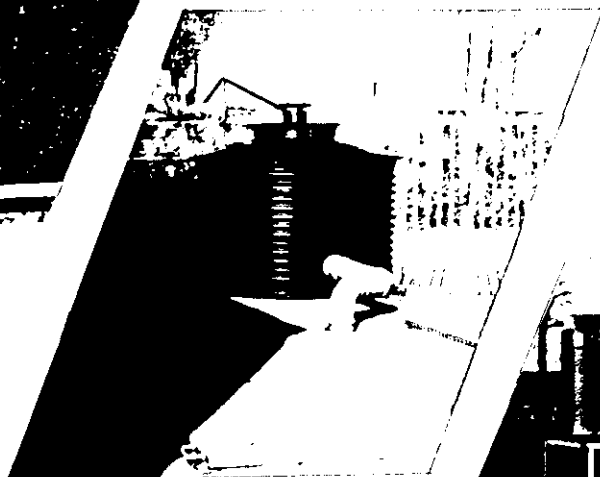
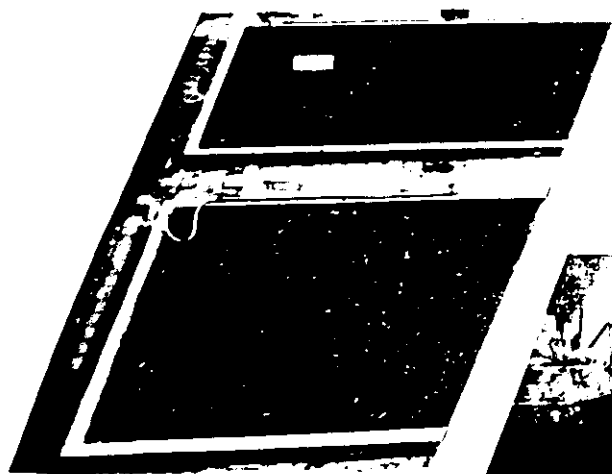


Stankbestrijdingssystemen in de praktijk



R 92-16W



Zuiveringschap Limburg



WATERSCHAP NOORD- EN ZUID-BEVELAND



WATERSCHAP WALCHEREN

ZUIVERINGSSCHAP



HOLLANDSE

EILANDEN EN WAARDEN



Hoogheemraadschap
West Brabant



GEMEENSCHAPPELIJKE
TECHNOLOGISCHE DIENST OOST-BRABANT

september 1992



0000 0922 6487

Voorwoord

Voor u ligt een inventarisatierapport van stankbestrijdingssystemen, die worden toegepast bij rioolgemalen en rioolwaterzuiveringsinrichtingen, van alle waterkwaliteitsbeheerders in Zuid-Nederland.

Vanuit het halfjaarlijks informeel overleg van de technologen van Zuid-Nederland is de behoefte voortgekomen om relevante informatie betreffende de in uitvoering zijnde stankbestrijdingssystemen te inventariseren met als doel iedereen van pragmatische kennis te voorzien. Uit het overleg bleek al dat de keuze voor een systeem specifiek lokatiegericht is en de aanpak per waterkwaliteitsbeheerder kan verschillen. Tevens blijken de leveranciers van stankbestrijdingssystemen en filtermaterialen vaak lokaal te opereren.

Om alle technologen, die over stankzaken moeten adviseren, een 'up-to-date' kennis over aanpak, bedrijfsvoering en haalbare rendementen aan te reiken, is dit voorliggend rapport gemaakt.

Het rapport is verdeeld in een hoofdstuk biologische en niet-biologische systemen. Ontwerpgrondslagen en praktijkervaringen zullen aan de orde komen. Bij elke methode wordt een korte evaluatie gegeven. Waar het mogelijk is zullen kosten worden vermeld. Gezien de diversiteit van de systemen is een "eerlijke" vergelijking niet aan de orde. Daarom zal in de nabeschouwing alleen een kwalitatieve benadering van de belangrijkste beoordelingskenmerken worden weergegeven.

Dit rapport is mede mogelijk gemaakt door de volgende technologen;

- ing. W. Brouns, Zuiveringsschap Limburg (ZL),
- ir. J. Wattenberg, Waterschap Noord en Zuid-Beveland (N+ZB)
- mevr. W.S. 't Hart, Waterschap Walcheren (Wal.),
- ing. A.J.C. Schellen, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW),

Wij danken allen voor de waardevolle bijdragen en getoonde inzet. Wij hopen dat alle technologen in Zuid-Nederland met dit rapport een handvat krijgen aangereikt om met vertrouwen nieuwe stankproblemen adequaat aan te pakken en op te lossen.

ing. H. Mollen, Hoogheemraadschap WestBrabant (HWB)
ir. J. Kruit, GTD-OostBrabant (GTD)

<u>Inhoudsopgave</u>	blz.
Voorwoord	
1. <u>Inleiding</u>	1
2. <u>Biologische systemen</u>	
2.1 Algemeen	2
2.1.1 Principe	2
2.1.2 Filtermateriaal	3
2.1.3 Vochtgehalte	3
2.1.4 pH	4
2.2 Kompostfilters	5
2.2.1 Ontwerpgrondslagen	5
2.2.2 Bedrijfsvoeringsaspecten	6
2.2.3 Resultaten	7
2.2.4 Kosten	9
2.2.5 Evaluatie	10
2.3 Biosorpfilter	11
2.3.1 Ontwerpgrondslagen	11
2.3.2 Bedrijfsvoeringsaspecten	11
2.3.3 Resultaten	11
2.3.4 Kosten	13
2.3.5 Evaluatie	13
2.4 Bioton	14
2.4.1 Ontwerpgrondslagen	14
2.4.2 Bedrijfsvoeringsaspecten	14
2.4.3 Resultaten	15
2.5 Hergebruik stankhoudende lucht in het actief-slibstelsel	15
2.5.1 Principe	15
2.5.2 Resultaten	15
2.5.3 Evaluatie	16
3. <u>Niet-biologische systemen</u>	
3.1 Algemeen	17
3.2 Purafil	17
3.2.1 Principe	17
3.2.2 Ontwerpgrondslagen	17
3.2.3 Bedrijfsvoeringsaspecten	18
3.2.4 Resultaten	20
3.2.5 Kosten	20
3.2.6 Evaluatie	20
3.3 Chemicaliëndosering in persleidingen	21
3.3.1 Principe	21
3.3.2 Ontwerpgrondslagen	21
3.3.3 Resultaten	21
3.3.4 Kosten	23

3.3.5	Evaluatie	23
3.4	Chemische wassing	23
3.4.1	Principe	23
3.4.2	Ontwerpgrondslagen	26
3.4.3	Bedrijfsvoeringsaspecten	26
3.4.4	Resultaten	29
3.4.5	Overige methoden	30
3.4.6	Kosten	30
3.4.7	Evaluatie	31
4.	Nabeschouwing	31
	Bijlagen	

1. Inleiding

Bij transport en zuivering van afvalwater en slibbehandeling komen stankstoffen vrij. Deze kunnen tevens ernstige corrosieproblemen veroorzaken. Stankstoffen worden gevormd door rottings- en oxidatieprocessen. Tot de belangrijkste groep van stankstoffen behoren de zwavelhoudende verbindingen, waarbij H_2S doorgaans een overheersende rol speelt. Bij specifieke afvalwaterstromen kunnen vluchtige organische componenten (VOC's) ook een rol spelen.

Emissie treedt vooral op door het stripeffect van overstortend en turbulent stromend afvalwater. Dit komt voor bij rioolgemalen (rg), aanvoervijzels, afloop zandvang en overloopgoten van voorbezinkers op rwzi's. Daarnaast kunnen emissies van oppervlakken van de voorbezinktanks, slibindikers en slibontwateringsruimtes voor de nodige stankproblemen zorgen.

Om bovengenoemde stankstoffen af te vangen en om te zetten in geurloze verbindingen worden diverse systemen bij de waterkwaliteitsbeheerders (wkb) in Zuid-Nederland toegepast.

De doelstelling van dit rapport is de diverse systemen op hun technologisch functioneren te beoordelen. Belangrijke nevenaspecten zijn handling en kosten. Omdat geen corrosieaspecten worden behandeld zullen geen materiaalkeuzes aan de orde komen.

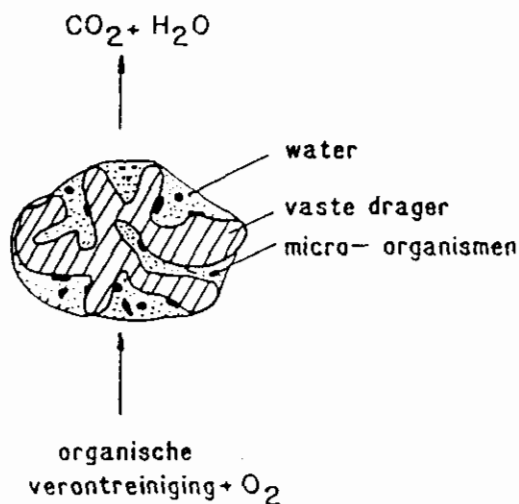
De uitkomsten van dit rapport moeten niet als bindend worden beschouwd, maar zullen eerder aangeven hoe de waterkwaliteitsbeheerders (wkb) in Zuid-Nederland naar de actuele kennis van zaken trachten hun stankproblemen op te lossen.

2. Biologische systemen

2.1 Algemeen

2.1.1 Principe

De werking van een biofilter kan worden toegelicht met behulp van figuur 1. Hierin is een deeltje uit de filtervulling schematisch weergegeven. Te onderscheiden is de vaste drager, bestaande uit droge stof van turf, compost en/of inert materiaal, o.a. heide, boomschors of lava. Deze vaste drager bevat poriën die met water zijn gevuld. De werking berust op een combinatie van adsorptie, absorptie en biologische afbraak.



Figuur 1: Principe werking biologische afbraak.

Het grootste deel van de stankstoffen zal door absorptie van de gasfase (lucht) naar de waterfase diffunderen. De micro-organismen, in de waterfase, oxyderen de componenten tot geurloze verbindingen. De biologische afbraak vindt uitsluitend plaats in de waterfase. Door adsorptie zal de rest van de stankstoffen door middel van Van der Waalskrachten direkt aan het oppervlak van het dragermateriaal worden gehecht. De geadsorbeerde stankstoffen kunnen vervolgens katalytisch of chemisch worden omgezet. De afbraak van stankstoffen via het adsorptie-mechanisme is kwantitatief minder van belang dan de microbiologische afbraak.

Doordat de afbraak in de waterfase plaatsvindt, is de oplosbaarheid en de Henry-coëfficiënt van de stankstof belangrijk. Apolaire stoffen en stoffen met een hoge Henry-coëfficiënt zijn moeilijk afbreekbaar.

De eliminatiecapaciteit van een filter wordt bepaald door zowel de microbiologische afbraaksnelheid als de diffusiesnelheid van de gas- naar de waterfase. De microbiologische afbraaksnelheid is bij een stationair werkend biofilter een nulde-orde reactie. Fysisch gezien betekent dit dat de stankstoffen met een constante snelheid degraderen. De afbraaksnelheid kan dus onafhankelijk worden gesteld van de heersende concentratie in de biofilmlaag.

Als de concentratie in de gasfase beneden een bepaalde waarde komt, zal de diffusie de snelheidsbepalende stap worden voor de eliminatiecapaciteit. De stofoverdracht verloopt dan langzamer dan de microbiologische afbraaksnelheid.

Bij een te hoge concentratie kan er 'vergiftiging' van het filter optreden waardoor de eliminatiecapaciteit sterk zal afnemen.

2.1.2 Filtermateriaal

Het filtermateriaal is een mengsel dat bestaat uit een fijne en een grove fractie. Het fijne materiaal is het biologisch actieve materiaal terwijl de grove fractie de porositeit moet waarborgen. Voor een optimaal filtermateriaal kunnen de volgende criteria gehanteerd worden:

- hoge biologische activiteit,
- hoge stabiliteit, lange standtijd,
- lage drukval,
- beschikbaarheid,
- konstante kwaliteit,
- vervanging mag geen afvalproblematiek zijn,
- lage kostprijs,
- hoog watergehalte in verband biologische activiteit,

In de praktijk wordt gekozen voor turf/heidemengsels, turf/-boom-schorsmengsels, kompost/boomschorsmengsels of champignonkompost. Daarnaast wordt tegenwoordig ook alleen dragermateriaal bv. lava (Biosorpfilter zie 2.3) of een combinatie van huisvuilkompost, polystyreenkorrels en kalkmergel (Bioton zie 2.4) toegepast. Door laatstgenoemde toevoeging kan de zuurbuftercapaciteit van het materiaal worden vergroot.

Het afbraakproduct sulfaat wordt aan de aanwezige kalkmergel gebonden en neergeslaan als CaSO_4 . Is de mergel opgebruikt dan accumuleert het sulfaat en verzuurt het filtermateriaal. Een nadeel is dat de drukval door kalktoevoeging behoorlijk kan toenemen.

2.1.3 Vochtgehalte

Voor een optimale werking van het biofilter dient het vochtgehalte binnen bepaalde grenzen te blijven. Aangezien de microbiologische afbraakreacties in de waterfase plaatsvinden, moet men voorkomen dat het materiaal uitdroogt. De kans op kanaalvorming is groot. Te hoge vochtigheid veroorzaakt anaërobie en verhoogt de filterweerstand. Het gevaar bestaat van verslemping of zelfs volledig dichtslaan van het filter.

Als in het filter plaatselijk droge of natte plekken voorkomen is het gevaar aanwezig voor onregelmatige luchtdoorstroming en

scheurvorming. In de literatuur wordt als ondergrens 25 % en als bovengrens 60 % genoemd. Bij open systemen kunnen weersinvloeden een rol spelen. Daarnaast is de aard van de doorgevoerde lucht, relatieve vochtigheid en temperatuur, van belang. Bevochtiging kan op twee manieren plaatsvinden. Bij te lage relatieve vochtigheid van de aangevoerde lucht, vooral bij luchtbehandeling van voorbezinktanks en slibverwerkingsruimtes zal een bevochtigingsinstallatie voor het filter noodzakelijk zijn.

Om het vochtverlies ten gevolge van verdamping tegen te gaan is het aan te bevelen het filter van bovenaf te besproeien, alhoewel bij hoge doorzetten $> 100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ het vochtgehalte niet goed in de hand te houden is. Hier is dan **ook** voorbevochtiging noodzakelijk.

2.1.4 pH

Van de vrijkomende afbraakproducten ontwijken sommige naar de atmosfeer zoals CO_2 en N_2 , andere lossen op in het water en kunnen zuurvormend zijn; bijvoorbeeld SO_4 . De bacteriën die dit veroorzaken zijn van het geslacht Thiobacillus. Bij hoge pH (ca. 8) ontwikkelt zich Thiobacillus thioparis, wanneer de pH zakt zal Thiobacillus tio-oxidans gaan domineren. (pH-optimum van ca. 3). Ofschoon pH=3 ideaal is voor H_2S -afbraak werkt verzuring de totale reductie van H_2S en andere stankstoffen tegen. Bijvoorbeeld turf heeft door een lagere begin pH (=5) een slechtere afbraakcapaciteit dan VAM-GFT (=8).

2.2 Kompostfilters

2.2.1 Ontwerpgrondslagen

De individuele ontwerpgrondslagen van elke wkb weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Ontwerpgrondslagen

wkb	lucht $m^3/m^2.h$	H ₂ S $g/m^2.h$	Bepaling H ₂ S	Bepaling ventilatie- cap. bij rg
ZL	25-50	-	geen meting	RWA pompcap.
N+ZB	20-60	-	geen meting	RWA pompcap.
Wal.	25	10	momentane meting	2-3xVkelder 2xVkelder
HWB	20-100	-	formule Boon en Lister ¹	RWA pompcap.
GTD	100	<100	sulfideflux ₂ van 0.2 g/m ₂ .h	DWA pompcap.
Mk ³	25-50 100	>100	+ metingen ²	RWA pompcap.
ZHEW	50	-	formule Boon en Lister	5xVkelder

- 1) Bij niet H₂S-houdende lucht wordt i.s.m. derden eerst geuronderzoek uitgevoerd.
- 2) De max. sulfideflux, onder zomerse omstandigheden, wordt ook gehanteerd in het IBBC/TNO-rapport 1990.
- 3) Ws de Maaskant

Alle kompostfilters in het gebied worden standaard aangeblazen. ZL is momenteel bezig met een proef met een zelfademend filter. Bij ZHEW hebben de meeste kompostfilters plaats gemaakt voor biosorpfilters. Bij ZHEW worden kompostfilters niet meer toegepast op rwzi's omdat Biosorpfilters gebruiksvriendelijker zijn.

Er wordt bij rioolgemalen rekening gehouden met een maximale emissie van 50% van de sulfideproductie, als de instroming boven het waterpeil plaatsvindt. Bij instroming beneden zal de emissie beduidend minder zijn. Er zijn bij ZHEW zelfs enkele gevallen bekend dat een instroming beneden het waterpeil **alleen** al een redelijke oplossing voor eventuele stankproblemen blijkt te zijn.

Op de rwzi's, behalve bij de aëratietanks (AT), wordt gedimensioneerd op ventilatievoud van de afgesloten luchtruimte. (afhankelijk van bereikbaarheid en MAC-waarde). Voor de AT's is de ventilatievoud gelijk aan de maximale beluchtingscapaciteit met een bepaalde overmaat. Voor de berekende H₂S-productie

tie worden de richtlijnen van BKH (1987) gehanteerd. Deze staan vermeld in tabel 2.

Tabel 2. Emissie-richtlijnen

Locatie	Sulfideproductie g/m ³ .h	Emissie v/d aangevoerde sulfidevracht %
zandvanger onbelucht	0.2-0.4	5-10
belucht, oversort		50-70
buffertanks	0.2-0.4	
voorbezinktanks	0.2-0.4	
oppervlak		20-30
overstortgoten		50-70
beluchtingstanks	nihil	
indikkers	1	30-50

2.2.2 Bedrijfsvoeringsaspecten

Er moet een vochtgehalte van 40-60 % worden aangehouden. De bevochtiging geschiedt als volgt:

Tabel 5. Manier van bevochtiging

Wkb	plaats	methode
ZL	boven	handmatig, sproeiers
N + ZB	mid./bov.	perforatiebuis, spr'ers
Walcheren	boven	perforatiebuis
HWB	boven	htk-sproeiers*
GTD	boven	handmatig, nozzles, hkt
	onder	nozzles
ZHEW	boven	sproeiers

*) htk = huis, tuin en keukensproeier

Bij rioolgemalen waar geen terreinwater/leidingwater aanwezig is kunnen bij droge hete perioden uitdrogingsverschijnselen ontstaan. In het uiterste geval zal per as water moeten worden vervoerd om bovenstaande te verhelpen.

De biofilters in het beheersgebied van de GTD worden wekelijks door de bedrijfsleiders visueel en nasaal beoordeeld en zonodig wordt handmatig omgewerkt en bevochtigd. Bij stankproblemen voert alleen HWB geurmetingen uit. De GTD voert in dat geval eigen continue H₂S-metingen uit. Twee keer per jaar wordt in het bemonsteringsprogramma van de rwzi's van de GTD een monster op 50 cm diepte genomen en geanalyseerd op ds en pH. Bij een pH < 3 wordt het filtermateriaal zo spoedig mogelijk vervangen. Bij HWB wordt maandelijks geanalyseerd.

Tevens wordt de uitgaande H₂S-concentratie door de klaarmester gemeten. ZL analyseert maandelijks op pH, vochtgehalte, gloeirest. De drukval wordt door het personeel van de rwzi genoteerd op de bedrijfsstaten. Bij ZHEW wordt alleen de

drukval maandelijks door het personeel bepaald.

De drukval over het filtermateriaal bij inbreng varieert van 5 cm H₂O (championcompost) tot 10 cm H₂O bij VAM-GFT kompost. De overige soorten liggen binnen deze range.

Bij een een drukval van 15-20 cm H₂O is het materiaal dermate ingeklonken dat het moet worden omgewerkt en bijgevuld of worden vervangen.

Het onderhoud van een biofilter omvat de volgende activiteiten:

- loshouden kompost,
- onkruidvrij houden: voorkomen van kortsluitstromen,
- aanvullen / vervangen van kompost,
- sproeien/handhaven optimaal vochtgehalte.

De richtlijnen voor het beheren van kompostfilters van de GTD zijn weergegeven in bijlage 1.

Ter bestrijding van onkruid werkt een bedekking van 10-20 cm houtsnippers zeer effectief.

2.2.3 Resultaten

Het aantal kompostfilters met het type filtermateriaal en de beoordeling van de werking is weergegeven in tabel 3.

Tabel 3. werking kompostfilters Zuid-Nederland

wkb	object	aantal*	vulmat.	werking
ZL	rg	30	VAM-oud, champignon/ houtkrul.	goed, soms rest goed, doorslag bij pieken
	rwzi	10		
N+ZB	rg	8	champignon/ houtkrul.	goed, doorslag bij pieken
	rwzi	3		
Wal.	rg	4	VAM-GFT	doorslag, snel uit- gewerkt.
	rwzi	1	heide/turf	goed, snelle inklink ing
HWB	rg	4	champion + houtkrul.	goed
	rwzi	2	champion/ VAM-oud	goed, teert snel in goed
GTD	rg	31	VAM-oud	goed
	rwzi	12	heide-turf	redelijk
			boomschors- turf	goed
			VAMFIL VAM-GFT	slecht teert behoorlijk in sinds 1991 toegepast
ZHEW	rwzi	3	VAMFIL	goed, restgeur

*) De filters kunnen weer uit meerdere eenheden bestaan.

Resultaten van geurmetingen van enkele kompostfilters met verschillende materialen van HWB zijn weergegeven in bijlage 2.

De filters worden bijna allemaal bedreven met een luchtbelasting van ca. 25-60 m³/m².h. HWB hanteert 20 m³/m².h. bij hoge vluchtige organische componenten-concentraties (VOC's). Alleen de GTD en HWB hanteren afhankelijk van de sulfidebelasting ook belastingen tot 100 m³/m².h.

Championkompost werkt goed, maar teert bij intensieve besproeiing snel in. De VAM-oud was zeer betrouwbaar, maar dit materiaal wordt niet meer gefabriceerd. Nu wordt VAM-GFT geleverd. Heide-turf werkt goed bij zowel Wal. als de GTD, waarbij de standtijd, afhankelijk van de sulfidebelasting, 1-4 jaar bedraagt. VAM-GFT functioneert bij Wal. niet naar behoren, terwijl de werking bij de GTD goed is. Wellicht is door een lagere ventilatiecapaciteit bij Wal. de H₂S-concentraties in de lucht hoger. Omdat de afbraaksnelheid onafhankelijk van de concentratie is, is de kans op doorslag altijd iets groter. Bij dimensionering op RWA-ventilatiecapaciteit zal de H₂S-concentratie voor het filter altijd het laagst zijn.

Volgens HWB blijkt championkompost en VAM-oud zeer geschikt te zijn voor het verwijderen van VOC's. Er is ook nauwelijks eigen geur aanwezig. Bij het persstation Roosendaal was de standtijd van het filter met VAM-oud en een maximale sulfidebelasting van ca. 100 g/m².h een 0.5 j. Daarom is het filter omgebouwd tot 2-trapsfilter (gaswasser + kompostfilter). De standtijd van championkompost blijkt bij een H₂S-belasting < 5 g/m².h op de rwzi Bath 2-3 j. te bedragen.

Volgens HZEW werkt VAMFIL goed bij zeer lage belastingen. Bij enkele biofilters met oppervlaktebelastingen van ca. 100 m³/m².h wordt aangezogen gecombineerde lucht van de influentkelder, selector en ontwateringsruimte met een H₂S-concentratie van 5 ppm goed verwerkt.

De GTD heeft, in haar beheersgebied, een globaal onderzoek verricht naar de relatie materiaal, sulfidebelasting en standtijd tot pH < 3. De stankcomponenten in de behandelde lucht bestaat voor het grootste deel uit H₂S. De resultaten zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. Relatie materiaal-sulfidebelasting-standtijd

Materiaal	H ₂ S-belasting g/m ² .h	Standtijd j.
VAM-oud	< 20	10
	20-100	2-4
Heide-turf	< 5	2-4
	5-10	1-2
	10-30	0.5-1
	80	< 0.5
Boomschors-turf	< 10	2-3
VAMFIL	< 10	0.5
GFT	< 20	> 2
		weinig ervaring

Uit de resultaten komt naar voren dat VAMFIL niet geschikt is voor sulfideverwijdering bij normale sulfidebelastingen bij rg's. VAM-oud heeft de langste standtijd. De heide-turfmengsels hebben een lagere standtijd vanwege de lagere begin pH. Alle turfmengsels vertonen naar verloop van tijd ondanks een goed H₂S-rendement een eigengeur naarmate de pH lager wordt. VAM-GFT heeft de potentie tot een lange standtijd, maar zal door snelle intering elke 1-2 jaar moeten worden bijgevuld. De GFT-kompost heeft nauwelijks eigengeur wat vnl. te danken is aan de hoge pH van 7 - 8.

Doordat steeds hogere eisen worden gesteld aan maximale geuremissies van stankbronnen is de laatste jaren een trend waar te nemen richting 2-trapsbiofilters bij kritieke locaties. Het voordeel is dat hoge wisselende stankvrachten beter kunnen worden afgevlakt. Als 1^e trap kunnen ook niet-biologische systemen worden ingezet zoals gaswassing. De GTD, Wal. en HWB hebben reeds positieve ervaringen met 2-trapssystemen.

2.2.4 Kosten (prijspeil 1992)

Algemene vaste jaarlijkse kosten

a) Ventilator

Gegevens

Aanschaf ventilator 500 - 3000 m ³ /h	f 3000,-
Gemiddeld vermogen	1 kWh
Afschrijvingstermijn	15 j
Rente	8 %
Energieprijs	f 0.25/kWh

Jaarlasten

Afschrijving; $0.08 / (1 - (1/1 + 0.08)^{15}) \times f 3000$	= f 350,-
Exploitatie; $365 \times 24 \times f 0.25$	= f 2190,-
Totaal	f 2540,-

b) Filterconstructie

i.v.m. corrosie ook 15 j afschrijving met 8 %
Afschrijving; $0.117 \times f \text{ 1000/m}^2$ = $f \text{ 1000/m}^2$
= $f \text{ 115/m}^2 \cdot \text{j}$

c) Filtermateriaal

De globale kosten voor in- en uitbrengen incl. transport, kraanuur en manuren worden bij 4 h effectieve werktijd geschat op: $f \text{ 1000-1500}$

De stortkosten zijn ca. $f \text{ 35/t}$. Soortelijk gewicht kompost = ca. 0.7

Materiaal	f/m ³	max.standtijd	totaal		
			materiaal	+stort	= f/m ³ .j
VAMFIL	235	0.5-2	120	12	132
Heide-turf	70	2	35	12	47
Boomschors-turf	70	3	23	8	31
VAM-GFT	55	3	18	8	26
Champion-houtkrul	40	2	20	12	32

2.2.5 Evaluatie

Op basis van voorgaande gegevens lijkt VAM-GFT-, boomschors-turf- en champignonkompost technologisch en prijstechnisch, van de overige materialen, het beste filtermateriaal. Wel moet men waken voor snelle intering van VAM-GFT- en championkompost als veel gespreid moet worden.

Heide-turf mengsels zijn niet geschikt voor hoge zure geurvrachten.

De eenheidsprijs van VAMFIL is het hoogst en de werking van dit materiaal is bij normale filter- en sulfidebelastingen bij rioolgemalen i.v.m. de overige materialen het laagst.

Wal. adviseert ombouw naar 2-trapssystemen i.v.m. kans op doorslag. Ook de GTD adviseert per 1989 aan waterschap de Aa bij rg's met wisselende sulfidebelastingen 2-traps GFT-biofilters vanwege een te verwachten betere stabiliteit. Het 1^e trapfilter kan ook als een biosorpfiler of gaswasser worden uitgevoerd. De essentie van dit filter is hoge geurpieken af te vlakken waardoor de 2^e trap stabiel kan functioneren.

Het 1^e trapfilter moet wel luchtdicht worden afgesloten. Deze extra voorwaarde kan een argument zijn om als 1^e trap voor het biosorpsysteem of gaswassing te kiezen.

Tot slot dient vermeld te worden dat een stabiele werking van alle kompostfilters staat of valt bij een continu goed onderhoud.

2.3 Biosorpfilters

2.3.1 **Ontwerpgrondslagen**

Een biosorpfiler bestaat uit een kunststof (HDPE) cilinder, gevuld met geselecteerde lavakorrels van drie gradaties. Doordat op de lava specifieke bacteriën tot ontwikkeling komen is er sprake van een biologisch zuiveringsproces. Om dit proces op gang te helpen moeten de lavakorrels voor het opstarten van het filter worden geënt met bijvoorbeeld effluent van een rwzi of met kompost.

De vulling van het filter vindt laagsgewijs plaats. Onderin het filter worden de grootste korrels aangebracht, daarop komt de middengradering en bovenin komen de kleinste korrels. De laagdikten variëren naar gelang de dimensionering van het filter.

Biosorpfilters kunnen zowel angeblazen als zelfademend worden geïnstalleerd.

Bij zelfademende filters wordt het luchttransport verkregen door de waterniveauschommelingen in de kelder. Het voordeel hiervan is dat het filter alleen belast wordt als het waterniveau stijgt (bij een volledig afgesloten kelder zal de lucht langzaam worden verdrongen zodat zich een evenwicht kan instellen). Een ander voordeel is dat een zelfademend filter niet natgehouden hoeft te worden. De condensvorming zou voldoende vocht in het filter brengen om het biosorpsysteem aan de gang te houden. De vochtigheid moet op minimaal 20 % worden gehouden. Een nadeel hiervan is, dat de concentraties in de kelder hoog blijven in vergelijking met de angeblazen opstelling. De kans op aantasting van materialen in de kelder is hierdoor groter. Bevochtiging van de angeblazen filters gebeurt (tegenwoordig) door ingebouwde nozzles. Het aantal is afhankelijk van de grootte van het filter.

2.3.2 **Bedrijfsvoeringsaspecten**

Biosorpfilters hebben het grote voordeel dat ze vrijwel onderhoudsvrij zijn.

De buitenzijde van het filter behoeft vrijwel geen onderhoud. Het vullen van het filter gaat handmatig door het leegstorten van zakken lavakorrels. Het filtermateriaal wordt bij vervanging met behulp van een vacuümwagen uit het filter gezogen.

2.3.3 **Resultaten**

Algemeen

Momenteel zijn er binnen het Waterschap Walcheren op drie rg's één of meerdere biosorpfilters in werking, waarvan op één rg een zelfademend filter. Het angeblazen filter op rg Koudeker is in serie geschakeld met een kompostbed. De twee angeblazen filters op rg Zinderweg zijn parallel geschakeld. Het parallel schakelen van filters heeft een gunstige invloed op de dimensionering van de ventilator, daar slechts éénmaal de filterweerstand in rekening gebracht dient te worden in tegenstelling tot het in serie plaatsen van filters.

Bij ZHEW zijn in het filter op rwzi Krimpen a/d Lek twee omstandigheden beproefd. Gedurende het eerste jaar (1983) heeft het filter in een zelfademende opstelling gefunctioneerd en vervolgens tot medio 1986 als een combinatie van een zelfademend filter, voor lucht afkomstig van de influent-meetgoot, en een aangeblazen filter voor de ventilatielucht afkomstig van het verdeelwerk.

Aangeblazen filters

Het in 1988 geplaatste filter bij rg Koudekerke vertoont verschijnselen van verzadiging met zwavel, waardoor het verwijderingsrendement sterk is gedaald tot 5 à 10% en het compostbed na zeer korte tijd overbelast is. Bij dit filter bleek bij een onlangs uitgevoerde inspectie dat de bovenste ca. 50 cm enigzins vergruisd en in een vergaande staat van verzadiging met zwavel was. De verzwaveling werd veroorzaakt door continue overbelasting van het filter. Bovendien was deze laag tot een harde en vaste laag samengekoekt, zodat de filterweerstand verhoogd was van normaal 7 á 8 cm naar ca 10 á 12 cm waterkolom.

Uit het onderzoek naar de verzadiging van het filter in Koudekerke, door de leverancier, blijkt dat de lava ca. 15 g sulfaat/kg ds. bevat. De filterinhoud zal vervangen moeten worden. De verontreinigde lava wordt als chemisch afval beschouwd. Een volledige analyse van een verzadigd monster is weergegeven in bijlage 3.

De filters op rg Zinderweg (geplaatst in 1990) voldoen tot op heden aan de gestelde eis m.b.t. stankreductie (geen stankoverlast bij bewoners in een straal van 100 m rondom het rg mag optreden).

Bij ZHEW zijn sinds medio 1984 twee aangeblazen filters op rwzi Gorinchem en Schoonhoven in werking. De aangezogen lucht is afkomstig van de aanvoerkelders, zandvanggoten en overloopranden van de voorbezinktanks. Deze filters voldoen uitstekend. Het zuiveringsrendement is resp. 96 en 100 %.

De wat minder gunstige werking van het filter te Gorinchem is ondanks een lage H₂S-invoerconcentratie van ca. 8 ppm, toe te schrijven aan een 2x hogere luchtbelasting van het filter (100 m³/m³.h.). Een langere verblijftijd zou een nog beter resultaat opleveren, maar een groter filter tot gevolg hebben.

Zelfademende filters

Het zelfademend filter bij rg Grijskerke voldeed in eerste instantie (oppervlak 1,75 m², hoogte 1,62 m) niet aan de gestelde eisen, doordat de in de kelder aanwezige lucht in zeer korte tijd door het filter "geperst" werd (15 m³ in 72 sec.).

Uitgaande van een piekbelasting van 800 ppm is het bovengenoemde filter vervangen door een filter met een oppervlak van 7 m² en een vulhoogte van 3 m. Voor de gemiddelde dagbelasting in rwa en dwa-situatie is in het ontwerp uitgegaan van resp. 90 en 180 ppm.

Bij ZHEW voldeed het filter op de rwzi Krimpen a/d Lek uitstekend. Bij een maximale oppervlaktebelasting van $125 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h.}$, oppervlak filter = 3.8 m^2 en een gemiddelde H_2S -concentratie van 30 ppm zou een bruto filterinhoud van 3.2 m^3 (poriënvolume = 60 %) reeds volledige H_2S -verwijdering kunnen bewerkstelligen. Voor de dimensionering kan worden uitgegaan van maximaal $150 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h.}$ (gemiddeld $100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h.}$).

Na 1986 bleef ondanks toevoeging van een geforceerde extra hoeveelheid lucht ($200 \text{ m}^3/\text{h}$) een zelfademend karakter houden. Door het slechte rendement in de beginfase is het ventilatie-debiet verlaagd naar $100 \text{ m}^3/\text{h}$ en het filter uitgebreid met 4.5 m^3 bruto filterinhoud. De maximale oppervlaktebelasting kwam overeen met die van het zelfademende filter. De volumebelasting bedroeg $65 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h.}$ I.t.t. het zelfademende filter werd een restgeur waargenomen ook indien geen H_2S meer kon worden gemeten. Dit is waarschijnlijk het gevolg van omzettingsprocessen die in het filter plaatsvinden. Door het verhogen van het vochtigheidsgehalte, middels een sproeiinstallatie kon de restgeur aanmerkelijk worden teruggebracht.

Bij een aanvoer van gemiddeld 67 ppm H_2S , met maxima van 400-500 ppm werd het H_2S voor vrijwel 100 % verwijderd. De uitgaande lucht bevatte gemiddeld 0.1 ppm H_2S .

2.3.4 Kosten

De kosten voor een biosorpfiler incl. vulling met lava bedragen voor een filter met een diameter van 3 m en een vulhoogte van ca. 2.5 m ca. f 40.000,- excl. btw. Daar de dimensionering gebaseerd is op een debiet met een gemiddelde aanvoer moet per project een dimensioneringsberekening worden uitgevoerd. Hierdoor is een simpele benadering van lineaire extrapolatie niet mogelijk.

2.3.5 Evaluatie

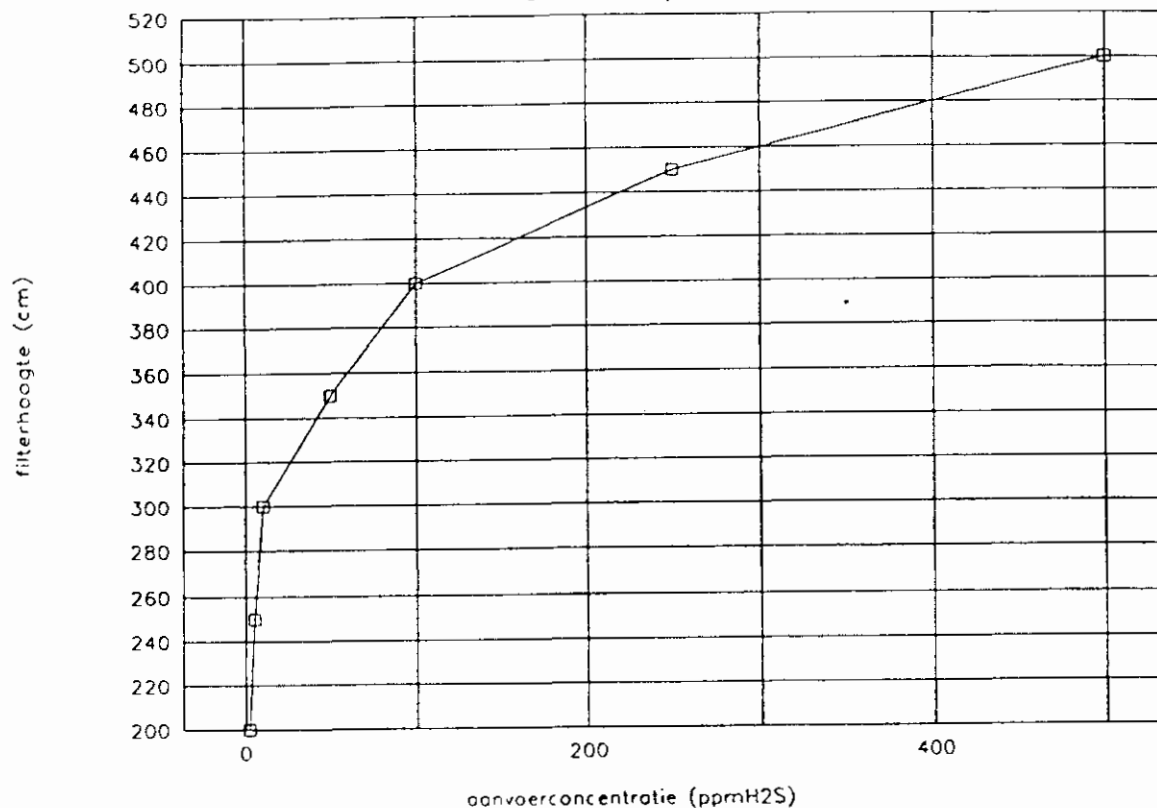
Het toepassen van een biosorpfiler biedt een goede mogelijkheid om op een vrij eenvoudige en relatief onderhoudsarme wijze H_2S te verwijderen. De dimensionering van een biosorpfiler vergt echter nog aanvullende kennis en ervaring en dient per project bekeken te worden. Vooral bij hoge H_2S -concentraties zou snelle doorslag plaatsvinden. Op basis van genoemde resultaten en ervaringen van Krimpen a/d Lek geeft ZHEW een empirische dimensioneringsgrondslag. Uitgaande van een H_2S -verwijderingspercentage van 70 % bij een filterhoogte van 0.5 m kan m.b.v. de ingaande H_2S -concentratie de filterhoogte worden bepaald. Dit is weergegeven in figuur 2.

ZHEW heeft geconstateerd dat het poriënvolume in de dimensionering moet worden meegenomen. Als 1^e trapfilter kan het biosorpfiler uitstekend dienst doen aangezien het hoge H_2S -pieken goed kan afvlakken.

De standtijd van de lava is volgens de leverancier niet onbeperkt. Uit ervaring op rg Koudekerke blijkt dat bij het filterproces organisch zwavel wordt afgezet op het dragermateriaal.

Benodigde filterhoogte

kontinu Biosorpfilters



Figuur 2: Benodigde filterhoogte.

2.4 Bioton

2.4.1 Ontwerpgrondslagen

In het beheersgebied van de GTD is in 1988 een Bioton geplaatst op rg Neerkant voor een doorzet van ca. 150 m³/d. Omgerekend naar pompuren van het voorliggend gemaal betekent dit ca. 40 m³/h.

2.4.2 Bedrijfsvoeringsaspecten

De Bioton is klein en gemakkelijk te plaatsen. Het filter werkt zonder stroomvoorziening. De werking berust op het verdringen van de lucht uit de verzamelput door het binnenstromende water. De verdrongen lucht wordt door de ontstane kleine overdruk via het filter afgevoerd en ontdaan van haar stankstoffen. De verzamelput moet wel hermetisch worden afgesloten.

2.4.3 Resultaten

Na de plaatsing van het Bioton is een langdurig meetprogramma uitgevoerd betreffende het H₂S-rendement van het filter. De metingen zijn uitgevoerd tussen 12 maart en 23 september 1988. De belangrijkste resultaten van de gehele periode zijn weergegeven in tabel 6.

Tabel 6. Resultaten

ingående stroom ppm H ₂ S			uitgaande stroom			rendement
min.	max.	gem.	min.	max.	gem.	%
0	2000	300	0	150	5	95

Uit de resultaten blijkt dat hoge H₂S-piekbelasting niet door het filter kunnen worden verwerkt. De gemiddelde uitgaande stroom is gebaseerd op H₂S-metingen zonder piekbelastingen. De uitgaande stroom van 5 ppm H₂S kan nog behoorlijke stankhinder veroorzaken. De conclusie van dit onderzoek is dat het geïnstalleerde Bioton filter, ondanks de lage luchtbelasting van 40 m³/m².h, geen hoge H₂S-vrachten in korte tijd kan verwerken. Er is in de hele periode ca. 50000 m³ lucht verwerkt. Dit betekent een H₂S-vracht van ca. 20 kg. De maximale H₂S-belasting bedraagt ca. 100 g/m³.h. Na enkele keren het materiaal te hebben vervangen is vanwege optredende lekverliezen bij de rioolput de Bioton vervangen door een continu geforceerde mechanische afzuiging met een kompostfilter met VAM-GFT.

Verder is nog vermeldenswaard dat het uitgewerkte filtermateriaal uit de Bioton wordt aangemerkt als chemisch afval.

2.5 Hergebruik stankhoudende lucht in het actief-slibstelsysteem

2.5.1 Principe

De werking is gebaseerd op absorptie en omzetting van de geurcomponenten aan het actief-slib. Het intensieve contact wordt verkregen door de te behandelende lucht via het bodembeluchtingssysteem in de beluchtingsruimte te brengen. Enkele randvoorwaarden zijn:

- de stankstoffen moeten uitwasbaar en afbreekbaar zijn,
- hoge belastingen moeten worden vermeden.
- een groot biomassa/lucht-contact oppervlak is vereist waar het om de overdracht van geurcomponenten gaat.

2.5.2 Resultaten

Bij het ZL zijn in 1984 op de rwzi's Venlo en Hoensbroek maatregelen getroffen om stankoverlast te voorkomen. Op beide rwzi's wordt een deel van het afvalwater via persleidingen aangevoerd en liggen op 100 m afstand van de bebouwing. Bij beide rwzi's zijn de aanvoervijzelgoten, de roosterruimtes, de zandvangsers en verdeelputten voorzien van afdekkingen.

Bij de rwzi Hoensbroek is tot eind 1991 de afgezogen lucht behandeld middels kompostfilters.

Daarna is gekozen voor luchtbehandeling via de membraanbeluchters. Bij de rwzi Venlo is vanaf het begin gekozen voor inblazing in het beluchtingssysteem. Hier zijn keramische elementen geplaatst. De hoeveelheid lucht bedraagt bij beide rwzi's ca. 5500 m³.

In de afgelopen 7 jaren is in Venlo gebleken dat deze methode probleemloos functioneert. Boven het beluchtingssysteem zijn de geurcomponenten niet nasaal waarneembaar.

Mechanisch gezien heeft dit systeem enkele keren problemen opgeleverd. Geconstateerd werd dat de druk in het luchtleidingssysteem dusdanig opliep (van ca. 4 m naar de maximaal toelaatbare 5 m waterkolom) dat beschadiging van de blowers verwacht kon worden. Vanaf de start zijn de keramische elementen 3x uitgebouwd en aansluitend gereinigd (onderdompeling in een HCl-oplossing). Deze reiniging heeft plaatsgevonden in 1989, 1990 en 1991.

Na de reiniging was het drukniveau weer normaal. Momenteel is nog niet duidelijk wat de precieze oorzaak van dit mechanisch probleem is.

Bij ZHEW op de rwzi Krimpen a/d Lek is ervaring opgedaan met hergebruik van verontreinigde ventilatielucht uit het slibontwateringsgebouw. De rwzi beschikt over een bellenbeluchtingssysteem waartoe in de kelder van het slibontwateringsgebouw 2 blowers zijn opgesteld. De benodigde proceslucht wordt uit de erboven gelegen ruimte gezogen. Deze methode is zeer succesvol.

2.5.3 Evaluatie

Er kan worden geconcludeerd dat vanuit het oogpunt van verwijderen van geurcomponenten gezien de bovengenoemde effectief werkt. Er zijn alleen maar blowers nodig en er is geen sprake van filtermateriaalvervangning en chemicaliëndosering. Daarnaast is er geen controle noodzakelijk omtrent de werking. Andere voorwaarden zoals luchtfiltratie, corrosieve en mechanische aspecten zullen bij de genoemde methode zeer belangrijk zijn.

3. Niet-biologische systemen

3.1 Algemeen

Niet-biologische systemen zijn systemen waarbij de te behandelen geurcomponenten door **chemische** reacties worden omgezet in geurloze oplosbare of onoplosbare producten. Bij het behandelen van H₂S wordt een zout van sulfaat of sulfide of elementair zwavel gevormd.

3.2 Purafil

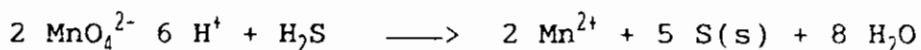
3.2.1 Principe

PURAFIL® odoroxidant (hierna PURAFIL genoemd) is een produkt, bestaande uit een combinatie van geactiveerd aluminium-oxyde (Al₂O₃), geïmpregneerd met kaliumpermanganaat (KMnO₄) en een geringe hoeveelheid vrij water. Het wordt geproduceerd in de vorm van korrels met een diameter van ongeveer 5 mm. Het aluminium-oxyde zorgt voor een groot specifiek oppervlak van de korrels. Het werkbare bestanddeel kaliumpermanganaat geeft de bolletjes een lichtpaarse kleur.

De PURAFIL-korrels worden gebruikt ter bestrijding van stank, veroorzaakt door relatief lichte gassen die vrijkomen op rioolwaterzuiveringsinstallaties en rioolgemalen (MW < 100). Voor het afvangen van gassen met een zwaarder molecuulgewicht (MW > 100), zoals chloormethanen, chlooroxides, butyraat etc die voornamelijk vrijkomen bij industriële activiteiten, zijn speciale Purafil-korrels ontwikkeld.

De werking van PURAFIL berust op absorptie en oxydatie van de stankveroorzakende stoffen uit de te behandelen lucht. Eerst worden de gasmoleculen geabsorbeerd op de microporeuze oppervlakken van de korrels, gevolgd door diffusie in de permanganaat-oplossing. Hierin worden de stankmoleculen door het permanganaat geoxydeerd tot reukloze componenten.

Voor H₂S geldt de volgende reactie-vergelijking:



Sulfide wordt hierbij omgezet in elementair zwavel.

Andere stankveroorzakende componenten zoals onverzadigde koolwaterstoffen en organische stoffen worden geoxydeerd tot CO₂ en H₂O. De zwavel-moleculen blijven achter als elementair zwavel of worden gebonden in de vorm van K- of MnSO₄.

3.2.2 Ontwerpgrondslagen.

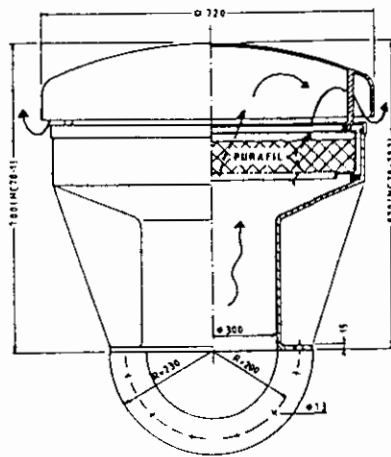
Door de chemische reacties hebben de korrels een berekenbare levensduur. Voor het verwijderen van 1 ppm H₂S uit 1 m³ lucht is ongeveer 0,02 gram PURAFIL nodig. Door de reductie van het permanganaat verliezen de korrels in de loop van de tijd hun licht-paarse kleur en lopen via bruin of zelfs zwart naar wit/beige. De werkzaamheid kan worden beoordeeld door een

chemische analyse van het resterende permanganaat in de korrels.

3.2.3 Bedrijfsvoeringsaspecten

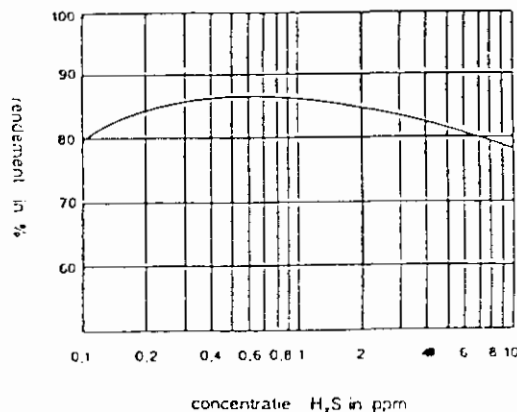
PURAFIL wordt als vulling in o.a. cassette en vatfilter toegepast.

Het cassettefilter (zie figuur 3) is een zelfademend filter, maar kan ook angeblazen worden. In het filterhuis kunnen maximaal 3 cassettes van elk 22,7 kg PURAFIL geplaatst worden, afhankelijk van de belasting. In de uitvoering met 1 cassette is het filter geschikt voor het verwerken van lucht-hoeveelheden tot max. 300 m³/h. De cassettes zijn verwisselbaar en hervulbaar. Tevens zijn de filters verkrijgbaar met een ventilator-unit in de kap.



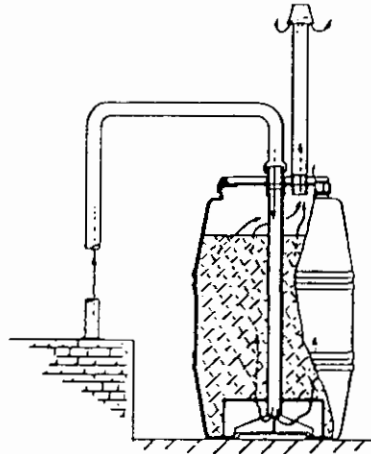
Figuur 3: Uitvoering cassettefilter met 1 cassette.

Figuur 4 toont het rendement voor H₂S-verwijdering van 1 PURAFIL-cassette (standaarddikte 75 mm) bij een luchtsnelheid van 0,3 m/s. Aan de hand van deze grafiek is te berekenen dat bij een concentratie van 5 ppm H₂S in de aanvoerlucht via 3 PURAFIL-cassettes van elk 75 mm dikte, een rest-concentratie overblijft van minder dan 0,02 ppm. Dit is een filterrendement van meer dan 99 %.



Figuur 4: Verwijderingsrendement

Het vatfilter (zie figuur 5) kan zowel zelfademend als aangeblazen zijn. Dit filter is geschikt voor een vulling tot circa 90 kg PURAFIL (los gestort). Het vat wordt gedeeltelijk gevuld met de korrels, waar de ontwikkende lucht doorheen gevoerd wordt. De verdeeldoos op de bodem zorgt voor een gelijkmatige verdeling van de lucht.



Figuur 5: Uitvoering vatfilter.

Het verschil tussen de cassettefilter en het vatfilter is een kwestie van uiterlijk schoon, van nuttige inhoud en benutting van de korrels en van gemak bij het verwisselen van de verbruikte vulling. De cassettes kunnen zeer eenvoudig verwisseld worden terwijl bij het vatfilter de luchtaansluitingen losgekoppeld moeten worden waarna de verbruikte korrels door kantelen er pas uitgegoten kunnen worden. Verder wordt bij de cassettefilter een economischer gebruik gemaakt van de PURAFIL-korrels door een gelijkmatigere verdeling van de lucht over het filter. Bij het vatfilter is deze verdeling minder goed waardoor gedeelten van de PURAFIL-vulling niet of nauwelijks benut worden.

Het is aan te bevelen om in de toevoerleiding naar het filter een druppelvanger te plaatsen waardoor de vochtigheid van de inkomende lucht verminderd wordt. Dit leidt tot een betere werking van de PURAFIL-korrels.

Een voordeel van PURAFIL-systemen is het geringe onderhoud. Dit beperkt zich tot het op gezette tijden trekken van een monster korrels en het analyseren hiervan. Bij onvoldoende activiteit kunnen de verbruikte korrels met het cassette-systeem eenvoudig vervangen worden. Verbruikte korrels zijn onschadelijk voor het milieu en kunnen afgevoerd worden naar de stortplaats.

3.2.4 Resultaten

Bij ZHEW zijn goede ervaringen met de cassettefilters in zelfademende opstellingen opgedaan. H_2S wordt hierin volledig verwijderd, ook bij hoge ingangconcentraties. Het systeem is bij hoge sulfidebelasting duur omdat de korrels dan een korte levensduur hebben. Controle vindt visueel plaats aan hand van de verkleuring van de korrels.

Ook bij HWB zijn de ervaringen goed met vatfilters in zelfademende opstellingen. De filters zijn laag-belast en laten geen stank door. De rest-aktiviteit van de korrels wordt halfjaarlijks vastgesteld middels het bepalen van het permanganaat-gehalte.

Bij een rg van N+ZB met een zwaar belast compostfilter is een vatfilter uitgetest als tweede trap. Hiervoor werd het compostfilter overkapt en werd de voor-behandelde luchtstroom door het vatfilter geleid.

Aanvankelijk waren de resultaten goed, maar na enkele dagen sloeg het vat-filter dicht. Dit werd veroorzaakt door de hoge luchtvochtigheid, waardoor het PURAFIL zijn korrelstructuur verloor en over ging in een diffuse massa. Deze waarneming is echter in tegenstelling met het brochure-materiaal, waarin vermeld wordt dat de korrels ongevoelig zijn voor vocht. Vervolgens is als druppelvanger een doekfilter tussengeschaald, maar de vochtafvoerende capaciteit was te beperkt om het dichtslaan van het filter te voorkomen. Vanwege de hoge extra kosten is afgezien van het toepassen van een ander type druppelvanger.

Verbeteringen aan het compostfilter hebben de stankproblemen opgelost, zodat van verdere toepassingen van PURAFIL is afgezien.

3.2.5 Kosten

De belangrijkste kosten voor deze methode zijn de kosten van de PURAFIL-korrels. Deze bedragen ongeveer f. 400,- per 22,7 kg-verpakking.

Voor het verwijderen van 1 ppm H_2S is ca. 0.02 g PURAFIL nodig. Een cassettefilter kost, inclusief PURAFIL-vulling en rvs cassette(s) en evt. opzetstuk(ken), ongeveer f. 4.000,- tot f. 5.800,- (1 resp. 3 cassettes). Een extra ventilator is niet bij de prijs inbegrepen.

Vatfilters zijn door eerder genoemde rendementsverliezen (geen optimaal gebruik PURAFIL) niet meer verkrijgbaar.

3.2.6 Evaluatie

PURAFIL filter-systemen zijn compact en handig te plaatsen en hierdoor geschikt voor afgelegen en/of ruimte-gebrekkige situaties.

De zelfademende systemen lijken beter te werken dan de aangeblazen systemen. Hierbij is verblijftijd van de stankcomponenten in het filter een belangrijke parameter. In tegenstelling tot de produkt-informatie werd de structuur van de korrels wél

aangetast door lucht met een hoge vochtigheid. Voor dergelijke situaties zal het plaatsen van een druppelvanger in de toevoerleiding naar het filter voor een betere werking zorgen.

Verder is het gebruik van PURAFIL aan te bevelen voor situaties waarbij de belasting van het filter laag is. Voor hoogbelaste situaties is de standtijd van de korrels erg laag waardoor ze zeer regelmatig vervangen moeten worden. In die situaties kan een PURAFIL-filter worden aanbevolen als tweede trap, na bijvoorbeeld een kompostfilter.

3.3 Chemicaliëndosering in persleidingen

3.3.1 Principe

Het doseren van chemicaliën in persleidingen wordt toegepast ter voorkoming van betonaantasting en als stankbestrijding. Men kan reeds gevormd H_2S oxyderen met behulp van H_2O_2 . Een andere methode is het gevormde H_2S fixeren met behulp van $FeCl_3$. Hieronder wordt op beide methoden wat dieper ingegaan.

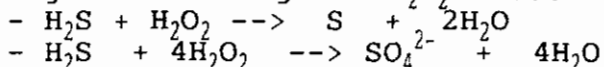
3.3.2 Ontwerpgrondslagen

$FeCl_3$ -dosering

Bij de dosering van $FeCl_3$ aan sulfidehoudend afvalwater treedt de volgende reactie op: $3 S^{2-} + 2 Fe^{3+} \rightarrow Fe_2S_3$
Bij een dosering van 1.5 mg Fe^{3+} per mg S^{2-} en een reaktietijd van enkele minuten wordt het aanwezige H_2S vrijwel kwantitatief gebonden als het onoplosbare Fe_2S_3 .

H_2O_2

Bij de dosering van H_2O_2 treden onderstaande reacties op:



Bij een dosering van 2-4 mg H_2O_2 / mg H_2S wordt 80 - 95% van het H_2S geoxydeerd. De benodigde reaktietijd bedraagt 0.5 - 1.5 uur. Het doseerpunt dient op 500 - 2000 m bovenstrooms van de uitmonding gesitueerd te zijn.

3.3.3 Resultaten

Bij het HWB wordt op twee lokaties $FeCl_3$ in een persleiding gedoseerd. De dosering is gedimensioneerd op 1.5 mg Fe/mg S, waarbij de S-concentratie wordt berekend met behulp van de formule van Boon-Lister voor de ene lokatie en meetcijfers voor de andere lokatie.

Dosering is gekoppeld aan de looptijd van de vuilwaterpompen en geschiedt met behulp van verstelbare doseerpompen in de ontvangkelder. De te doseren hoeveelheid wordt door het jaar heen aangepast aan het seizoen (temperatuur !). Voor menging van de chemicaliën en het afvalwater is in de ontvangkelder een mixer geplaatst.

De chemicaliëndosering op beide lokaties is in bedrijf vanaf half 1985. Het effect van de dosering wordt gecontroleerd door een tweewekelijkse bemonstering en analyse van de inhoud van de ontvangkelder en de afvoer van de persleiding. De gemiddelde analyseresultaten voor beide lokaties staan in tabel 7 vermeld.

Tabel 7: Resultaten na dosering

parameter	afvoer persleiding Gilze	afvoer perleiding Nispen
pH	7.0	6.8
sulfide opgel. mg/l	0.5	0.3
sulfide totaal mg/l	2.2	1.8
sulfaat mg/l	38	43

Naast bemonstering en analyse van het afvalwater vindt ook pH-meting van het condensvocht en periodieke betoninspectie op het injectiepunt van de persleiding op de gemeentelijke riolering plaats.

Bij de GTD wordt bij rg Donkenweg van de rwzi Oyen sinds 1989 FeCl_3 gedoseerd t.b.v. betoncorrosie. Hier is de dosering gekoppeld op de looptijden van de DWA-pomp. Bij RWA wordt geen FeCl_3 gedoseerd. Het blijkt goed mogelijk H_2S -concentraties bij DWA, met de juiste dosering, < 10 ppm te bewerkstelligen. Wel kunnen bij aanvang van RWA-condities hoge H_2S pieken optreden. Om dit te vermijden zal ook bij aanvang van RWA gedoseerd moeten worden.

Bij het ZHEW vindt dosering van H_2O_2 plaats in de toevoerende leidingen naar de rwzi Dokhaven plaats indien de H_2S -concentratie in de uitgang van de gaswasser hoger is dan 1 ppm. De dosering bedraagt ca. 50 ml oplossing per m³ afvalwater. Hiermee kan de H_2S -concentratie in de ventilatielucht van de ontvangkelder worden gereduceerd van 200 ppm naar 25-50 ppm H_2S .

Ook vindt H_2O_2 -dosering plaats in een persleiding in Goederede. De ervaringen hiermee zijn niet zo goed. Het stankprobleem ter plaatse is hiermee niet opgelost. Waarschijnlijk is de maximaal haalbare eindconcentratie te hoog om het stankprobleem op deze manier op te lossen.

Bij de GTD wordt sinds eind jaren '70 H_2O_2 op riool Zuid van de rwzi Eindhoven met succes toegepast. H_2S -pieken van 2 mg/l in het afvalwater worden voor ca. 90 % verwijderd. De dosering is bij DWA-aanvoer en zomerse omstandigheden preventief in werking. De dosering bedraagt ca. 40 ml/m³ afvalwater. Bij hoge pieken kan de overgebleven H_2S door de nageschakelde biofilters op het influentverdeelwerk verwijderd worden.

3.3.4 Kosten

Voor wat betreft de kosten kan hier vermeld worden dat de FeCl_3 -doseerinstallaties bij het HWB een investering vergden van ca. fl. 50.000 (1985). De jaarlijkse lasten bedragen ca. fl. 42.000 voor het gemaal Gilze, waarvan ca. fl. 40.000 voor chemicaliën (ca. 4 ct per m^3 afvalwater). Voor het gemaal Nispen bedragen de jaarlijkse lasten ca. fl. 11.000 waarvan ca. fl. 9.000 voor chemicaliën (ca. 7 ct per m^3 afvalwater).

3.3.5 Evaluatie

Chemicaliëndosering is duur en wordt alleen maar aanbevolen als er geen andere mogelijkheid is.

3.4 Chemische wassing

3.4.1 Principe

Een chemische gaswasinstallatie is opgebouwd uit één of meerdere achter elkaar geschakelde verticale kolommen. De kolommen zijn voorzien van een pakkingmateriaal. In de kolom(men) stroomt de te behandelen lucht in opwaartse richting. De wasvloeistof stroomt in neerwaartse richting (tegenstroom). Daarnaast kan ook het dwarsstroomprincipe worden bedreven. De werking van de gaswasinstallatie is gebaseerd op absorptie van de verontreinigende componenten door de wasvloeistof eventueel gevolgd door oxydatie.

Naar chemische samenstelling van de wasvloeistof kunnen vier gaswasprincipes worden onderscheiden:

- alkalische wassing met natronloog of soda;
- oxydatieve wassing met ozon en/of waterstofperoxyde;
- alkalisch-oxydatieve wassing met natronloog en chloor bleekloog;
- zure gaswassing met zwavel- of zoutzuur.

Absorptie.

Voor een optimale absorptie van de verontreinigende componenten in de lucht door het waswater is het van belang dat de te behandelende lucht zo goed mogelijk in contact wordt gebracht met de wasvloeistof. De volgende aspecten zijn hierbij van belang:

- Hoeveelheid wasvloeistof.

Het debiet waarmee gewassen wordt dient te allen tijde voldoende te zijn om de kolom te voorzien van een ruime hoeveelheid afstromende wasvloeistof. Hiertoe vindt continu recirculatie plaats van de wasvloeistof.

- Verdeling van de wasvloeistof.

Een goede verdeling van de wasvloeistof dient te worden gewaarborgd. Wanneer de wasvloeistof niet gelijkmatig over het gehele oppervlak van een kolom wordt verdeeld, kan een gedeel-

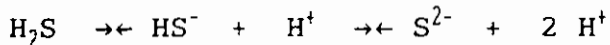
te van de te behandelen lucht, zonder contact te hebben gehad met een deel van de wasvloeistof, de kolom weer verlaten.

- Het pakkingmateriaal.

De wasvloeistof stroomt, na te zijn verdeeld, over een bed bestaande uit kunststofmateriaal. Hier wordt de wasvloeistof verder verdeeld zodat een enorme vergroting van het kontaktopervlak tussen de wasvloeistof en de te behandelen lucht optreedt. Tevens wordt hierdoor de verblijftijd sterk verlengd.

- Samenstelling wasvloeistof.

Door het intensieve contact van de te behandelen lucht met de wasvloeistof zal het in de lucht aanwezige H_2S -gas door de wasvloeistof worden geabsorbeerd. De oplosbaarheid van het H_2S in water is gelimiteerd. De oplosbaarheid wordt bovendien beïnvloed door de temperatuur en in sterke mate door de pH van de wasvloeistof. Bij een pH van 9 of meer neemt de oplosbaarheid van sulfiden fors toe. De invloed van de pH op de oplosbaarheid van sulfiden is te verklaren uit de geheel of gedeeltelijke dissociatie van het opgeloste waterstofsulfide:



In de wasvloeistof wordt een grote omzetting van H_2S in HS^- en verder eventuele omzetting in S^{2-} bereikt door de pH te verhogen. De verhoging van de pH vindt plaats door dosering van natronloog (NaOH).

Bij een pH van 7 is ruim 60 % van het H_2S nog niet gedissocieerd. Bij een pH van 9 is alle H_2S geheel of gedeeltelijk gedissocieerd.

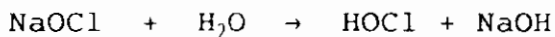
Oxydatie.

Na absorptie van waterstofsulfide in een alkalische wasvloeistof kan door toevoeging van een oxydatiemiddel het waterstofsulfide eenvoudig worden omgezet tot sulfaat. Als oxydatiemiddel wordt chloorbleekloog ($NaOCl$) toegevoegd.

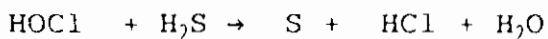
Een belangrijk voordeel van het oxydatiemiddel is dat het weinig selectief is. Overige stankcomponenten die net als H_2S worden geabsorbeerd door de wasvloeistof worden eveneens geoxydeerd.

De oxydatie van H_2S door natriumhypochloriet verloopt als volgt:

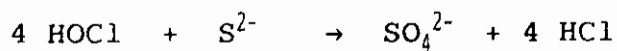
Eerst wordt het natriumhypochloriet in de wasvloeistof omgezet tot hypochlorigzuur en natronloog:



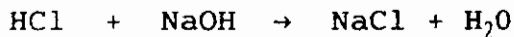
Het hypochlorigzuur oxydeert waterstofsulfide tot vast (colloïdaal) zwavel:



Als gevolg van het ontstaan van het colloïdale zwavel krijgt de wasvloeistof een gele melkachtige verkleuring. Het colloïdale zwavel kan verschillende nevenreacties aangaan waarbij polysulfiden (HS_n^-), sulfiet (SO_3^{2-}) en thiosulfaat (S_2O_3) worden gevormd. Polysulfiden kunnen echter alleen worden gevormd bij een $\text{pH} < 9$. De geur van H_2S is door de oxydatie met hypochlorigzuur weggenomen, echter met name het colloïdale zwavel en de polysulfiden zijn er de oorzaak van dat hiervoor een zwavelachtige geur in de plaats komt. Voorts kunnen deze verbindingen betrekkelijk eenvoudig weer gereduceerd worden tot sulfiden (S^{2-}) waardoor wederom H_2S kan vrijkomen. Het is voor een goede werking van de gaswassers van belang dat het gevormde colloïdale zwavel en de producten uit de nevenreacties verder worden geoxydeerd. Door toevoeging van voldoende hypochlorigzuur vindt een verdergaande oxydatie plaats tot sulfaat waarbij tevens zoutzuur gevormd wordt:

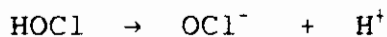


Omdat zowel bij de oxydatie van sulfiden tot colloïdaal zwavel als bij de volledige oxydatie tot sulfaat zoutzuur (HCl) wordt gevormd zal de pH dalen. Een correctie van de pH vindt plaats door toevoeging van natronloog aan de wasvloeistof waarbij (keuken)zout als restprodukt ontstaat:



De volledige oxydatie tot sulfaat verloopt nogal moeizaam zodat voldoende contacttijd en de aanwezigheid van voldoende oxydatiemiddel (chloor) noodzakelijk is. Verder heeft de pH invloed op de omzetsnelheid.

Het hypochlorigzuur (HOCl) is een zeer sterk oxydatiemiddel. Afhankelijk van de pH van de wasvloeistof wordt het hypochlorigzuur echter omgezet in hypochloriet (OCl^-):



Het hypochloriet is een veel minder sterk oxydatiemiddel dan het hypochlorigzuur. Het hypochlorigzuur is een ca. 100 keer sterker oxydatiemiddel.

Dosering van chloorbleekloog aan de wasvloeistof kan een chloorlucht (Cl_2) aan de gezuiverde luchtstroom veroorzaken indien de pH van de wasvloeistof laag is. Om te voorkomen dat hierdoor overlast ontstaat kan een nageschakelde alkalische gaswastrap (alleen natronloog) worden toegepast. Het rest-chloor wordt hier in de wasvloeistof geabsorbeerd.

Alkalisch-oxydatieve gaswassers kunnen in vergelijking met alkalische gaswassers worden bedreven bij een aanzienlijk lagere pH . Hierdoor is de loogdosering regelbaar op pH . Nevenreacties zoals absorptie van koolzuur en calcium- en magnesiumcarbonaatneerslag komen hierdoor in een mindere mate voor. Dit levert tevens een besparing op het loogverbruik. De dosering van chloorbleekloog kan worden geregeld op redox-potentiaal.

3.4.2 Ontwerpgrondslagen

Het verwijderingsrendement van een gaswasser wordt bepaald door de hoogte van de pakking. Tevens is de afmeting van het pakkingmateriaal van belang. In bijlage 5 is de hoogte van de pakking in relatie tot de afmeting van de pakking en het verwijderingsrendement weergegeven.

De luchtsnelheid door het pakket wordt begrensd door het zogenaamde "flooding-point": Bij toenemende luchtsnelheid wordt de wasvloeistof in toenemende mate belemmerd in de afstroming door het pakket. Bij te hoge luchtsnelheden hoopt wasvloeistof op in het pakket waardoor het pakket gevuld raakt met vloeistof. De te behandelen lucht stijgt vervolgens in de vorm van gasbellen door de wasvloeistof. De druk neemt sterk toe en er wordt veel wasvloeistof in de gasstroom opgenomen.

Als luchtsnelheid wordt 60 % van de kritische gassnelheid bij het "flooding point" genomen. Op basis van deze luchtsnelheid kan als dimensioneringsgrondslag een oppervlaktebelasting van $3 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{s}$ ($\approx 8370 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) worden gehanteerd.

In tabel 8 zijn de dimensioneringsgegevens van de chemische gaswassers van de rwzi Rotterdam-Dokhaven en het svb Sluisjesdijk samengevat.

Tabel 8: Ontwerpgrondslagen

	rwzi Dokhaven	svb S. dijk
Ingangconcentratie		
- H_2S (ppm)	22,8	34
Uitgangconcentratie		
- H_2S (ppm)	0,2	
- geur (ge/m^3)		100
Bedhoogte (m)	1,4	1,1
Verblijftijd bed (sec)	2,8	4,4
(totaal 3 kolommen)		
Luchtsnelheid door gepakt bed (m/s)	1,5	0,75
Recirculatiecapaciteit wasvloeistof ($1/\text{m}^3$ lucht)	6,6	5,0

3.4.3 Bedrijfsvoeringsaspecten

Algemeen.

Bij alkalische wassing wordt H_2S in de wasvloeistof gebonden volgens genoemde dissociatie vergelijkingen. Tussen een pH van 8 tot 12 verloopt de reactie tot HS^- . Bij een pH groter dan 12 voornamelijk de reactie tot S^{2-} .

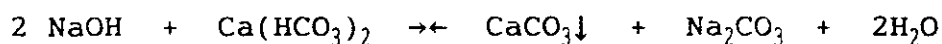
Bij relatief hoge H_2S -concentraties moet voldoende loog in het water aanwezig zijn om het H_2S te kunnen binden. Dit betekent

in de praktijk dat de benodigde loogconcentratie buiten het betrouwbaar te meten pH-gebied (2-12) valt. De regeling van de loogdosering kan hierdoor niet pH-afhankelijk worden gemaakt. In dit geval wordt een H₂S-detectie toegepast in de behandelde lucht.

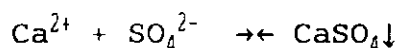
Als gevolg van de toegepaste hoge loogconcentraties treden een aantal nevenreacties op. CO₂ wordt naast H₂S geabsorbeerd door de wasvloeistof. Dit leidt tot extra loogverbruik.

In het suppletiewater (drinkwater of oppervlaktewater) komen van nature calcium- en magnesiumbicarbonaten voor, die aanleiding kunnen geven tot neerslagreacties ("scaling"). Deze neerslagreacties kunnen optreden als gevolg van een verhoging van de temperatuur, concentratieverhoging (verdampen van water), en met name van een verhoging van de pH.

Door de toevoeging van loog aan de wasvloeistof treedt de volgende reactie op:



Bij de alkalisch-oxydatieve wassing van H₂S met chloorbleekloog wordt sulfaat gevormd. Met het in het suppletiewater aanwezige calcium kan een neerslag worden gevormd van calciumsulfaat (gips):



Om vervuiling en verstopping van de gaswasinstallatie te voorkomen verdient toepassing van onthard suppletiewater dan ook de voorkeur.

Als gevolg van de toevoeging van natronloog, chloorbleekloog en de absorptie van de stankstoffen uit de lucht raakt de wasvloeistof na enige tijd verzadigd met restprodukten. Door de verzadiging met restprodukten wordt de absorptie van verontreinigende componenten gestoord, waardoor het zuiveringsrendement van de gaswassers afneemt. Tevens nemen de kansen op neerslagen (kalksteen en gips) toe.

Verzadiging van de wasvloeistof wordt voorkomen door een continue verversing van de wasvloeistof. Hiertoe wordt voortdurend zoveel schoon water gesuppleerd dat enerzijds geen verzadiging van de wasvloeistof optreedt en anderzijds het verlies aan chemicaliën tot een minimum wordt beperkt.

Het suppletiewaterverbruik is afhankelijk van de reeds aanwezige zoutlast van het te gebruiken water (bij toepassing van oppervlaktewater of brak grondwater), de vervuilingsgraad van de te wassen lucht, de mate waarin verdamping optreedt (temperatuur, relatieve vochtigheid van de te behandelen lucht) en de mate waarin kleine waterdruppels met de behandelde lucht worden afgevoerd (luchtsnelheid).

Regeling chemische gaswassing.

Suppletiewater.

Bij toepassing van meerdere in serie geplaatste gaswaskolommen dient, voor een optimaal rendement van de gaswasinstallatie, het suppletiewater bij voorkeur volledig in tegenstroom met de te behandelen lucht te worden toegevoerd.

Als gevolg van de toename van de vervuilingsgraad van de wasvloeistof neemt de geleidbaarheid toe. Meting van het geleidingsvermogen is hiermee een goede verzamelparameter om de benodigde hoeveelheid suppletiewater in te stellen.

In het algemeen worden goede verwijderingsrendementen bereikt tot een geleidbaarheid van 30 mS/cm. Het suppletiewaterdebiet bedraagt afhankelijk van het vervuilingsniveau van de te behandelen lucht 0,01 - 0,09 l/m³ lucht.

Loogdosering.

Als gevolg van de absorptie van stankstoffen door de wasvloeistof wordt loog verbruikt. Afhankelijk van de hoeveelheid te absorberen stankstoffen en de hoeveelheid suppletiewater dient meer of minder loog te worden gedoseerd.

Regeling van de zuurgraad van de wasvloeistof vindt plaats door middel van een loogdosering gekoppeld aan continue meting van de pH.

De in te stellen pH is afhankelijk van het gewenste verwijderingsrendement en de wijze van verwijdering (alkalisch of alkalisch-oxydatief). Bij alkalische wassing is een pH gewenst tot ca. 12. Bij alkalisch-oxydatieve wassing volstaat in het algemeen een pH tot ca. 9,5.

Chloorbleekloogdosering.

Regeling van de dosering van chloorbleekloog aan de wasvloeistof vindt plaats aan de hand van meting van de redoxpotentiaal.

De instelling van de stuurwaarde van de redoxpotentiaal dient zodanig te zijn dat enerzijds chloorbleekloog beschikbaar is voor de oxydatie van sulfiden. Anderzijds dient de instelling zodanig te zijn dat zo weinig mogelijk vrij chloor in de wasvloeistof aanwezig is waardoor wordt voorkomen dat de behandelde lucht een chloorgeur aanneemt.

Op het moment waarop geen chloorbleekloog meer wordt verbruikt en er dus sprake is van het ontstaan van vrij chloor in de wasvloeistof treedt een sprong in de redox-potentiaal op: van < 0 mV naar > 600 mv. Op deze potentiaalsprong kan de dosering van chloorbleekloog worden geregeld. Het chloorbleekloogverbruik bedraagt ca. 5 kg NaOCl/kg H₂S.

3.4.4 Resultaten

Alkalische wassing.

In de 1-trapsgaswasser bij het persstation Roosendaal wordt bij een luchtdebiet van 3000-3500 m³/h, met fluctuerende H₂S-concentraties van 5-400 ppm, met gemiddelde van 180 ppm, een constante uitgangskoncentratie bereikt van 15 ppm H₂S (zie bijlage 4). Deze luchtstroom wordt vervolgens door een kompostfilter geleid.

Alkalisch-oxydatieve wassing.

Bij de rwzi Rotterdam-Dokhaven en het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk zijn een 5-tal gaswasstraten in bedrijf. Deze gaswassers worden alkalisch-oxydatief bedreven.

Verwijdering H₂S

Ingangskoncentraties < 50 ppm kunnen tot een niveau < 1,0 ppm (detectiegrens) worden teruggebracht.

Bij hogere ingangskoncentraties (tot ca. 150 ppm) treedt enige doorslag op. Het verwijderingsrendement bedraagt onder deze omstandigheden tenminste 90 %. In het ontwerp is uitgegaan van een maximale ingangskoncentratie van 22,8 ppm waarbij 99,9 % verwijdering plaatsvindt.

Geurreductie.

In 1989 en 1990 zijn geurmetingen uitgevoerd aan de gaswassers. Bij alle metingen bleek waterstofsulfide in niet detecteerbare concentraties aanwezig.

De resultaten van de geurmetingen zijn in tabel 9 samengevat.

Tabel 9: Geurmetingen

Locatie	1989			1990		
	In ge/m ³	Uit ge/m ³	Rend. %	In ge/m ³	Uit ge/m ³	Rend. %
rwzi Dokhaven -gemiddeld	8285	4585	40	2700	1120	60
svb Sluisjesdijk -straat 1	25361	6640	74	54500	6000	90
-straat 2				59600	10000	85

Er zijn geen resultaten beschikbaar m.b.t. de kiemreductie.

3.4.5 Overige methoden

Ozonwassing

Bij de rwzi Kralingseveer (Schieland) wordt gaswassing met behulp van ozon toegepast. In de behandelde lucht wordt een geurconcentratie van 251 ge/Nm³ gevonden. De ingangconcentraties zijn niet bekend.

Het totaal aerob kiemgetal (som van bacteriën, gisten en schimmels) van de behandelde lucht bedraagt 520 kiemen/m³. In de buitenlucht wordt een gehalte van 370 kiemen/m³ gevonden.

Zure wassing

Doordat in afvalwater of slib ammonium wordt gevormd, kan onder bepaalde omstandigheden (pH verhoging) ammoniakgas vrijkomen dat een belangrijke bijdrage levert aan de totale stankproductie. In een zogenaamde "zure" waskolom wordt het ammoniak door de wasvloeistof geabsorbeerd.

Op svb Mierlo is begin '92 een gaswasser geïnstalleerd voor het behandelen van de afgezogen NH₃-lucht afkomstig van de kamerfilterpersen. Aangezien tot op heden geen zuur in het waswater wordt gedoseerd is het rendement minimaal.

3.4.6 Kosten

Op basis van de praktijkresultaten van de rwzi Rotterdam-Dokhaven zijn de volgende kosten berekend voor de luchtbehandeling d.m.v. alkalisch-oxydatieve wassing.

	alkalisch-oxydatieve gaswassing
	f/ m ³ *10 ⁶
- Suppletiewater (drinkwater + ontharding)	: 92,70
- Chloorbleekloog (15 %)	: 59,10
- Natronloog (33 %)	: 90,40
- Energie	: 187,50
- Onderhoud	: 71,30
- Rente en afschrijving	: 398,00
- Arbeid	: 85,50
	----- +
- Totaal	: 984,50

De luchtbehandelingskosten bedragen inclusief afschrijvingen afgerond 0,1 ct/m³ lucht.

3.4.7 Evaluatie

Chemische gaswassing is een bedrijfszekere methode voor de verwijdering van geurstoffen uit verontreinigde lucht. Van groot belang is een goede voorbehandeling van het supplementewater ter voorkoming van het optreden van chemische neerslagen in de gaswasser.

Chemische gaswassing biedt met name goede perspectieven in situaties waarin de beschikbare ruimte voor luchtbehandeling beperkt is.

Bij zeer hoge waterstofsulfideconcentraties in de te behandelen lucht kan voorzuivering door middel van chemische gaswassing de processtabiliteit in een nageschakeld biologisch filter aanzienlijk verbeteren (2-trapssysteem).

Het verbruik van aanzienlijke hoeveelheden chemicaliën bij de luchtbehandeling kan als een belangrijk (milieu-hygiënisch) nadeel van chemische gaswassing worden aangemerkt.

4. Nabeschuiving

Zoals in het voorwoord is opgemerkt zijn de systemen moeilijk te vergelijken omdat (nog) geen uniforme dimensioneringsgrondslagen worden toegepast. Wel kan een kwalitatieve benadering worden gegeven m.b.t. de belangrijkste beoordelingskenmerken. Deze kenmerken zijn weergegeven in tabel 10.

Tabel 10: Beoordelingskenmerken

kenmerken	BIOLOGISCHE SYSTEMEN				NIET-BIOLOGISCHE SYSTEMEN		
	kompost	biosorp	bioton	herg.	purafil	chem.dos.	gaswas.
prestaties	++	+	+	++	+	++	++
beheer & onderhoud	0	++	+	++	+	+	-
investeringskosten	0	-	-	+	-	--	--
energie* kosten	0	++/0	++/0	-	++/0	++	-
chemicaliën	++	++	++	++	++	--	--
ruimtebeslag	-	-	-	++	--	0	++
productie afvalstoffen	0	--	--	++	-	0	-

*) Biosorp, bioton en purafil kunnen zowel zelfademend als aangeblazen zijn.

Verklaring tabel 10:

--: zeer slecht/veel
- : slecht/veel
0 : neutraal
+ : goed/weinig
++: zeer goed/weinig

Er is al diverse keren vermeld dat er een tendens is naar 2-trapssystemen bij kritieke lokaties. In tabel 11 zijn de huidige combinaties in de praktijk weergegeven.

Tabel 11: Systeemcombinaties

1 ^e trap	2 ^e trap
kompostfilter	kompostfilter
kompostfilter	purafil
biosorpfilter	kompostfilter
gaswassing	kompostfilter

Afhankelijk van de lokale omstandigheden en wensen kan m.b.v. tabel 10 en 11 een eerste keuze voor een bepaald systeem worden genomen.

Bijlage 1

Wat moet het personeel van de r.w.z.i. doen.
(minimaal 1 x per maand)

1. Controle op lekkages van luchtaansluitingen, kortsluitstromen en afwijking van het opgenomen vermogen van de ventilator of luchtdruk voor het biofilter;
2. Visuele waarneming ten aanzien van de filtervulling, te droog, te nat, ingeklonken en/of scheurvorming. Neem bij twijfel op tenminste 30 cm diepte in het midden van het filter een monster. Dit moet, op de rwzi, op het drogestofgehalte geanalyseerd te worden. Het drogestofgehalte dient tussen 60 - 80 % te liggen;
3. Verwijder eventuele begroeiing;
4. Het filter moet in droge periodes bevochtigd worden;
5. Waarneming van de reuk direct boven het biofilter, normaal is een gronderige geur bij VAM-compost, ietwat zurige geur bij heide-turfcompost;
6. Bij vervanging van het materiaal dienen de lekflappen, de coating op de wanden van het filter en de draagconstructie gecontroleerd te worden;
7. Controle op eventuele verstoppingen van de percolatiewaterafvoer;
8. Notering van de bevindingen op de bedrijfsstaat.

In droge periodes is het noodzakelijk dat de biofiltervulling frequenter wordt gecontroleerd op het vochtgehalte. Een normale controle van de werking van een biofilter vergt niet meer dan ca. 15 minuten !

Wat doet de technoloog bij stank

1. pH-, droge stofbepaling en drukmetingen;
2. Continue H_2S metingen bij onduidelijkheden;
3. Omwerking van het filtermateriaal via de loonwerker ;
4. Vervanging materiaal via leverancier en/of loonwerker ;
5. Advies over constructie en luchtverdeling;
6. Informatieoverdracht aan klagers: telefonisch dan wel schriftelijk.

Bijlage 2

Geurconcentratiemetingen Nieuwveer en Roosendaal.

De geurconcentratiemetingen zowel in Nieuwveer als in Roosendaal zijn uitgevoerd door TNO-Apeldoorn.

De monsters zijn genomen aan de in- en uitgang van de kompostfilters.

Op Nieuwveer was de te behandelen lucht afkomstig uit de proef-beluchtungs-tank eerste trap. Het kompostfilter was gevuld met een mengsel van champignonmest en houtsnippers en werd belast met 100 m³/m²h.

De H₂S-concentratie was tijdens de metingen steeds nul.

BIOFILTERPROEF BELUCHTINGSTANK 1E TRAP
RWZI NIEUWVEER

	900710	900807	901010
datum (y-m-d)			
tijdstip		12.00	12.30
luchtdebiet biofilter (m ³ /h)	2420	2775	2515
oppervlaktebelasting (m/h)	101	116	105
druk (mbar)		5	5
pH filtermateriaal	7.6	7.6	7.6
indamprest (%)	41.8	39.3	33.3
CaCO ₃ (%) v/d ds		6.2	7.1
geurconcentratie in (ge/m ³)	9400	483500	586000
geurconcentratie uit (ge/m ³)	200	10300	75
geuremissie (ge/h)	4.8E+05	2.9E+07	1.9E+05
geurverwijderingsrendement (%)	97.9	97.9	100

Het kompostfilter in Roosendaal is als tweede luchtbehandelingsstrap geschakeld na een gaswasser. De gaswasser is bedoeld om de H₂S-concentratie te verlagen tot een niveau van ca. 20 ppm en het kompostfilter verwijdert naast de restconcentratie H₂S tevens de in het AWP-afvalwater aanwezige vluchtige organische componenten. Het kompostfilter is gevuld met de conventionele VAM-kompost en wordt belast met ca. 25 m³ lucht/m²h.

GEURCONCENTRATIEMETINGEN PS ROOSENDAAL

datum	TOEVOER KOMPOSTFILTER			AFVOER KOMPOSTFILTER		
	ge/m ³	eq. C ₃ H ₈	ppm H ₂ S	ge/m ³	eq. C ₃ H ₈	ppm H ₂ S
26-Nov-91	269900	45		6600	10	
17-Dec-91	190000	273	14	3200	31	0
07-Jan-92	60000	244	5	640	25	0
gemidd.	173300			3480		

Bijlage 3

De resultaten zijn getoetst aan de Wca-grenswaarden uit het Besluit Aanwijzing Chemische Afvalstoffen (BACA). Bij deze toetsing is gebruik gemaakt van de volgende symbolen:

- : concentratie < Wca-grenswaarde;
- + : concentratie \geq Wca-grenswaarde.

Tabel 1. Analyseresultaten en toetsing aan de Wca-grenswaarden uit het BACA

parameter	eenheid	mengmonster	BACA	blanco	BACA	ond. laag	BACA
totaal-S	mg/kg d.s.	100.000	+	1300	-	100.000	•
sulfaat	mg/kg d.s.	15.700	*	335	•		
chrom (Cr)	mg/kg d.s.	32	-	40	-		
koper (Cu)	mg/kg d.s.	45	-	58	-		
nikkel (Ni)	mg/kg d.s.	14	-	41	-		
barium (Ba)	mg/kg d.s.	71	-	950	-		
vanadium (V)	mg/kg d.s.	97	-	220	-		

*) sulfaat staat niet genoemd in het BACA

Uit de analyseresultaten blijkt dat het zwavelgehalte in de onderste laag niet lager is dan in de bovenste laag. Een verklaring hiervoor kan zijn dat in de onderste laag het zwavel niet als elementair zwavel, maar als zwavel-verbinding aanwezig is.

Opgemerkt dient te worden dat het blanco-monster niet vergelijkbaar is met het verontreinigde monster omdat het hier om partijen lava gaat van verschillende batches.

Conclusie

Uit de analyseresultaten van het samenstellingsonderzoek blijkt dat de hele partij biofiltermateriaal op grond van het totaal zwavelgehalte moet worden aangemerkt als chemisch afval.

Bijlage 4

H2S-concentraties gaswaster Roosendaal

datum	m3/h	H2S conc.	ppm				
		in	uit				
05-Jan-90	2790	20	4				
13-Jan-90	2917	30	4				
20-Jan-90	2790	5	1				
23-Jan-90	2714	0	0				
06-Feb-90	2891	1	9				
15-Feb-90							
21-Feb-90	2840	9	8				
01-Mar-90	2637	20	8				
10-Mar-90	2840	0	8				
13-Mar-90	2942	50	9				
21-Mar-90	3322	20	9				
28-Mar-90	3474	18	9				
05-Apr-90	3373	30	19				
13-Apr-90	3348	160	18				
24-Apr-90	3272	30	18				
03-May-90	3221	17	17				
15-May-90	3221	20	16				
01-Jun-90	3323	40	19				
21-Jun-90	3171	20	18				
30-Jun-90	3272	200	18				
06-Jul-90	3044	90	19				
17-Jul-90	3424	140	18				
21-Jul-90	3272	180	18				
28-Jul-90	3222	60	19				
04-Aug-90	3171	200	20				
11-Aug-90	3146	85	20				
18-Aug-90	3120	200	19				
04-Sep-90	3095	60	19				
15-Sep-90	3070	50	17				
23-Sep-90	3044	40	16				
29-Sep-90	3298	60	18				
06-Oct-90	3273	40	17				
12-Oct-90	3171	50	16				
20-Oct-90	3196	10	12				
27-Oct-90	3019	130	18				
03-Nov-90	3095	7	3				
10-Nov-90	3222	180	18				
17-Nov-90	3273	20	16				
24-Nov-90	3120	40	10				
30-Nov-90	3196	200	15				
15-Dec-90	3247	120	16				
22-Dec-90	3247	40	15				
04-Jan-91	3065	14	12				
11-Jan-91	2805	60	16				
18-Jan-91	3741	120	19				
25-Jan-91	3922	50	20				
28-Jan-91	3663	150	18				
08-Feb-91	3533	130	16				
15-Feb-91	3610	80	19				
22-Feb-91	3819	80	17				
25-Feb-91	3715	120	18				
08-Mar-91	3715	160	17				
14-Mar-91	3715		80			18	
22-Mar-91	3689		200			19	
29-Mar-91	3689		110			18	
04-Apr-91	3663		50			18	
11-Apr-91	3767		350			19	
19-Apr-91	3793		47			19	
03-May-91	3507		300			19	
08-May-91	3663		100			18	
17-May-91	3663		300			20	
23-May-91	3585		90			17	
06-Jun-91	3429		400			18	
05-Jul-91	3585		115			18	
09-Jul-91	3585		110			15	
19-Jul-91	3689		200			17	
26-Jul-91	3663		90			20	
01-Aug-91	3637		129			17	
23-Aug-91	3663		400			43	
30-Aug-91	3455		200			13	
06-Sep-91	3767		300			6	
13-Sep-91	3715		300			9	
20-Sep-91	3715		350			9	
04-Oct-91	3533		200			2	
11-Oct-91	3637		350			19	
18-Oct-91	3507		500			1	
31-Oct-91	3118		190			15	
04-Nov-91	3663		80			4	
22-Nov-91	3429		90			15	
06-Dec-91	3611		350			17	
13-Dec-91	3559		200			11	
19-Dec-91	3275		50			5	
gem. van 1991	3589		181			16	
gem. van 1990	3130		67			14	

Bijlage 5

Bepaling hoogte pakking van kolommen voor één straat volgens Cheremisinoff en Young.

Air Pollution Control and Design Handbook 1977.

Verwijderings rendement %	afmeting pakkingmateriaal (cm)				
	2.5	3.8	5.1	7.6	8.9
63.2	30.5	38.1	45.7	68.6	91.5
77.7	45.7	61.0	68.6	106.7	129.5
86.5	61.0	76.0	91.4	137.2	175.3
90.0	76.2	99.1	114.3	175.3	213.4
95.0	91.4	114.3	137.2	205.7	259.1
98.0	121.9	152.4	182.9	274.3	342.9
99.0	140.2	175.3	213.4	312.4	396.2
99.5	160.0	198.1	243.8	365.8	449.6
99.9	213.4	266.7	320.0	480.1	602.0
100.0	281.9	350.5	426.7	640.1	792.5

Hoogte van de pakking in centimeters voor waskolommen in relatie tot de afmeting van de pakking en het verwijderingsrendement van waterstofsulfide.