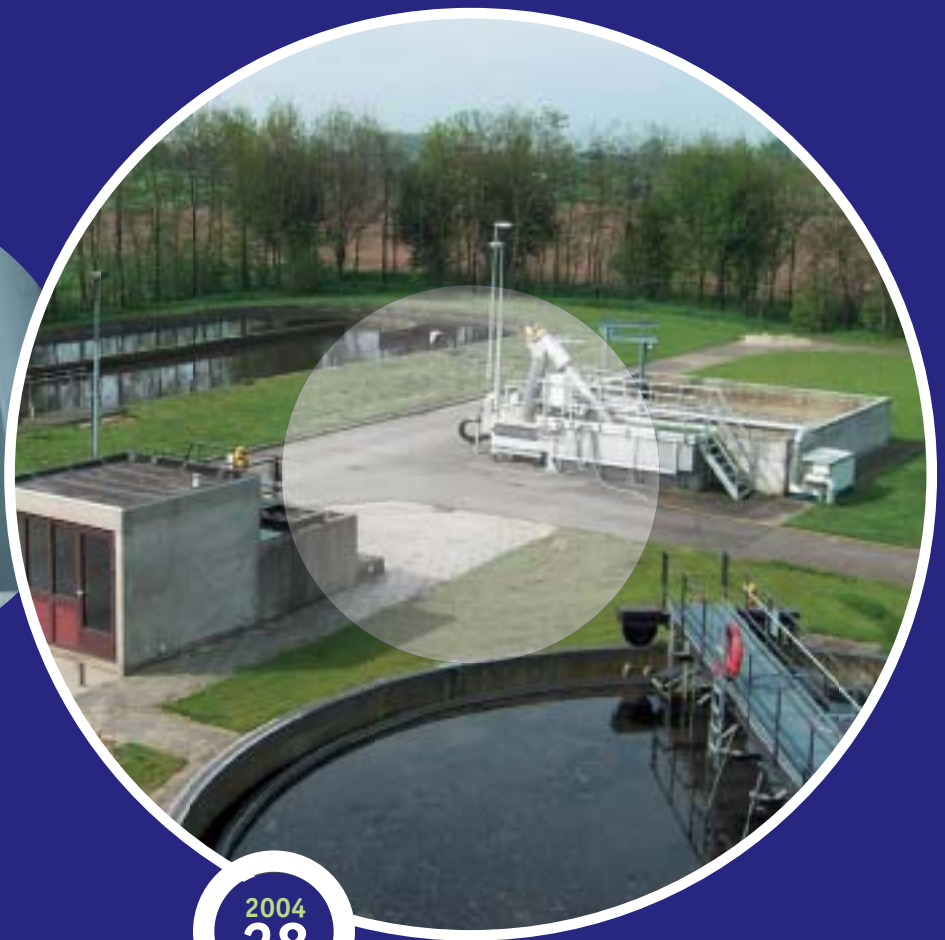


VERGELIJKEND ONDERZOEK MBR EN ZANDFILTRATIE RWZI MAASBOMMEL



RAPPORT

2004
28

VERGELIJKEND ONDERZOEK MBR EN ZANDFILTRATIE RWZI MAASBOMMEL

RAPPORT

2004
28

ISBN 90.5773.262.9



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties en het publicatie overzicht van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3300 CC Zwijndrecht,
TEL 078 629 33 32 FAX 078 610 610 42 87 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een duidelijk afleveradres.

COLOFON

Utrecht, 2004

UITGAVE STOWA, Utrecht

PROJECTUITVOERING

Dhr. F.D.G. Kiestra (Royal Haskoning)
Dhr. D. Piron (Waterschap Rivierenland)
Dhr. J. Segers (Waterschap Rivierenland)
Dhr. J. Kruit (Royal Haskoning)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Dhr. K. de Korte (Dienst Waterbeheer en Riolerings)
Dhr. J.W. Mulder (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden)
Dhr. P. Schyns (Waterschap Rijn en IJssel)
Dhr. S. Weijers (Waterschap De Dommel)
Dhr. H. van der Roest (DHV)
Mevr. C. Uijterlinde (STOWA)

FOTO'S OMSLAG

Oxidatiesloot RWZI Maasbommel (Waterschap Rivierenland, Tiel)
Membraanfiltratie unit MBR Maasbommel (Waterschap Rivierenland, Tiel)
Nageschakelde zandfilters RWZI Maasbommel (Waterschap Rivierenland, Tiel)
Roeiboot in rivier De Linge (Waterschap Rivierenland, Tiel)

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2004-28

ISBN-nummer: 90.5773.262.9

TEN GELEIDE

De toepassing van de membraanbioreactortechnologie (MBR) kan een belangrijke vooruitgang betekenen voor de communale afvalwaterzuivering. In vergelijking met de traditionele zuiveringstechnieken wordt op een aanzienlijk geringer oppervlak een betere effluentkwaliteit verkregen. Op dit moment is de toepassing van MBR voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater nog volop in ontwikkeling.

De weg die bewandeld moet worden om innovaties in de praktijk tot uitvoering te laten komen is doorgaans een moeilijke. Zo ook voor de MBR-technologie. De afvalwatersector is erin geslaagd om in een kort tijdsbestek deze nieuwe technologie verder te ontwikkelen tot een systeem dat onder Nederlandse omstandigheden kan worden toegepast.

In 2000/2001 heeft een omvangrijk onderzoek plaats gevonden op de rwzi Beverwijk naar de toepassing van MBR voor huishoudelijk afvalwater. Hierbij zijn vier MBR-pilotinstallaties getest onder verschillende omstandigheden. De onderzoeksresultaten hebben geleid tot het besluit een MBR demonstratie-installatie te bouwen op rwzi Varsseveld van waterschap Rijn en IJssel. Deze installatie wordt in het voorjaar van 2005 opgeleverd. Momenteel worden diverse pilotinstallaties ingezet om kennis op te bouwen over MBR-systemen.

In 2002 is STOWA in samenwerking met Waterschap Rivierenland op de RWZI Maasbommel een onderzoek gestart naar de toepasbaarheid van een membraanbioreactor en nageschakelde continue zandfiltratie. Tijdens het twee jaar durende onderzoek is voor beide systemen gebleken dat vergaande verwijdering van stikstof en fosfaat haalbaar is. Naast de verwijdering van stikstof en fosfaat is tijdens het onderzoek inzicht verkregen in de verwijdering van de diverse andere componenten.

De studie laat mogelijkheden zien van de MBR-technologie voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater in vergelijking met conventionele zandfiltratie. Inmiddels is gebleken dat de conventionele technieken 'goede concurrentie' vormen voor de nieuwe MBR-technologie.

Utrecht, november 2004

De directeur van de STOWA

ir J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

In 2002 is de STOWA met het Waterschap Rivierenland, in samenwerking met Royal Haskoning, een onderzoek gestart naar de toepasbaarheid van een MembraanBioReactor (MBR) en continue zandfiltratie voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater. Onderzocht is welke zuiveringstechniek het beste ingezet kan worden om de gewenste effluentkwaliteit te bereiken.

Op de RWZI Maasbommel is daartoe een parallel geschakelde MBR geplaatst met een capaciteit van 650 i.e. (à 136 g TZV) en 20 m³/h. Tevens zijn een tweetal full-scale zandfilters nageschakeld voor polishing van het effluent van de bestaande zuivering, met een totale capaciteit van 120 m³/h.

Het onderzoek op de RWZI Maasbommel is in maart 2002 van start gegaan en geëindigd op 1 augustus 2004. Voor het onderzoek zijn de volgende doelstellingen geformuleerd:

1. Vaststellen of het technisch mogelijk is om het effluent van de RWZI middels MBR-technologie of nageschakelde zandfiltratie te laten voldoen aan MTR-kwaliteit (Maximaal Toelaatbaar Risico);
2. Vergelijken van de prestaties van MBR-technologie met nageschakelde continue zandfiltratie;
3. Vaststellen van de zuiveringskosten bij het streven naar MTR-kwaliteit.

1. TECHNISCHE HAALBAARHEID MTR-KWALITEIT

Uit het onderzoek is gebleken dat het in de praktijk voor beide systemen moeilijk is om een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor **stikstof en fosfaat** te bereiken. Daarbij heeft de MBR een verdergaande fosfaatverwijdering laten zien (tot waarden 0,05 mg/l) dan de zandfilters (minimale waarden tot circa 0,12 mg/l). Met name de doorslag van ijzerslib is daar voor de zandfilters debet aan geweest. De stikstofverwijdering verloopt daarentegen bij de zandfilters beter. Door de C-bron dosering is het restgehalte nitraat zonder veel moeite tot waarden van gemiddeld 0,5 mg/l te verlagen. De MBR is, voor stikstof- en fosfaatverwijdering, gevoeliger gebleken voor RWA omstandigheden dan de zandfilters. Bij RWA omstandigheden komen voor de MBR de contacttijden en de procescondities in het geding.

Voor de **zware metalen** vindt voor beide systemen alleen een overschrijding plaats van de kopergehalten; de overige metalen worden tot ver onder de MTR-waarde verwijderd. Het verschil in verwijderingsrendementen tussen de MBR en de zandfilters is marginaal. Ten opzichte van de conventionele RWZI vertonen beide systemen geen significante meerwaarde voor de verwijdering van zware metalen.

De verwijdering van **pesticiden en herbiciden** verloopt bij de MBR en de zandfilters tot een vergelijkbaar niveau. In beide systemen treedt alleen voor linuron en diazinon een overschrijding van de MTR-norm op. Ten opzichte van de conventionele RWZI vindt met de MBR en de zandfilters geen aanvullende verwijdering van pesticiden en herbiciden plaats.

Voor **desinfectie** doeleinden (gemeten aan de hand van het kiemgetal en *E.coli*) laat de MBR een aanzienlijk beter effect zien dan de zandfilters en de conventionele RWZI. De verwijdering vindt bij de MBR plaats tot een niveau van minder dan 1 *E.coli* per ml. Daarmee wordt ruimschoots voldaan aan de MTR-norm en de norm voor zwemwaterkwaliteit (20 per ml).

Op basis van de natchemische analyses van verschillende **normoonverstorende verbindingen** laten de conventionele RWZI met nageschakelde zandfilters en de MBR een verge-

lijkbare effluentkwaliteit zien. Beide systemen geven voor bisfenol A, estron en β -oestradiol een verwijderingsrendement van circa 95%.

De **oestrogene potentie** van het effluent, bepaald aan de hand van een bioassay, is voor de MBR circa 60% lager dan van de conventionele RWZI met nageschakelde zandfilters. Een verklaring hiervoor is de extra verwijdering van zwevend stof door de ultrafiltratiemembranen van de MBR.

2. VERGELIJKING PRESTATIES MBR EN ZANDFILTRATIE

De technische processtabiliteit is voor beide processen vergelijkbaar. Wat betreft de technologische processtabiliteit is het voor de zandfilters, met name voor stikstof en fosfaat, eenvoudiger gebleken een stabiele effluentkwaliteit te bereiken dan voor de MBR. Vooral bij RWA-omstandigheden blijven de zandfilters een stabiele kwaliteit leveren, terwijl de MBR dan gevoelig blijkt voor deze schommelingen. Door optimalisatie van de procesconfiguratie en de besturing van de MBR is hier wel verbetering in aan te brengen.

Wanneer bij de MBR de reinigingen volledig geautomatiseerd worden vragen een RWZI met nageschakelde zandfiltratie en een MBR naar verwachting evenveel aandacht voor de bedrijfsvoering. Grofweg kan worden gesteld dat de filtratie met membranen evenveel aandacht vraagt als filtratie met zandfilters. De uitvoering van de biologische zuivering zal voor beide systemen namelijk identiek zijn en is daardoor niet onderscheidend voor de bedrijfsvoering. De MBR heeft voor de bedrijfsvoering als extra risico dat de membranen blijvend kunnen worden aangetast door bijvoorbeeld bepaalde verbindingen in het influent. Bij de zandfilters kan een dergelijke verstopping/vervuiling altijd worden hersteld.

Verder lijkt meten en regelen in de concentratierange van MTR-kwaliteit lastig. De huidige meettechnieken kennen in die range een te grote onnauwkeurigheid om goed te kunnen sturen. Voor een toekomstig ontwerp vraagt de meet- en regelapparatuur daarom extra aandacht.

3. ZUIVERINGSKOSTEN VOOR MTR-KWALITEIT

Op basis van vergelijkende investeringskosten kan worden geconcludeerd dat, bij volledige nieuwbouw van een RWZI, het kostenverschil tussen een MBR en nageschakelde zandfilters marginaal is. De exploitatiekosten van de MBR zijn echter, voor nieuwbouw installaties van 10.000 en 50.000 i.e., circa 15% hoger dan van de RWZI met zandfilters. De belangrijkste oorzaak hiervan zijn de hogere energiekosten en de snelle afschrijving van het membraansysteem.

Door te variëren met de dimensioneringsgrondslagen kunnen de investerings- en exploitatiekosten nog worden aangepast. Zo kunnen de zandfilters voor maximaal 1,5 keer DWA worden ontworpen of kan de membraanflux bij de MBR worden verhoogd. Voor berekening van de exploitatiekosten is de afschrijvingstermijn (levensduur) van de membranen van groot belang.

Verder blijkt uit de vergelijkende investeringskosten dat voor nieuwbouw van een RWZI van 10.000 i.e. het bereiken van MTR-kwaliteit circa euro 1.500.000 duurder is dan voor het bereiken van stikstof- en fosfaatgehalten van respectievelijk 5 en 1 mg/l.

EINDEVALUATIE

Uit het onderzoek is gebleken dat het in de praktijk voor beide systemen moeilijk is om een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat te bereiken. Bij uitbreidingen of nieuwbouw van RWZI's voor strengere normen op stikstof en fosfaat gaat een lichte voorkeur uit naar toepassing van nageschakelde zandfiltratie. Deze technologie vertoont voor deze nutriënten een stabielere effluentkwaliteit tegen lagere kosten.

Voor uitbreiding of nieuwbouw van RWZI's met een eis voor desinfectie, bijvoorbeeld als gevolg voor lozing op water met een zwemwaterfunctie, is toepassing van een MBR de beste optie (in vergelijking met de zandfilters).

Ook voor hormoonverwijdering laat het effluent van de MBR een circa 60% lagere oestrogene potentie zien dan het effluent van de conventionele zuivering met nageschakelde zandfiltratie.

Voor het bereiken van MTR-kwaliteit voor een aantal zware metalen, pesticiden/herbiciden is de toepassing van een MBR of nageschakelde zandfilters niet altijd afdoende gebleken. Dit betekent dat de MTR-kwaliteit, zoals die is gedefinieerd in de 4^e Nota Waterhuishouding, met een MBR of zandfilters moeilijk haalbaar is. Zeker in relatie tot de Kaderrichtlijn Water (KRW), en de verwijdering van prioritaire stoffen, dienen dan aanvullende technieken te worden ingezet. De specifieke eisen voor de effluentkwaliteit, als gevolg van de functie-eisen van het ontvangende oppervlaktewater, zullen dan bepalend zijn voor de in te zetten technologie.

De vergelijking van de verschillende technologieën is in tabel A weergegeven.

TABEL A

OVERZICHT VERGELIJKING MBR MET NAGESCHAKELDE CONTINUE ZANDFILTRATIE

parameter	Membraanbioreactor	Conventioneel + zandfiltratie
Verwijdering stikstof	+	++
Verwijdering fosfaat	++	+
Verwijdering <i>E.Coli</i>	+	0
Verwijdering zware metalen	0	0
Verwijdering pesticiden/herbiciden	0	0
Verwijdering hormonen	+	0
Bedrijfsvoeringsaspecten	0	0
Afbreukrisico filtratiestap	0	+
Energiegebruik	-	0
Investeringskosten	0	0
Exploitatiekosten	0	+

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. In 2002 waren dat alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen, de provincies en het Rijk (i.c. het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en de Dienst Weg- en Waterbouw).

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van behoefteinventarisaties bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n vijf miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: +31 (0)30-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

VERGELIJKEND ONDERZOEK MBR EN ZANDFILTRATIE RWZI MAASBOMMEL

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
2	UITVOERING VAN HET ONDERZOEK	2
2.1	FASERING	2
2.2	MEETPROGRAMMA	4
3	SYSTEEMBESCHRIJVINGEN	5
3.1	RWZI MAASBOMMEL	5
3.2	MEMBRAANBIOREACTOR (MBR)	6
3.2.1	CONFIGURATIE	6
3.2.2	DIMENSIONERING	7
3.2.3	METEN EN REGELEN	7
3.3	CONTINUE ZANDFILTRATIE	9
3.3.1	CONFIGURATIE	9
3.3.2	DIMENSIONERING	10
3.3.3	METEN EN REGELEN	10
4	RESULTATEN MEMBRAANBIOREACTOR	12
4.1	PROCESCONDITIES	12
4.2	BIOLOGISCHE RESULTATEN	13
4.2.1	EFFLUENTKWALITEIT STIKSTOF EN FOSFAAT	13

4.2.2	EFFLUENTKWALITEIT OVERIGE PARAMETERS	16
4.2.3	SLIBKWALITEIT	19
4.3	MEMBRAANPRESTATIES	22
4.3.1	PERMEABILITEIT	23
4.3.2	BESTURING MEMBRAANFILTRATIE	25
4.3.3	MEMBRAANREINIGING	27
4.4	ONDERZOEK FILTREERBAARHEID MBR-SLIB	29
4.4.1	FILTREERBAARHEID MBR SLIB	30
4.4.2	KWALITATIEVE ASPECTEN	30
4.5	BEDRIJFSVOERINGSASPECTEN	31
4.5.1	OPSTART MBR	31
4.5.2	STORINGSGEVOELIGHEID EN PROCESSTABILITEIT	31
4.5.3	ENERGIEVERBRUIK	32
4.5.4	COMPLEXITEIT INSTALLATIE	33
4.6	EVALUATIE MBR	33
5	RESULTATEN CONTINUE ZANDFILTRATIE	36
5.1	PROCESCONDITIES	36
5.2	BIOLOGISCHE RESULTATEN	36
5.2.1	EFFLUENTKWALITEIT STIKSTOF EN FOSFAAT	37
5.2.2	EFFLUENTKWALITEIT OVERIGE PARAMETERS	38
5.3	BEDRIJFSVOERINGSASPECTEN	40
5.3.1	STORINGSGEVOELIGHEID EN PROCESSTABILITEIT	41
5.3.2	ENERGIEVERBRUIK	41
5.3.3	COMPLEXITEIT INSTALLATIE	41
5.4	EVALUATIE	41
6	FINANCIËLE ANALYSE	43
6.1	DIMENSIONERING INSTALLATIES	43
6.2	KOSTENBEREKENINGEN	46
6.2.1	VERGELIJKENDE INVESTERINGSKOSTEN	47
6.2.2	VERGELIJKENDE EXPLOITATIEKOSTEN	48
6.3	EVALUATIE	48
7	EVALUATIE	50
7.1	TECHNISCHE HAALBAARHEID MTR-KWALITEIT	50
7.2	PRESTATIES MBR VERSUS CONTINUE NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE	52
7.3	ZUIVERINGSKOSTEN VOOR HET BEREIKEN VAN MTR-KWALITEIT	53
7.4	EINDEVALUATIE	54
8	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	56
8.1	CONCLUSIES	56
8.2	AANBEVELINGEN	56

BIJLAGEN:

- 1 VERKLARENDE WOORDENLIJST
- 2 MTR-WAARDEN 4^E NOTA WATERHUISHOUDING
- 3 MONITORINGSPROGRAMMA EN METHODEN
- 4 KENMERKEN ACETOL 80
- 5 WERKINGSPRINCIPE CONTINUE ZANDFILTERS
- 6 STORINGSLIJST MBR
- 7 STORINGSLIJST ZANDFILTERS

1

INLEIDING

Het Waterschap Rivierenland verwacht omstreeks 2010 voor een tiental rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) in het buitengebied te moeten voldoen aan een strengere normering van de effluentkwaliteit. Vooralsnog wordt uitgegaan van het bereiken van MTR-kwaliteit in het ontvangende oppervlaktewater. Dit houdt in dat voor stikstof en fosfaat gehalten van respectievelijk 2,2 en 0,15 mg/l dienen te worden bereikt in het ontvangende oppervlaktewater. Voor dit onderzoek zijn deze waarden direct doorvertaald naar de te bereiken effluentkwaliteit van de RWZI Maasbommel, ofschoon in de toekomstige situatie de streefwaarde per RWZI hoger kan zijn. Met de huidige RWZI's van het Waterschap is een dergelijk niveau niet te bereiken. In 2002 is het Waterschap Rivierenland derhalve, in samenwerking met Royal Haskoning in opdracht van de STOWA, een onderzoek gestart naar de toepasbaarheid van een MembraanBioReactor (MBR) en continue zandfiltratie voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater. Onderzocht is welke zuiveringstechniek het beste ingezet kan worden om de gewenste effluentkwaliteit te bereiken.

Op de RWZI Maasbommel is daartoe een parallel geschakelde MBR geplaatst met een capaciteit van 650 i.e. (à 136 g TZV) en 20 m³/h. Tevens zijn een tweetal full-scale zandfilters nageschakeld voor polishing van het effluent van de bestaande zuivering, met een totale capaciteit van 120 m³/h.

Het onderzoek op de RWZI Maasbommel is in maart 2002 van start gegaan en geëindigd op 1 augustus 2004. Voor het onderzoek zijn de volgende doelstellingen geformuleerd:

- Vaststellen of het technisch mogelijk is om het effluent van de RWZI middels MBR-technologie of nageschakelde zandfiltratie te laten voldoen aan MTR-kwaliteit (Maximaal Toelaatbaar Risico);
- Vergelijken van de prestaties van MBR-technologie met nageschakelde continue zandfiltratie;
- Vaststellen van de zuiveringskosten bij het streven naar MTR-kwaliteit.

In hoofdstuk 2 zijn bovenstaande doelstellingen nader uitgewerkt in een onderzoeksfasering en een meetprogramma. In hoofdstuk 3 worden vervolgens de systeembeschrijvingen van de MBR en de zandfilters behandeld, waarna in hoofdstuk 4 en 5 de resultaten van beide systemen volgen. Hoofdstuk 6 geeft een financiële vergelijking van beide systemen op basis van de geraamde investerings- en exploitatiekosten. Tot slot volgen in hoofdstuk 7 en 8 de evaluatie en de conclusies.

Voor de volledigheid is in bijlage 1 een verklarende woordenlijst opgenomen.

FASE 5: EFFLUENTKWALITEIT MICROVERONTREINIGINGEN (1)

De MTR-kwaliteit zoals die in de Vierde Nota Waterhuishouding voor oppervlaktewater wordt omschreven betreft niet alleen de componenten stikstof en fosfaat. Het is een uitgebreide lijst van verbindingen waar tevens pesticiden, herbiciden, organohalogenen en zware metalen op voorkomen (zie bijlage 2). Tijdens de vijfde fase zijn aanvullende analyses uitgevoerd op het in- en effluent van de zuiveringen op deze overige verbindingen van de MTR-lijst. Op deze manier kan een vergelijking worden gemaakt tussen een conventionele zuivering en de MBR (de zandfilters zijn in een later stadium opgestart).

FASE 6: REINIGING MEMBRANEN

Het reinigingsregime van de membranen is een belangrijke parameter voor de stabiliteit van het proces en de operationele kosten. Minimalisatie van het chemicaliënverbruik en de reinigingsfrequentie kan een aanzienlijke besparing opleveren voor de kosten en de lozing van EOX (zoals NaOCl). De stabiliteit van het proces en de permeabiliteit mag echter niet in het geding komen.

Tijdens deze fase is geëxperimenteerd met verschillende reinigingsregimes, waarbij gebruik is gemaakt van de twee separate membraanstraten van de MBR. Door deze straten op een verschillende manier te reinigen is het verschil direct zichtbaar. Hierbij is de nadruk gelegd op het verschil tussen een reiniging in medium en "air" (de membranen bevinden zich niet in het medium maar in de lucht).

FASE 7: ZANDFILTRATIE

De nageschakelde zandfilters van de conventionele zuivering zijn in een later stadium in gebruik genomen. Het betreft hier een volledig geautomatiseerde full-scale toepassing met een capaciteit van maximaal 120 m³/h. De systeembeschrijving is weergegeven in hoofdstuk 3.

Gedurende het gehele onderzoek zijn van de full-scale zandfilters de effluentkwaliteit, bedrijfsvoeringsaspecten en de exploitatiekosten gevolgd.

FASE 8: EFFLUENTKWALITEIT MICROVERONTREINIGINGEN (2)

Gedurende deze fase zijn aanvullende meetsessies uitgevoerd op de kritische parameters volgend uit fase 5. Voor deze verbindingen is aanvullende verwijdering gewenst voor het bereiken van MTR-kwaliteit. Een groot aantal verbindingen van de MTR-lijst is namelijk niet (goed) biologisch afbreekbaar en wordt niet afgevangen door ultrafiltratie of zandfiltratie. Voor verwijdering van deze stoffen is een theoretische benadering gemaakt van de mogelijk in te zetten technologieën (zie daarvoor de evaluatie van hoofdstuk 7).

FASE 9: OPTIMALISATIE

Fase 9 heeft tot doel gehad om alle uit de deelstudies resulterende optimalisaties, voor met name de DWA/RWA-regeling, de stikstof- en fosfaatverwijdering, het reinigingsregime en de operationele kosten, samen te voegen in één werkend systeem. Door met deze instellingen gedurende een aantal maanden stabiel te draaien zijn voldoende data verzameld om de technologieën te vergelijken.

2.2 MEETPROGRAMMA

Voor het monitoren van de prestaties van beide systemen is een intensief meetprogramma opgesteld.

MBR

Voor bepaling van de biologische activiteit in de MBR is nitraat, ammonium en fosfaat dagelijks bepaald aan de hand van sneltests. Daarnaast is het drogestofgehalte van de membraantanks dagelijks bepaald met een infrarood droger en is voor de dagelijkse procesvoering, en bepaling van trends, gebruik gemaakt van een meetwagen met online meetapparatuur voor nitraat en fosfaat.

Ter controle zijn wekelijks analyses uitgevoerd op CZV, BZV, nitraat, nitriet, ammonium, organisch stikstof, ortho-fosfaat, totaal fosfor en zwevend stof conform de geldende NEN-normen.

Bij de verwerking van de resultaten hebben de labresultaten als basis gediend en zijn voor de tussenliggende dagen de sneltests gebruikt.

ZANDFILTRATIE

Bij de zandfilters zijn on-line meters geïnstalleerd welke continu de waarden voor NO_x en PO₄-P monitoren. Op basis van deze metingen wordt de dosering van de chemicaliën berekend en ingesteld. Ook hierbij zijn ter controle wekelijks analyses uitgevoerd op CZV, BZV, nitraat, nitriet, ammonium, organisch stikstof, ortho-fosfaat, totaal fosfor en zwevend stof conform de geldende NEN-normen.

ANALYSES MICROVERONTREINIGINGEN

Gedurende het gehele onderzoek is een aantal meetsessies verricht voor analyses op de overige verbindingen van de MTR-lijst (fase 5 en 8). Het betreft hier o.a. herbiciden, pesticiden, zware metalen etc. Voor de zware metalen heeft daarvoor in fase 8 tevens een intensieve meetweek plaatsgevonden met dagelijkse analyses. De volledige lijst en frequentie is opgenomen in bijlage 3.

Deze metingen hebben plaatsgevonden op zowel het influent, alsook het effluent van de conventionele zuivering, de nageschakelde zandfilters en de MBR en zijn uitgevoerd door een extern laboratorium conform de geldende NEN-normen.

ANALYSES HORMONEN

In het influent van de RWZI en het effluent van de nabezinktank en de MBR zijn de concentraties van een aantal hormonen bepaald. Het betreft een zestal oestrogeen actieve stoffen (bisfenol A, α -oestradiol, estron, β -oestradiol, mestranol en ethinylestradiol) welke met natchemische analyses zijn bepaald met een meetnauwkeurigheid van gemiddeld 20%.

Verder is met behulp van een ER-CALUX meting (bioassay) de oestrogene potentie van het monster bepaald. Deze test maakt gebruik van een humane borstkankercellijn waar receptoren voor oestrogenen zijn ingebouwd. Als oestrogene stoffen binden aan deze receptoren wordt het enzym luciferase aangemaakt welke de toegevoegde stof luciferine omzet. Als gevolg van deze omzetting vindt licht uitzending plaats. De hoeveelheid licht is een maat voor de binding aan oestrogeenreceptoren en de reactie van de cel daarop. Het resultaat wordt uitgedrukt in β -oestradiol equivalenten (EEQ).

Zowel de natchemische analyses alsook de ER-CALUX test zijn in 2004 een tweetal keer uitgevoerd.

2

UITVOERING VAN HET ONDERZOEK

2.1 FASERING

Voor het bereiken van de doelstellingen, zoals in de inleiding geformuleerd, is het tweejarig onderzoek opgedeeld in negen fasen. In tabel 1 zijn deze fasen, inclusief het gevolgde tijds-
pad, weergegeven.

TABEL 1 ONDERZOEKSFASERING MBR MAASBOMMEL

FASE	2002			2003				2004	
	2 ^e kw	3 ^e kw	4 ^e kw	1 ^e kw	2 ^e kw	3 ^e kw	4 ^e kw	1 ^e kw	2 ^e kw
1 Opstartperiode MBR	■								
2 Inregelfase MBR	■	■					■		
3 DWA / RWA (MBR)		■	■						
4 Effluentkwaliteit: N en P			■	■	■	■	■	■	■
5 Effluentkwaliteit: micro's (1)		■	■						
6 Reiniging membranen						■	■	■	
7 Zandfiltratie						■	■	■	■
8 Effluentkwaliteit: micro's (2)					■	■			■
9 Optimalisatie									■

In onderstaande tekst worden de activiteiten per fase kort besproken. De resultaten van de fasen komen in de hoofdstukken 4 en 5, bij de resultatenbespreking van de MBR en de zandfiltratie, aan de orde.

FASEN 1, 2 EN 3: OPSTART

De eerste drie fasen van het onderzoek kunnen tot de opstart worden gerekend. Het betreft hier het enten en inregelen van de installatie en het trainen van de operators voor het bedienen van de installatie.

In deze fasen is eveneens een start gemaakt met het optimaliseren van de recirculatiestromen, de beluchttingsregeling en de functie van de wisselreactor.

Tot slot is de regeling van de membranen vastgesteld voor de werking onder RWA en DWA condities, waarbij geschakeld kan worden tussen beide straten. In het derde kwartaal van 2003 zijn daarvoor de membranen getest op de maximale bruto flux van 45 l/m².h.

FASE 4: EFFLUENTKWALITEIT N EN P

Na de opstart is overgegaan tot het specifiek optimaliseren van de effluentkwaliteit voor met name stikstof (N) en fosfaat (P). Dit kan als hoofddoel van het onderzoek worden gezien, daar het draait om de haalbaarheid van MTR-kwaliteit. Voor deze onderzoeksfase, welke tot het einde van het onderzoek heeft doorgelopen, is de invloed van een aantal procesparameters onderzocht, te weten:

- De BZV/N-verhouding door toepassing van acetol als extra C-bron;
- Recirculatiestromen;
- Beluchttingsregeling en optimalisatie van de wisselreactor;
- Drogestofgehalte en slibbelasting.

3

SYSTEEMBESCHRIJVINGEN

3.1 RWZI MAASBOMMEL

De RWZI Maasbommel is in bedrijf genomen in 1984 en bestaat uit een oxidatiesloot met borstelbeluchters. De capaciteit bedraagt 7.400 i.e. à 136 g TZV bij een DWA en RWA debiet van respectievelijk 50 en 150 m³/h.

De slibbelasting bedraagt gemiddeld 0,054 kg BZV/kg d.s.d. Voor het proces worden geen aanvullende chemicaliën gedoseerd voor stikstof- of fosfaatverwijdering.

De RWZI is gelegen in landelijk gebied, met veel recreatieve activiteit. De influentkarakteristieken zijn in tabel 2 weergegeven.

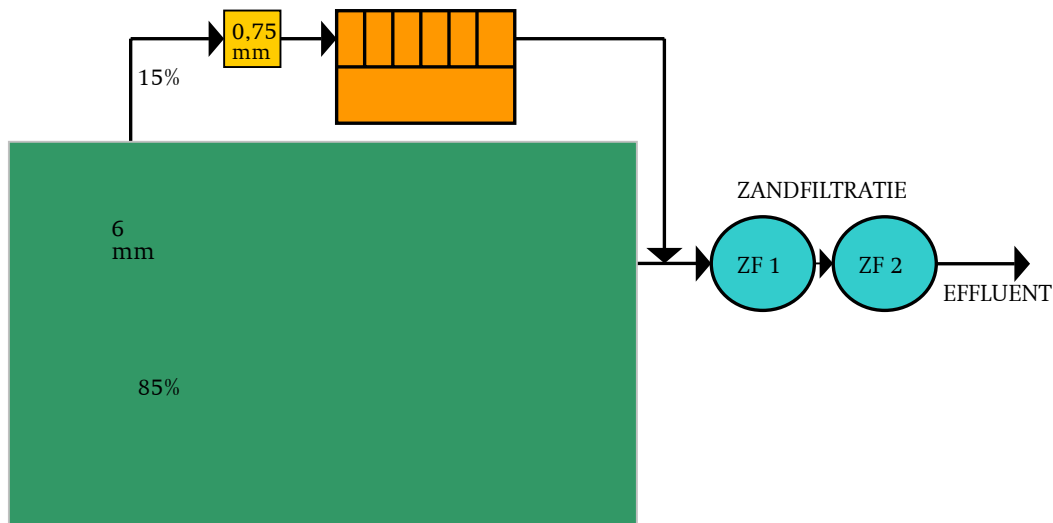
TABEL 2 GEMIDDELDE KARAKTERISTIEKEN RUW INFLUENT RWZI MAASBOMMEL (APRIL 2002 – JUNI 2004)

Parameter	Gemiddelde waarde	Minimum - maximum	Eenheid
CZV	510	100 – 850	mg/l
BZV	190	50 – 350	mg/l
Nkj	60	15 – 110	mg/l
Ptot	8,9	3 – 15	mg/l
BZV/N-verhouding	3,2	-	-

Het ruwe influent wordt eerst gefiltreerd over een schroefrooster van 6 mm, waarna het onder vrijverval naar de oxidatiesloot stroomt. Na behandeling wordt het water via de nabezinktank (oppervlaktebelasting=1 m/h) geloosd op een bermsloot. De RWZI heeft een automatische drogestofregeling en een handmatige zuurstofregeling. De zuurstofregeling, waarbij handmatig een vaste beluchtingstijd wordt ingesteld, maakt dat de RWZI niet goed inspelt op sterke schommelingen in de aanvoervrachten.

Op de zuivering is een pilotscale MBR geplaatst, welke gemiddeld 15% van het influent verwerkt met een maximum van 20 m³/h, en is er achter de nabezinktank een tweetal zandfilters geschakeld voor polishing van het effluent van de conventionele zuivering. Een overzicht van de locatie is schematisch weergegeven in figuur 1.

FIGUUR 1 SCHEMATISCHE WEERGAVE OPSTELLING RWZI MAASBOMMEL



Het influentdebiet van de MBR wordt gestuurd op basis van een niveaumeting in de influentgoot, tot een maximum van 20 m³/h. Op deze manier vindt een volledig proportionele aanvoer van het influent van de MBR plaats (RWA/DWA ≈ 3). Verder wordt het spuislib en roostergoed van de MBR geloosd op de terreinriolering.

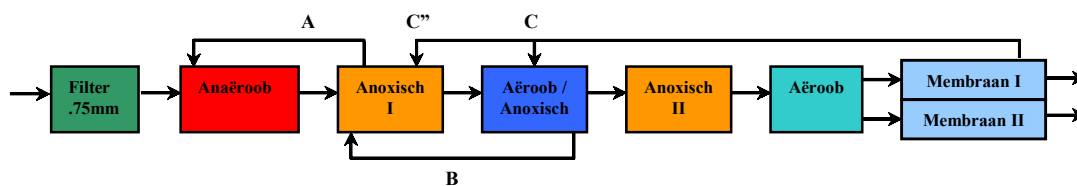
Er wordt opgemerkt dat het effluent van de MBR om praktische redenen vóór de zandfilters wordt samengevoegd met dat van de nabezinktank en daarmee de effluentmetingen van de nabezinktank beïnvloedt. In de praktijk betekent dit dat de gemiddelde afwijking van de meting circa 15% bedraagt.

3.2 MEMBRAANBIOREACTOR (MBR)

3.2.1 CONFIGURATIE

Parallel aan de RWZI is een pilot-MBR installatie geplaatst welke gemiddeld 15% van het influent voor haar rekening neemt. Bij de MBR gaat het influent, na het 6 mm schroefrooster van de RWZI, eerst over een trommelfilter van 0,75 mm. Van daaruit wordt het water aan de bioreactor en de membraantanks gevoed, waarvan de configuratie in onderstaand processchema is weergegeven.

FIGUUR 2 PROCESSHEMA MBR MAASBOMMEL



3.2.2 DIMENSIONERING

De capaciteiten en dimensionering van de installatie zijn in tabel 3 weergegeven.

TABEL 3 DIMENSIONERING MBR MAASBOMMEL

parameter	waarde	eenheid
Capaciteit	650	i.e. à 136 g TZV/d
Netto DWA debiet	6	m ³ /h
Netto RWA debiet	16	m ³ /h
Poriegrootte voorfiltratie	0,75	mm
Volumina tanks		
Anaërobe tank	8	m ³
Anoxische tank I	9	m ³
Aëroob/Anoxisch (wisselreactor)	9	m ³
Anoxische tank II	9	m ³
Aërobe tank	5	m ³
Membraantanks totaal	12	m ³
Permeaattank	1	m ³
Totaal	53	m ³
Membraanoppervlak totaal	440	m ²
Bruto membraanflux RWA	45	l/m ² .h
Beluchtingsdebiet membranen	0,8	Nm ³ /h.m ²
Slibbelasting (gemiddeld incl. C-bron)	0,035	kg BZV/kg ds.d
Slibgehalte biologie	9	kg ds/m ³
Slibgehalte membraantanks	11	kg ds/m ³

Vanwege de lage BZV/N-verhouding is bij de MBR een aanvullende C-bron (acetol) gedoseerd op de tweede anoxische ruimte (zie tevens bijlage 4 voor de specificaties van acetol). Voor de fosfaatverwijdering is gedurende het totale onderzoek geen metaalzout toegevoegd. De toegepaste submerged membranen zijn van het type Zenon 500 C, met een totaal membraanoppervlak van 440 m². Bij het RWA-debiet van 20 m³/h betekent dit een maximale bruto-flux van circa 45 l/m².h.

FIGUUR 3 MEMBRAANMODULES MBR



3.2.3 METEN EN REGELEN

De besturing van de MBR is op te splitsen in het biologische deel en het membraandeel.

BIOLOGIE

Voor het meten en regelen van de biologie zijn een viertal metingen opgenomen, te weten:

- Redoxmeting in anoxische tank I (voor de aansturing van recirculatie pomp B);
- Zuurstofmeting in wisselreactor (voor de aansturing van de bellenbeluchting op zuurstofsetpoint);
- Zuurstofmeting in aërobe tank (geen sturingsactie aan gekoppeld);
- Temperatuurmeting wisselreactor.

De besturing van de recirculatiepompen van de MBR is als volgt uitgevoerd:

- Recirculatiepomp A: vast (instelbaar) debiet gelijk aan DWA (7 m³/h);
- Recirculatiepomp B: geregeld op basis van redox-meting anoxisch I (5 – 30 m³/h);
- Recirculatiepomp C: vast (instelbaar) debiet (20 – 60 m³/h);
- Recirculatiestroom C'': middels een klep af te takken van stroom C (15 – 55 m³/h).

De instellingen van de recirculatiestromen zijn tijdens de verschillende fasen gevarieerd en zijn bij de procescondities van paragraaf 4.1 weergegeven.

Het spuislib van de MBR is in de eerste weken handmatig verwijderd op basis van de drogestofmetingen. Daarna is vervolgens een slangenpomp aangesloten welke, verdeeld over de gehele dag, een vast debiet van 2 m³/d heeft afgepompt naar de terreinriolering.

De dosering van acetol is bepaald op basis van de daggemiddelde aanvoer en het resterende nitraatgehalte in het effluent van de MBR. Hiervoor is een verhouding van 5 kg BZV (acetol à 0,87 kg BZV/l, zie bijlage 4) per kg Δ NO₃-N aangehouden. De uiteindelijke dagelijkse dosering is eveneens te vinden in paragraaf 4.1.

MEMBRANEN

De besturing van de membranen kent een aantal variabelen, waarvan de instelmogelijkheden zijn weergegeven in tabel 4. Ook hiervoor geldt dat deze tijdens de verschillende fasen experimenteel zijn aangepast, zoals weergegeven in paragraaf 4.1.

TABEL 4 INSTELMOGELIJKHEDEN BESTURING MEMBRANEN

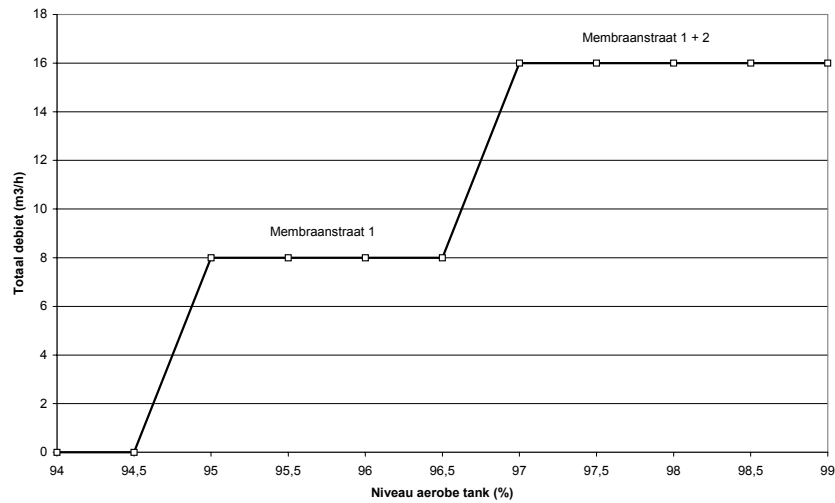
parameter	instelbaar bereik	eenheid
Cyclustijd onttrekking	100 – 300	sec.
Cyclustijd backpulse	5 – 50	sec.
Wisseling membraanstraten na: *	1 - 99	cycli
Onttrekkingsdebiet per straat	1 - 10	m ³ /h
Backpulsdebiet per straat	1 tot 2 keer het onttrekkingsdebiet	-
Ventilatiefrequentie	0 - 1	aantal keer per onttrekking
Ventilatie-debiet	1 - 10	m ³ /h
Beluchtingstijd	5 – 20	sec. per straat afgewisseld

* Gedurende het gehele onderzoek is ná elke 18 onttrekkingscycli van één straat, gewisseld naar de andere straat.

De aansturing van de membranen geschiedt aan de hand van het vloeistofniveau in de aërobe tank. Zodra dit boven een bepaald niveau komt start de eerste membraanunit met de onttrekking op een vast debiet. Zodra het niveau ondanks deze actie nog blijft stijgen, en een hoger niveau wordt bereikt, start ook de tweede membraanstraat (zie figuur 4). De membraanstraat welke als eerste wordt gestart wisselt na een uur bedrijfstijd (circa 18 cycli). Op deze manier ontstaat een evenredige belasting van beide membraanstraten. Beide straten zijn continu (ook tijdens rust) belucht. De onttrekkingstijd en de backpulsetijd van de membranen zijn gedurende het gehele onderzoek op respectievelijk 200 en 20 seconde ingesteld geweest.

Verder is in beide straten een meting opgenomen voor bepaling van de druk. Uiteindelijk wordt hiermee de transmembraandruk (TMP) en de permeabiliteit berekend (zie bijlage 1 voor berekening en definitie).

FIGUUR 4 REGELING NETTO PERMEAATONTREKKING MET TWEE STRATEN



3.3 CONTINUE ZANDFILTRATIE

3.3.1 CONFIGURATIE

Het effluent van de conventionele RWZI wordt gezuiverd met behulp van full-scale continue zandfilters. Het betreft een tweetal filters voor respectievelijk aanvullende denitrificatie (met acetol-dosering) en defosfatering (met ijzerdosering) en zwevend stof verwijdering.

De filters zijn in serie geschakeld en hebben beide een capaciteit van maximaal 120 m³/h. De aanvoer van meer dan 120 m³/h wordt gebypassed, hetgeen nauwelijks voorkomt. Ná een rooster met een poriegrootte van 2 mm wordt het water vanuit een pompput ná de nabezinktank opgevoerd naar het eerste (denitrificerend) filter. Het defosfaterende filter wordt vervolgens onder vrij verval gevoed. De pompput dient tevens voor het continu recirculeren (minimaal 20 m³/h) van water over het filter aangezien het zandbed in beweging moet blijven. In bijlage 5 is het werkingsprincipe van een zandfilter schematisch weergegeven. Het vrijkomende waswater van beide zandfilters wordt geloosd op de terreinriolering en komt direct in de beluchttingsruimte van de conventionele RWZI.

FIGUUR 5

ZANDFILTERS RWZI MAASBOMMEL



3.3.2 DIMENSIONERING

In tabel 5 zijn de belangrijkste kenmerken en capaciteiten van de zandfilters weergegeven.

TABEL 5

DIMENSIONERING ZANDFILTERS MAASBOMMEL

Parameter	Waarde	Eenheid
DWA (netto)	50	m ³ /h
RWA (netto)	110*	m ³ /h
Me/P verhouding dosering FeCl ₃	3	mol/mol
Filteroppervlak per filter	8	m ²
Oppervlaktebelasting ontwerp	15	m/h
Totale hoogte zandfilters	7,5	m
Bedhoogte zandfilters	1,8	m
Korrel diameter zand denitrificerend filter	1,2 – 2,0	mm
Korrel diameter zand defosfaterend filter	1,0 – 1,6	mm
Zandsnelheid denitrificerend filter	4,0	mm/min
Zandsnelheid defosfaterend filter	6,0	mm/min
Waswaterdebiet per filter naar oxidatiesloot	5,0	m ³ /h

* Het invoerdebiet is 120 m³/h, waarbij na elk filter 5 m³/h aan waswater wordt afgevoerd

3.3.3 METEN EN REGELEN

Op de toevoer van het denitrificerend filter wordt het nitraat- en zuurstofgehalte gemeten middels on-line meetapparatuur. Op basis hiervan wordt de dosering van de C-bron (acetol) berekend. Het effect van de doseringen wordt gemeten in de afloop van het eerste filter. De formule die voor de dosering wordt gehanteerd is als volgt:

$$\text{Dosering C-bron [l/h]} = \frac{(4,2 \cdot [\text{NO}_3] + 1,7 \cdot [\text{O}_2]) \cdot Q_{in}}{\text{Concentratie [C-bron]}}$$

[NO₃] = nitraatconcentratie in g/l

[O₂] = zuurstofconcentratie in g/l

Q_{in} = ingaande debiet in l/h

Concentratie [C-bron] = BZV-gehalte van C-bron in g/l

De waarden 4,2 en 1,7 zijn door de leverancier ingestelde constanten. De afloop van het eerste filter wordt vervolgens onder vrijverval over het tweede filter gevoerd, waaraan een hoeveelheid ijzerchloride wordt toegevoegd voor de fosfaatverwijdering. De dosering van ijzerchloride vindt plaats op basis van een on-line fosfaatmeting in de aanvoer van het eerste filter. De bepaling van de doseerhoeveelheid ijzerchloride is op basis van de volgende formule:

$$\text{Dosering ijzerchloride [l/h]: } \frac{(Q_{in} - Q_{waswater}) \cdot [PO_4 - P] \cdot Me / P}{[Me]}$$

Hierin is:

$[PO_4 - P]$ = fosfaatconcentratie in g/l

Me/P = molverhouding metaal op fosfaat-P

Q_{in} = ingaand debiet in l/h

$Q_{waswater}$ = waswaterdebiet in l/h

$[Me]$ = concentratie oplossing metaalzout in gram Me/l

4

RESULTATEN MEMBRAANBIOREACTOR

4.1 PROCESCONDITIES

De procescondities van de MBR zijn tijdens de verschillende fasen zijn weergegeven in tabel 6.

TABEL 6 OVERZICHT PROCESCONDITIES MBR TIJDENS VERSCHILLENDE ONDERZOEKSFASEN

Parameter	2002 2 ^e Kw.	2002 3 ^e Kw.	2002 4 ^e Kw.	2003 1 ^e Kw.	2003 2 ^e Kw.	2003 3 ^e Kw.	2003 4 ^e Kw.	2004 1 ^e Kw.	2004 2 ^e Kw.
1 Opstartperiode MBR									
2 Inregelfase MBR									
3 DWA / RWA (MBR)									
4 Effluentkwaliteit: N en P									
5 Effluentkwaliteit: micro's (1)									
6 Reiniging membranen									
7 Zandfiltratie									
8 Effluentkwaliteit: micro's (2)									
9 Optimalisatie									
Recirculatiestromen [m ³ /h]:									
-Anox 1à anaëroob	6,5	6,5	6,5	10	10	10	8	10	10
-Wisselà Anox 1 (max)	10 - 40	27	27	26	26	26	15	15	15
-Membraanà Anox 1	-	-	15	18	18	18	15	10	8
-Membraanà Wissel	20 - 50	20	20	20	20	20	25	23	19
-Recirculatiefactor	5 - 13	7	9	9	9	9	8	7	7
Slibgehaltenes [g/l]:									
-Wisselreactor	9,8	9,1	10,0	9,1	10,0	9,3	9,3	9,0	9,5
-Membraantanks	11,6	11,3	12,0	10,7	12,2	10,9	10,9	10,9	10,5
Zuurstofsetpoint [mg/l]									
- Wisselreactor	1,0	1,0	1,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3	1,3
- Zuurstofsetpoint onbelucht *	1,4	1,4	1,7	1,7	1,8	1,7	1,7	2,3	1,8
- Uittijd beluchting **	-	-	-	10 - 20	15	10	10 - 20	15	15
Gemiddeld dagdebiet [m ³ /d]	86	87	95	89	102	76	80	109	81
Acetol dosering [l/d]	0	0	3	3	3	3	2	4	4 - 6
Gemiddelde slibbelasting (ná voorbehandeling en incl. C-bron) [kg BZV/kg ds.d]	0,017	0,035	0,032	0,036	0,041	0,035	0,031	0,027	0,042
Gemiddelde netto membraanflux (l/m ² .h)	8,1	8,2	9,0	8,4	9,7	7,2	7,6	10,3	7,7
Ventilatiefrequentie [1 / x cycli]	10	10	10	10	10	10	10	10	44
Ventilatiedebit [m ³ /h]	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Aantal reinigingen:									
-Maintenance (1x /week)	12	12	12	12	12	12	12	12	12
-Recovery	0	0	1	0	2	0	1	1	1

* Zuurstofsetpoint waarboven de beluchting voor bepaalde tijd uit gaat (zie uittijd beluchting **)

** Tijdsduur van uitschakeling van de beluchting nadat een bepaalde zuurstofsetpoint is bereikt

4.2 BIOLOGISCHE RESULTATEN

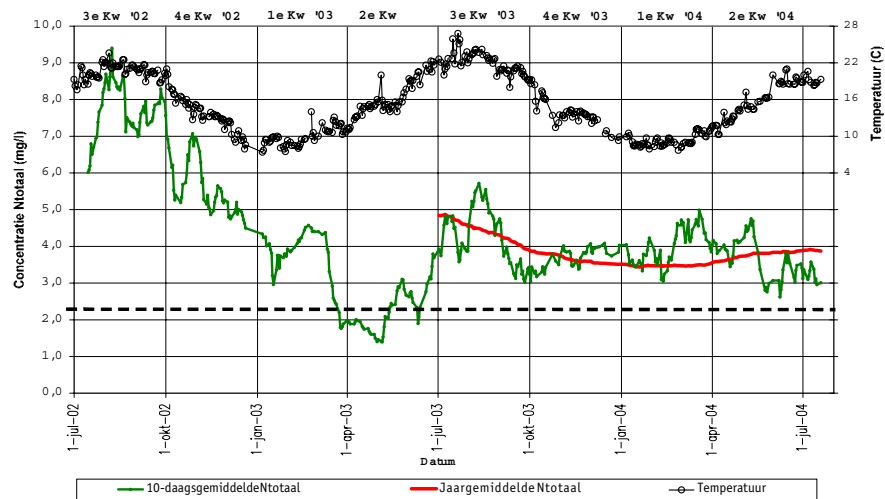
In dit hoofdstuk worden de resultaten van de biologische parameters van de MBR besproken. Het gaat hier om de bereikte effluentkwaliteit voor stikstof, fosfaat, herbiciden/pesticiden, zware metalen en hormonen en de beoordeling van de slibkwaliteit gedurende het gehele onderzoek.

4.2.1 EFFLUENTKwaliteit STIKSTOF EN FOSFAAT

TOTAAL STIKSTOF

In figuur 6 is de effluentkwaliteit voor totaal stikstof weergegeven, gecombineerd met de reactortemperatuur van de MBR.

FIGUUR 6 EFFLUENTGEHALTE VAN DE MBR VOOR N_{totaal} IN COMBINATIE MET DE TEMPERAATUUR



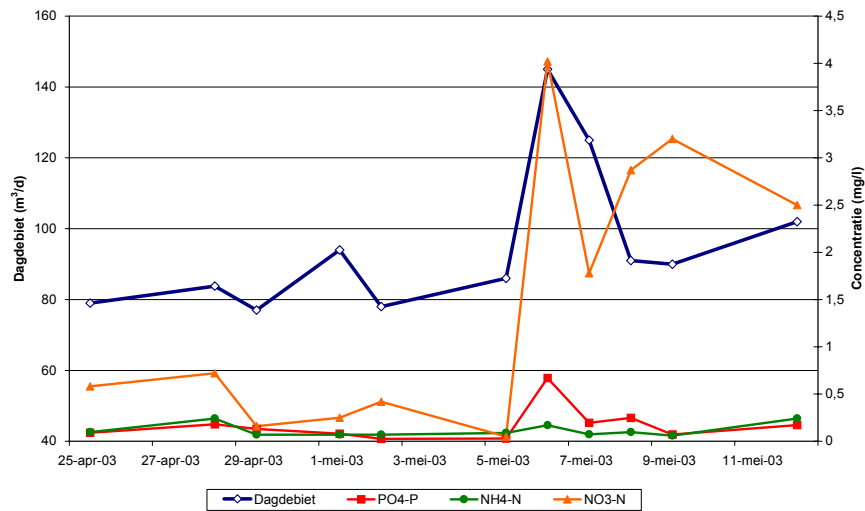
De stikstofverwijdering van de MBR kent een vrij grillig verloop. In de opstartfasen heeft een optimalisatie plaatsgevonden met betrekking tot het zuurstofgehalte, de recirculatiestromen en de C-bon dosering. Dit heeft vanaf maart 2003 geresulteerd in het bereiken van MTR-kwaliteit voor stikstof (2,2 mg/l). Gedurende het gehele onderzoek is op circa 18% van alle meetdagen MTR-kwaliteit voor stikstof waargenomen. Er heeft echter ook een groot aantal storingen plaatsgevonden. Met name de acetoldosering en de recirculatiepompen moesten het vanaf juni 2003 ontgelden, waardoor de effluentkwaliteit gedurende een drietal maanden iets is verslechterd tot gemiddelde N_{totaal} -gehalten van circa 4 mg/l.

Na het verhelpen van de storingen is de MTR-kwaliteit in de winter (lagere temperaturen) niet meer bereikt. Na de stijging van de temperatuur tot circa 11 °C, vanaf april 2004, is de MTR-kwaliteit voor N_{totaal} alleen nog op enkele dagen bereikt. Het jaargemiddelde gehalte N_{totaal} heeft uiteindelijk gevarieerd tussen de 3,5 en 4,2 mg/l.

De stikstofverwijdering is gevoelig gebleken voor RWA omstandigheden. Een voorbeeldverloop van de stikstof en fosfaatverwijdering tijdens regenaanvoer is gegeven in figuur 7. Hierin is duidelijk te zien dat bij een regenweeraanvoer het stikstofgehalte fors stijgt en niet snel weer herstelt. Met name de nitraatgehaltes stijgen fors. Het ammoniumgehalte kan, zoals te zien is in figuur 7, nog in de hand worden gehouden. Dit betekent dat de nitrificatie in stand blijft en de gevoeligheid met name voor de denitrificatie geldt.

FIGUUR 7

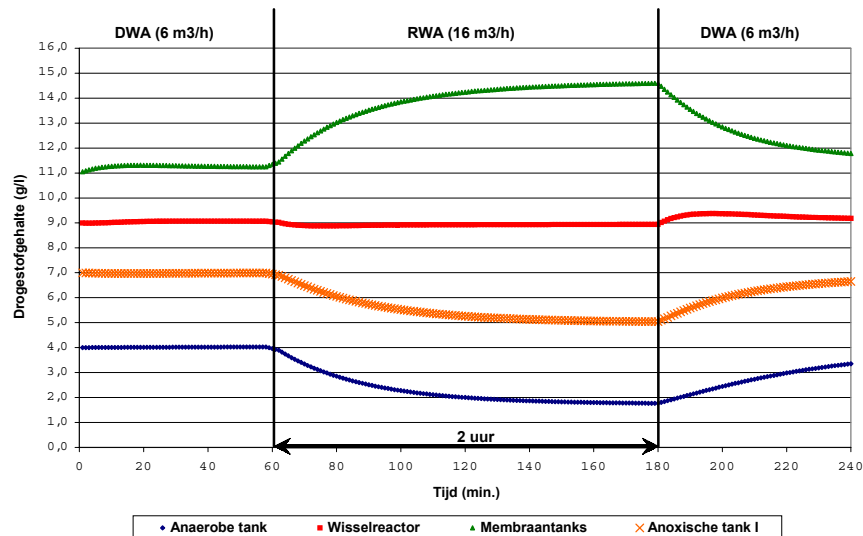
EFFECT RWA DEBIET OP VERWIJDERING STIKSTOF EN FOSFAAT.



Een belangrijke oorzaak is de korte verblijftijd in de reactoren van de MBR. Door over de verschillende compartimenten een drogestofverloop te berekenen is inzicht verschaft in de effecten van RWA op het drogestofgehalte in de verschillende reactoren. In onderstaande figuur is het drogestofgehalte van de anaërobe-, wissel- en membraantanks weergegeven bij omschakeling van een DWA- naar een RWA-situatie.

FIGUUR 8

BEREKEND PROFIEL DROGESTOFGEHALTE BIJ OMSCHAKELING DWA NAAR RWA.



Uit figuur 8 blijkt dat, voor de configuratie van Maasbommel, het drogestofgehalte in bijvoorbeeld de membraantanks binnen een uur van 11 naar 14 g/l gaat. De slibgehalten in de anaërobe en eerste anoxische tank dalen dan tot waarden van respectievelijk 2 en 5 g/l. Wat opvalt is dat het drogestofgehalte in de wisselreactor, bij de toegepaste recirculatiestromen, redelijk stabiel blijft. Door deze sterke slibverschuiving bij RWA bevindt het grootste deel van het slib zich in aërobe compartimenten en verstoort daarmee de denitrificatie.

De sterke schommelingen hebben overall een negatief effect op de procescondities van de verschillende compartimenten en uiteindelijk op de effectiviteit van de omzettingen. Aangezien de compartimenten bij een vergelijkbare conventionele installatie gemiddeld

drie keer zo groot zijn als bij een MBR, zijn dergelijke negatieve effecten kleiner. De gehanteerde procesconfiguratie conform een cascade systeem (sterk gecompartmenteerd) heeft dit negatieve effect enigszins versterkt.

Met aanpassingen in de besturing van de recirculatiestromen is een dergelijk effect moeilijk te verhelpen. Door bijvoorbeeld bij RWA de recirculatiecapaciteit extra te verhogen (om het slib weer terug naar voren te halen) doet nog meer afbreuk aan de contacttijden van de verschillende reactoren.

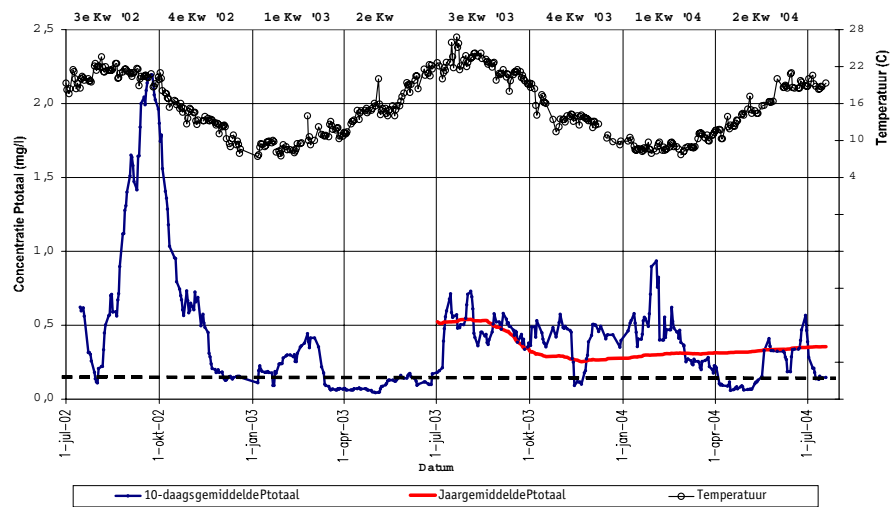
Verder lijkt meten en regelen in de concentratierange van MTR-kwaliteit lastig. De huidige meettechnieken kennen in die range een te grote onnauwkeurigheid om goed te kunnen sturen.

TOTAAL FOSFOR

In figuur 9 is de effluentkwaliteit voor totaal fosfor weergegeven, gecombineerd met de reactortemperatuur van de wisselreactor.

FIGUUR 9

EFFLUENTGEHALTE VAN DE MBR VOOR PTOTAAL, INCLUSIEF DE REACTORTEMPERATUUR



De fosfaatverwijdering heeft gedurende het gehele onderzoek biologisch plaatsgevonden zonder dosering van ijzerchloride. Uiteindelijk is hiermee een jaargemiddelde concentratie van 0,35 tot 0,55 mg/l gerealiseerd. Ook hier is in de periode vanaf maart tot juli 2003 de MTR-waarde (0,15 mg/l) bereikt en in totaal op circa 35% van de meetdagen.

Voor de fosfaatverwijdering heeft een belangrijke aanpassing plaatsgevonden in maart 2003. Het onttrekken van het spuislib vond plaats vanuit de wisselreactor. De fosfaatopname bleek daar soms nog niet volledig, waarna het spuislibpunt vanaf maart is verplaatst naar de membraantanks. Vanaf dat moment is een duidelijke daling van het effluentgehalte waar te nemen.

Ook hier heeft vanaf juli 2003 de hoge storingsfrequentie (zie *Totaal stikstof*) parten gespeeld. Door de defecte recirculatiepompen is het slib niet altijd goed terug naar de anaërobe tank gebracht. Aanvang 2004 is de MTR-waarde tijdelijk weer bereikt.

De fosfaatverwijdering is ook gevoelig gebleken voor RWA-omstandigheden of tijdelijke uitval van de installatie. Een verklaring voor het niet stabiliseren van de fosfaatverwijdering is overbeluchting en teveel zuurstof terugvoer naar de anaërobe en anoxische reactoren.

Overbeluchting ontstaat in de membraantanks door de continue beluchting tot zuurstofconcentraties van meer dan 6 mg/l. De fosfaat accumulerende bacteriën (PAO's) zullen dan na een snelle afbraak van het poly-hydroxybutyraat (PHB), ook het glycogeen gaan oxideren. Dit leidt vervolgens tot een verminderde opnamecapaciteit van lagere vetzuren onder anaërobe condities, waardoor daarna de anoxische en aërobe fosfaatopname negatief wordt beïnvloed.

Daarnaast wordt voor elke teruggevoerde mg zuurstof naar de anaërobe zone circa 2 mg CZV verbruikt. Dit (snel afbraakbare) CZV kan vervolgens niet meer ten goede komen aan de PAO's, waardoor minder fosfaat als polyfosfaat kan worden verwijderd. Met name bij membraanbioreactoren, welke continue beluchting nodig hebben voor reiniging van de membranen, spelen bovenstaande effecten een belangrijke rol.

In het eerste en tweede kwartaal van 2003 is de fosfaatverwijdering echter goed verlopen. De belangrijkste verklaring daarvoor is dat zich in die maanden vrijwel geen RWA-omstandigheden en storingen hebben voorgedaan en de temperatuur stijgende was.

4.2.2 EFFLUENTKwaliteit OVERIGE PARAMETERS

Het bereiken van MTR-kwaliteit is niet beperkt tot het verwijderen van stikstof en fosfaat. De lijst bestaat uit een circa 140-tal verbindingen, met als belangrijkste groepen de herbiciden en pesticiden en zware metalen. Hierna zullen de effluentwaarden voor zowel de MBR als ook voor de conventionele RWZI worden besproken.

PESTICIDEN EN HERBICIDEN

De volledige lijst met geanalyseerde verbindingen is weergegeven in bijlage 3. De meeste herbiciden en pesticiden zijn onder de detectielimiet aangetroffen. De verbindingen welke verhoogde gehalten laten zien zijn in tabel 7 weergegeven. De vergelijking van de rendementen van de RWZI, MBR en de zandfilters is weergegeven in hoofdstuk 7. De waarden zijn bepaald als een rekenkundig gemiddelde van een elftal metingen. Bij waarden lager dan de detectiegrens is met de helft van de detectiegrens gerekend.

In tabel 7 zijn tevens de MTR-nomen vermeld wanneer deze voor de betreffende verbinding is vastgesteld. Hieruit blijkt dat alleen voor linuron en diazinon een overschrijding van de MTR-kwaliteit plaatsvindt.

Verder valt op dat het overall rendement van beide installaties niet veel van elkaar verschilt. Alleen op linuron en glyfosaat laat de MBR een betere effluentkwaliteit zien. Ook de verschillen tussen winter- en zomerperioden zijn marginaal. De meetonnauwkeurigheid van de effluentmetingen is gemiddeld 15%.

De toegepaste analysetechnieken zijn specifiek voor het influent, bij deze lage concentratieniveaus, zeer gevoelig gebleken. De influentwaarden van de RWZI zijn daarom, vanwege de beperkte betrouwbaarheid, niet opgenomen.

TABEL 7 ANALYSES HERBICIDEN EN PESTICIDEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN MBR

Parameter	Eenheid	Effluent nabezinktank	Effluent MBR	MTR-norm
HERBICIDEN				
carbendazim	µg/l	0,05	0,07	0,11
AMPA	µg/l	6,00	7,23	
glyfosaat	µg/l	7,50	4,47	
Diuron	µg/l	0,11	0,15	0,43
Linuron	µg/l	1,35	0,50	0,25
PESTICIDEN ORGANO-P				
Primicarb	µg/l	0,05	0,02	
Diazinon	µg/l	0,10	0,09	0,037
PESTICIDEN ORGANO-N				
Simazine	µg/l	n.b.	0,06	0,14
DIVERSEN				
Dodine	µg/l	0,66	0,84	
Tolclofos	µg/l	0,35	0,28	

* n.b. = niet bepaald

ZWARE METALEN

Van de zware metalen zijn in het effluent van zowel de MBR alsook van de RWZI alleen koper, zink, lood en nikkel boven de detectiegrens aangetroffen. De overige metalen arseen, cadmium, chroom en kwik waren bij alle metingen onder de detectiegrens en onder de MTR-norm. In tabel 8 zijn de gevonden concentraties in het effluent van de RWZI en de MBR weergegeven.

TABEL 8 ANALYSES ZWARE METALEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN MBR

Parameter	Eenheid	Effluent nabezinktank	Effluent MBR	MTR-totaal norm
Koper	µg/l	6,8	6,5	3,8
Zink	µg/l	27	28	40
Lood	µg/l	0,9	1,1	220
Nikkel	µg/l	1,6	1,4	6,3
Arseen	µg/l	< 2	< 2	32
Cadmium	µg/l	< 0,05	< 0,05	2
Chroom	µg/l	< 2	< 2	84
Kwik	µg/l	< 0,03	< 0,03	1,2

Van de zware metalen is uiteindelijk alleen voor koper de MTR-kwaliteit niet bereikt. De overige metalen worden tot ruim onder de norm verwijderd. Ook hier valt op dat, op basis van de 27 metingen en een intensieve meetweek in fase 8, geen significant verschil in verwijdering is waar te nemen tussen beide technologieën.

Naast metingen op het effluent zijn de concentraties ook bepaald in het slib van de MBR en van de RWZI. Hieruit blijkt dat de metaaladsorptie aan het slib vergelijkbaar is voor beide systemen. In tabel 9 zijn de gemiddelde waarden opgenomen.

TABEL 9 ANALYSES ZWARE METALEN SLIB VAN DE RWZI EN DE MBR

Parameter	Eenheid	Slib RWZI	Slib MBR
Koper	mg/kg ds	856	812
Zink	mg/kg ds	953	836
Lood	mg/kg ds	88	84
Nikkel	mg/kg ds	24	18
Arseen	mg/kg ds	6,9	5,5
Cadmium	mg/kg ds	1,3	1,1
Chroom	mg/kg ds	29	29

KIEMGETAL EN E. COLI

Van de bacteriologische parameters is alleen voor de thermotolerante E.coli en de enterovirussen een MTR-norm opgenomen. Hiervan is alleen de thermotolerante E.coli gemeten met aanvullend het kiemgetal bij 22 °C. De resultaten zijn in tabel 10 weergegeven.

TABEL 10 EFFLUENTKwaliteit KIEMGETAL EN E.COLI VOOR RWZI EN MBR

Parameter	RWZI	MBR	MTR-norm
Kiemgetal / ml	16.300	1.100	-
E. coli / ml	200	< 1	20

Door de RWZI wordt de MTR-norm voor E.coli niet gehaald. Hier is een duidelijk verschil waar te nemen tussen de RWZI en de MBR. Logischerwijs worden in de MBR door de beperkte poriëgrootte van slechts 0,04 µm vrijwel geen E.coli's doorgelaten. Ook het kiemgetal is bij de MBR aanzienlijk lager dan bij de RWZI. Op basis van de E.coli-verwijdering zou het kiemgetal naar verwachting lager moeten zijn dan de gemiddelde 1.100/ml. Waarschijnlijk is nagroei in het leidingwerk ná de permeaatonttrekking hiervan de oorzaak.

De huidige zwemwaternorm voor E.coli is eveneens 20/ml. Voor lozing op een oppervlaktewater met deze functie volstaat de toepassing van een MBR en zijn geen aanvullende technologieën noodzakelijk. Dit komt overeen met de Engelse situatie zoals gevonden tijdens de STOWA studiereis van oktober 2003 ¹.

HORMOONVERWIJDERING

In het influent van de RWZI en het effluent van de nabezinktank en de MBR zijn de concentraties van een aantal hormonen bepaald. Het betreft een zestal hormonen welke met natchemische analyses zijn bepaald met een meetonnauwkeurigheid van gemiddeld 20%.

Verder is met behulp van een ER-CALUX meting (bioassay) de oestrogene potentie van het monster bepaald. Het resultaat wordt uitgedrukt in oestradiol equivalenten (EEQ).

De gevonden waarden van de hormoonanalyses zijn weergegeven in tabel 11. Hierbij zijn de gemiddelde waarden gegeven van een tweetal meetsessies.

¹ "Van Stonehenge tot MBR, waarin een groot land klein kan zijn", STOWA studiereis, W02 2004

TABEL 11

ANALYSES HORMONEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN MBR

Parameter	Eenheid	Influent RWZI	Effluent nabezinktank	Effluent MBR
Bisfenol A	ng/l	905	28	20
α -oestradiol	ng/l	2,6	1,05	1
Estron	ng/l	95,5	4,75	3,3
β -oestradiol	ng/l	13,5	1,05	1
Mestranol	ng/l	2,25	1,85	2,05
Ethinylestradiol	ng/l	2,8	3,55	3
EEQ o.b.v. ER-CALUX	nM	0,17	0,014	0,004

Uit de resultaten blijkt dat de effluentgehalten van de nabezinktank en de MBR vergelijkbaar zijn. Beide installaties kennen voor met name bisfenol A, estron en β -oestradiol een hoog verwijderingsrendement van gemiddeld circa 95%. De overige verbindingen worden, rekeninghoudend met de meetnauwkeurigheid, slechts gedeeltelijk afgebroken.

De resultaten van de ER-CALUX meting laten echter zien dat de potentiële oestrogene activiteit van het effluent van de MBR, ondanks vergelijkbare chemische analyses, beduidend lager is dan dat van de nabezinktank. Een verklaring is het feit dat met de natchemische analyses niet alle verbindingen met oestrogene activiteit worden geëxtraheerd (zoals bijvoorbeeld de alkylfenolen). Op deze manier ontstaat dan ook niet een volledig beeld van stoffen met oestrogene werking. De oestrogene werking wordt wel gemeten in de ER-CALUX test, waardoor verschillen kunnen optreden. Verder lijkt het er toch op dat in de MBR meer stoffen met oestrogene activiteit worden verwijderd dan in de conventionele RWZI, ondanks dezelfde slibleeftijd van circa 20 dagen. De aanvullende verwijdering zou kunnen ontstaan door de extra zwevend stof verwijdering in de MBR. Met name voor ftalaten, polybroomdifenylethers (PBDE's) en alkylfenolen is bekend dat adsorptie het belangrijkste verwijderingsmechanisme is ².

4.2.3 SLIBKWALITEIT

In deze paragraaf wordt achtereenvolgens de slibbelasting, spuislibproductie en de slibleeftijd, de slibvolume index en het microscopisch beeld besproken.

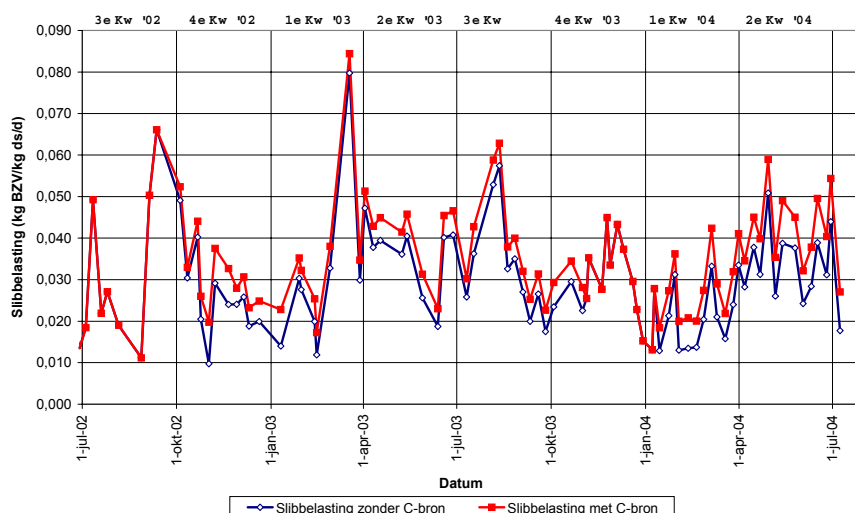
SLIBBELASTING

De ontwerp-slibbelasting van de MBR van 0,035 kg BZV/kg ds.d is, als uitvloeisel van HSA-ontwerp berekeningen, relatief laag gehouden in verband met de lage effluenteis voor stikstof. Vanwege de lage BZV/N-verhouding van het influent moet een aanvullende C-bron worden gedoseerd. Het verloop van de slibbelasting is weergegeven in figuur 10. Hierbij is voor het trommelfilter, op basis van de hoeveelheid en de analyses van het grofvuil, een BZV-verwijdering van 10% aangenomen.

² "Verwijdering van hormoonverstorende stoffen in rioolwaterzuiveringsinstallaties", STOWA 2003-15

FIGUUR 10

SLIBBELASTING MBR (INCLUSIEF C-BRON DOSERING)



De slibbelasting (inclusief C-bron dosering) van de MBR varieerde tussen de 0,020 en de 0,050 kg BZV/kg ds.d, met een gemiddelde van 0,033.

SLIBPRODUCTIE

Bij de MBR is dagelijks slib gespuid vanuit de membraantanks door middel van een slangenpomp gekoppeld aan een aan/uit-regeling. Een deel van het slib dat bij de RWZI wordt gespuid wordt bij de MBR met het roostergoed afgevoerd dat via het 0,75 mm rooster is verwijderd. In tabel 12 is een overzicht gegeven van de specifieke slibproducties van de RWZI en de MBR waarbij ook onderscheid is gemaakt tussen het spuislib en het roostergoed.

TABEL 12

SPECIFIEKE SLIBPRODUCTIE RWZI EN MBR, INCL. SLIBLEEF TIJD EN GLOEI REST

Parameter	RWZI	MBR	Eenheid
Specifieke roostergoed productie 6 mm (à 30% ds)	0,03	0,03	l/m ³ influent
Specifieke roostergoed productie 0,75 mm (à 30% ds)	n.v.t.	0,19	l/m ³ influent
Specifieke spuislib productie	1,7	1,2	kg ds / Δ kg BZV
Gemiddelde slibleeftijd	28	25	dagen
Gemiddelde slibbelasting	0,025	0,033	kg BZV / kg ds. d
Gloeirest	36	33	%

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de specifieke spuislibproductie bij de MBR iets lager is dan bij de RWZI. Daar staat tegenover dat de MBR een beduidend hogere productie van roostergoed heeft als gevolg van het extra trommelfilter van 0,75 mm. De specifieke slibproductie van de RWZI Maasbommel is echter hoog ten opzichte van een gemiddelde specifieke slibproductie van 1,3 kg ds/ Δ kg BZV voor de oxidatiesloten bij Waterschap Rivierenland in 2003.

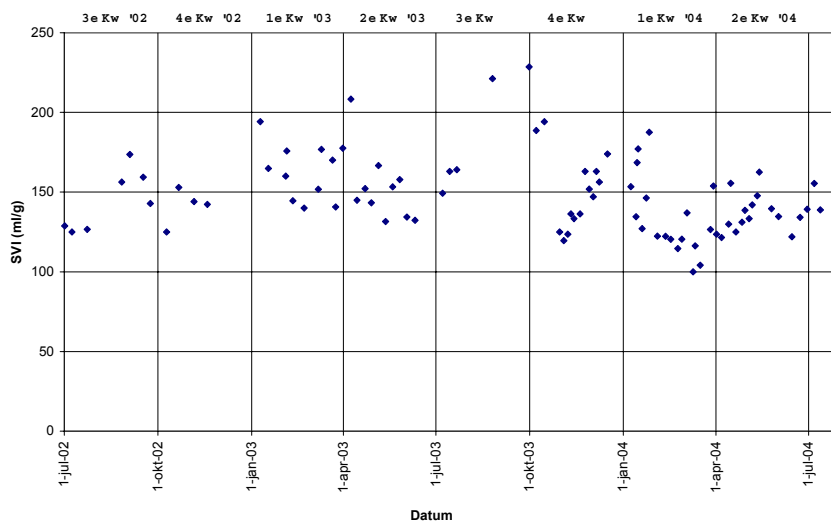
SLIBVOLUME INDEX (SVI)

De SVI is, als maat voor de bezinkeigenschappen van het slib, een belangrijke parameter voor conventionele RWZI's met nabezinktanks. Voor de MBR is deze parameter, met de slib/water scheiding door middel van membraanfiltratie, echter ook relevant. Het kan namelijk iets zeggen over het vlokformingsproces in de biologie en daarmee ook iets over de filtreerbaarheid van het medium (permeabiliteit). Door een goede vlokvorming (en dus een lagere SVI) kunnen de aanwezige fines en pinpoints namelijk in de slibvlok worden ingevangen. Dit kan de verstoppingsgevoeligheid van de membraanporiën beperken.

De SVI van de MBR is in figuur 11 weergegeven voor de gehele onderzoeksperiode.

FIGUUR 11

SVI-VERLOOP VAN MBR GEDURENDE VOLLEDIGE ONDERZOEKSPERIODE



Gedurende het gehele onderzoek is de SVI gemiddeld circa 150 ml/g geweest. Dit is hoger dan de SVI van de conventionele zuivering, welke gemiddeld (en stabiel) 130 ml/g bedroeg. De belangrijkste oorzaak voor de relatief hoge SVI in de MBR is de hoge turbulentie in de biologie. De reactoren zijn relatief klein (waardoor een meer turbulente stroming ontstaat), de pilot bevat een groot aantal pompen en er vindt relatief veel beluchting plaats als gevolg van de membraantanks. Uiteindelijk levert dit grote afschuifkrachten op voor het slib, wat de vlokvorming benadeelt.

Om bovenstaande reden zijn in de tweede week van januari 2004 de recirculatiepompen vervangen door laagtoerige pompen met een meer open waaier structuur. Het effect op de SVI is duidelijk waargenomen. Tot januari 2004 was de gemiddelde SVI 155 ml/g en in het eerste kwartaal van 2004 was dit 120 ml/g (vergelijkbaar met de RWZI). Direct na vervanging van de recirculatiepompen is slechts een beperkte opleving van de permeabiliteit waargenomen (zie figuur 17 van paragraaf 4.3.2).

MICROSCOPISCH SLIBBEELD

Tijdens het onderzoek heeft op verschillende momenten een microscopische analyse van het slib van de RWZI, alsook van de MBR plaatsgevonden. Daarbij is aan de hand van het microscopisch beeld een kwalitatieve analyse uitgevoerd. De resultaten daarvan zijn weergegeven in tabel 13.

Zowel bij de RWZI als de MBR is een afwisseling van de draadvormers Microtrix Parvicella en type 0041. In de MBR zijn meer draadvormers aanwezig. De vlokken in de MBR hebben een slechte structuur en de slibvlok is meestal klein. Tevens zijn er veel losse cellen in de MBR aangetroffen. De kwaliteit van het slib was bij de MBR, ondanks het vereiste propstroomkarakter, matig tot slecht en bij de RWZI neutraal tot goed.

Naast de genoemde afschuifkrachten speelt de terugvoer van zuurstof naar de anoxische en anaërobe reactoren een rol. Hierdoor ontstaan bij lage aanvoeren micro-aerofiele omstandigheden in deze reactoren die de vorming van draadvormers kunnen bevorderen³. Ook de

³ STOWA 2001. Beheersing van licht slib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-02.

gemiddeld hogere protozoa-index bij de MBR wordt veroorzaakt door de hoge zuurstofconcentraties in de membraantanks.

TABEL 13 MICROSCOPISCH BEELD RWZI EN MBR

Parameters	2002	2002	2002	2003	2003	2003	2003	2004	2004
Membraanbioreactor	2 ^e Kw.	3 ^e Kw.	4 ^e Kw.	1 ^e Kw.	2 ^e Kw.	3 ^e Kw.	4 ^e Kw.	1 ^e Kw.	2 ^e Kw.
Filament index (0-5)	3	4	2	1	3	3	1	2	3
Dominante draadvormer	type 0041	type 0803	M. Parvicella	M. Parvicella	M. Parvicella	M. Parvicella	type 0041	M. Parvicella	M. Parvicella
Protozoa index (0-3)	0	3	2	1	2	2	2	1	3
structuur vlok	-	0	-	-	-	--	0	0	-
vloggrootte	0	0	0	-	-	-	-	0	-
losse cellen (0-3)	3	1	2	1	2	3	2	2	2
kwaliteit slib	0	0	0	0	-	-	-	0	0

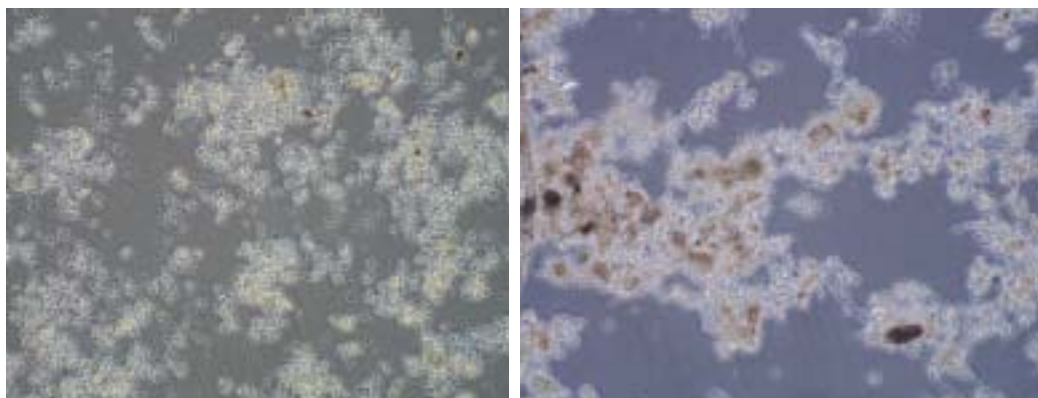
Parameter	2002	2002	2002	2003	2003	2003	2003	2004	2004
Conventioneel AT	2 ^e Kw.	3 ^e Kw.	4 ^e Kw.	1 ^e Kw.	2 ^e Kw.	3 ^e Kw.	4 ^e Kw.	1 ^e Kw.	2 ^e Kw.
Filament index (0-5)	3	1	2	2	2	1	1	2	2
Dominante draadvormer	M. Parvicella	type 0041	type 0041	M. Parvicella	M. Parvicella	type 0041	type 0041	M. Parvicella	M. Parvicella
Protozoa index (0-3)	2	1	1	1	2	2	1	1	0
structuur vlok	-	+	+	-	-	0	+	-	0
vloggrootte	+	0	+	0	0	0	0	0	0
losse cellen (0-3)	2	2	1	1	1	1	1	1	1
kwaliteit slib	0	+	+	0	0	+	+	0	0

(0-5) 0= afwezig 5 = zeer veel draden

(0-3) 0= afwezig 3 = tientallen

Tijdens de analyses zijn tevens foto's genomen van het slib, welke in figuur 12 zijn opgenomen. Hieruit is duidelijk op te maken dat de MBR een slechte slibvlok heeft en relatief veel vrije bacteriën bevat.

FIGUUR 12 FOTO LINKS: SLIBBEELD MBR, RECHTS: SLIBBEELD AT RWZI MAASBOMMEL



4.3 MEMBRAANPRESTATIES

In onderstaande paragraaf worden de prestaties van de membranen behandeld. Daartoe wordt eerst de permeabiliteit, als maat voor de vervuiling van de membranen, weergegeven. Hierbij wordt ook een vergelijking gemaakt met de resultaten van een vergelijkbare pilot-installatie te Beverwijk. Verder wordt de besturing van de membranen toegelicht en het toegepaste reinigingsregime. Tot slot volgen de resultaten van een aanvullend onderzoek door

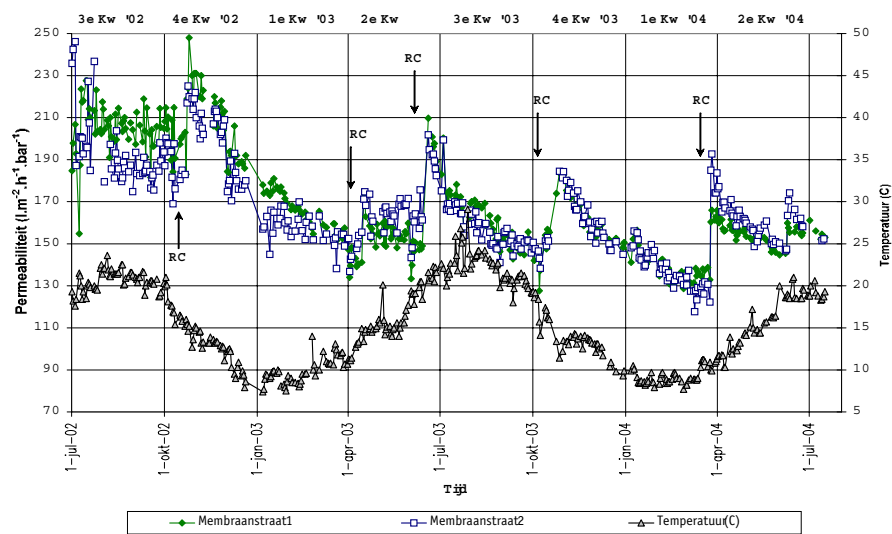
de Technische Universiteit Delft naar de filterbaarheid van het MBR-slib van verschillende installaties, waaronder die van Maasbommel.

4.3.1 PERMEABILITEIT

PERMEABILITEITSVERLOOP

In figuur 13 is het verloop van de permeabiliteit gedurende het gehele onderzoek weergegeven, inclusief de reactortemperatuur. Hierbij wordt met de pijlen en 'RC' de Recovery Cleans aangegeven (zie tevens paragraaf 4.3.3).

FIGUUR 13 PERMEABILITEITSVERLOOP MEMBRAANSTRATEN INCL. REACTORTEMPERatuur



Het verloop laat een duidelijk dalende trend zien, waaruit een 'zaagtand' profiel is op te maken. Na de RC's wordt namelijk niet meer het oude permeabiliteitsniveau bereikt, wat aangeeft dat de permeabiliteit met de gehanteerde bedrijfsvoering en reiniging niet is te stabiliseren. De laatste RC (maart 2004) laat voor straat 2 nog een verhoogde permeabiliteit zien, maar komt ook daarna vrij snel op het niveau van membraanstraat 1. De oorzaak voor de verhoogde permeabiliteit is een alternatief reinigingsprogramma geweest, welke wordt beschreven in paragraaf 4.3.3.

Verder is de daling in december 2002 het gevolg van een aanpassing in de berekeningswijze van de permeabiliteit. Vóór deze datum is de invloed van het vloeistofniveau in de membraantanks op de statische druk niet meegenomen. Later is dit, op basis van de niveau-meters in de tanks, wel gedaan met als gevolg een lichte daling van de permeabiliteit.

Tussen de temperatuur en de permeabiliteit is geen duidelijke relatie zichtbaar. Hierbij wordt opgemerkt dat op de permeabiliteit een correctie wordt toegepast voor de viscositeit van het water bij een temperatuur van 15 °C (zie verklarende woordenlijst in bijlage 1).

Vanaf het begin in juli 2002 is een aanzienlijk verschil te constateren tussen membraanstraat 1 en 2. De reden hiervan is dat membraanstraat 2 bij de opstart een paar keer in bedrijf is geweest zonder inschakeling van de membraanbeluchting. Dit heeft al gelijk in het begin gezorgd voor een beduidend lagere permeabiliteit dan membraanstraat 1. Hiermee is direct aangetoond dat beluchting van de membranen tijdens een onttrekking van essentieel belang is.

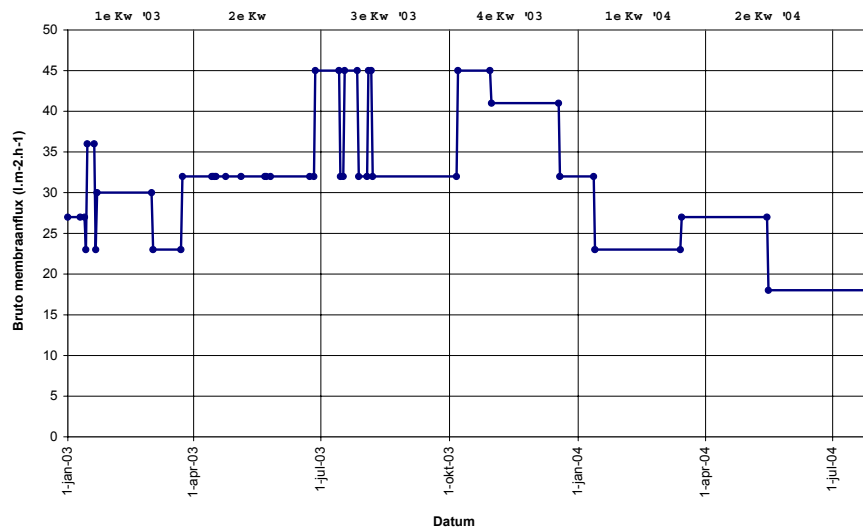
Door de vervuiling van de membranen gedurende het onderzoek is de benodigde transmembraandruk, voor een netto capaciteit van 16 m^3/h , opgelopen van 0,1 naar 0,15 bar. Na twee

jaar bedrijfsvoering moet dus een anderhalf keer zo hoge verschildruk aangelegd worden om dezelfde hoeveelheid water te onttrekken.

In figuur 14 zijn de bruto membraanfluxen weergegeven vanaf januari 2003. Door het backpulsen mee te rekenen bij de onttrekking ontstaan de netto fluxen. Deze zijn bij de gehanteerde onttrekkingstijd (200 sec.) en backpulse-factor (1,3) slechts circa 79% van de bruto flux.

FIGUUR 14

TOEGEPASTE MAXIMALE MEMBRAANFLUXEN VANAF JANUARI 2003



Vanaf juli 2003 is getracht de membranen op de maximale bruto flux van 45 l/m².h te laten draaien. Hierbij ontstonden echter problemen met de maximale zuig- en persdruk waardoor de installatie uitviel. Later zijn hiervoor de alarmgrenzen aangepast in combinatie met de besturing van de onttrekking (zie paragraaf 4.3.2). Het testen van de maximale fluxen heeft bij een permeabiliteit van circa 170 l/m².h.bar plaatsgevonden. De gehanteerde bruto fluxen van 45 l/m².h bleken toen al te hoog binnen de gestelde maximale drukgrenzen van het membraan. Met name het langdurig bedrijven van de membranen bij deze hoge fluxen is niet werkbaar gebleken. Bij een toekomstig ontwerp zou deze flux alleen in het geval van RWA situaties moeten gelden. Tijdens DWA-aanvoer wordt dan een flux bereikt die circa een factor drie lager ligt.

LEVENSDUUR MEMBRANEN

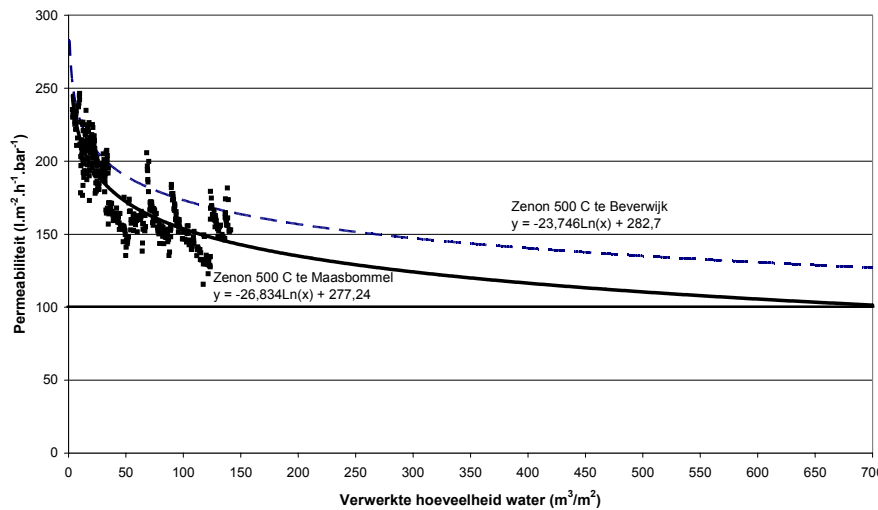
Wanneer de permeabiliteit wordt uitgezet tegen de totaal verwerkte hoeveelheid afvalwater per m² membraanoppervlak wordt inzicht verkregen in de potentiële levensduur van de membranen. In figuur 15 is deze lijn opgenomen, tezamen met de curve welke tijdens het onderzoek in Beverwijk is gevonden⁴. Hieruit blijkt dat de permeabiliteit van de MBR Maasbommel sneller is gedaald dan die van Beverwijk. Daar komt bij dat de gemiddelde membraanflux van Maasbommel 10,5 l/m².h is geweest (62.291 m³ met 440 m² membraanoppervlak in totaal 13.560 bedrijfsuren) tegen 22,0 l/m².h te Beverwijk. Dit maakt het verschil in permeabiliteitsdaling tussen beide installaties nog groter.

De oorzaak voor dit verschil kan o.a. worden gezocht in de gehanteerde membraanflux en de besturing van de permeaatonttrekking. Dit laatste is verder uitgewerkt in paragraaf 4.3.2.

⁴ "Pilot status Beverwijk, technical note (VI) regarding status of work at Beverwijk STP", DHV, oktober 2003

FIGUUR 15

PERMEABILITEITSVERLOOP T.O.V. VERWERKTE HOEVEELHEID AFVALWATER PER M2



De toegepaste drukken bij de membranen liggen in het werkgebied tussen maximaal 0,75 (onttrekking) en 1,55 (backpulse) bar. Buiten deze range kan schade aan de membranen ontstaan. De maximale flow (20 m³/h) moet onttrokken kunnen worden zonder de grens van 0,75 bar te bereiken. De kritieke permeabiliteit kan dan gedefinieerd worden als het niveau waarbij de maximale capaciteit niet meer kan worden bereikt binnen de toegestane transmembraandruk. Voor Maasbommel wordt deze gesteld op circa 100 l/m².h.bar. De circa 140 m³/m² (62.291/440) is verwerkt in een periode van 2,5 jaar. Bij voortzetting van de beschreven curve zou deze kritieke waarde worden bereikt na circa 6 jaar bedrijfsvoering. Echter, gezien het beperkte (kortstondige) effect van de huidige reinigingen is de verwachting dat deze curve niet kan worden volgehouden.

4.3.2 BESTURING MEMBRAANFILTRATIE

Een onttrekkingscyclus van de membranen bestaat uit een backpulse (20 sec.) en een permaatonttrekking (200 sec.). Deze volgen elkaar op totdat na 18 cycli wordt omgeschakeld naar de andere membraanstraat.

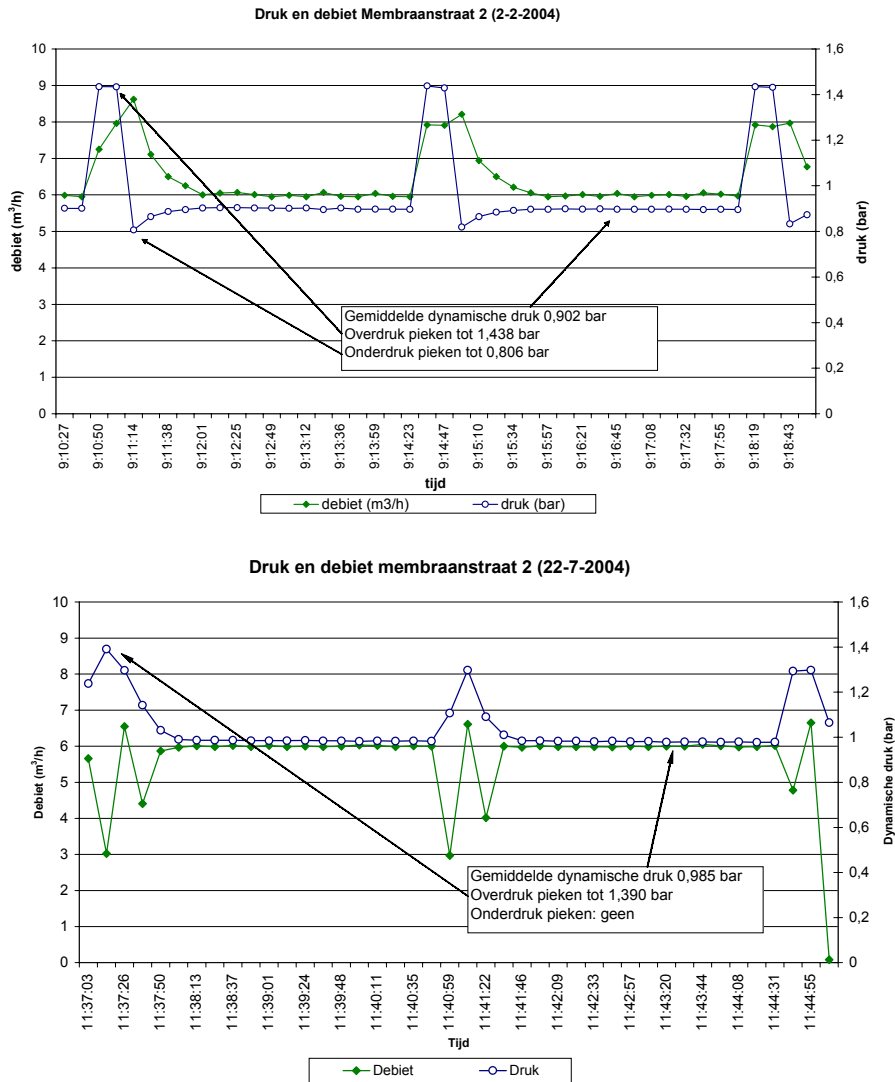
Uit de meer gedetailleerde onttrekkingscurve (eerste grafiek figuur 16) is gebleken dat bij de omschakeling van backpulsen naar onttrekken een sterke onderdruk wordt gecreëerd tot niveau's onder de 0,8 bar. Pas daarna ontstaat een stabiele onttrekking bij een druk van circa 0,9 bar. In deze aanloophase van de onttrekking ontstaat dan het risico dat fines en pinpoints worden aangetrokken welke het membraan vroegtijdig verstoppem.

Door de onttrekking meer geleidelijk op te voeren worden deze extreme niveau's van onderdruk voorkomen. Op deze manier ontstaat een betere koekopbouw en worden fines en pinpoints ingesloten in de slibkoek.

Vanaf maart 2004 is de besturing dermate aangepast dat de onttrekkingspompen een rustigere opbouw van de onttrekking vertoonden. Hiervoor is bij de overgang van backpulsen naar onttrekking een stoptijd ingesteld van 1 seconde en zijn de regelparameters voor de PID-regeling trager gezet. Het resultaat voor membraanstraat 2 is weergegeven in de tweede grafiek van figuur 16.

FIGUUR 16

ONTTREKKINGSCURVES VÓÓR EN NÁ AANPASSING BESTURING ONTTREKING

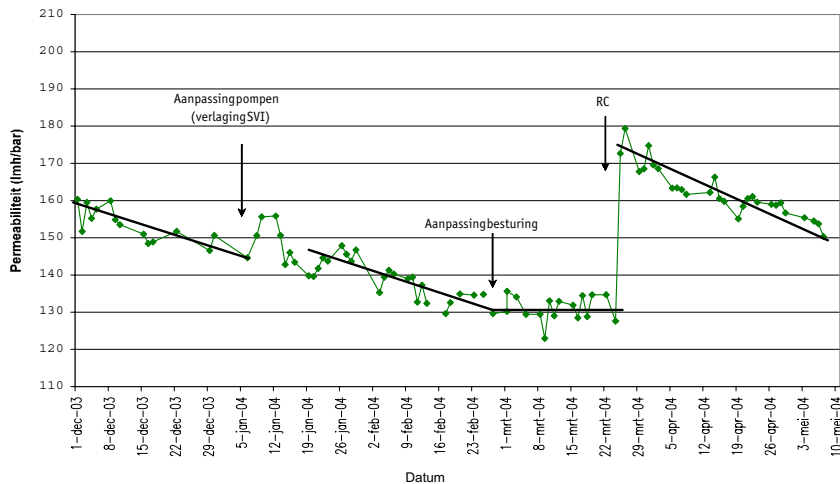


In figuur 16 is te zien dat ná de wijziging de druk geleidelijk naar de onttrekkingsdruk toeloopt en dat geen pieken in de onderdruk meer voorkomen. Tevens valt op dat de benodigde onderdruk om 6 m³/h te onttrekken verlaagt van gemiddeld 0,901 bar naar 0,985 bar. Dit levert in maart 2004 een stabilisatie op van de gemiddelde permeabiliteit van de membranen, zoals te zien is in figuur 17. Door aanpassing van de besturing is de verdere daling van de permeabiliteit niet opgetreden. Na de recovery clean (RC) van eind maart 2004 heeft deze stabilisatie echter niet doorgezet.

Voor het rustiger laten verlopen van de permeaatonttrekking zou een buffervolume in de beluchting kunnen worden ingebouwd. Door dit buffervolume, van circa 15 tot 30 minuten RWA, wordt de benodigde opvoertijd van de membraanstraten verlengd. Dit maakt dat het optoeren van de onttrekking rustiger kan verlopen en een betere koekfiltratie ontstaat.

FIGUUR 17

EFFECT AANPASSING POMPEN (SVI) EN MEMBRAANBESTURING OP DE GEMIDDELTE PERMEABILITEIT.



4.3.3 MEMBRAANREINIGING

De membraanreiniging heeft, naast de grove beluchting en het backpulsen met de permeaatpompen, op een tweetal manieren plaatsgevonden, te weten door een:

- Maintenance Clean (MC);
- Recovery Clean (RC).

De reinigingen hebben plaatsgevonden op aanwijzen van de leverancier (frequentie, toegepaste chemicaliën en concentraties). In onderstaande tekst worden de reinigingen en de effecten op de permeabiliteit kort besproken.

MAINTENANCE CLEAN (MC)

Deze onderhoudsreinigingen zijn, afhankelijk van de fase, wekelijks dan wel tweewekelijks uitgevoerd. Hierbij wordt een membraanstraat uit bedrijf genomen waarna gedurende een bepaalde tijd wordt gebackpulsed met chemicaliën. Eventueel kan na een backpulse een bepaalde inweektijd in acht worden genomen. Vervolgens is nog een onderscheid te maken in het backpulsen in medium of in air. Het laatste betekent dat de membraantank wordt leeggezet en de membranen in 'lucht' hangen. Door nu te backpulsen zou een beter contact tussen reinigingsmiddel en membraan kunnen worden bereikt dan wanneer de membranen nog in het medium hangen.

In het geval van Maasbommel is er voor gekozen om straat 1 te reinigen in medium en straat 2 in air en later één keer te wisselen tussen beide membraanstraten (kruisvergelijking). Op deze manier is getracht het verschil tussen beide methoden inzichtelijk te maken. Het 'recept' is voor beide regimes als volgt geweest:

- Stockoplossing natriumhypochloriet (NaOCl): 150.000 ppm;
- Doseerdebiet NaOCl-oplossing: 16 liter/uur;
- Backpulsedebiet reiniging: 4 m³/h;
- Effectieve concentratie NaOCl bij membranen: ca. 500 ppm;
- Backpulsetijd: 45 sec.;
- Inweektijd: 5 minuten;
- Herhaling cyclus: 5x.

Voor de verwijdering van mogelijke anorganische verontreinigingen is na de reiniging met NaOCl nog een vergelijkbare cyclus met citroenzuur uitgevoerd. De stockoplossing had een concentratie van 50%. De effectieve concentratie bij de membranen is 0,25%. Uiteindelijk is het gemiddelde verbruik van NaOCl en citroenzuur per reiniging respectievelijk 5 ml/m² en 3,5 g/m² geweest.

Uit het verloop van de permeabiliteit (zie figuur 13) kan worden geconcludeerd dat, voor de procesomstandigheden van Maasbommel, geen significant verschil tussen een reiniging in air of in medium is waargenomen. Het permeabiliteitsverloop is gedurende het gehele onderzoek voor beide straten vergelijkbaar geweest. Ook na het wisselen van de reinigingen in medium en air tussen beide straten, vanaf 17 juni 2003, is geen verschil in de permeabiliteitsdaling waarneembaar.

Wat verder nog op valt aan het permeabiliteitsverloop van figuur 13 is de stijging rond juni 2004. Dit is geen RC geweest, maar een MC. Bij een normale MC worden de chemicaliën met membraanpompjes gedoseerd in de backpulse leidingen van de membraanstraten. Door een defect in de doseerinstallatie zijn bij deze MC in juni de chemicaliën echter direct in de CIP-tank gebracht, van waaruit het backpulsen plaatsvindt. Op deze manier vindt een continue chloorbelasting (of zuur-) plaats op de membranen, in plaats van de pulse-gewijze toevoer met membraan-pompjes in de leidingen. Het effect is enorm, met een permeabiliteitsstijging van circa 15%. Uiteindelijk kan een dergelijke manier van reinigen een positief effect hebben op de levensduur van de membranen.

RECOVERY CLEAN (RC)

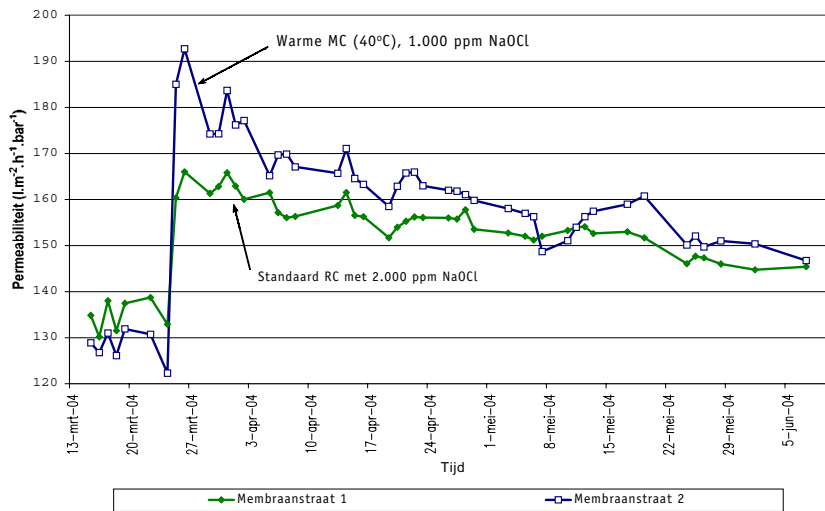
De RC is slechts een tweetal keer per jaar uitgevoerd en is aanzienlijk intensiever dan de MC. In dit geval worden de membraantanks leeggezet ('in air') en wordt de volledige tank opgevuld met NaOCl (1.000 ppm). Vervolgens wordt een paar keer onttrokken en gebackpulsed om de membranen te verzadigen met het reinigingsmiddel. Daarna geldt een inweektijd van circa 15 uur waarna de cyclus wordt herhaald met citroenzuur (0,5%).

Uit figuur 13 is op te maken dat de permeabiliteit aanzienlijk verbetert na een RC. De permeabiliteit neemt toe met gemiddeld 20-30%. Het oude niveau van de permeabiliteit wordt echter niet meer bereikt, waardoor de typische zaagtand figuur ontstaat. Uiteindelijk is dit een aflopende zaak welke met de gehanteerde reinigingen niet kan worden gekeerd. Het gemiddelde verbruik van NaOCl en citroenzuur per reiniging is respectievelijk 180 ml/m² en 135 g/m² geweest.

Om deze reden is, op basis van de resultaten van het onderzoek in Beverwijk, besloten een MC in air met warm water uit te voeren met een concentratie van 1.000 ppm (NaOCl) en een RC met NaOCl bij een concentratie van 2.000 ppm. Voor de vergelijking is dit bij respectievelijk straat 1 en 2 uitgevoerd en de resultaten zijn weergegeven in figuur 18.

FIGUUR 18

EFFECT MEMBRAANREINIGING WARME MC MET NaOCl T.O.V. RC MET 2.000 PPM NaOCl



De warme reiniging heeft in eerste instantie een groter effect, maar levert na circa anderhalve maand een vergelijkbare permeabiliteit. Het chemicaliënverbruik van de 'warme' MC is echter slechts circa 10% van het verbruik voor de intensieve RC geweest. Om deze reden kan de warme reiniging als beduidend effectiever worden benoemd en biedt deze mogelijkheden tot besparing op het chemicaliënverbruik. Daarvoor dient echter wel de mogelijkheid te worden ingebouwd om het reinigingswater op te kunnen warmen, zoals dit bij de MBR Varsveld wordt uitgevoerd. Het benodigde energieverbruik voor opwarming van het CIP-water is zeer beperkt. Voor de MBR Maasbommel zouden de energiekosten slechts circa 100 euro per jaar zijn.

Tot slot wordt opgemerkt dat de reiniging met 2.000 ppm NaOCl een extreme reiniging betreft, waar de membranen zwaar onder hebben te leiden (membraanslijtage en doorslag van fines). Een dergelijk RC kan daarom slecht enkele keren worden uitgevoerd (ervaring leverancier).

EOX-LOZING DOOR REINIGING

Tijdens de reinigingen van de membranen worden restanten hypochloriet geloosd welke het EOX-gehalte in het effluent verhoogt. Het gemiddelde EOX-gehalte in het influent is circa 5 µg/l geweest en het gemiddelde effluent gehalte van zowel de RWZI alsook van de MBR circa 1 µg/l. Dit betekent dat bij 24-uurs monsters geen verschil in EOX-lozing is waar te nemen tussen de RWZI en de MBR. Wanneer echter direct na een MC de eerste permeaat-onttrekkingen van de MBR worden geanalyseerd lopen deze EOX-waarden (o.b.v. steekmonsters) op tot gemiddeld 11 µg/l. Dit betekent dat bij de eerste onttrekkingen wel piekwaarden voor kunnen komen.

4.4 ONDERZOEK FILTREERBAARHEID MBR-SLIB

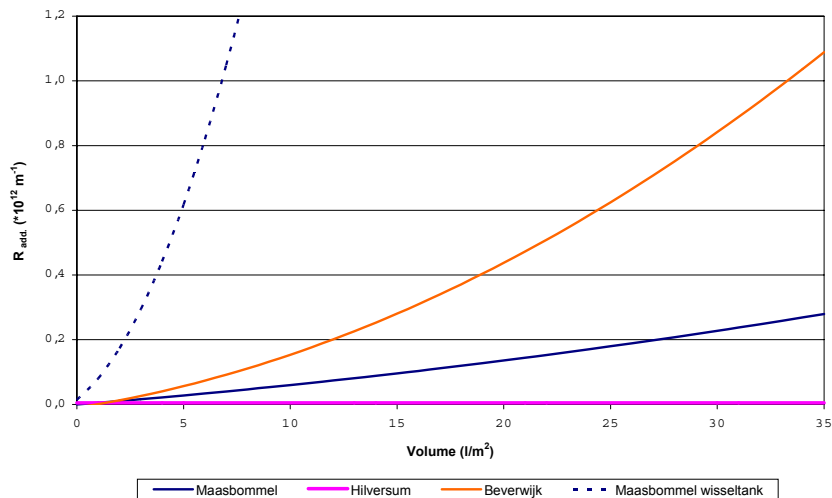
Tijdens het onderzoek in Maasbommel is in het eerste kwartaal van 2004 door de Technische Universiteit Delft (TUD), in het kader van een promotieonderzoek, een aanvullend onderzoek gedaan naar de filtreerbaarheid van het MBR-slib. Daarbij is, naast Maasbommel, tevens op andere MBR-locaties gemeten (Beverwijk en Hilversum). Voor een eenduidige meting is door de TUD een kleinschalige filtratie-unit ontwikkeld met een enkelvoudig tubulair ultrafiltratiemembraan. Deze is op de verschillende locaties ingezet om de filtreer-

baarheid onder gelijke omstandigheden te testen. De filtratiekarakteristiek is bepaald als de weerstandstoename (R_{add}) gedurende de filtratietijd. Door bij gelijke fluxen te werken en hetzelfde membraan te gebruiken is bekeken bij welk slib de filtratieweerstand het meest toeneemt. Hierbij zijn tevens de EPS-gehaltenes van het slib bepaald.

4.4.1 FILTREERBAARHEID MBR SLIB

De weerstandstoename tijdens filtratie van het slib uit de membraantanks is in figuur 19 weergegeven.

FIGUUR 19 FILTRATIEKARAKTERISTIEKEN VAN MAASBOMMEL, HILVERSUM EN BEVERWIJK BIJ EEN FLUX VAN 80 L/M².H



De weerstandstoename tijdens de filtratie is voor alle locaties aanzienlijk verschillend. Het slib uit de membraantanks van Maasbommel laat daarbij een gemiddelde weerstandstoename zien. De druktoename van het slib uit de wisselreactor was echter dermate hoog dat veel experimenten vroegtijdig afgebroken moesten worden om niet de maximale transmembraandruk te overschrijden. Dit verschil laat zien hoe groot het effect kan zijn van de samenstelling/structuur van het slib.

4.4.2 KWALITATIEVE ASPECTEN

EPS-METINGEN

Van de slibkwaliteitsparameters welke het meest in verband worden gebracht met membraanvervuiling is EPS de belangrijkste. EPS staat voor Extracellulaire Polymere Substanties en is een verzamelnaam voor een breed scala aan organische verbindingen van microbiologische oorsprong. Als hoofdbestanddelen van EPS in actief slib worden veelal polysacchariden en proteïnen gevonden.

De resultaten van de EPS-analyse in de waterfase van het actief slib zijn in tabel 14 weergegeven.

TABEL 14

EPS-GEHALTEN IN DE WATERFASE VAN ACTIEF SLIB UIT DE MEMBRAANTANKS [MG/L]

Parameter	MBR Maasbommel	MBR Beverwijk	MBR Hilversum
Totaal EPS-gehalte	19,3	24,7	24,1
Waarvan Polysacchariden	4,8	7,0	6,4
Waarvan Proteïnen	14,5	17,7	17,7

Het EPS-gehalte is bij Maasbommel iets lager dan bij de andere installaties, maar van vergelijkbare orde. Interessant detail is dat de waterfase van het slib uit de wisselreactor een totaal EPS-gehalte van circa 44 mg/l liet zien. Een verklaring hiervoor kan zijn dat de substraten in de wisselreactor nog niet volledig in de biomassa zijn opgenomen en om die reden nog veel extracellulaire enzymen actief zijn. Dit verhoogt het EPS-gehalte in het medium, met als gevolg een slechte filtreerbaarheid.

4.5 BEDRIJFSVOERINGSASPECTEN

Naast de prestaties van de biologie en de membranen zijn er nog andere aspecten welke van belang zijn voor de bedrijfsvoering of de beoordeling van de werking van de MBR. Hieronder worden de items als opstart, de storingsgevoeligheid/processtabiliteit, energieverbruik en de complexiteit van de installatie kort besproken.

4.5.1 OPSTART MBR

De opstart van de MBR heeft plaatsgevonden met ingedikt (bio-P)slib van de RWZI Druten (60%) en ingedikt slib van de RWZI Maasbommel (40%). Het slib is via de trommelzeef (0,75 mm) aan de bioreactor toegevoegd en had uiteindelijk een slibgehalte van 9 g/l in alle compartimenten. Vervolgens is het biologische deel belucht en rondgepompt met een beperkte influentstroom. Pas na enkele uren beluchten zijn de membraancompartimenten (tot dan nog gevuld met effluent van de RWZI) aangestroomd met het slib/water-mengsel. Hierbij zijn overigens geen schuimproblemen opgetreden. Vanaf dat moment kon de membraanonttrekking starten en de influenttoevoer worden verhoogd.

4.5.2 STORINGSGEVOELIGHEID EN PROCESSTABILITEIT

Alle storingen van de MBR zijn geïnventariseerd en opgenomen in bijlage 6. In die lijst vallen een aantal onderdelen op, te weten:

- Membranen (uitval op te hoge zuig- of persdruk);
- Influentpomp;
- Recirculatiepompen.

Van de 166 geregistreerde storingen heeft 39% te maken gehad met te hoge pers- en zuigdrukken van de membranen. De permeabiliteit was dan dermate slecht dat het gewenste debiet niet binnen de alarmgrenzen van de dynamische druk kon worden onttrokken. Uitval van de installatie was het gevolg. Later is, in overleg met de leverancier, besloten de alarmgrenzen van de drukken te verhogen tot 1,55 (backpulse) en 0,75 bar (onttrekking). Uiteindelijk is de membraanbesturing aangepast (zie paragraaf 4.3.2.) waardoor extreme pieken niet meer voorkwamen.

De influentpomp heeft circa 19% van de storingen voor zijn rekening genomen. Met name door verstoppingen is de pomp regelmatig uitgevallen. Blijkbaar is het voorgeschakelde grofrooster van 6 mm niet afdoende geweest om verstopping van de lobbenpomp te voorkomen. Toepassing van een ander type pomp zou deze storingen kunnen voorkomen, waarna de eventueel aanwezige vervuiling in het trommelfilter kan worden verwijderd.

De recirculatiepompen hebben veel mechanische problemen vertoond. Vooral de seals van de pompen hebben het regelmatig begeven. In enkele gevallen heeft dit geleid tot het doorbranden en uitvallen van de pomp. Uiteindelijk zijn de pompen vervangen door pompen met een meer open waaier structuur (ter vermindering van de afschuifkrachten op het slib) en zijn de seals vervangen. Ten opzichte van een conventionele RWZI heeft de MBR technisch als extra onderdelen een membraaninstallatie en een extra voorfiltratie. Dit zou voor de technische processtabiliteit extra aandacht kunnen vragen. Het trommelfilter heeft echter gedurende de volledige 2,5 jaar geen enkele storing gekend. Ook in de winter, waarbij het afvoerschot volledig bevroren was, heeft het filter continu gedraaid. De membraaninstallatie heeft, afgezien van de hierboven beschreven drukuitval, ook vrijwel storingsvrij gefunctioneerd. Door een aantal beperkte aanpassingen aan de installatie kan van een stabiel proces worden gesproken.

Verder wordt opgemerkt dat het trommelfilter een aanzienlijke stroom grofvuil oplevert (circa 3 l/m³ influent, 5% ds, 15% gloeirest) welke verwerkt dient te worden. Tijdens de pilot is dit via de terreinriolering teruggevoerd naar de RWZI. In de praktijk zal dit via de bestaande roostergoedverwijdering of sliblijn worden afgevoerd. De hoeveelheid roostergoed is bij de MBR circa 7 keer zo groot gebleken als bij de conventionele RWZI.

FIGUUR 20

TROMMELFILTER MBR



4.5.3 ENERGIEVERBRUIK

Tijdens het gehele onderzoek is het energieverbruik van de installatie bijgehouden. Gemiddeld is met de pilot een energieverbruik van 3 kWh/m³ behandeld afvalwater gerealiseerd. Het gemiddelde energieverbruik van de RWZI's van Rivierenland voor de waterlijn is circa 0,25 – 0,5 kWh/m³.

De pilot opstelling is niet te vergelijken met een full-scale installatie en het energieverbruik zou dan ook aanzienlijk omlaag kunnen. Het verwijderen van de recirculatiepompen, door gebruik te maken van een omloopsysteem, verlaagt het energieverbruik al tot circa 2 kWh/m³. Van dit resterende verbruik is circa 65% ingenomen door de beluchting (incl. membranen), circa 10% door de permeaatpompen en circa 15% door de mixers. De overige 10% is voornamelijk gebruikt door de voedingspomp, de compressor en de doseerpompjes.

De belangrijkste mogelijkheid tot besparing ligt in de beluchting van de membraanstraten. Inmiddels is met de nieuwe membraanmodules van Zenon (type 500 D) al een halvering van de beluchting bereikt (tot 0,45 i.p.v. 0,8 Nm³/m².h), maar dit neemt niet weg dat de MBR dan nog steeds circa twee keer zoveel energie zal verbruiken (circa 1 kWh/m³) als een conventionele RWZI met effluentwaarden voor stikstof en fosfaat van respectievelijk 10 en 1 mg/l.

4.5.4 COMPLEXITEIT INSTALLATIE

Gedurende het onderzoek hebben afwisselend een achttal operators van WSRL ervaring opgedaan met de MBR. De bediening van de installatie verliep probleemloos. Wel is aangegeven dat de installatie vrij complex is en dat storingen soms moeilijk te verhelpen zijn. Een goed inzicht in zowel het biologisch gedeelte als de werking van de membranen is van belang. Daarbij horen dan ook nieuwe termen zoals transmembraandruk, backpulse en statische en dynamische druk. Doordat de MBR is uitgevoerd volgens het cascade-principe zijn er meer mogelijkheden om het zuiveringsproces te regelen. Ook de recirculatie vanuit de membranen heeft een grote invloed op het zuiveringproces. Het werd door de operators als zeer lastig ervaren om de juiste maatregelen te nemen om de lage gehalten voor stikstof en fosfor te halen en te behouden.

Voor de bepaling van de permeabiliteit dient de dynamische druk handmatig te worden opgenomen onder gestandaardiseerde omstandigheden. Er is door de operators een voorkeur uitgesproken voor automatisering van de bepaling van de permeabiliteit. Tot slot is aangegeven dat de reiniging van de membranen in air zeer omslachtig was. Volledige automatisering is daarbij gewenst.

4.6 EVALUATIE MBR

De evaluatie van de MBR vindt plaats aan de hand van de effluentkwaliteit, de procesconfiguratie, de membraanprestaties en de bedrijfsvoering en processtabiliteit. Tot slot worden de mogelijke aanpassingen aan het systeem en optimalisaties besproken zoals die tijdens fase 9 zijn vastgesteld.

EFFLUENTKWALITEIT

Uit de resultaten van het onderzoek naar toepassing van de MBR is gebleken dat een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat moeilijk haalbaar is. Met name het denitrificatieproces is, vanwege de korte verblijftijden in de compartimenten en de sterke slijbverschuivingen tijdens RWA-omstandigheden, niet erg stabiel gebleken. De gehanteerde procesconfiguratie conform een cascade systeem (sterk gecompartmenteerd) heeft dit effect enigszins versterkt. Toepassing van een conventioneel M-UCT- of BCFS[®]-proces zou dit negatieve effect naar verwachting gedeeltelijk kunnen opheffen.

Voor de overige aspecten van de MTR-lijst (zware metalen, pesticiden/herbiciden, *E.coli*/kiemgetal) levert de MBR alleen voor desinfectie een aanzienlijke meerwaarde. Voor RWZI's met lozing op oppervlaktewater met een zwemwaterfunctie kan met een MBR de norm worden bereikt voor *E.coli* verwijdering.

Ook voor de hormoonverwijdering blijkt dat de conventionele RWZI met nabezinktank en de MBR een vergelijkbare effluentkwaliteit laten zien. Daarbij worden bisfenol A, estron en -oestradiol in beide systemen tot circa 95% verwijderd. De resultaten van de ER-CALUX meting laten echter zien dat de potentiële oestrogene activiteit van het effluent van de MBR, ondanks vergelijkbare chemische analyses, beduidend lager is dan dat van de nabezinktank.

PROCESCONFIGURATIE

De procesconfiguratie van de pilot-MBR is volgens het cascade-principe uitgevoerd. Dit betekent dat het proces in sterke mate is gecompartmenteerd en daarmee de korte verblijftijden tijdens RWA versterkt. Aanpassing van alleen de besturing kan daarvoor geen soelaas bieden. Aangezien met name de tweede anoxische zone weinig activiteit laat zien zou de MBR beter volgens een M-UCT of BCFS-proces kunnen worden opgebouwd. Daarbij zouden de membraantanks niet als extra biologische reactor moeten worden meegerekend.

MEMBRAANPRESTATIES

De membranen hebben relatief stabiel gedraaid. Alleen de uitschieters in zuig- en persdruk, met name bij de maximale bruto fluxen van 45 l/m².h, hebben het membraansysteem af en toe parten gespeeld. Later zijn deze pieken, door aanpassing van de membraanbesturing, verholpen. Een maximale bruto membraanflux van 45 l/m².h gedurende langere periode is, bij de gehanteerde besturing, te hoog gebleken. Bij een toekomstig ontwerp zou deze flux alleen tijdens RWA omstandigheden moeten gelden. Het resulterende DWA debiet is dan in de praktijk twee tot drie keer zo laag.

De membraanvervuiling is sterk afhankelijk gebleken van de manier van onttrekken (besturing), het reinigingsregime en de toegepaste fluxen. Voor de besturing is het van belang een geleidelijke onttrekking te realiseren om zodoende een goede koekopbouw te verkrijgen en niet direct pinpoints of fines aan te trekken. Het gehanteerde reinigingsregime, met wekelijkse maintenance cleans (MC) en tweejaarlijkse recovery cleans (RC), is niet afdoende gebleken om de permeabiliteit te stabiliseren. Beter is het om de chemicaliën warm te doseren en dit direct vanuit het backpulse-water te doen (i.p.v. met doseerpompjes). Dit kan een aanzienlijke besparing op het chemicaliënverbruik opleveren en een verbeterd reinigings-effect.

BEDRIJFSVOERING EN PROCESSTABILITEIT

In feite heeft de MBR, ten opzichte van een conventionele RWZI, slechts twee extra procesonderdelen, te weten een extra voorfiltratie van circa 0,75 mm en een membraanfiltratiesysteem. Voor beide onderdelen kan, met de juiste procesvoering, van een stabiel proces worden gesproken.

De voorfiltratie van de MBR (0,75 mm) heeft gedurende het gehele onderzoek storingsvrij gefunctioneerd.

Met de juiste membraanbesturing en reiniging is ook de membraanonttrekking stabiel te bedrijven. De irreversibele vervuiling van de membranen heeft echter, bij de gehanteerde procesvoering, relatief snel haar intrede gedaan. Bij aanpassing van de membraanbesturing en toepassing van een meer effectieve reiniging (bij hogere temperatuur en chemicaliën direct in het backpulse-water) zou een levensduur van 6 jaar mogelijk moeten zijn.

Voor de bioreactoren geldt bij de huidige configuratie, zoals hierboven beschreven, dat de stikstof- en fosfaatverwijdering instabiel verloopt. De procesoperators hebben ook aangegeven dat een gedegen inzicht in de processen (met name voor de recirculatiestromen en procescondities van de reactoren) absoluut noodzakelijk is, meer nog dan bij een conventionele RWZI.

Het energieverbruik van de MBR zal, zelfs na aanpassing van de configuratie (M-UCT of BCFS) en optimalisatie van de beluchtingsenergie, nog circa 2 keer zo hoog zijn als dat van de conventionele RWZI (circa 1 kWh/m³).

SAMENVATTING PROCESVOERING EN -CONDITIES MBR

De MTR-kwaliteit voor stikstof (2,2 mg/l) en fosfaat (0,15 mg/l) is bereikt bij de volgende procescondities:

- reactortemperatuur vanaf 13 °C;
- slibbelasting (op basis van BZV) van 0,03 – 0,04 kg BZV/kg ds.d;
- slibbelasting (op basis van stikstof) van 0,010 – 0,013 kg Nkj/kg ds.d;
- de totale recirculatiefactor van de retourstromen voor de N-verwijdering is 9.

Tijdens het onderzoek zijn op verschillende aspecten optimalisaties doorgevoerd of aandachtspunten geformuleerd voor een toekomstig ontwerp van de MBR. Deze zijn als volgt:

- de procesconfiguratie conform een M-UCT of BCFS[®]-proces uitvoeren;
- het volume van de membraantanks niet meetellen als bioreactorruimte;
- de maintenance cleans (MC) uitvoeren vanuit de CIP-tank en niet d.m.v. doseerpompjes;
- besparing van chemicaliën door recovery cleans (RC) uit te voeren met water van circa 40 °C;
- de onttrekkingscyclus van de membranen rustig opbouwen voor een goede koekfiltratie. Ook het inbouwen van extra buffercapaciteit (15 – 30 minuten RWA) in de beluchtingsruimte kan daarbij uitkomst bieden;
- meten en regelen in het concentratiebereik van MTR-kwaliteit vraagt extra aandacht.

5

RESULTATEN CONTINUE ZANDFILTRATIE

5.1 PROCESCONDITIES

TABEL 15 OVERZICHT PROCESCONDITIES ZANDFILTERS TIJDENS VERSCHILLENDE ONDERZOEKSFASEN

Parameter	2002 2 ^e Kw.	2002 3 ^e Kw.	2002 4 ^e Kw.	2003 1 ^e Kw.	2003 2 ^e Kw.	2003 3 ^e Kw.	2003 4 ^e Kw.	2004 1 ^e Kw.	2004 2 ^e Kw.
7 Zandfiltratie									
8 Effluentkwaliteit micro's (2)									
9 Optimalisatie									
Influentsamenstelling (mg/l)									
CZV					28	27	27	28	31
BZV					3	3	3	4	3
NO ₃					2,3	2,2	1,6	2,5	2,1
N _{ijeldahl}					4,6	3,0	2,4	2,9	3,0
PO ₄					1,0	2,3	1,1	1,5	2,2
P _{totaal}					1,2	3,4	1,3	1,6	2,3
Zwevend stof					6,5	5,5	6,5	7,0	8,5
Gemiddeld influentdebiet (m ³ /d)					390	480	580	620	490
Zandsnelheid denitrificerend filter (mm/min)					4 - 10	4 - 10	4 - 10	4 - 10	3 - 5
Zandsnelheid defosfaterend filter (mm/min)					6 - 8	6 - 8	6 - 8	6 - 8	4 - 6
Maximale filterbedweerstand (cm waterkolom)					25 - 105	25 - 105	25 - 105	25 - 105	25 - 110
Verdeling dosering FeCl ₃ (1 ^e - 2 ^e filter in %)					0 - 100	0 - 100	0 - 100	33 - 67	0 - 100

De zandsnelheid van het eerste filter wordt automatisch geregeld op basis van het debiet en de filterweerstand.

5.2 BIOLOGISCHE RESULTATEN

Het denitrificerend filter heeft een week na het begin van de C-bron dosering al een goede denitrificatiecapaciteit vertoond. Ook in perioden dat er gedurende meerdere dagen niet werd gedoseerd, kwam de denitrificatie weer binnen een aantal uren op gang. De hoeveelheid biomassa kan daarbij worden geregeld door de automatische aanpassing van de zandsnelheid aan de filterbedweerstand.

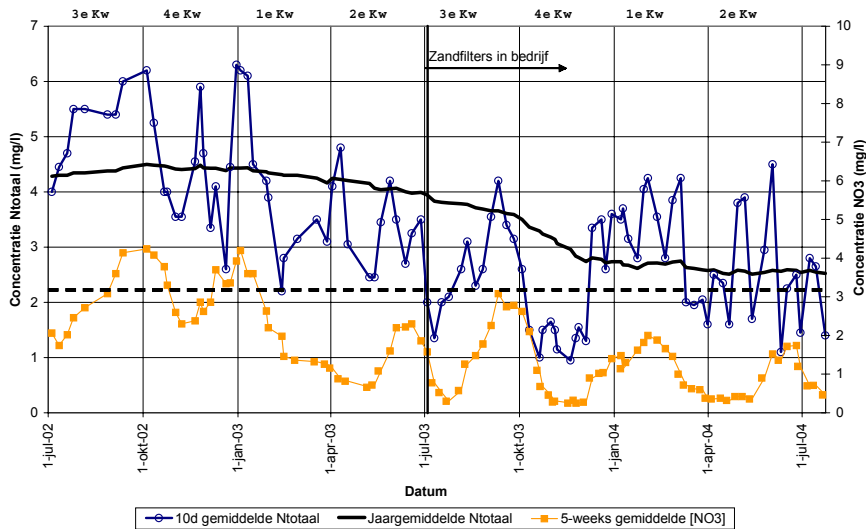
Hierna worden de resultaten van beide zandfilters besproken. Het gaat hier om de bereikte effluentkwaliteit voor stikstof, fosfaat, herbiciden/pesticiden, zware metalen en hormonen.

5.2.1 EFFLUENTKwaliteit STIKSTOF EN FOSFAAT

TOTAAL STIKSTOF

In figuur 21 zijn de effluentconcentraties van de RWZI en de zandfilters voor totaal stikstof en nitraat weergegeven. Tevens is het moment weergegeven waarop de zandfilters in bedrijf zijn genomen.

FIGUUR 21 EFFLUENTGEHALTEN N_{totaal} EN NO_3 VAN DE RWZI (EN VANAF JULI 2004 MET ZANDFILTERS)



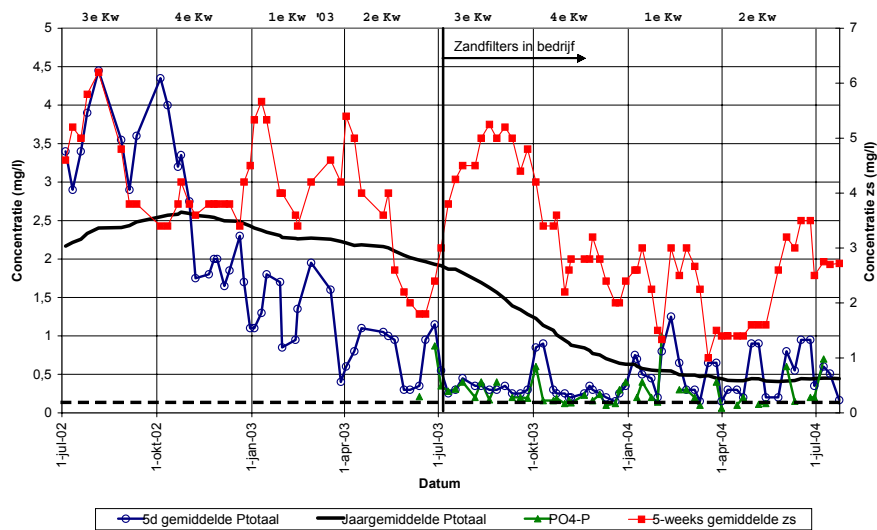
Het denitrificerend zandfilter heeft het eerste halfjaar van de bedrijfsvoering gekampt met storingen aan de C-bron dosering en de filterbedweerstanden. Na aanpassingen heeft het filter pas vanaf maart 2004 goed kunnen functioneren. Er is een gemiddelde effluentconcentratie bereikt van circa 2,5 mg N_{totaal}/l , waarbij in circa 45% van de dagen daadwerkelijk MTR-kwaliteit is bereikt ($N_{\text{totaal}} < 2,2$ mg/l). Tevens is te zien dat de gemiddelde effluentconcentratie van de RWZI, als gevolg van plaatsing van de zandfilters, is gedaald van circa 4,5 mg/l naar 2,5 mg/l. De gemiddelde stikstofbelasting per volume filterbed voor stikstof is 0,2 kg $N/m^3.d$ geweest. Gemiddelde nitraatwaarden van circa 1 mg/l zijn eenvoudig haalbaar bij een adequate C-bron dosering zoals beschreven in hoofdstuk 3.

TOTAAL FOSFOR

In figuur 22 zijn de effluentconcentraties van totaal fosfor en $PO_4\text{-P}$ weergegeven vóór en ná installatie van de zandfilters. De chemische fosfaatverwijdering met behulp van $FeCl_3$ is over de gehele periode zeer stabiel verlopen. Het defosfaterend filter heeft geen storingen of verstoppingen gekend. De jaargemiddelde effluentconcentratie is uitgekomen op circa 0,5 mg/l, waarbij in totaal op circa 30% van de dagen ook daadwerkelijk MTR-kwaliteit is bereikt ($P_{\text{totaal}} < 0,15$ mg/l). Verder valt op dat het totaal fosfor vrijwel volledig wordt bepaald door het $PO_4\text{-P}$ gehalte.

Het defosfaterend filter is ontworpen op een fosforgehalte in de toevoer van 1,5 mg/l. Het gemiddelde fosforgehalte in de toevoer was 1,8 mg/l. Bij gehalten boven de 1,5 mg/l is het verwijderingsrendement goed te noemen, maar is geen MTR-kwaliteit haalbaar. Aangezien de filters in de praktijk een rendement hebben van circa 90% zou, voor het bereiken van MTR-kwaliteit, het fosforgehalte in de toevoer niet hoger moeten zijn dan 1,5 mg/l.

FIGUUR 22

EFFLUENTGEHALTEN P_{TOTAAAL} , $PO_4\text{-P}$ EN ZWEVEND STOF (ZS) VAN DE RWZI (EN VANAF JULI 2004 MET ZANDFILTERS)

Opvallend is de daling van het fosfaatgehalte vóórdat de zandfilters in bedrijf zijn genomen. Normaliter is het effluentgehalte van de RWZI 2 à 3 mg/l. Dit loopt vóór plaatsing van de filters al af tot een niveau van 1 à 2 mg/l. Een verklaring is het enten van de RWZI met het defosfaterende slib uit de MBR, waardoor de biologische defosfatering in de RWZI op gang is gekomen. Het zwevend stofgehalte (SS) is na installatie van de zandfilters gedaald van 4,2 naar 3,0 mg/l. Vanaf oktober 2004 is wel een meer stabiele zwevend stofverwijdering zichtbaar: de hoogste pieken gaan tot 3,5 mg/l in plaats van ruim 6 mg/l.

Vanaf begin januari 2004 is een gedeelte van de ijzerdosering (circa 30%) verplaatst naar het eerste filter om de belasting voor het defosfaterende filter enigszins te verlagen. Hierdoor zou een gedeelte van de zwevend stof- en fosfaatverwijdering al plaats kunnen vinden in het eerste filter, waardoor het rendement van het defosfaterende filter mogelijk zou verbeteren. Dit had echter een hogere filterbedweerstand van het eerste filter tot gevolg en een grotere doorslag van ijzerslib, waarna de oorspronkelijke procescondities vanaf maart 2004 weer zijn ingesteld.

5.2.2 EFFLUENTKwaliteit OVERIGE PARAMETERS

De effluentkwaliteit van de overige parameters, pesticiden/herbiciden, zware metalen en hormonen, wordt hierna weergegeven.

PESTICIDEN EN HERBICIDEN

De volledige lijst met geanalyseerde verbindingen is weergegeven in bijlage 3. De meeste herbiciden en pesticiden zijn echter onder de detectielimiet aangetroffen. De verbindingen welke hogere gehalten laten zien zijn in tabel 16 weergegeven. Vergelijking van de rendementen van de RWZI, MBR en de zandfilters is weergegeven in hoofdstuk 7.

In de tabel zijn tevens de MTR-normen vermeld wanneer deze voor de betreffende verbinding is vastgesteld. Hieruit blijkt dat alleen voor linuron en diazinon een overschrijding van de MTR-kwaliteit plaatsvindt.

Alleen op glyfosaat laten de zandfilters een beduidend betere effluentkwaliteit zien dan de RWZI. Het extra rendement van de zandfilters voor de geanalyseerde verbindingen is marginaal. De denitrificerende biomassa is in het eerste filter voornamelijk niet in staat gebleken diverse moeilijk afbreekbare componenten te verwijderen.

De meetonnauwkeurigheid van de herbiciden/pesticiden metingen is gemiddeld 15%.

TABEL 16 ANALYSES HERBICIDEN EN PESTICIDEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN ZANDFILTERS

Parameter	Eenheid	Effluent nabezinktank	Effluent zandfilters	MTR-norm
HERBICIDEN				
carbendazim	µg/l	0,05	0,10	0,11
AMPA	µg/l	6,00	5,75	
glyfosaat	µg/l	7,50	3,47	
diuron	µg/l	0,11	0,18	0,43
linuron	µg/l	1,35	0,90	0,25
PESTICIDEN ORGANO-P				
Primicarb	µg/l	0,05	0,10	
Diazinon	µg/l	0,10	0,08	0,037
PESTICIDEN ORGANO-N				
Simazine	µg/l	-	0,08	0,14
DIVERSEN				
Dodine	µg/l	0,66	0,66	
Tolclofos	µg/l	0,35	0,22	

ZWARE METALEN

Van de zware metalen zijn in het effluent van zowel de zandfilters alsook van de RWZI alleen koper, zink, lood en nikkel boven de detectiegrens aangetroffen. De overige metalen arseen, cadmium, chroom en kwik waren bij alle metingen onder de detectiegrens en onder de MTR-norm. In tabel 17 zijn de gevonden concentraties in het effluent van de RWZI en de zandfilters weergegeven.

TABEL 17 ANALYSES ZWARE METALEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN ZANDFILTERS

Parameter	Eenheid	Effluent nabezinktank	Effluent zandfilters	MTR-totaalnorm
Koper	µg/l	6,3	5,2	3,8
Zink	µg/l	27	23	40
Lood	µg/l	1,0	0,5	220
Nikkel	µg/l	1,6	1,8	6,3
Arseen	µg/l	<2	<2	32
Cadmium	µg/l	< 0,05	< 0,05	2
Chroom	µg/l	< 2	< 2	84
Kwik	µg/l	< 0,03	< 0,03	1,2

Van de zware metalen is uiteindelijk alleen voor koper de MTR-kwaliteit niet bereikt. De overige metalen worden tot ruim onder de norm verwijderd. Ook hier valt op dat, op basis van de 25 metingen, geen significant verschil in verwijdering is waar te nemen tussen het influent en effluent van de zandfilters.

KIEMGETAL EN E. COLI

Van de bacteriologische parameters is alleen voor de thermotolerante *E.coli* en de enterovirussen een MTR-norm opgenomen. Hiervan is alleen de thermotolerante *E.coli* gemeten met aanvullend het kiemgetal bij 22 °C. De resultaten zijn in tabel 18 weergegeven.

TABEL 18 EFFLUENTKwaliteit KIEMGETAL EN E.COLI VOOR RWZI EN ZANDFILTERS

Parameter	RWZI	Zandfilters	MTR-norm
Kiemgetal / ml	16.300	7.600	-
E. coli / ml	200	130	20

Door de RWZI, alsook door de zandfilters, wordt de MTR-norm voor E.coli niet gehaald. Het naschakelen van de zandfilters levert slechts een beperkte verbetering van de effluentkwaliteit op voor de verwijdering van kiemen en thermotolerante E.coli. De extra logreductie door het zandfilter is nihil te noemen.

HORMOONVERWIJDERING

In het influent van de RWZI en het effluent van de nabezinktank en de MBR zijn de concentraties van een aantal hormonen bepaald. Het betreft een zestal hormonen welke met natchemische analyses zijn bepaald met een meetonnauwkeurigheid van gemiddeld 20%. Verder is met behulp van een ER-CALUX meting (bioassay) de oestrogene potentie van het monster bepaald. Het resultaat wordt uitgedrukt in β -oestradiol equivalenten (EEQ). De gevonden waarden van de hormoonanalyses zijn weergegeven in tabel 19. De waarden zijn het gemiddelde van een tweetal meetsessies.

TABEL 19 ANALYSES HORMONEN EFFLUENT NABEZINKTANK EN MBR

Parameter	Eenheid	Influent RWZI	Effluent nabezinktank	Effluent zandfilters
Bisfenol A	ng/l	905	28	33
α -oestradiol	ng/l	2,6	1,05	0,75
Estron	ng/l	95,5	4,75	6,9
β -oestradiol	ng/l	13,5	1,05	0,85
Mestranol	ng/l	2,25	1,85	1,5
Ethinylestradiol	ng/l	2,8	3,55	2,6
EEQ o.b.v. ER-CALUX	nM	0,17	0,014	0,011

Uit de resultaten blijkt dat de effluentgehalten van de nabezinktank en de zandfilters vergelijkbaar zijn. Beide installaties kennen voor met name bisfenol A, estron en β -oestradiol een hoog verwijderingsrendement van gemiddeld circa 95%. De overige verbindingen worden, rekeninghoudend met de meetnauwkeurigheid, slechts gedeeltelijk afgebroken. De resultaten van de ER-CALUX meting laten echter zien dat de potentiële oestrogene activiteit van het effluent van de zandfilters circa 20% lager is dan dat van de nabezinktank. De aanvullende verwijdering van zwevend stof door de zandfilters zou hiervoor een verklaring kunnen zijn. Met name voor ftalaten, polybroomdifenylethers (PBDE's) en alkylfenolen is bekend dat adsorptie het belangrijkste verwijderingsmechanisme is ².

5.3 BEDRIJFSVOERINGSASPECTEN

Naast de effluentkwaliteit van de zandfilters zijn er nog andere aspecten van belang voor de bedrijfsvoering of de beoordeling van de werking van de zandfilters. Om die reden wordt hieronder de storingsgevoeligheid/ processtabiliteit en de complexiteit van de installatie kort besproken.

² "Verwijdering van hormoonverstorende stoffen in rioolwaterzuiveringsinstallaties", STOWA 2003-15

5.3.1 STORINGSGEVOELIGHEID EN PROCESSTABILITEIT

Uit de storingslijst van de zandfilters (zie bijlage 7) blijkt dat de zandsnelheidsmeters en de filterbedweerstand de kritische aandachtspunten zijn. Een storing van de zandsnelheidsmeters heeft niet direct invloed op de werking van de filters. Alleen als de filterbedweerstand in het denitrificerend zandfilter een maximale waarde overschrijdt (0,5 x filterbedhoogte: 0,09 bar) wordt de toevoer gestopt. In januari 2004 zijn in verband met de lagere temperaturen de instellingen bij het denitrificerend zandfilter veranderd om de hoeveelheid biomassa te verhogen. Een gevolg hiervan was dat het zandfilter regelmatig op storing is gevallen door een te hoge filterbedweerstand bij RWA omstandigheden. Dit is ook voor een deel veroorzaakt door de dosering van ijzerchloride op het eerste filter. Bij een te hoge filterbedweerstand vindt er een overstort plaats naar de toevoer van het zandfilter. Het probleem is in april 2004 verholpen door de overstort bij het eerste filter te verhogen, waardoor ook het setpoint voor de maximale bedweerstand kon worden verhoogd tot 0,105 bar. Verder is de uitvoeringsvorm van de C-bron dosering een belangrijk aandachtspunt geweest. Deze was uitgevoerd met membraanpompjes vanuit de opslagtank maar functioneerde niet vanwege discontinue luchtophopping in de leidingen. Voor de aanpassing is gekozen voor plaatsing van een hoger geplaatste (i.v.m. voordruk) aanzuigtank. Van hieruit wordt de C-bron middels de membraanpompjes gedoseerd in de aanvoer naar het denitrificerend filter. Verder zijn de online NO_x - en PO_4 -metingen, waarbij het monster wordt gefiltreerd, zeer gevoelig gebleken voor verstoppingen. Met name de filtratie van de afloop van het tweede filter, met een minimale uitspoeling van ijzerslib, gaf snel storingen en een ontregeling van de besturing.

5.3.2 ENERGIEVERBRUIK

De zandfilters en aanverwante apparatuur heeft gedurende de onderzoeksperiode 41.500 kWh verbruikt voor de verwerking van een totale afvalwaterstroom van 270.000 m³. Dit komt overeen met een verbruik van circa 0,15 kWh/m³ verwerkt water. Het gemiddelde energieverbruik van de RWZI's van Rivierenland voor de waterlijn is circa 0,25 – 0,5 kWh/m³. Voor de totale installatie met nageschakelde zandfilters moet daarom worden gerekend met een energieverbruik van 0,4 tot 0,65 kWh/m³ voor de waterlijn.

5.3.3 COMPLEXITEIT INSTALLATIE

De installatie kent slechts een paar parameters welke moeten worden gevolgd voor een stabiele bedrijfsvoering, te weten: de filterbedweerstand, de zandsnelheid en de doseringen. De filters zijn daarmee relatief eenvoudig te begrijpen en te bedienen. Er dient nog wel ervaring te worden opgedaan met de regeling van de hoeveelheid biomassa in het denitrificerende zandfilter voor de zomer en de winterperiode.

5.4 EVALUATIE

De evaluatie van de zandfilters vindt plaats aan de hand van de effluentkwaliteit, de procesconfiguratie en -stabiliteit en de bedrijfsvoering.

EFFLUENTKWALITEIT

Bij de zandfilters is gebleken dat de MTR-kwaliteit voor stikstof haalbaar is (mits het organische stikstofgehalte niet veel hoger is dan 1,5 mg/l). Bij een juiste dosering van de C-bron zijn nitraatwaarden van circa 0,2 mg/l haalbaar.

De MTR-kwaliteit voor fosfor is slechts haalbaar als doorslag van ijzerslib wordt voorkomen. Daarbij is de keuze van de zandfractie, filterbedweerstand en de hydraulische belasting van groot belang.

Voor de verwijdering van pesticiden/herbiciden en zware metalen is geen significant verschil waarneembaar tussen de RWZI en de zandfilters. Alleen voor E.coli- en kiemenverwijdering leveren de zandfilters een beperkte verbetering van de effluentkwaliteit op.

Uit de resultaten van de chemische hormoonanalyses blijkt dat de effluentgehalten van de nabezinktank en de zandfilters vergelijkbaar zijn. Beide installaties kennen voor met name bisfenol A, estron en β -oestradiol een hoog verwijderingsrendement van gemiddeld circa 95%. De resultaten van de bioassay laten echter zien dat de potentiële oestrogene activiteit van het effluent van de zandfilters circa 20% lager is dan dat van de nabezinktank.

PROCESCONFIGURATIE EN -STABILITEIT

De toegepaste configuratie, van in serie geschakelde denitrificerende- en defosfaterende filters, is een werkbaar systeem gebleken. Bij de juiste dosering van de chemicaliën en filterbedweerstand is een dergelijk proces ook stabiel te bedrijven. De uitvoeringsvorm van de doseringen is daarbij van belang. Voor de C-bron dosering is hiervoor een dagtankje geplaatst om voordruk te creëren.

Daarnaast zijn de on-line metingen in de aan- en afvoerleidingen gevoelig gebleken voor verstopping met ijzerslib. Dit kan uiteindelijk de metingen en daarmee de doseringen van de chemicaliën verstoren. Een tweewekelijkse handmatige reiniging van de slangetjes is hiervoor noodzakelijk.

6

FINANCIËLE ANALYSE

In dit hoofdstuk worden de vergelijkende investerings- en exploitatiekosten van een MBR en een conventionele RWZI met nageschakelde zandfiltratie weergegeven. Voor beide systemen is gekozen voor een “groene weide” concept waarbij nieuwbouw van de volledige installatie plaatsvindt. Hiervoor heeft een nieuwe zuivering van 10.000 i.e. (à 136 g TZV) als uitgangspunt gediend voor het ontwerp aangezien dit voor het Waterschap Rivierenland de gemiddelde grootte is voor de aan te pakken binnenwater lozers. Voor een beter inzicht in de mogelijke schaalvoordelen is daarnaast tevens een kostenvergelijking gemaakt voor installaties van 50.000 i.e (à 136 g TZV).

Eerst volgen de uitgangspunten voor het ontwerp en de uiteindelijke dimensionering van de installaties. Daarna volgen de uitgangspunten voor de vergelijkende kostenberekeningen en de investerings- en exploitatiekosten. Tot slot worden de uitkomsten geëvalueerd.

6.1 DIMENSIONERING INSTALLATIES

UITGANGSPUNTEN

In tabel 20 zijn de uitgangspunten weergegeven welke hebben gediend voor dimensionering van de “groene weide” installaties van 10.000 en 50.000 i.e. à 136 g TZV. De biologische configuratie is volgens het BCFS[®]-principe daar hiermee lagere stikstof en fosfaatgehalten mogelijk zijn.

TABEL 20 BELANGRIJKSTE UITGANGSPUNTEN VOOR DIMENSIONERING INSTALLATIES

PARAMETER	WAARDE 10.000 I.E.	WAARDE 50.000 I.E.	EENHEID
INFLUENT			
CZV	500	500	mg/l
BZV	200	200	mg/l
N _{CELEDAHL}	50	50	mg/l
P _{TOTAAL}	9	9	mg/l
DWA	120	590	m ³ /h
RWA	355	1.770	m ³ /h
TWA	1.865	9.340	m ³ /d
MEMBRAANBIOREACTOR			
PORIEGROOTTE VOORFILTRATIE	6 + 0,75	6 + 0,75	mm
SLIBGEHALTE BIOLOGIE	9	9	g/l
MAXIMALE NETTO MEMBRAANFLUX	40	40	l/m ² .h
BELUCHTING MEMBRANEN	0,45	0,45	Nm ³ /m ² .h
CONVENTIONEEL + ZANDFILTRATIE			
PORIEGROOTTE VOORFILTRATIE	6	6	mm
SLIBGEHALTE BIOLOGIE	4	4	g/l
SVI	150	150	ml/g
BELASTING N-ZANDFILTERS	20	20	m/h
BELASTING P-ZANDFILTERS	12	12	m/h
MAXIMAAL DEBIET ZANDFILTERS	355	1.770	m ³ /h
INFLUENTGEHALTE N _{TOTAAL} ZANDFILTERS	5	5	mg/l
INFLUENTGEHALTE P _{TOTAAL} ZANDFILTERS	1	1	mg/l

De aankoop van grond is in de kostenberekening niet meegenomen. De effluenteis is voor beide systemen MTR-kwaliteit met een N_{totaal} - en P_{totaal} -gehalte van respectievelijk 2,2 en 0,15 mg/l.

DIMENSIONERING INSTALLATIES

Op basis van bovenstaande uitgangspunten is de dimensionering van de betreffende installaties doorgerekend met het HSA-model. Voor het ontwerp van de volumina voor nitrificatie en denitrificatie is de HSA methode gebruikt met een minimum $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte van 2 mg /l en met aangepaste waarden voor NH_4 tijdens nitrificatie (3 mg N/l in plaats van 5) en denitrificatie ($\text{NH}_4 = 1,0$ in plaats van 1,5 mg/l).

Het ontwerp voor de biologische verwijdering van fosfor is doorgaans gebaseerd op een contacttijd tussen afvalwater en slib die noodzakelijk zou zijn voor de opname van het substraat, vooral vluchtige vetzuren, door fosfaat accumulerende bacteriën. Het begrip contacttijd wordt hier onjuist toegepast, want in feite gaat het om de acetaatopnamesnelheid per hoeveelheid slib. Met andere woorden: bij een hoger slibgehalte, zoals gebruikelijk is in een MBR, kan een aanzienlijk kortere contacttijd worden gehanteerd dan in een conventionele actiefslibinstallatie. De wezenlijke parameter is de opnamesnelheid van vluchtige vetzuren uitgedrukt in mg/l.h. Als een contacttijd van 1 h bij een slibgehalte van 4 g/l in een conventionele actiefinstallatie voldoende is, moet een contacttijd van 0,5 h in een MBR bij 8 g/l dat ook zijn. Hiervan is in het ontwerp van de MBR dan ook uitgegaan.

Daarnaast is voor het ontwerp van de zandfilters het volgende aangehouden. De keuze voor de capaciteit van een zandfilter voor de verwijdering van zwevende stof en nutriënten kan namelijk op verschillende manieren worden bepaald:

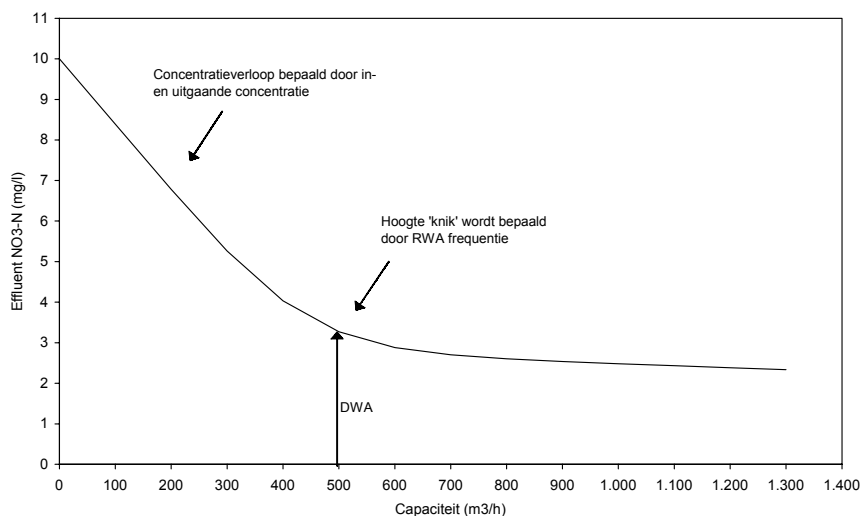
- Als er sprake is van een maximaal toelaatbaar risico, met andere woorden, als er een concentratieniveau is dat absoluut niet overschreden mag worden, dan kan het noodzakelijk zijn om de capaciteit van het zandfilter gelijk te laten zijn aan de maximale hydraulische capaciteit van de installatie, dus 1 x RWA.
- Voor met name zwevende stof en nutriënten, waarvan tijdelijk verhoogde concentraties geen acute nadelige effecten met zich meebrengen, kan de gemiddelde emissie meer van belang zijn dan de absolute maximale emissie. In dat geval kan de capaciteit belangrijk lager zijn dan RWA.

In figuur 23 is de daggemiddelde effluentconcentratie voor nitraat gegeven als functie van de capaciteit van het zandfilter voor een installatie met een effluentgehalte van 10 mg/l waarbij het effluent na behandeling 2 mg/l bevat. De DWA- en RWA-capaciteit zijn in dit voorbeeld respectievelijk 500 en 2.000 m³/h. Er is ervan uitgegaan dat 12 % van de tijd sprake is van RWA. De daggemiddelden zijn niet volumeproportioneel berekend.

De volumeproportionele gemiddelden zullen hoger liggen dan de gepresenteerde daggemiddelden.

FIGUUR 23

DAGGEMIDDELTE EFFLUENTCONCENTRATIE ALS FUNCTIE VAN DE CAPACITEIT VAN EEN ZANDFILTER, BIJ INGAANDE CONCENTRATIE 10 MG/L EN UITGAANDE 2 MG/L, EN 12% VAN DE TIJD RWA. DEBIETEN ZIJN 500 M³/H EN 2.000 M³/H VOOR RESPECTIEVELIJK DWA EN RWA.



Uit figuur 23 blijkt dat een capaciteit van minder dan RWA (bijvoorbeeld 1,5 x DWA) voldoende is om pieken in de dagaanvoer en een groot gedeelte van de regenwateraanvoer op te vangen. Voor een eerlijke vergelijking met de MBR is voor de kostenberekening echter uitgegaan van het behandelen van de volledige RWA capaciteit.

De dimensionering van de belangrijkste onderdelen van de installaties is in tabel 21 weergegeven.

TABEL 21

DIMENSIONERING HOOFDONDERDELEN INSTALLATIES 10.000 EN 50.000 I.E. À 139 G TZV

parameter	waarde 10.000 i.e.	waarde 50.000 i.e.	eenheid
Membranbioreactor			
Grofvuilrooster 6 mm	355	1.770	m ³ /h
Trommelfilter 0,75 mm	2 x 355	2 x 1.770	m ³ /h
Anaërobe ruimte	105	525	m ³
Voordenitrificatie + selector	260	1.200	m ³
Beluchtingsruimte	940	4.300	m ³
<i>Totaal reactorvolume</i>	<i>1.305</i>	<i>6.025</i>	<i>m³</i>
Membraanoppervlak	10.585	51.410	m ²
Slibdikker diameter	4,5	9,5	m
Slibontwatering	340	1.720	kg ds/d
Conventioneel + zandfiltratie			
Grofvuilrooster 6 mm	355	1.770	m ³ /h
Anaërobe ruimte	235	1.180	m ³
Voordenitrificatie	540	2.460	m ³
Beluchtingsruimte	1.960	8.940	m ³
<i>Totaal reactorvolume</i>	<i>2.735</i>	<i>12.580</i>	<i>m³</i>
Diameter NBT	23,7	52,5	m
Oppervlak zandfilters	47	236	m ²
Aantal zandfilters (N)	3	15	-
Aantal zandfilters (P)	3	15	-
Slibdikker diameter	4,5	9,5	m
Slibontwatering	340	1.720	kg ds/d

6.2 KOSTENBEREKENINGEN

Voor het berekenen van de vergelijkende investerings- en exploitatiekosten van bovengenoemde installaties zijn de uitgangspunten gehanteerd zoals weergegeven in de tabellen 22 en 23. Zie tevens de geformuleerde uitgangspunten uit de evaluaties van beide systemen in hoofdstukken 4 en 5.

TABEL 22 UITGANGSPUNTEN VERGELIJKENDE INVESTERINGSKOSTEN RWZI

OMSCHRIJVING	EENHEID	WAARDE
CIVIEL		
GEHANTEERDE DIKTES		
BODEM	m	0,40
WAND	m	0,30
TUSSENWAND	m	0,20
WAKING	m	0,50
EENHEIDSPRIJZEN		
BODEM	€/m ³	550
WAND	€/m ³	1.000
RONDE WAND	€/m ³	1.100
AFDEKKING	€/m ²	175
FUNDERING	€/m ²	45
GRONDWERK	€/m ³	7
LEIDINGWERK	% van Civiel investering	15
SPECIFIEKE ELEMENTEN, W/E/M		
VOORTSTUWERS	€/kW	2.270
MENGERS	€/kW	1.590
BELLENBELUCHTING LEIDINGWERK/ELEMENTEN	€/(m ³ /h)	30
BLOWER	€/(m ³ /h)	30
RUIJMERBRUG	€/m	3.640
MEMBRAANSYSTEEM	€/stuk	BUDGETPRIJZEN LEVERANCIER 2004
ZANDFILTRATIE	€/m ² filteroppervlakte	PRAKTIJKWAARDEN MAASBOMMEL
LEIDINGWERK	% van C-leidingwerk	50
ELEKTRISCHE WERKEN	% van W-investering	40
OVERIGEN		
STAARTKOSTEN*	% van investering	75

* Staartkosten zijn opgebouwd uit:

- Algemeen (15%, uitvoering, directie etc.)
- Onvoorzien (20%)
- Advieskosten (6%)
- Bijkomende kosten (10%)
- BTW (19%)

TABEL 23 UITGANGSPUNTEN VERGELIJKENDE EXPLOITATIEKOSTEN

OMSCHRIJVING	EENHEID	WAARDE
RENTE	%	4
AFSCHRIJVINGSTERMIJN		
CIVIEL	JAAR	30
WERKTUIGBOUW	JAAR	15
E, M&R	JAAR	10
MEMBRANEN	JAAR	7
ONDERHOUD	% VAN INVESTERING	
CIVIEL		0,5
W/E/M		2
ELEKTRICITEIT	€/KWH	0,076
CHEMICALIËN		
FECL ₃ (40 %)	€/TON	102
PE	€/KG	4
ACETOL 80 %	€/TON	580
NAOCL (150 G/L)	€/100 LITER	30
CITROENZUUR (100%)	€/TON	1.000
PERSONEEL	€/JR/FTE	40.000

Voor de investeringskosten van het membraansysteem en de zandfilters zijn recente offertes gebruikt van de betreffende leveranciers (2004) en zijn de daadwerkelijk gemaakte kosten te Maasbommel gebruikt (zandfilters, 2003).

6.2.1 VERGELIJKENDE INVESTERINGSKOSTEN

In tabel 24 zijn de vergelijkende investeringskosten weergegeven van beide installaties voor 10.000 en 50.000 i.e. Hierin zijn alle gelijke onderdelen weggelaten (zoals bijvoorbeeld het grofvuilrooster, het bedrijfsgebouw en de gehele sliblijn). De gepresenteerde vergelijkende investeringskosten kunnen derhalve **niet** worden gebruikt voor begrotingsdoeleinden.

TABEL 24 VERGELIJKENDE INVESTERINGSKOSTEN INSTALLATIES 10.000 EN 50.000 I.E. Å 136 G TZV

PARAMETER	WAARDE 10.000 I.E.	WAARDE 50.000 I.E.	EENHEID
MEMBRAANBIOREACTOR			
CIVIEL	985.000	2.630.000	EURO
WERKTUIGBOUW	724.000	2.440.000	EURO
ELEKTROTECHNIEK / M&R	276.000	835.000	EURO
MEMBRAANSYSTEEM TOTAAL *	835.000	4.385.000	EURO
SLIBLIJN	850.000	2.905.000	EURO
STAARTKOSTEN	2.746.000	9.896.000	EURO
TOTALE INVESTERING	6.407.000	23.091.000	EURO
CONVENTIONEEL + ZANDFILTRATIE			
CIVIEL	1.434.000	4.281.000	EURO
WERKTUIGBOUW	448.000	1.154.000	EURO
ELEKTROTECHNIEK / M&R	351.000	1.230.000	EURO
ZANDFILTERS (W/E/M&R)	905.000	3.516.000	EURO
SLIBLIJN	850.000	2.905.000	EURO
STAARTKOSTEN	2.991.000	9.815.000	EURO
TOTALE INVESTERING	6.979.000	22.901.000	EURO

* incl. permeaatpompen, blowers etc.

6.2.2 VERGELIJKENDE EXPLOITATIEKOSTEN

In tabel 25 zijn de vergelijkende exploitatiekosten weergegeven van beide installaties voor 10.000 en 50.000 i.e. De berekening is gebaseerd op de vergelijkende investeringskosten en heeft daardoor alleen een vergelijkend karakter. De gepresenteerde vergelijkende investeringskosten kunnen dan ook **niet** worden gebruikt voor begrotingsdoeleinden.

TABEL 25 VERGELIJKENDE EXPLOITATIEKOSTEN INSTALLATIES 10.000 EN 50.000 I.E. À 136 G TZV

parameter	waarde 10.000 i.e.	waarde 50.000 i.e.	eenheid
Membranbioreactor			
Kapitaalslasten	577.000	2.115.000	Euro/jaar
Onderhoudskosten	77.000	306.000	Euro/jaar
Energie	52.000	260.000	Euro/jaar
Chemicaliën	18.000	80.000	Euro/jaar
Personeel	24.000	60.000	Euro/jaar
Totale exploitatiekosten	748.000	2.821.000	Euro/jaar
Conventioneel + zandfiltratie			
Kapitaalslasten	529.000	1.753.000	Euro/jaar
Onderhoudskosten	81.000	260.000	Euro/jaar
Energie	33.000	167.000	Euro/jaar
Chemicaliën	19.000	95.000	Euro/jaar
Personeel	24.000	60.000	Euro/jaar
Totale exploitatiekosten	686.000	2.335.000	Euro/jaar

6.3 EVALUATIE

Het overzicht van de vergelijkende investerings- en exploitatiekosten zijn weergegeven in tabel 26.

TABEL 26 OVERZICHT VERGELIJKENDE INVESTERINGS- EN EXPLOITATIEKOSTEN INSTALLATIES 10.000 EN 50.000 I.E. À 136 G TZV

parameter	Membranbioreactor	Conventioneel + zandfiltratie	eenheid
Investeringskosten			
10.000 i.e. à 136 g TZV	6.407.000	6.979.000	Euro
50.000 i.e. à 136 g TZV	23.091.000	22.901.000	Euro
Exploitatiekosten			
10.000 i.e. à 136 g TZV	748.000	686.000	Euro/jaar
50.000 i.e. à 136 g TZV	2.821.000	2.335.000	Euro/jaar

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de investeringskosten voor de MBR en de zandfilters bij nieuwbouw nagenoeg gelijk zijn. De exploitatiekosten van de MBR zijn echter, voor 10.000 en 50.000 i.e., circa 15% hoger dan van de zandfilters. Naarmate de zuiveringen groter worden zal het verschil in investeringskosten en exploitatiekosten verder oplopen in het voordeel van zandfiltratie. Dit komt doordat de zandfilters en het membraansysteem vrijwel evenredig duurder worden met de grootte van de zuivering (modulaire bouw), maar de overige onderdelen juist relatief goedkoper. Dit betekent dat het kostenvoordeel van de MBR, kleinere beluchttingsruimte en géén nabezinktanks, een steeds kleinere rol gaat spelen naarmate de RWZI groter is.

Door te variëren met de dimensioneringsgrondslagen kunnen bovenstaande investerings- en exploitatiekosten nog worden bijgesteld. Zo kunnen de zandfilters voor maximaal 1,5 keer DWA (i.p.v. de volledige RWA) worden ontworpen of kan de membraanflux bij de MBR worden verhoogd. De effecten zijn weergegeven in tabel 27.

De vergelijkende investeringskosten voor nieuwbouw van een conventionele RWZI van 10.000 i.e. voor het bereiken van stikstof- en fosfaatgehalten van respectievelijk 5 mg/l en 1 mg/l zijn circa Euro 5.400.000,- (zie tabel 24 excl. zandfilters en staartkosten zandfilters). Het bereiken van MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat door toepassing van een MBR of nageschakelde zandfiltratie kost circa Euro 1.500.000,- extra, overeenkomend met circa 25% extra investeringskosten.

TABEL 27

EFFECT ONTWERPAANPASSINGEN OP INVESTERINGS- EN EXPLOITATIEKOSTEN MBR EN RWZI MET ZANDFILTERS

Variabele	Effect op investeringskosten	Effect op exploitatiekosten
Membraanbioreactor		
Membraanflux verhogen tot 55 l/m ² .h	- 4%	≈ 0%
Levensduur membranen 10 jaar	0%	- 5%
Extra bufferruimte beluchting	- 2%	≈ 0%
RWZI met zandfiltratie		
Ontwerpdebiet zandfilters 1,5xDWA	- 12%	- 9%
Ontwerpbelasting N-filters 15 m/h	+ 10%	+ 8%

7

EVALUATIE

De onderzoeksdoelstellingen van het tweejarig onderzoek te RWZI Maasbommel zijn als volgt geformuleerd:

- Vaststellen of het technisch mogelijk is om het effluent van de RWZI middels MBR-technologie of nageschakelde zandfiltratie te laten voldoen aan MTR-kwaliteit (Maximaal Toelaatbaar Risico);
- Vergelijken van de prestaties van MBR-technologie met nageschakelde continue zandfiltratie;
- Vaststellen van de zuiveringskosten bij het streven naar MTR-kwaliteit.

Hierna zullen de resultaten van beide systemen, te weten de MBR en de nageschakelde zandfilters, worden besproken en vergeleken op bovenstaande aspecten. Tot slot volgt een eindevaluatie.

7.1 TECHNISCHE HAALBAARHEID MTR-KWALITEIT

NUTRIËNTEN STIKSTOF EN FOSFOR

Uit het onderzoek is gebleken dat het in de praktijk voor beide systemen moeilijk is om een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat te bereiken. Daarbij heeft de MBR een verdergaande fosfaatverwijdering laten zien (tot waarden 0,05 mg/l) dan de zandfilters (minimale waarden tot circa 0,12 mg/l). Met name de doorslag van ijzerslib is daar voor de zandfilters debet aan geweest. De stikstofverwijdering verloopt daarentegen bij de zandfilters beter. Door de C-bron dosering is het restgehalte nitraat zonder veel moeite tot waarden van gemiddeld 0,5 mg/l te verlagen. Bij de MBR is het lastig gebleken om de nitraatwaarden, door middel van de juiste recirculatiestromen en de C-bron dosering, tot dergelijke waarden terug te brengen. Ook is de MBR, voor stikstof- en fosfaatverwijdering, gevoeliger gebleken voor RWA omstandigheden dan de zandfilters. Bij RWA omstandigheden komen voor de MBR de contacttijden en de procescondities in het geding. De gehanteerde procesconfiguratie volgens een cascade systeem (sterk gecompartmenteerd) heeft dit effect versterkt. Toepassing van een M-UCT- of BCFS®-proces zou dit negatieve effect naar verwachting gedeeltelijk kunnen opheffen. Overigens vertonen de MBR én de nageschakelde zandfilters een duidelijk betere stikstof- en fosfaatverwijdering dan de conventionele RWZI Maasbommel.

ZWARE METALEN

Voor de zware metalen vindt voor beide systemen alleen een overschrijding plaats van de kopergehalten; de overige metalen worden tot ver onder de MTR-waarde verwijderd. Het verschil in verwijderingsrendementen tussen de MBR en de zandfilters is marginaal. Voor koper en zink laten de zandfilters circa 20% lagere effluentconcentraties zien. Ten opzichte

van de conventionele RWZI vertonen beide systemen geen significante meerwaarde voor de verwijdering van zware metalen.

De gehalten zware metalen in het slib zijn voor de conventionele RWZI voor koper en zink circa 10% hoger dan bij de MBR, maar kunnen overall voor de MBR en de RWZI als vergelijkbaar worden beschouwd.

PESTICIDEN EN HERBICIDEN

De verwijdering van pesticiden en herbiciden verloopt bij de MBR en de zandfilters tot een vergelijkbaar niveau. In beide systemen treedt alleen voor linuron en diazinon een overschrijding van de MTR-norm op. Ten opzichte van de conventionele RWZI vindt met de MBR en de zandfilters geen aanvullende verwijdering van pesticiden en herbiciden plaats. Alleen voor glyfosaat (herbicide, werkzame stof in Roundup[®]) geldt dat deze tot circa 50% beter wordt afgebroken dan in de conventionele RWZI Maasbommel.

DESINFECTIE

Voor desinfectie doeleinden (gemeten aan de hand van het kiemgetal en *E.coli*) laat de MBR een aanzienlijk beter effect zien dan de zandfilters en de conventionele RWZI. Door de poriegrootte van de membranen van slechts 0,04 µm wordt vrijwel geen *E.coli* meer doorgelaten. De verwijdering vindt dan ook plaats tot een niveau van minder dan 1 *E.coli* per ml. Daarmee wordt ruimschoots voldaan aan de MTR-norm en de norm voor zwemwaterkwaliteit (20 per ml). Ook voor het kiemgetal worden aanzienlijk lagere niveaus bereikt bij de MBR, maar is nog een gemiddelde waarde gevonden van 1.100 kiemen per ml.

HORMONEN

Op basis van de natchemische analyses van verschillende oestrogeen actieve verbindingen laten de conventionele RWZI met nageschakelde zandfilters en de MBR een vergelijkbare effluentkwaliteit zien. Beide systemen laten voor bisfenol A, estron en β-oestradiol een verwijderingsrendement zien van 95%. De overige verbindingen, α-oestradiol, mestranol en ethinylestradiol, worden slechts gedeeltelijk afgebroken.

Met behulp van een bioassay is vervolgens de oestrogene potentie bepaald, uitgedrukt in β-oestradiol equivalenten (EEQ). Hieruit blijkt dat de zandfilters ten opzichte van de conventionele zuivering de potentie met circa 20% doen verlagen. De MBR daarentegen heeft een potentie welke circa 60% lager is dan die van de conventionele RWZI met zandfiltratie. Een verklaring hiervoor is de extra verwijdering van zwevend stof door de ultrafiltratiemembranen van de MBR.

OVERZICHT EFFLUENTWAARDEN

In tabel 28 zijn de gemiddelde effluentwaarden van het onderzoek voor de RWZI, de MBR en de nageschakelde zandfilters nogmaals weergegeven waarbij de perioden met storingen zijn weggelaten.

TABEL 28

GEMIDDELDE EFFLUENTCONCENTRATIES EFFLUENT NABEZINKTANK, CONTINUE ZANDFILTERS EN MBR

Parameter	Eenheid	Effluent nabezinktank	Effluent zandfilters	Effluent	
				MBR	MTR-norm
Totaal stikstof	mg/l	6,0	2,5	3,0	2,2
Totaal fosfor	mg/l	2,5	0,5	0,3	0,15
Koper	µg/l	6,8	5,2	6,5	3,8
Zink	µg/l	27	23	28	40
Lood	µg/l	0,9	0,5	1,1	220
Nikkel	µg/l	1,6	1,8	1,4	6,3
Carbendazim	µg/l	0,05	0,1	0,07	0,11
Glyfosaat	µg/l	7,5	3,5	4,5	-
Diuron	µg/l	0,11	0,18	0,15	0,43
Linuron	µg/l	1,35	0,9	0,5	0,25
Diazinon	µg/l	0,1	0,08	0,09	0,037
Kiemgetal	count/ml	16.300	7.600	1.100	-
E.coli	count/ml	200	130	< 1	20
Bisfenol A	ng/l	28	33	20	-
α-oestradiol	ng/l	1,05	0,75	1	-
Estron	ng/l	4,75	6,9	3,3	-
β-oestradiol	ng/l	1,05	0,85	1	-
Mestranol	ng/l	1,85	1,5	2,05	-
Ethinylestradiol	ng/l	3,55	2,6	3	-
EEQ o.b.v. ER-CALUX	nM	0,014	0,011	0,004	-

7.2 PRESTATIES MBR VERSUS CONTINUE NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE

STORINGSGEVOELIGHEID EN PROCESSTABILITEIT

De MBR heeft gedurende het gehele onderzoek een hogere storingsfrequentie gekend dan de nageschakelde zandfilters. Dit lag echter in de verwachting aangezien de zandfilters als bewezen technologie kunnen worden beschouwd en deze als full-scale installatie zijn uitgevoerd. De pilot-MBR heeft daarentegen eerst een groot aantal kinderziektes moeten doorstaan.

Na doorvoering van een aantal optimalisaties heeft het membraansysteem en de voorfiltratie van de MBR relatief stabiel gedraaid. Met name de voorfiltratie heeft gedurende het volledige onderzoek geen enkele storing gegeven. De membranen zijn vaak op drukalarmen uitgevallen, maar dit is met de juiste besturing en reiniging grotendeels te voorkomen. De belangrijkste aandachtspunten bij de zandfilters zijn de on-line metingen, de zandsnelheidsmeters en de chemicaliëndosering. Deze onderdelen vragen relatief veel aandacht in de bedrijfsvoering maar zijn dan wel stabiel te bedrijven.

Wat betreft de technologische processtabiliteit is het voor de zandfilters, met name voor stikstof en fosfaat, veel eenvoudiger een stabiele effluentkwaliteit te bereiken dan voor de MBR. Vooral bij RWA-omstandigheden blijven de zandfilters een stabiele kwaliteit leveren, terwijl de denitrificatie van de MBR dan gevoelig blijkt voor deze schommelingen. Door optimalisatie van de procesconfiguratie en de besturing van de MBR is hier wel verbetering in aan te brengen.

BEDRIJFSVOERING

Wanneer bij de MBR de reinigingen volledig geautomatiseerd worden, vragen een RWZI met nageschakelde zandfiltratie en een MBR naar verwachting evenveel aandacht voor de bedrijfsvoering. Grofweg kan worden gesteld dat de filtratie met membranen evenveel aandacht vraagt als filtratie met zandfilters. De uitvoering van de biologische zuivering zal voor beide systemen namelijk identiek zijn en is daardoor niet onderscheidend voor de bedrijfsvoering. Bij de MBR zijn de belangrijkste bedrijfsvoeringsaspecten de voorfiltratie, de permeabiliteit en dynamische drukken en de reinigingen. Voor de zandfilters is dat beperkt tot de on-line metingen, de zandsnelheid en filterbedweerstand (“permeabiliteit”) en mogelijke verstoppingen van de filters (filterreiniging).

De MBR heeft voor de bedrijfsvoering als extra risico dat de membranen blijvend kunnen worden aangetast door bijvoorbeeld bepaalde verbindingen in het influent. Bij de zandfilters kan een dergelijke verstopping/vervuiling altijd worden hersteld.

Verder lijkt meten en regelen in het concentratiebereik van MTR-kwaliteit lastig. De huidige meettechnieken kennen in die range een te grote onnauwkeurigheid om goed te kunnen sturen. Voor een toekomstig ontwerp vraagt de meet- en regelapparatuur daarom extra aandacht.

7.3 ZUIVERINGSKOSTEN VOOR HET BEREIKEN VAN MTR-KWALITEIT

Op basis van de vergelijkende investeringskosten uit hoofdstuk 6 kan worden geconcludeerd dat, bij volledige nieuwbouw van een RWZI, het kostenverschil tussen een MBR en nageschakelde zandfilters marginaal is. De exploitatiekosten van de MBR zijn echter, voor nieuwbouw installaties van 10.000 en 50.000 i.e., circa 15% hoger dan van de RWZI met zandfilters. De belangrijkste oorzaak hiervan zijn de hogere energiekosten en de snelle afschrijving van het membraansysteem. De gemiddelde energiekosten voor de waterlijn zijn voor full-scale installaties van een MBR en conventioneel met zandfiltratie respectievelijk circa 1 kWh/m³ en 0,65 kWh/m³.

Naarmate de zuiveringen groter worden zal het verschil in investeringskosten en exploitatiekosten verder oplopen in het voordeel van zandfiltratie. Dit komt doordat de zandfilters en het membraansysteem vrijwel evenredig duurder worden met de grootte van de zuivering (modulaire bouw), maar de overige onderdelen juist relatief goedkoper. Dit betekent dat het kostenvoordeel van de MBR, kleinere beluchtingsruimte en géén nabezink-tanks, een steeds kleinere rol gaat spelen.

Door te variëren met de dimensioneringsgrondslagen kunnen bovenstaande investerings- en exploitatiekosten nog worden aangepast. Zo kunnen de zandfilters voor maximaal 1,5 keer DWA worden ontworpen of kan de membraanflux bij de MBR worden verhoogd. Voor berekening van de exploitatiekosten is de afschrijvingstermijn (levensduur) van de membranen van groot belang.

Verder blijkt uit de vergelijkende investeringskosten dat voor nieuwbouw van een RWZI van 10.000 i.e. het bereiken van MTR-kwaliteit circa € 1.500.000 duurder is dan voor het bereiken van stikstof- en fosfaatgehaltes van respectievelijk 5 en 1 mg/l.

In de tabel 29 zijn de vergelijkende investerings- en exploitatiekosten voor de nieuwbouw van een MBR en RWZI met nageschakelde zandfiltratie weergegeven voor installaties van 10.000 en 50.000 i.e.

TABEL 29

OVERZICHT VERGELIJKENDE INVESTERINGS- EN EXPLOITATIEKOSTEN INSTALLATIES 10.000 EN 50.000 I.E. À 136 G TZV

PARAMETER	MEMBRAANBIOREACTOR	CONVENTIONEEL + ZANDFILTRATIE	EENHEID
INVESTERINGSKOSTEN			
10.000 i.e. à 136 g TZV	6.407.000	6.979.000	EURO
50.000 i.e. à 136 g TZV	23.091.000	22.901.000	EURO
EXPLOITATIEKOSTEN			
10.000 i.e. à 136 g TZV	748.000	686.000	EURO/JAAR
50.000 i.e. à 136 g TZV	2.821.000	2.335.000	EURO/JAAR

7.4 EINDEVALUATIE

Uit het onderzoek is gebleken dat het in de praktijk voor beide systemen moeilijk is om een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat te bereiken. Bij uitbreidingen of nieuwbouw van RWZI's voor strengere normen op stikstof en fosfaat gaat een lichte voorkeur uit naar toepassing van nageschakelde zandfiltratie. Deze technologie vertoont voor deze nutriënten een stabielere effluentkwaliteit tegen lagere kosten.

Voor uitbreiding of nieuwbouw van RWZI's met een eis voor desinfectie, bijvoorbeeld als gevolg voor lozing op water met een zwemwaterfunctie, is toepassing van een MBR de beste optie (in vergelijking met de zandfilters). Voor zware metalen en herbiciden/pesticiden leveren zowel de MBR alsook de nageschakelde zandfilters geen significante verbetering van de effluentkwaliteit ten opzichte van een conventionele RWZI. Voor het bereiken van de MTR-kwaliteit, of verlaging van de effluentconcentraties in het algemeen, zullen aanvullende technieken moeten worden ingezet.

Voor de verwijdering van hormonen leveren beide technologieën vergelijkbare concentraties van de gemeten oestrogeen actieve verbindingen. De oestrogene potentie van het effluent van de MBR is echter beduidend lager dan dat van de conventionele RWZI met nageschakelde zandfiltratie.

Zoals genoemd is voor het bereiken van MTR-kwaliteit voor een aantal zware metalen, pesticiden/herbiciden (en hormonen) de toepassing van een MBR of nageschakelde zandfilters niet afdoende gebleken. Dit betekent dat de MTR-kwaliteit, zoals die is gedefinieerd in de 4^e Nota Waterhuishouding, met een MBR of zandfilters moeilijk haalbaar is. Zeker in relatie tot de Kaderrichtlijn Water (KRW), en de verwijdering van prioritair stoffen, dienen dan aanvullende technieken te worden ingezet. Hierbij is te denken aan de toepassing van actief kool, denitrificerend actief kool, ozonisatie, specifieke harsen voor metaalverwijdering, UV-technologie of aanvullende membraanfiltratie met NF- of RO-systemen. De specifieke eisen voor de effluentkwaliteit, als gevolg van de functie-eisen van het ontvangende oppervlaktewater, zullen dan bepalend zijn voor de in te zetten technologie.

De vergelijking van de verschillende technologieën is in tabel 30 weergegeven.

TABEL 30 OVERZICHT VERGELIJKING MBR MET NAGESCHAKELDE CONTINUE ZANDFILTRATIE

PARAMETER	MEMBRAANBIOREACTOR	CONVENTIONEEL + ZANDFILTRATIE
VERWIJDERING STIKSTOF	+	++
VERWIJDERING FOSFAAT	++	+
VERWIJDERING <i>E. COLI</i>	+	0
VERWIJDERING ZWARE METALEN	0	0
VERWIJDERING PESTICIDEN/HERBICIDEN	0	0
VERWIJDERING HORMONEN	+	0
BEDRIJFSVOERINGSASPECTEN	0	0
AFBREUKRISICO FILTRATIESTAP	0	+
ENERGIEGEBRUIK	-	0
INVESTERINGSKOSTEN	0	0
EXPLOITATIEKOSTEN	0	+

8

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Hierna worden de conclusies en aanbevelingen gegeven van het tweejarige onderzoek naar de vergelijking van een membraanbioreactor (MBR) met nageschakelde continue zandfiltratie op de RWZI Maasbommel. De onderzoeksvragen zoals gesteld in hoofdstuk 1 dienen daarvoor als basis.

8.1 CONCLUSIES

- Voor zowel de MBR als de nageschakelde zandfiltratie is het in de praktijk moeilijk gebleken om een jaargemiddelde MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat te bereiken. Voor aanvullende verwijdering van stikstof en fosfaat gaat echter een lichte voorkeur uit naar toepassing van nageschakelde zandfiltratie. Deze technologie vertoont voor deze nutriënten een stabielere effluentkwaliteit tegen lagere exploitatiekosten;
- Voor desinfectie doeleinden en het bereiken van de MTR-norm voor *E.coli* verwijdering is alleen de MBR geschikt gebleken (in vergelijking met de zandfilters);
- Voor zware metalen en herbiciden/pesticiden leveren zowel de MBR alsook de nageschakelde zandfilters geen significante verbetering van de effluentkwaliteit ten opzichte van een conventionele RWZI. Het inzetten van nageschakelde technieken lijkt hiervoor noodzakelijk;
- Wat betreft de oestrogene activiteit vertoont het effluent van de MBR een beduidend lagere waarde (circa 60%) dan dat van de conventionele RWZI met nageschakelde zandfiltratie.
- De MBR en de nageschakelde zandfilters kennen een technisch stabiele procesvoering. De inspanning voor de bedrijfsvoering zal voor beide installaties, bij full-scale toepassingen, vergelijkbaar zijn;
- De vergelijkende investeringskosten zijn voor de MBR en RWZI met nageschakelde zandfiltratie, voor nieuwbouw met een capaciteit van 10.000 tot 50.000 i.e., vergelijkbaar. De exploitatiekosten zijn echter, voor wat betreft de waterlijn, bij de MBR circa 15% hoger.

8.2 AANBEVELINGEN

Aanbevelingen MBR en continue zandfiltratie:

- Meten en regelen in de concentratierange van MTR-kwaliteit is in de praktijk moeilijk. Voor een toekomstig ontwerp vraagt de meet- en regelapparatuur daarom extra aandacht;
- Voor het bereiken van MTR-kwaliteit voor zware metalen, pesticiden en herbiciden is aanvullend onderzoek nodig naar nageschakelde technieken zoals actief kool, UV-technologie, ozonisatie etc.

Aanbevelingen en optimale procescondities voor de MBR:

- Voor de processtabiliteit van de MBR zou de procesconfiguratie conform een M-UCT of BCFS-proces uitgevoerd moeten worden;

- Het uitvoeren van de maintenance cleans direct vanuit de CIP-tank heeft een aanzienlijk beter effect dan met behulp van doseerpompjes in de backpulse leiding;
- Door het uitvoeren van recovery cleans met water van circa 40 °C is een besparing van 90% te realiseren op het chemicaliënverbruik;
- Voor verlenging van de levensduur van de membranen is een rustige opbouw van de permeaatonttrekking (en een goede koekfiltratie) onontbeerlijk. Het inbouwen van extra buffercapaciteit in de beluchtingsruimte kan daarbij een voordeel zijn;

Aanbevelingen en optimale procescondities voor continue zandfiltratie:

- De maximale hydraulische belasting voor een defosfaterend continue filter zou niet hoger mogen zijn dan 12 m/h;
- Een vergaande automatiseringsgraad is, evenals bij de MBR, ook voor de zandfiltratie noodzakelijk.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1

VERKLARENDE WOORDENLIJST

ALFA-FACTOR

De zuurstofinbreng door een beluchtingsysteem wordt bemoeilijkt door afvalstoffen in het afvalwater en (hoge) gehalten aan actief slib. De alfa-factor geeft de verhouding aan tussen de zuurstofoverdracht in afvalwater- /actiefslibmengsel en de zuurstofoverdracht in schoon water.

BACKFLUSH (TERUGSPOELING)

Periodieke omkering van de permeaatstroom door het membraan (van de schone naar de vuile zijde) met als doel de verwijdering van vervuiling van het membraanoppervlak.

BACKPULSE

zie *Backflush*

CAKE FILTRATION (KOEKFILTRATIE)

Filtratie door een uit slibvlokken en macromoleculen bestaande poreuze filterkoek op het membraanoppervlak. De filterkoek wordt opgebouwd door permeaat onttrekking door het membraan waardoor concentratieverhoging plaatsvindt van de gesuspendeerde deeltjes en macromoleculen op het membraanoppervlak.

CLEANING IN PLACE (CIP)

Reinigingssysteem waarbij de te reinigen onderdelen binnen de procesconfiguratie, dus zonder uitbouw, kunnen worden gereinigd.

CLEANING IN PLACE (CIP) TANK

Opslagvat voor permeaat om het spoelen van de membranen mogelijk te maken.

CROSS FLOW (DWARSSSTROOM)

Een term die gebruikt wordt om de vloeistofstroom parallel aan het membraanoppervlak aan te duiden. Deze dwarsstroom staat loodrecht op de stroomrichting van het permeaat.

DESINFECTIE

Behandeling van afvalwater, bijvoorbeeld middels membraanfiltratie, om het aantal pathogene micro-organismen tot onder vastgestelde grenzen te laten afnemen.

FLUX

De flux geeft de hoeveelheid van een vloeistof ('permeaat') aan die per tijdseenheid door een membraanoppervlak kan worden geleid. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt in de bruto en netto flux van de membranen. Bij de netto flux wordt rekening gehouden met het productieverlies als gevolg van het backpulsen tijdens de filtratiecyclus. De flux wordt uitgedrukt als [l/m².h] (liter per vierkante meter per uur). De verkregen waarde voor de permeaatflux is o.a. afhankelijk van de drukval over het membraan (TMP = trans membraan druk), temperatuur en de membraanvervuiling.

HYDROFIEL

Wateraantrekkelijk, membraan eigenschap. Tegengestelde van hydrofoob.

HYDROFOOB

Waterafstotend, membraan eigenschap. Tegengestelde van hydrofiel.

INTENSIEVE REINIGING (IC)

Een reiniging die er op gericht is om het membraan weer de oorspronkelijke permeabiliteit terug te geven. IC's vinden plaats met een lage frequentie in tegenstelling tot de MC's (onderhoudsreiniging).

KOEKFILTRATIE

zie *Cake filtration*

MAINTENANCE CLEANING (MC)

zie *onderhoudsreiniging*

MEMBRAAN

Een filter met kleine poriën, dat onder andere wordt toegepast om actief slib en gezuiverd effluent van elkaar te scheiden.

MEMBRAANBIOREACTOR (MBR)

Gesuspenderd actiefslibstelsysteem waarbij de scheiding van actiefslib en het gezuiverde effluent plaatsvindt met behulp van membranen in plaats van door bezinktanks.

MEMBRAANTANK (MT)

De ruimte waarin zich de membraanunits bevinden.

MICROFILTRATIE

Filtratie van deeltjes $>0,05 \mu\text{m}$.

MTR (MAXIMAAL TOELAATBAAR RISICO)

Een in de Vierde Nota waterhuishouding gedefinieerde minimum waterkwaliteit. O.a. voor stikstof en fosfaat is de MTR gesteld op respectievelijk 2,2 mg N totaal/l en 0,15 mg P totaal/l.

MAINTENANCE CLEANING (MC)

Dit is een onderhoudsreiniging van de membranen die op reguliere basis plaatsvindt. Deze reiniging heeft hoofdzakelijk een preventief karakter om hardnekkige vervuiling van het membraanoppervlak te voorkomen of te bestrijden.

PERMEAZ

Benaming voor het product dat door een membraan stroomt en wordt afgevoerd: Het effluent van een membraaninstallatie.

PERMEABILITEIT [L/M².H.BAR]

De permeabiliteit is de membraanflux gedeeld door de transmembraandruk (TMP) over het membraan. De permeabiliteit van een membraan is een maat van de weerstand, die het membraan biedt aan het water dat door het membraanoppervlak stroomt onder invloed van de drijvende kracht (transmembraandruk TMP), die op het water wordt uitgeoefend.

Voor standaardisatie van de permeabiliteit wordt deze uitgedrukt bij een temperatuur van 15 °C. De correctie wordt met onderstaande formule berekend:

$$Permeabiliteit_{gecorrigeerd} = Permeabiliteit \cdot \left(\frac{(0,0006 \cdot Temp^2) - (0,0517 \cdot Temp) + 1,9285}{(0,0006 \cdot 15^2) - (0,0517 \cdot 15) + 1,9285} \right)$$

RECOVERY CLEAN

zie Intensive Clean

RELAXATIE (ONTSPANNING)

Met ontspanning of relaxatie wordt bedoeld dat in actief bedrijf de membranen gedurende een bepaalde tijd zonder (noemenswaardig) drukverschil over het membraan worden bedreven. Dit heeft een reinigend effect op het membraan.

SLIBBELASTING MBR-INSTALLATIES [KG BZV/KG DS.D)]

De hoeveelheid verontreiniging, uitgedrukt in BZV die aan het actief slib per eenheid van massa en tijd wordt toegevoerd. Voor de berekening wordt de hoeveelheid slib [kg d.s.] bepaald door het drogestofgehalte van het actiefslib te vermenigvuldigen met het totale reactorvolume, inclusief de anaërobe tank en de membraantanks.

SLIBLEEFTIJD

De hoeveelheid slib (kg d.s.) gedeeld door de hoeveelheid verwijderd slib (kg d.s./d) door spui of effluent. De hoeveelheid slib wordt bepaald door het totale reactorvolume, inclusief de membraantanks, maar exclusief de anaërobe zones. Slibleeftijd is hiermee de tijd die het slib ter beschikking heeft om zich volledig te vervangen.

TRANS MEMBRAAN DRUK (TMP)

De TMP is de drukval over het membraan, tussen de actiefslibzijde (concentraat) en de permeatzijde. De TMP is de drijvende kracht waardoor de filtratie door de membranen plaatsvindt. Het drukverschil kan worden gerealiseerd door de actiefslibzijde op overdruk te brengen of door aan de permeatzijde een onderdruk aan te brengen.

ULTRAFILTRATIE (UF)

Filtratie van deeltjes groter dan 0,05 µm.

VENTILATIE

Fase bij membraanfiltratie waarbij gedurende een backpulse het backpulsewater niet via de membranen wordt teruggespoeld, maar door een ventilatieklep wordt teruggevoerd naar de membraantanks. Op deze manier kan de opgehoopte lucht in het systeem worden afgevoerd.

BIJLAGE 2

MTR-NORMEN 4^E NOTA WATERHUISHOUDING

MINIMUMKWALITEIT (MTR) EN STREEFWAARDEN VOOR WATER, SEDIMENT EN GRONDWATER

Ijckpunten voor stoffen in watersystemen (MTR: korte termijn, Streefwaarde: lange termijn)

De getalswaarden voor de totale concentratie in water gelden voor een zwevend-stofconcentratie van 30 mg/l. De getalswaarden voor sediment gelden voor de standaard van 10% organische stof en 25% lutum. Voor standaard zwevend stof (20% organische stof en 40% lutum) liggen de getalswaarden voor metalen een factor 1,5 hoger en voor organische verbindingen een factor 2 hoger dan voor sediment. De streefwaarde en MTR voor metalen zijn inclusief de landelijke achtergrondconcentratie. De achtergrondconcentraties voor metalen in grondwater gelden voor het diepe grondwater (>10 m), voor de Noordzee gelden ze voor het midden.

METALEN	OPPERVLAKTEWATER (opgelost)			OPPERVLAKTEWATER (totaal)		SEDIMENT (droge stof)		GRONDWATER (opgelost)
	achtergrond concentratie Noordzee ug/l	landelijke streefwaarde ug/l	MTR ug/l	landelijke streefwaarde ug/l	MTR ug/l	landelijke streefwaarde mg/kg d.s.	MTR-sed mg/kg d.s.	landelijke streefwaarde ug/l
cadmium	0.03	0.08	0.4	0.4	2	0.8	12#	0.06
anorganisch kwik	0.003	0.01	0.2	0.07	1.2	0.3	10#	0.01
methyl-kwik	-	0.01	0.02	0.06	0.1	0.3	1.4	0.01
koper	0.3	0.5	1.5	1.1	3.8	36	73	1.3
nikkel	-	3.3	5.1	4.1	6.3	35	44	2.1
lood	0.02	0.3	11	5.3	220	85	530 #	1.7
zink	0.4	2.9	9,4	12	40	140	620	24
chromium	-	0.3	8.7	2.4	84	100	380 #	2.5
arsen	-	1	25	1.3	32	29	55 #	7.2
antimoon	-	0.4	6.5	0.4	7.2	3	15 #	0.15
barium	-	75	220	78	230	160	300	200
beryllium	-	0.02	0.2	0.02	0.2	1.1	1.2	0.05
cobalt	-	0.2	2.8	0.2	3.1	9	19	0.7
molybdeen	-	4.3	290	4.4	300	3	200 #	3.6
seleen	-	0.09	5.3	0.09	5.4	0.7	2.9	0.07

thallium	-	0.04	1.6	0.06	1.7	1	2.6	2
tin	-	0.2	18	2.2	220	-	-	2.2
vanadium	-	0.9	4.3	0.9	5.1	42	56	1.2
boor @	-	6.5	650	-	-	-	-	6.5
tellurium @	-	-	-	-	-	-	-	-
titanium @	-	-	-	-	-	-	-	-
uranium @	-	0.01	1	-	-	-	-	0.01
zilver @	-	0.0008	0.8	-	-	-	5.5	0.0008
zoute wateren	-	0.01	1.2	-	-	-	-	-

ORGANISCHE VERBINDINGEN	OPPERVLAKTEWATER			SEDIMENT		GRONDWATER (opgelost)
	MTR opgelost	streefwaarde totaal	MTR totaal	streefwaarde droge stof	MTR-sed droge stof	landelijke streefwaarde
PAK	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>mg/kg d.s.</u>	<u>mg/kg d.s.</u>	<u>ug/l</u>
naftaleen	1.2	0.01	1.2	0.001*	0.1*	0.01
anthraceen	0.07	0.0008	0.08	0.001*	0.1*	0.0007
fenantreen	0.3	0.003	0.3	0.005*	0.5*	0.003
fluorantheen	0.3	0.005	0.5	0.03*	3*	0.003
benz(a)anthraceen	0.01	0.0003	0.03	0.003*	0.4*	0.0001
chryseen	0.3	0.009	0.9	0.1*	11*	0.003
benzo(k)fluorantheen	0.04	0.002	0.2	0.02 *	2*	0.0004
benzo(a)pyreen	0.05	0.002	0.2	0.003 *	3*	0.0005
benzo(ghi)peryleen	0.03	0.005	0.5	0.08 *	8*	0.0003
indenopyreen	0.04	0.004	0.4	0.06 *	6*	0.0004
vluchtige halogeen koolwaterstoffen	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ng/l</u>
pentachloorbenzeen	300	3	300	1	100	3
hexachloorbenzeen	9	0.09	9	0.05	5	0.09
chloorfenolen	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ng/l</u>
pentachloorfenol	4000	40	4000	2	300	40
organochloorverbindingen	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ng/l</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ng/l</u>
aldrin	0.9	0.01	1	0.06	6	0.009
dieldrin	12	0.4	39	0.5	450	0.1
endrin	4	0.04	4	0.04	4	0.04
DDT	0.4	0.009	0.9	0.09	9	0.004

DDD	0.4	0.005	0.5	0.02	2	0.004
DDE	0.4	0.004	0.4	0.01	1	0.004
a-endosulfan	20	0.2	20	0.01	1	0.2
a-HCH	3300	33	3300	3	290	33
b-HCH	800	9	860	9	920	8
j-HCH (lindaan)	910	9	920	0.05	230	9
heptachloor	0.5	0.005	0.5	0.7	68	0.005
heptachloorepoxide	0.5	0.005	0.5	0.0002	0.02	0.005
chloordaan	2	0.02	2	0.03	3	0.002
organofosforverbindingen	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
azinfos-ethyl	11	0.1	11	0.005	0.5	0.1
azinfos-methyl	12	0.1	12	0.009	0.9	0.1
chloorfenvinfos	2	0.02	2	0.0006	0.06	0.02
chloorpyrifos	3	0.03	3	0.01	1	0.03
cumafos	0.7	0.007	0.7	0.0006	0.06	0.007
demeton	140	1	140	-	-	1
diazinon	37	0.4	37	0.01	1	0.4
dichloorvos	0.7	0.007	0.7	0.00003	0.003	0.007
dimethoat	23000	230	23000	0.8	78	230
disulfoton	82	0.8	82	0.03	6	0.8
ethoprofos	63	0.6	63	0.003	0.3	0.6
fenitrothion	9	0.09	9	0.007	0.7	0.09
fenthion	3	0.03	3	0.004	0.4	0.03
foxim	82(!)	0,8(!)	82(!)	0,08(!)	8(!)	0.8(!)
heptenofos	20	0.2	20	0.003	0.3	0.2
malathion	13	0.1	13	0.009	0.9	0.1
mevinfos	2	0.02	2	0.0006	0.06	0.02
oxydemeton-methyl	35(!)	0,4(!)	35(!)	0,0003(!)	0,03(!)	0.4(!)
parathion(-ethyl)	2	0.02	2	0.001	0.1	0.02
parathion-methyl	11	0.1	11	0.01	1	0.1
pyrazofos	40	0.4	40	0.02	2	0.4
tolclofos-methyl	790(!)	8(!)	790(!)	1(!)	130(!)	8(!)
triazofos	32	0.3	32	0.007	0.7	0.3
trichloorfon	1	0.01	1	0.00002	0.002	0.01

organische tin- en silicium verbindingen	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
tetrabutyltin-verbindingen	1600(!)	16(!)	1600(!)	0,8(!)	78(!)	16(!)
zoute wateren:	17(!)	0,2(!)	17(!)	0,008(!)	0,8(!)	-
tributyltin-verbindingen	14	0.1	14	0.02	10	0.1
zoute wateren:	1	0.01	1	0.007	0.7	-
trifenyln-tin-verbindingen	5	0.05	5	0.003	6	0.05
zoute wateren:	0.8	0.009	0.9	0.01	1	-
silicium-verbindingen	0.4	0.005	0.5	0.02	2	0.004
zuren(fenolherbiciden & chloor-fenoxycarbonsuur-herbiciden)	ug/l	ug/l	ug/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ug/l
bentazon	64(!)	0,6(!)	64(!)	1(!)	130(!)	0.6(!)
2,4-D	10	0.1	10	0.3	27	0.1
dichloorprop	40	0.4	40	32	3200	0.4
dinoseb	0.03	0.0003	0.03	0.003	0.3	0.0003
dinoterb	0.03	0.0003	0.03	0.1	11	0.0003
DNOC	21	0.2	21	0.7	280	0.2
MCPA	2	0.02	2	0.05	5	0.02
mecoprop	4	0.04	4	0.02	2	0.04
2,4,5-T	9(!)	0,09(!)	9(!)	0,5(!)	50(!)	0.09(!)
carbamaten & dithiocarbamat	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
aldicarb	98	1	98	0.001	0.1	1
benomyl	150	2	150	0.006	0.6	2
carbaryl	230	2	230	0.03	3	2
carbendazim	110	1	110	0.03	3	1
carbofuran	910	9	910	0.02	2	9
maneb	als ETU	-	als ETU	-	-	-
metam-Natrium	35(!)	0,4(!)	35(!)	0,006(!)	0,6(!)	0.4(!)
methomyl	80	0.8	80	0.001	0.1	0.8
oxamyl	1800	18	1800	0.01	1	18
pirimicarb	90	0.9	90	0.02	2	0.9
propoxur	10	0.1	10	0.0001	0.01	0.1
thiram	32	0.3	32	0.008	0.8	0.3
tri-allaat	1900	19	1900	0.2	160	19
zineb	als ETU	-	als ETU	-	-	-

"triazinen, pyridazinen & triazolonen"	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
anilazin	85	0.9	85	0.02	2	0.9
atrazin	2900	29	2900	0.2 (!)	26	29
chloridazon	73000	730	73000	3	350	730
cyanazin	190	2	190	0.01 (!)	2	2
desmetryn	34000(!)	340(!)	34000(!)	4(!)	370(!)	340(!)
metamitron	10000	100	10000	1	95	100
simazin	140(!)	1(!)	140(!)	0,009(!)	0,9(!)	1(!)
synthetische pyrethroiden	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
bifenthrin	1	0.01	1	0.05	5	0.01
cypermethrin	0.09	0.001	0.1	0.004	0.4	0.0009
deltamethrin	0.3	0.004	0.4	0.01	1	0.003
permethrin	0.2	0.003	0.3	0.009	0.9	0.002
aniliden & dinitro-anilinen	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
metazachloor	34000(!)	340(!)	34000(!)	3	260	340(!)
metolachloor	200	2	200	0.03	3	2
propachloor	1300	13	1300	0.06	6	13
quintozeen	2900	31	3100	-	-	29
trifluralin	37(!)	0,4(!)	38(!)	0,1(!)	19(!)	0,4(!)
fenylureum-herbiciden (aromatische chloor-aminen)	ng/l	ng/l	ng/l	ug/kg d.s.	ug/kg d.s.	ng/l
diuron	430	4	430	0.08(!)	9	4
isoproturon	320	3	320	0.05	5	3
linuron	250	3	250	0.09	9	3
metabenzthiazuron	1800	18	1800	0.7	67	18
metobromuron	10000	100	10000	1	110	100
carboximiden	ng/l	ng/l	ng/l	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	ng/l
captafol	28(!)	0,3(!)	28(!)	0,03(!)	3(!)	0,3(!)
captan	110	1	110	0.01	1	1
overige stoffen (getalswaarden uit ENW)	ng/l	ng/l	ng/l	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	ng/l
NTA	-	-	200	-	-	0.2
minerale olie	-	-	-	50	1000	50

PCB's	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ug/kg d.s.</u>	<u>ug/l</u>
PCB-28	-	-	-	1	4	-
PCB-52	-	-	-	1	4	-
PCB-101	-	-	-	4	4	-
PCB-118	-	-	-	4	4	-
PCB-138	-	-	-	4	4	-
PCB-153	-	-	-	4	4	-
PCB-180	-	-	-	4	4	-
screeningsparameters	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>ug/l</u>	<u>mg/kg d.s.</u>	<u>mg/kg d.s.</u>	<u>ug/l</u>
EOX	-	-	-	0.3	-	-
VOX	-	-	5	-	-	-
ETU	-	-	0.005	-	-	-
cholinesterase remming	-	-	0.5	-	-	-

NUTRIENTEN & EUTROFIERINGSPARAMETERS	OPPERVLAKTEWATER			Sediment		Grondwater	
	achtergrond concentratie Noordzee	landelijke streefwaarde	MTR	landelijke streefwaarde	MTR - sed	landelijke streefwaarde	MTR
tot-fosfaat (mg P/l)	0,02 (w)	0,05 (z)	0,15 (z)	-	-	0.4/3(z/kv)	-
tot-stikstof (mg N/l)	0,15 (w)	1 (z)	2,2 (z)	-	-	-	-
nitraat (mg N/l)	-	-	-	-	-	5.6	11.3
ammoniak (mg N/l)	-	-	0.02	-	-	-	-
ammoniumverbindingen	-	-	-	-	-	2.0/10 (z/kv)	-
chlorofyl-a (ug/l)	-	-	100 (z)	-	-	-	-
ZOUTEN							
chloride (mg Cl/l)	-	-	200	-	-	100**	-
fluoride (mg F/l)	-	-	1.5	500 (mg/kg)***	-	0.5 **	-
bromide (mg Br/l)	-	-	8	20 (mg/kg)	-	0.3 **	-
sulfaat (mg SO ₄ /l)	-	-	100	-	-	150 **	-
tot-sulfiden (ug S/l)	-	-	-	2 (mg/kg)	-	10	-

RADIOACTIEVE STOFFEN	OPPERVLAKTEWATER			ZWEVENDE STOF		
	achtergrond concentratie Noordzee	landelijke streefwaarde	MTR	achtergrond concentratie Noordzee	streefwaarde	MTR
(1Bq = 27 pCi)	mBq/l	mBq/l	mBq/l	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
totale a-activiteit (j)	500	100	-	-	-	-
rest b-activiteit (j)	300	200	-	-	-	-
tritium-activiteit (j)	10000	10000	-	-	-	-
radium-226	5	5	-	-	-	-
strontium-90	15	10	-	-	-	-
cesium-137	20	-	-	-	40	-
lood-210	-	-	-	100	100	-
polonium-210	-	-	-	100	100	-
cobalt-58	-	-	-	10	10	-
cobalt-60	-	-	-	10	10	-
jodium-131	-	-	-	-	20	-
overige j-stralers	-	-	-	< 2	2	-

ALGEMENE PARAMETERS	achtergrond concentratie Noordzee	landelijke streefwaarde	MTR	achtergrond concentratie Noordzee	streefwaarde	MTR
kleur, geur, schuim, vast afval, troebeling		niet zichtbaar of ruikbaar verontreinigd				
temperatuur (C)	-	-	25			
zuurstof (mg/l)	-	-	5			
zuurgraad (pH)	-	-	6.5 - 9			
doorzicht (z,meter)	-	-	0.4			
BACTERIOLOGISCHE PARAMETERS						
thermotolerante coli's (80 perc. , MPN/ml)	-	-	20			
enterovirussen / fagen	-	-	afwezig in 10 l			

Legenda

: getalswaarde = interventiewaarde

! : extra onzekerheidsfactor 10 i.v.m. weinig data (EPA/1000)

- geen getalswaarde vastgesteld

* geen bodemtypecorrectie voor zandige sedimenten (org.stof < 10 %)

**: herbeoordeling toelatingsdossier door CTB in 97/98

*** bodemtypecorrectie: $F = 175 + 13 L$ (L = % lutum)

@ de afleiding van deze MTR's wijkt af van de standaardprocedure voor metalen, omdat onvoldoende data beschikbaar zijn voor het vaststellen van een landelijke achtergrond- concentratie, maar zijn voorlopig opgenomen n.a.v. een zaak bij het Europese Hof over de uitvoering van de Richtlijn 76/464/EEG. Bij deze milieukwaliteitsnormen dient de lokale achtergrondconcentratie te worden opgeteld.

w : wintergemiddelde waarden

z : zomergemiddelde waarde voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren

z/kv eerstgenoemde waarde geldt voor zandgebieden, de tweede waarde geldt voor klei- en veengebieden

BIJLAGE 3

MEETPROGRAMMA, -DETECTIEGRENS EN -FREQUENTIE

ORGANISCHE MICRO'S ANALYSE			
	Eenheid	detectiegrens	aantal keer onderzoeks periode
METALEN ONDERZOEK WATER			
		effluent	
arseen	ug/l	< 2	27
cadmium	ug/l	< 0,05	27
chromium	ug/l	< 2	27
koper	ug/l	< 5	27
lood	ug/l	< 1	27
nikkel	ug/l	< 2	27
zink	ug/l	< 5	27
kwik	ug/l	< 0,03	27
METALEN ONDERZOEK SLIB			
arseen	mg/kg ds	<0,5	12 - 17
cadmium	mg/kg ds	<0,5	12 - 17
chromium	mg/kg ds	<20	12 - 17
koper	mg/kg ds	<20	12 - 17
lood	mg/kg ds	<20	12 - 17
nikkel	mg/kg ds	<20	12 - 17
zink	mg/kg ds	<40	12 - 17
BACTERIOLOGISCH ONDERZOEK			
thermotolerante bacterien v/d coligroep 44 °C	p ml		26
kiemgetal 22 °C	p ml		26
BTEXN			
benzeen	ug/l		4
ethylbenzeen	ug/l		4
tolueen	ug/l		4
meta- en paraxyleen	ug/l		4
orthoxyleen	ug/l		4
naftaleen	ug/l		4
PESTICIDEN OCB'S			
alfa-HCH	ug/l		4
beta-HCH	ug/l		4
gamma-HCH	ug/l		4
delta-HCH	ug/l		4
hexachloorbenzeen	ug/l		4
heptachloor	ug/l		4
heptachloorepoxide	ug/l		4
aldrin	ug/l		4

ORGANISCHE MICRO'S ANALYSE			
	Eenheid	detectierens	aantal keer onderzoeks periode
endrin	ug/l		4
isodrin	ug/l		4
telodrin	ug/l		4
2,4-DDE	ug/l		4
4,4-DDE	ug/l		4
2,4-DDD	ug/l		4
4,4-DDD	ug/l		4
2,4-DDT	ug/l		4
4,4-DDT	ug/l		4
alfa-endosulfan	ug/l		4
endosulfansulfaat	ug/l		4
som HCH's (STI-tabel)	ug/l		4
som heptachloor en -epoxide	ug/l		4
som drins (STI-tabel)	ug/l		4
som DDE/DDD/DDT	ug/l		4
som a-endosulfan en -sulfaat	ug/l		4
chloordaan	ug/l		4
HERBICIDEN			
carbendazim	ug/l		11
AMPA	ug/l		11
glyfosaat	ug/l		11
chloorbromuron	ug/l		11
chloorprofam	ug/l		11
chloortoluron	ug/l		11
chloroxuron	ug/l		11
dodemorf	ug/l		11
diuron	ug/l		11
isoproturon	ug/l		11
linuron	ug/l		11
methabenzthiazuron	ug/l		11
metoxuron	ug/l		11
monolinuron	ug/l		11
metobromuron	ug/l		11
prosulfocarb	ug/l		11
N-METHYLCARBAMATEN			
aldicarb	ug/l		11
aldicarbulfon	ug/l		11
aldicarbulfoxide	ug/l		11
butocarboxim	ug/l		11
butocarboximulfoxide	ug/l		11
oxamyl	ug/l		11
methomyl	ug/l		11
ethiofencarb	ug/l		11

ORGANISCHE MICRO'S ANALYSE			
	Eenheid	detectiegrens	aantal keer onderzoekperiode
propoxur	ug/l		11
carbofuran	ug/l		11
carbaryl	ug/l		11
methiocarbsulfon	ug/l		11
PESTICIDEN ORGANO-P			
bromophos-methyl	ug/l		11
bromophos-ethyl	ug/l		11
chloorpyrifos-ethyl	ug/l		11
diazinon	ug/l		11
dichloorvos	ug/l		11
dimethoaat	ug/l		11
disulfoton	ug/l		11
fenthion	ug/l		11
malathion	ug/l		11
mevinphos	ug/l		11
parathion-methyl	ug/l		11
parathion-ethyl	ug/l		11
PESTICIDEN ORGANO-N			
atrazine	ug/l		4
propazine	ug/l		4
simazine	ug/l		4
terbutryn	ug/l		4
bupprofezine	ug/l		4
PESTICIDEN ORGANO-N+P			
pirimicarb	ug/l		11
pyrazophos	ug/l		11
triazophos	ug/l		11
DIVERSEN			
tolclofos-methyl	ug/l		4
heptenofos	ug/l		4
ORGANOHALOGENEENVERBINDINGEN			
EOX uitgedrukt als chloor	ug/l		4
CHLOORFENOLEN dmv gc-eed/fid			
2-chloorfenol	ug/l		4
3-chloorfenol	ug/l		4
4-chloorfenol	ug/l		4
2,6-dichloorfenol	ug/l		4
2,4-/2,5-dichloorfenol	ug/l		4
3,5-dichloorfenol	ug/l		4

ORGANISCHE MICRO'S ANALYSE			
	Eenheid	detectiegrens	aantal keer onderzoeksperiode
3,4-dichloorfenol	ug/l		4
2,4,6-trichloorfenol	ug/l		4
2,3,6-trichloorfenol	ug/l		4
2,3,5-trichloorfenol	ug/l		4
2,4,5-trichloorfenol	ug/l		4
2,3,4-trichloorfenol	ug/l		4
3,4,5-trichloorfenol	ug/l		4
2,3,5,6-tetrachloorfenol	ug/l		4
2,3,4,6-tetrachloorfenol	ug/l		4
2,3,4,5-tetrachloorfenol	ug/l		4
pentachloorfenol	ug/l		4
4-chloor-3-methylfenol	ug/l		4
som monochloorfenolen	ug/l		4
som dichloorfenolen	ug/l		4
som trichloorfenolen	ug/l		4
som tetrachloorfenolen	ug/l		4
som chloorfenolen	ug/l		4

Chemische analyses hormonen	Eenheid	Detectiegrens	Aantal keer in onderzoeksperiode
Bisfenol A	ng/l		2
α -oestradiol	ng/l		2
Estron	ng/l		2
β -oestradiol	ng/l		2
Mestranol	ng/l		2
Ethinylestradiol	ng/l		2

BIJLAGE 4

BELANGRIJKSTE EIGENSCHAPPEN ACETOL 80

(VOLGENS 91/155 EG)

1. IDENTIFICATIE VAN HET PRODUKT

* Handelsnaam van het product : ACETOL 80

2. SAMENSTELLING EN INFORMATIE OVER GEVAARLIJKE BESTANDDELEN.

Waterige oplossing met organische bestanddelen voor afvalwaterbehandeling.

Gevaarlijke bestanddelen:

Benaming naar EG-richtlijnen : Acetol 80
 Gevarensymbool C
 EG-Index-nr. 607-002-01-3

CAS-Nr.	Betitelng	m %	R-zinnen
64-19-7	Methylcarbonzuur	78	34

3. FYSISCHE EN CHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

* Vorm : Vloeibaar
 * Kleur : geelachtig / groenachtig
 * Reuk : azijn

waarde / omvang eenheid methode

* pH-waarde : ca. 4
 * Vlampunt : > 100 °C.
 * Kookpunt : ca. 102 °C.
 * Dichtheid : 1.1 g/ml
 * Oplosbaarheid in water : vermengbaar
 * Viscositeit (20°C.) (m²/s) : ca. 10 mPas
 * Verdere opgave : hete dampen zijn zwaarder dan lucht

4. TOXICOLOGISCHE INFORMATIE

* Acute toxiciteit LD₅₀ rat, oral 3.310 (mg/kg)
 LD₅₀ konijn, dermal 1.060 (mg/kg)
 TC₁₀ mens, inhalatief 816 (ppm/3min.)

Bovenstaande waardes hebben betrekking op Methylcarbonzuur 100%

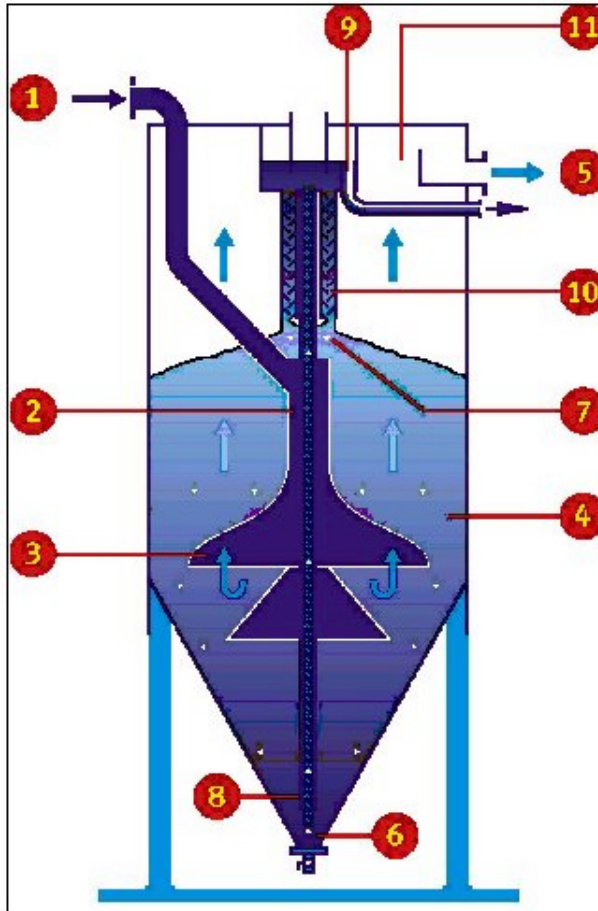
5. ECOLOGISCHE INFORMATIE

- * Toxische invloeden op de : Aquatische Toxiciteit:
ecologie LC₅₀ (Leuciscus idus) : 410 mg/l
(op basis van Azijnzuur 100%)
- * Algemene informatie : Substantie is zeer licht biologisch
afbreekbaar
CZV waarde : ca. 870.000 mg/l
BZV₅ waarde : ca. 870.000 mg/l

- * Bestanddelen: Methylcarbonzuur

BIJLAGE 5

WERKING ZANDFILTRATIE



DWARSDOORSNEDE ZANDFILTER

Het te reinigen water wordt aangevoerd door de voedingsleiding (1). Via de toevoerbuiss (2) en de verdeelarmen (3) wordt het water in het zandbed (4) geleid. Terwijl het water in opwaartse richting door het zandbed wordt gevoerd, vindt het zuiveringsproces plaats. Het gereinigde water verlaat aan de bovenzijde het filter via een overstortrand (5).

Het zandbed beweegt continu naar beneden, terwijl het te reinigen water omhoog stroomt. Het vuile zand (6) wordt onder in het zandbed onttrokken en gewassen, waarna het op de top van het zandbed valt (7).

De zand circulatie wordt gerealiseerd volgens het mammoetpomp-principe waardoor een mengsel van vuil zand met water en lucht door een centrale pijp (8) omhoog wordt geforceerd. Door de heftige beweging die hierbij in het mengsel ontstaat, wordt het vuil los gemaakt van het zand. Boven in de stijgbuis aangekomen, ontwijkt de lucht naar de atmosfeer en stroomt het vuile water over in de spoelwaterafvoer (9). Het zand valt in de

wasser. De hoeveelheid zand dat door de mammoetpomp wordt getransporteerd hangt af van de hoeveelheid lucht door de mammoetpomp.

De wasser (10) met het labyrint zit rondom de mammoetpomp-pijp. Het zand valt door het labyrint omlaag, waarbij het gewassen wordt door een geringe hoeveelheid schoon filtraat dat door de zandwasser omhoog stroomt. De stroming komt tot stand door een niveauverschil tussen filtraat (11) en spoelwater (9).

BIJLAGE 6

STORINGSLIJST MEMBRAANBIOREACTOR

STORINGSANALYSE MBR MAASBOMMEL				
Apparatuur	Storingssoort			Totaal
	Elektrotechnisch	Werktuigbouwkundig	Procestechnisch	
Werktuigen				
Influentpomp			32	32
Trommelzeef				0
Menger 1				0
Menger 2	2			2
Menger 3				0
Menger 4				0
Permeaatafvoerpomp 1			11	11
Permeaatafvoerpomp 2			1	1
Circulatiepomp 1	1			1
Circulatiepomp 2				0
Recirculatiepomp 1		9		9
Recirculatiepomp 2		4		4
Surpluspomp		3		3
Doseerpomp natronloog		5		5
Doseerpomp ijzerchloride				0
Doseerpomp citroenzuur				0
Doseerpomp methanol		1		1
Compressor		9		9
Blower 1				0
Blower 2				0
Metingen				
O2 metingen	2			2
Redox metingen	1			1
Nivo metingen				0
Druk metingen				0
debietmetingen	2			2
temperatuurmeting			2	2
Overig				
Doseerpunten		2		2
Afsluiters		2		2
Bemonsteringskast		1		1
Aanpassingen				0
Plc vastgelopen	5			5
Cip tank vol			3	3
Zuig druk			35	35
persdruk te hoog			30	30
stroomstoring	3			3
Totaal	16	36	114	166

BIJLAGE 7

STORINGSLIJST ZANDFILTRATIE

STORINGSANALYSE ZANDFILTRATIE MAASBOMMEL				
Apparatuur	Storingsoort			
	Elektrotechnisch	Werktuigbouwkundig	Procestechnisch	Totaal
<i>Werktuigen</i>				
Voortstuwvers	2			2
Surplusslibpomp	1			1
Slibretourvijzel		1		1
Vetvanger			1	1
Compressor		3		3
PC systeem	1			1
Mamoetpomp zandfilter			1	1
Beluchters		1		1
Bemonsteringsapparaat	1			1
<i>Metingen</i>				
Zandsnelheidsmeting		1	45	46
Zuurstofmeting		4		4
NOx meting			2	2
PO4 meting			3	3
Filtebedweerstand meting			5	5
Debietmeting	1			1
Niveaumeting		1		1
Drogestofmeting	1			1
<i>Overig</i>				
Hydrant leiding		1		1
Totaal	7	12	57	76