_x , NO_x , en NH_x), koolwaterstoffen, fluoriden en zware metalen geadsorbeerd aan stof besproken.

Verzurende stoffen (SO_2 , NO_x , NH_3)

In het jaaroverzicht over 1993 van het RIVM (RIVM, 1994) staat de totale depositie van SO_x , NO_x en NH_x in het studiegebied vermeld. In tabel 6.2.7 zijn deze deposities samengevat.

Tabel 6.2.7: Gemiddelde deposities van potentieel verzurende stoffen in Noord-Brabant-West in mol H^+ per hectare per jaar (RIVM, 1994)

Component	Droge depositie	Natte depositie	Totale depositie N-brabant west	Totale depositie Nederland
SO_x	530	240	770	560
NO_x	710	310	1.020	970
NH_x	1.080	630	1.700	1.910
Potentieel zuur*	2.850	1.410	4.300	4.000

* Potentieel zuur = 2*depositie SO_x + depositie NO_x + depositie NH_x (RIVM, 1994)

Fluoriden

De gemiddelde natte depositie van fluoriden in Nederland bedraagt 74 mol/ha/jaar.

Koolwaterstoffen

Specifieke depositiegegevens omtrent koolwaterstoffen (bijvoorbeeld vluchtige organische stoffen als benzeen en toluen) ontbreken.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen als benzo(a)pyreen

Met behulp van het OPS-model is berekend dat de gemiddelde natte depositie van benzo(a)pyreen in Nederland gelijk is aan 1 g/ha/j.

PCDD/PCDF

De depositie van dioxinen in Nederland is berekend met het OPS-model op basis van emissieschattingen. De minimale waarde voor de totale depositie (droog en nat) van dioxinen bedraagt circa 5 ng $\text{TEQ}/\text{m}^2/\text{j}$ en de voor Nederland geldende gemiddelde depositie is circa 8 ng $\text{TEQ}/\text{m}^2/\text{j}$.

Metalen gebonden aan stof

Metingen in Gilze-Rijen in het kader van Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling (LMR) worden representatief geacht voor de natte depositie van arseen, cadmium, koper, lood en zink in de omgeving van het studiegebied. In tabel 6.2.8 wordt deze natte depositie weergegeven.

Tabel 6.2.8: Natte depositie van enkele metalen in mmol per ha per jaar (1).

Component	Natte depositie landelijk gemiddelde (1)	Natte depositie gilze-rijen (2)
Arseen	-	-
Cadmium	12	11
Koper	250	270
Lood	160	150
Zink	1,8	2,0

- niet gemeten/bepaald

(1) RIVM, 1994

(2) gemeten in het LMR, meetstation Gilze-Rijen (nr. 231).

De natte depositie van koper, lood en zink en cadmium vertoont de laatste jaren een dalende tendens. In Gilze-Rijen is de gemeten natte depositie vrijwel gelijk aan het landelijk gemiddelde.

6.2.4

Geur

Het stankbeleid in Nederland heeft in maart 1995 belangrijke wijzigingen ondergaan die een aantal consequenties tot gevolg hebben voor het uitvoerende gezag op het gebied van vergunningverlening en handhaving. Centraal in dit beleid staat niet langer het vaststellen van de geur doch het vaststellen van de geurhinder. Het thans vastgestelde landelijke beleid kent geen uniform toetsingskader meer, zoals in het verleden veel gebruikt is, doch gaat uit van een acceptabel hinderniveau dat door de lokale overheden per situatie vastgesteld, vergund en getoetst dient te worden.

Gezien het beperkte verspreidingspatroon van geur treedt geuroverlast voornamelijk op lokaal niveau op. Naar zonering van de geurbelasting rondom het industrieterrein Moerdijk is geen onderzoek verricht. Met betrekking tot de gegevens over geuroverlast uit de klachtenregistratie wordt opgemerkt dat deze gegevens niet bruikbaar zijn omdat de klachten veelal wijzen op overlast ten gevolge van incidenten en minder op structurele overlast. Uit een milieubelevingsonderzoek dat in 1993 door de GGD Stadsgewest Breda is gehouden in de omliggende gemeenten blijkt het volgende [TNO,1997]:

Geuroverlast wordt volgens de respondenten vooral veroorzaakt door (het uitrijden van) mest en (grote) industrie/bedrijven. Inwoners van de gemeente Klundert blijken vaker hinder te ondervinden van grote industrie/bedrijven dan inwoners van de gemeenten Hooge en Lage Zwaluw en Zevenbergen. Deze overlast kan toegeschreven worden aan de aanwezigheid van het industrieterrein Moerdijk en de ligging van de gemeente Klundert ten opzichte van dit industrieterrein.

Om een beeld te krijgen van de ruimtelijke dimensie van (mogelijke) geurhinder rondom het industrieterrein Moerdijk is in het onderzoek milieusituatie rondom het industrieterrein Moerdijk [TNO,1997] gebruik gemaakt van een zoneringsmethodiek die is opgesteld door de Vereniging van Nederlandse Gemeenten

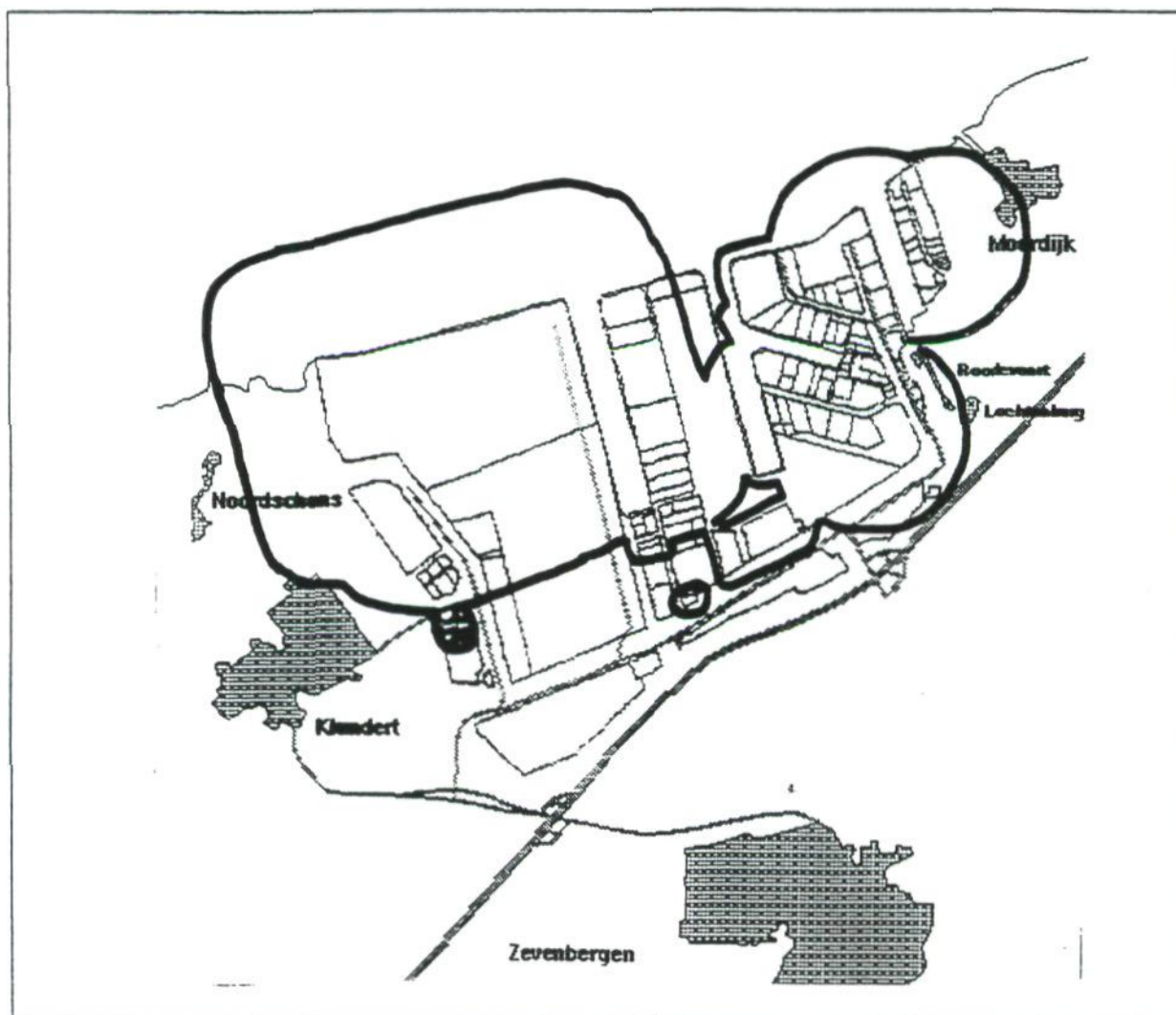
(VNG). Hiertoe is op basis van de afzonderlijke zonebreedten van de bedrijven op het industrieterrein een geurzonekaart vastgesteld (figuur 6.2.2).

Daar waar de geurzone over de woonlocaties loopt, is de afstand tussen de bedrijven en woningen zodanig gering dat geurhinder bij omwonenden niet bij voorbaat uitgesloten kan worden.

Opgemerkt wordt dat de VNG-methode niet wetenschappelijk is onderbouwd. Derhalve mogen geen verregaande conclusies verbonden worden over aantallen gehinderden.

De geuremissie van ATM is beschreven in hoofdstuk 4 en de geurverspreiding in hoofdstuk 7.

Figuur 6.2.2: Samengestelde zonekaart voor geurhinder rond het industrieterrein



6.2.5 Autonome ontwikkeling

Van het totale industrieterrein met een oppervlak van 1.150 ha is meer dan 850 ha uitgegeven of gereserveerd. Op de rest van het industrieterrein zullen in de toekomst ook industriële activiteiten worden ontwikkeld, zodat de emissies naar de lucht toenemen.

Op dit moment is grotendeels nog onduidelijk welke industriële activiteiten met een zekere invloed op de luchtkwaliteit zullen gaan plaatsvinden. Bovendien zijn er door het bevoegd gezag (nog) geen normen opgesteld, waaraan alle bedrijven op het industrieterrein Moerdijk als één geheel (stolpprincipe), kunnen worden getoetst. *Vandaar dat moet worden volstaan met een verwijzing naar de reductiedoelstellingen, zoals deze zijn opgenomen in het NMP, het provinciaal milieubeleidsplan en aanvullend beleid van Gedeputeerde Staten.*

Op grond hiervan kan worden vermeld dat, indien de reductiedoelstelling ten aanzien van uitstoot van SO₂, NO_x, CO₂, prioritaire stoffen als Cd, Hg en dergelijke zoals geformuleerd in het NMP, het NMP-Plus en het NMP3 wordt gerealiseerd, de achtergrondkwaliteit van de lucht waarschijnlijk zal verbeteren (vooral nog afgezien van buitenlandse ontwikkelingen en bijdragen). Een overzicht van genoemde reductiedoelstellingen uit het NMP wordt gegeven in tabel 6.2.9.

Tabel 6.2.9: Overzicht afgeleide reductiedoelstellingen uit het NMP voor het jaar 2000/2005 (NMP, 1989; NMP⁺, 1990, NMP3, 1998)

Component	Uitstootreductie in 2000
CO ₂	3 à 5% (1)
SO ₂	circa 80% (2)
NO _x	circa 60% (2)
NH ₃	circa 70% (2)
Vluchtige organische stoffen	circa 70% (2)
Prioritaire stoffen (bijvoorbeeld Cd, Hg)	circa 50-90%

(1) ten opzichte van 1989

(2) ten opzichte van 1980

6.3 **Oppervlaktewater**

In deze paragraaf wordt de huidige milieutoestand betreffende het milieucompartiment (oppervlakte)water behandeld. Ingegaan wordt op de regionale waterhuishouding (§ 6.3.1), de (oppervlakte)waterkwaliteit en de waterbodembodemkwaliteit (§ 6.3.2).

6.3.1 Regionale waterhuishouding

Het industrieterrein Moerdijk is geheel buitendijks gelegen en daardoor afgesloten van de omliggende polders. De afvoer van het neerslagverschot geschiedt via bermsloten. Deze sloten wateren via een overlaat/duiker direct af op het

Hollandsch Diep, de insteekhavens of op de Roode Vaart via een insteekhaven. Over de hoeveelheid water, welke wordt afgevoerd, zijn geen gegevens bekend (informatie Hoogheemraadschap van West-Brabant).

6.3.2 Oppervlaktewaterkwaliteit en waterbodemkwaliteit

Bermsloten en insteekhavens

Over de kwaliteit van het water van de bermsloten en de insteekhavens zijn geen gegevens bekend (informatie Hoogheemraadschap van West-Brabant, Industrie- en Havenschap Moerdijk en Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland).

Roode Vaart

De Roode Vaart staat via een insteekhaven in verbinding met het Hollandsch Diep en loopt in Noord-Zuidelijke richting naar Zevenbergen. De Roode Vaart staat verder in verbinding met diverse kleine wijken en sloten die in het polderlandschap in groten getale aanwezig zijn.

De kwaliteit van het oppervlaktewater in de Roode Vaart is weergegeven in tabel 6.3.1, alsmede de toetsingswaarden (MTR-totaal) voor de algemene milieukwaliteit uit de vierde Nota Waterhuishouding [Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998)]. De analyseresultaten van de Roode Vaart Noord hebben betrekking op de waterkwaliteit ter hoogte van het zuidoostelijke deel van industrieterrein Moerdijk. De data zijn gemiddelden over de periode januari tot en met december 1998 (informatie Hoogheemraadschap West-Brabant, 1999).

Uit de gegevens blijkt dat de gemiddelde concentratie van naftaleen de grenswaarden overschrijdt. De overige gemiddelde concentraties voldoen aan de gestelde normen. Voor een enkele parameter geldt evenwel dat incidenteel de norm wordt overschreden.

Tabel 6.3.1: Kwaliteit oppervlaktewater Roode Vaart [Hoogheemraadschap West-Brabant (1999)]

Parameter	Bemonsteringspunt 710.303	Toetsingswaarde
PH	-	
gemiddeld	7,3	6,5 - 9,0
range	7,0 - 7,5	
O ₂	mg/l	
gemiddeld	5,8	5
range	1,5 - 23	
N _K	mg/l	
gemiddeld	2,1	2,2
range	0,5 - 3,4	
N-NH ₄	mg/l	
gemiddeld	1,1	-
range	< 0,1 - 2,0	
Geleidingsvermogen	mS/cm	
gemiddeld	0,9	-
range	0,78 - 1,1	
Temperatuur	°C	
gemiddeld	10,8	25
range	2,5 - 21	
Doorzicht	cm	
gemiddeld	> 20	400
range	> 10 - > 50	
P _{tot}	mg/l	
gemiddeld	0,07	0,15
range	< 0,01 - 0,13	
Cl ⁻	mg/l	
gemiddeld	n.a.	200
range		
SO ₄ ²⁻	mg/l	
gemiddeld	n.a.	100
range		
Cd	µg/l	
gemiddeld	< 0,1	2
range	< 0,1	
Cr	µg/l	
gemiddeld	< 1	84
range	< 1	
Cu	µg/l	
gemiddeld	1,3	3,8
range	< 1 - 3	

Parameter	Bemonsteringspunt 710.303	Toetsingswaarde
Hg µg/l gemiddeld range	0,03 < 0,03 - 0,06	1,2
Pb µg/l gemiddeld range	< 1 < 1	220
Zn mg/l gemiddeld range	18,6 4,5 - 48	40
Ni mg/l gemiddeld range	5,7 3 - 9	6,3
PAK mg/l gemiddeld range	0,5 0,04 - 0,85	-
Naftaleen mg/l gemiddeld range	0,16 < 0,05 - 0,25	0,1

n.a. = not analysed

Oppervlaktewater Hollandsch Diep

De kwaliteit van het oppervlaktewater in het Hollandsch Diep wordt in hoofdzaak bepaald door de kwaliteit van het door Rijn en Maas aangevoerde water. De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt regelmatig bepaald door Rijkswaterstaat.

In tabel 6.3.2 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste kwaliteitsparameters. Voor de meetstations Noordschans en Moerdijk zijn de data voor een deel het gemiddelde over de periode 1986-1990 en voor een deel het gemiddelde over 1992 (aangeduid met *). Vanaf 1991 wordt bij deze stations namelijk slechts een beperkt aantal parameters bepaald. De data voor Haringvlietbrug betreffen de gemiddelden over 1992. Vanaf 1993 wordt de waterkwaliteit van het Hollandsch Diep nog slechts op één locatie gemeten, namelijk ter hoogte van de Bovensluis.

In tabel 6.3.2 zijn tevens opgenomen toetsingswaarden (MTR-totaal) uit de Vierde Nota Waterhuishouding [Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998)].

Voor wat betreft de eutrofiërende stoffen (N en P) blijkt dat de grenswaarden voor de waterkwaliteit vaak overschreden worden. Ook de gegevens van 1993 en 1994 laten in dit opzicht nog geen duidelijke verbetering van de waterkwaliteit zien. Het kwik en zinkgehalte lijkt iets te dalen in de laatste jaren. Met name in 1994 is er sprake van een daling van het chloride gehalte in het Hollandsch Diep, dit komt ook tot uiting in een verlaging van het geleidingsvermogen. Op-

gemerkt dient te worden dat in de zomerperiode bij lage afvoer, de temperatuur van het water zo hoog kan worden dat het niet meer als koelwater kan worden gebruikt.

Waterbodem Hollandsch Diep

In de benedenloop van de Rijn heeft zich de afgelopen 15 jaar circa 70 miljoen m³ verontreinigd sediment afgezet. Het grootste deel hiervan bevindt zich in het Hollandsch Diep, Amer, Nieuwe Merwede en de Biesbosch (circa 50 miljoen m³). De totale hoeveelheden verontreinigingen die liggen opgeslagen in de waterbodem in heel Nederland bedragen 500 ton kwik, 1.000 ton cadmium, 68.000 ton zink, 800 ton gechloreerde koolwaterstoffen en 500 ton polycyclische aromatische koolwaterstoffen. In het Haringvliet/Hollandsch Diep-gebied zijn echter grote verschillen aanwezig zowel met betrekking tot de huidige kwaliteit als de toekomstige ontwikkeling. Het Hollandsch Diep, het middendeel, wordt gekenmerkt door een relatief betere waterbodemkwaliteit. Hier vindt nog steeds in grote mate afzetting van nieuw (relatief schoner) materiaal plaats. De verwachting is dat in de toekomst de waterbodemkwaliteit zich verder zal verbeteren (RWS, 1987).

Rijkswaterstaat onderzoekt periodiek de waterbodemkwaliteit in het benedenrivierengebied. Uit het meest recente onderzoek (RWS, 1990) blijkt dat de waterbodem in het Hollandsch Diep vervuild is. De meest voorkomende kwaliteitsklasse is 3 en 4 wat hoofdzakelijk wordt veroorzaakt door de hoge concentraties PCB's en PAK's. Het aandeel van arseen en zware metalen voor de kwaliteitsindeling is gering.

Tabel 6.3.2: Oppervlaktewaterkwaliteit Hollandsch Diep. Periode januari 1986 - november 1990/1992 (Rijkswaterstaat, 1991, 1993), en periode 1993/1994 in vergelijking met toetsingswaarden voor de waterkwaliteit (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998)

Parameter	Meetstation (periode 1990/1992)			Meetstation (periode 1993-1994)		Toetsingswaarde
	Noordschans	Moerdijk	Haringvlietbrug	Bovensluis 1993	Bovensluis 1994	
PH						
Gemiddeld	8,1*	8,0*	7,9	8,1	7,9	6,5 - 9,0
range	7,8 - 8,5*	7,2 - 8,4*	6,9 - 8,4	7,5 - 8,5	6,5 - 8,6	
O ₂						
mg/l						5
Gemiddeld	10,2*	10,4*	10,2*	10,3	9,9	
range	7,9 - 12,9*	7,5 - 12,3*	7,7 - 12,1*	7,1 - 19,9	5,9 - 12,7	
BZV						
mg/l						-
Gemiddeld	1,8	2,0	< 1,25*	n.a.	n.a.	
range	0,9 - 4,1	0,6 - 5,3	< 1,0 - 2*			
N-kj						
mg/l						2,2
Gemiddeld	1,0*	1,23	1,24	0,95	0,86	
range	0,2 - 1,5*	0,6 - 2,1	0,6 - 3,8	0,53 - 1,49	0,49 - 1,29	
N-NH ₄						
mg/l						0,02
Gemiddeld	0,27*	0,21*	0,26*	0,21	0,18	
range	0,06 - 0,65*	1,0 - 0,54*	0 - 0,69*	0,04 - 0,45	0,02 - 0,51	
P _{tot}						
mg/l						0,15
Gemiddeld	0,20*	0,38	0,19*	0,18	0,20	
range	0,11 - 0,41*	0,26 - 0,78	0,10 - 0,36*	0,14 - 0,22	0,13 - 0,52	
Cl ⁻						
mg/l						200
Gemiddeld	134*	154*	124*	123	85	
range	33 - 205*	97 - 155*	41 - 164*	80 - 166	27 - 132	
SO ₄ ²⁻						
mg/l						100
Gemiddeld	n.a.	n.a.	65*	80	59	
range			44 - 80*	51 - 288	38 - 69	

Parameter	Meetstation (periode 1990/1992)			Meetstation (periode 1993-1994)		Toetsingswaarde
	Noordschans	Moerdijk	Haringvlietbrug	Bovensluis 1993	Bovensluis 1994	
F	mg/l Gemiddeld range	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	1,5
As	g/l Gemiddeld range	1,43 1,0 - 1,9	n.a.	n.a.	n.a.	32
Cd	g/l Gemiddeld range	0,11 0,06 - 0,21	n.a.	0,08* 0,06 - 0,12*	0,04 0,01 - 0,09	2
Cr	g/l Gemiddeld range	3,7 2,5 - 6,1	n.a.	3,2 1,0 - 7,4	2,0 1,0 - 2,7	84
Cu	g/l Gemiddeld range	2,8 2,0 - 4,0	4,6 2,9 - 8,3	3,88* 3,4 - 4,4*	3,5 2,3 - 5,1	3,8
Hg	g/l Gemiddeld range	0,03 0,02 - 0,06	n.a.	0,03 0 - 0,04*	0,02 0,01 - 0,03	1,2
Pb	g/l Gemiddeld range	2,80 2,0 - 6,3	n.a.	2,98 0,1 - 10,2	2,0 1,3 - 2,9	220
Zn	g/l Gemiddeld range	24,7 0 - 62	30,1 7 - 86	14,3* 9 - 22*	18 13 - 28	40
Ni	g/l Gemiddeld range	n.a.	n.a.	3,4 1,1 - 6,6	3,9 2,7 - 6,6	6,3

Parameter	Meetstation (periode 1990/1992)			Meetstation (periode 1993-1994)		Toetsingswaarde
	Noordschans	Moerdijk	Haringvlietbrug	Bovensluis 1993	Bovensluis 1994	
PAK g/l						
Gemiddeld	n.a.	n.a.	0,095	n.a.	n.a.	-
range			0,0 - 0,4			
Geleidings- mS/m						
Vermogen gemiddeld	71	n.a.	72*	74	63	-
range	46 - 120		47 - 93*	59 - 93	35 - 78	
Temperatuur °C						
gemiddeld	14,1	13,3	13,5	12,5	14,4	25
range	0,9 - 21,6	0,2 - 22,4	1,1 - 21,0	2 - 20	5 - 26	
Doorzicht dm						
gemiddeld	7,9	6,1	8,3	7	5	4
range	3,0 - 17,0	2,0 - 10,0	4,0 - 16,0	5 - 10	3 - 7	

* gemiddelde waarden 1992

6.3.3 Autonome ontwikkeling

Bermsloten en insteekhavens

Over de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater van bermsloten en insteechhavens zijn geen concrete gegevens voorhanden. De autonome ontwikkelingen kunnen slechts zeer globaal worden aangegeven. De gevestigde en te vestigen bedrijven zijn/zullen worden aangesloten op het rioolstelsel. De beïnvloeding van de kwaliteit van het oppervlaktewater in de bermsloten zal hoofdzakelijk bestaan uit oppervlakkige afspoeling van hemelwater naast verwaaiing van stof en zand. Het water van de insteechhavens zal tevens kunnen worden beïnvloed door de vestiging van bedrijven op het industrieterrein en een toename van het transport over water.

Hollandsch Diep - getijdenbeweging

Het huidige beleid van Rijkswaterstaat is om de Haringvlietsluizen alleen bij noodzaak tot hoogwaterafvoer open te zetten. In het Hollandsch Diep is veel slib gesedimenteerd, bij het openen van de sluizen ontstaan grote stroomsnelheden en hoge turbulentiegraden, waardoor het slib uit het Hollandsch Diep gespoeld wordt. Dit slib slaat dan neer direct achter de sluizen of in de Noordzee. Hierdoor kan het verontreinigde slib dat in min of meer geconcentreerde vorm in het Hollandsch Diep aanwezig is, over een groter gebied verspreid worden. Dit is niet aan te raden.

Daarnaast wordt eraan gedacht om mogelijk in de toekomst de getijdenbeweging weer in het Haringvliet/Hollandsch Diep gebied terug te brengen. Vroeger was er in dit gebied een getijdenbeweging van 2 meter, nu bestaat er een schijngetijdenbeweging van 30 cm. De overgang tussen zoet en zout water is vanwege de beveiliging tegen hoog water veelal te abrupt (Evaluatienota Water). De interactie in ecologische zin tussen zoet en zout wordt daardoor sterk belemmerd. In de sluizen bevinden zich visriolen, waardoor vissen in principe in- en uit zouden kunnen zwemmen. In de praktijk vindt dit slechts in beperkte mate plaats. Momenteel wordt er een proef uitgevoerd naar een aangepast "visvriendelijk" spuibeheer, waardoor een grotere uitwisseling kan ontstaan. Door de realisatie van meer instroming (verder openen van de schuiven) worden de ecologische effecten van het binnenlaten van zout water in een zoet watergebied bestudeerd. Mogelijk dat in de toekomst hiermee een getijdenbeweging van circa 50 cm kan worden gerealiseerd. Een gevolg hiervan zal zijn dat er minder slibafzetting in het Hollandsch Diep zal plaatsvinden. Naar verwachting zal het Hollandsch Diep niet brak worden. De mate waarin de zouttong zal intreden, is afhankelijk van de te kiezen variant. De gemiddelde waterstand ter plaatse van Moerdijk zal afhankelijk van de te kiezen variant variëren van NAP tot 1 m + NAP. In het algemeen wordt een gemiddelde daling voorzien van 1 à 2 decimeter (informatie Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland).

Hollandsch Diep - oppervlaktewater

Het Hollandsch Diep maakt deel uit van het waterhuishoudkundige hoofdsysteem van Nederland. De gewenste ontwikkeling en verbetering in het functioneren alsmede het toekennen van functies en het vastleggen van toetsingswaarden zijn opgenomen in de vierde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989) en de Evaluatienota Water van 1994. Voor het Hollandsch Diep, onderdeel uitmakende van Benedenrivieren-Zuid, zijn de volgende functie-gerichte kwaliteitsdoelstellingen voor de planperiode 1990 - 1994 opgenomen:

- ecologische doelstelling van middelste en hoogste niveau;
- water bestemd voor de bereiding van drinkwater;
- water voor karperachtigen;
- zwemwater.

De sanering van de lozingen van zuurstofbindende stoffen is momenteel nageenough afgerond. Hierdoor is de zuurstofhuishouding van het water sterk verbeterd en niet langer de beperkende factor voor de terugkeer van trekvis. De helft van de grote puntlozingen van prioritaire stoffen (waaronder nutriënten, organohalogenenverbindingen, bestrijdingsmiddelen en overige organische verbindingen) op de Rijkswateren is door doorvoering van de stand der techniek geheel of gedeeltelijk gesaneerd. Een verdere sanering is voorzien.

De waterkwaliteit van de Rijn verbetert, ook de kwaliteit van het zwevende stof in het Rijnwater en met name voor wat betreft zware metalen. Voor het bereiken van de grenswaarden in nieuw te vormen sediment moeten echter nog aanzienlijke inspanningen gepleegd worden. Door grensoverschrijdende verontreiniging is de kwaliteit van de Maas nog onvoldoende; aan de grenswaarden voor water en zwevende stof wordt voor de meeste zware metalen en veel organische microverontreinigingen niet voldaan. Mede door staatkundige hervormingen in België is het internationaal overleg in een nieuwe fase beland. Op dit gebied is enige vooruitgang geboekt, aangezien alle betrokken partijen het erover eens zijn dat er snel internationale overeenkomsten moeten komen o.a. voor wat betreft de Maas. Daarnaast is men van mening dat er naast de al bestaande internationale Rijncommissie ook een internationale Maascommissie kan worden ingesteld.

Er is tevens een plan voor de aanleg van natuurvriendelijke oeversverdediging langs Haringvliet en Hollandsch Diep in uitvoering, waardoor de aantrekkelijkheid van een watersysteem voor flora en fauna toenemen.

Hollandsch Diep - waterbodem

Het baggerspeciebeleid is tevens verwoord in de vierde Nota Waterhuishouding. Het beleid is er op gericht de verspreiding van de meest verontreinigde baggerspecie tegen te gaan. De getalsmatige invulling van referentie en streefwaarden dient nog verder uitgewerkt te worden. In het algemeen kan worden gesteld dat de kwaliteit van de waterbodem zal verbeteren bij realisatie van het voorgestane beleid.

Een meer concrete autonome ontwikkeling is het besluit een bergingslocatie te realiseren voor baggerspecie midden in het Hollandsch Diep, op de lijn Willem-

stad/Numansdorp. In dit depot dat de vorm zal krijgen van een atol zal gebruikt worden om nautische baggerspecie dat moet worden verwijderd om knelpunten in (hoofd)vaarwegen op te lossen geborgen worden. De helft van de stortcapaciteit zal gebruikt worden voor deze baggerspecie en de andere helft voor verontreinigde baggerspecie die vrijkomt bij de uitvoering van de meest urgente waterbodemsaneringen. De locatie aan de oever westelijk van het industrieterrein heeft geen invloed op de koelcapaciteit.

Waterbodem Hollandsch Diep ter hoogte van ATM

In februari 1993 zijn door middel van een zuigerboor monsters genomen van de bovenste halve meter van de waterbodem van het Hollandsch Diep ter hoogte van het ATM-terrein. De monsternemingspunten zijn opgenomen in bijlage IV. De monsternemingslocaties zijn gekozen rondom de steiger van de scheepsreiniging en nabij de uitmonding van de terreinriolering op het Hollandsch Diep. De analyseresultaten van de onderzochte slibmonsters zijn eveneens opgenomen in bijlage IV.

Uit de analyseresultaten blijkt dat de gehalten aan EOCi en PAK lokaal de "voorlopige signaleringswaarde waterbodem" overschrijden. Bij screening op specifieke chloorhoudende verbindingen werden uitsluitend chloorbenzenen geïdentificeerd. Daarnaast worden voor koper en kwik de "voorlopige toetsingswaarde waterbodem" overschreden. Door Rijkswaterstaat zijn in 1989 eveneens monsters genomen van de bodem van het Hollandsch Diep nabij de steiger van ATM. In overeenstemming met de resultaten van het onderzoek in 1993 zijn in 1989 verhoogde concentraties gevonden van EOCi en PAK. Als specifieke verbindingen werden, naast chloorbenzenen, ook PCB's en DDT/DDD/DDE aangetroffen. De in 1989 gevonden concentraties PCB's en DDT/DDD/DDE waren lager dan de detectiegrens van 2,5 mg/kg uit het onderzoek van februari 1993.

Warmtekrachtcentrale 300 MWe WKC Moerdijk

De warmtelozing van de WKC bedraagt bij rivierbedrijf 240 MWth bij een afvoer van circa 12 m³/s. Indien een te laag debiet in het Hollandsch Diep dit niet toelaat, wordt overgeschakeld op koeltorenbedrijf. De warmtelozing bedraagt dan 48 MWth bij een afvoer van 1,3 m³/s. Koelwater van de AVI Moerdijk wordt in principe toegevoegd aan het koelwater van de WKC.