

Gecombineerde toepassing van omgekeerde osmose en anaerobe gisting voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater

1. Inleiding

Met de kwaliteit van de Nederlandse oppervlaktewateren zijn de belangen van landbouw, industrie, recreatie en in toenemende mate de drinkwatervoorziening gemoeid. De zuivering van afvalwater aan de bron is het meest geëigende instrument voor het kwaliteitsbeheer van het oppervlaktewater en zal voor Nederland des te effectiever zijn naarmate de samenwerking van de Rijnoversteden op dit gebied toeneemt.

De bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater, goed voor 35% van de nationale



DRS. ING. J. C. VAN DEN HEUVEL
Laboratorium voor Chemische Technologie
Universiteit van Amsterdam



IR. R. J. ZOETEMEYER
Laboratorium voor Chemische Technologie
Universiteit van Amsterdam

produktie, betekent ten dele het indirect hergebruik van afvalwater uit veelal onbekende bron. Door de verontreiniging van vooral de Rijn, het toenemende drinkwaterverbruik, de beperkte winbare hoeveelheid grondwater en het groeiend potentieel aan zuiveringstechnieken is ook voor Nederland het directe hergebruik van gezuiverd afvalwater in de belangstelling komen te staan. (Zoeteman, 1979). Tevens vormen de vergelijkbare kosten van afvalwaterzuivering en drinkwaterbereiding geen belemmering voor een directer koppeling.

In het nu volgende artikel wordt een integrale benadering van de waterproblematiek beschreven, zoals die is uitgewerkt door de werkgroep Anaerobe Zuivering van de Universiteit van Amsterdam. Deze werkgroep bestaat uit een samenwerkingsverband tussen de Laboratoria voor Chemische Technologie en Microbiologie. Het uitgangspunt behelst een 10-voudige concentrering van huishoudelijk afvalwater d.m.v. omgekeerde osmose gevolgd door een, bij deze concentratie gemakkelijk uitvoerbare, anaerobe vergisting en defosfatering van het ingedikte afvalwater. Het ontstane permeaat (opbrengst 90%) zou kunnen dienen als grondstof voor de drinkwaterbereiding.

Allereerst zal het hart van het proces, de anaerobe gisting en de omgekeerde osmose,

voor zover nodig, worden gekarakteriseerd. Vervolgens zal worden ingegaan op de koppeling van beide processen in vergelijking met de conventionele methode van afvalwaterzuivering voor wat betreft technische, economische en milieuhygiënische aspecten. Tenslotte zullen de opzet en de resultaten van de oriënterende experimenten worden besproken.

2. Biologische afvalwaterzuivering

De in het onderstaande genoemde getallen zijn gemiddelden en in elk handboek voor waterzuivering te vinden; van de minder bekend te achten cijfers is de bron vermeld.

2.1. Aerobe zuivering

Bij de gebruikelijke aerobe zuivering van huishoudelijk afvalwater (540 mg BOD/l, na bezinking 340 mg BOD/l) d.m.v. het actief-slib proces wordt 90% van de oxideerbare organische verbindingen microbiologisch afgebroken en onder intensieve beluchting (benodigde energie 1 kWh/kg BOD) grotendeels omgezet in nieuwe biomassa (opbrengst 0,5 kg/kg BOD) die moet worden afgescheiden en verwerkt. (30% investeringskosten).

Het gezuiverde product bevat het grootste gedeelte van de oorspronkelijke hoeveelheden anorganische verbindingen, nl. 70% van de stikstofverbindingen, 60% van de fosfaten en verder alle andere zouten. Voordat dit op het oppervlaktewater wordt geloosd, kan het eventueel tertiair worden gezuiverd om de fosfaten, die de mate van algengroei bepalen, te verwijderen.

2.2. Anaerobe zuivering

Bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal worden de reducerende equivalenten niet op zuurstof, doch op koolstof overgedragen. Het proces wordt vooral toegepast voor de afbraak van vast organisch materiaal, zoals bij de stabilisatie van secundair slib, doch is ook te gebruiken voor de afbraak van opgeloste organische stof van voldoende concentratie.

Anaerobe waterzuivering heeft, bij dezelfde omzettingsgraad, enkele potentiële voordelen t.a.v. de aerobe methode:

- geen energieverbruik voor aeratie, doch het vrijkomen van nuttige energie in de vorm van methaan: 0,3 Nm³/kg BOD.
- hogere slibconcentratie waardoor hogere volumebelasting mogelijk: 10 - 15 i.p.v. 2 - 2,5 kg BOD/m³.d. Hierdoor wordt een verlaging van bouwkosten mogelijk gemaakt; deze bedragen bij het aerobe proces 30% van de operatiekosten.
- het slib (opbrengst 0,1 kg/kg BOD) heeft een hoog droge stof gehalte en is

gestabiliseerd, zodat geen intensieve nabehandeling noodzakelijk is.

Als nadelen van het proces kunnen worden genoemd de betrekkelijke instabiliteit, met kans op verzuring van de reactor, en de benodigde temperatuur van 30° C. In deze laag-calorische warmtebehoefte zouden echter de meeste industriële koelwaters kunnen voorzien mits de transportkosten acceptabel zijn; in het volgende is hier van uitgegaan.

Het anaerobe proces verloopt in twee stappen: een groep van zuurvormende micro-organismen bewerkstelligt de hydrolyse en de verzuring van het substraat, terwijl vervolgens de methaanvormende micro-organismen de tussenproducten omzetten tot methaan. Instabiliteit en falen van het anaerobe proces kan veroorzaakt worden door substraatremming: te hoge concentraties aan zuren, geproduceerd door de snel groeiende zuurvormers, kunnen de stofwisseling van de langzaam groeiende methaanvormers remmen.

2.3. Het anaerobe twee-traps proces

Het verschil in groeisnelheid en andere fysiologische eigenschappen, kunnen echter worden gebruikt voor de scheiding van beide groepen micro-organismen in twee, hydraulisch verschillend belaste, reactoren in serie. (Pohland et al., 1971). De procescondities in deze reactoren zijn dan afzonderlijk en optimaal in te stellen; uiteraard vergt dit meer controle en regeling van de procesparameters dan bij het aerobe proces en bij het één-traps anaerobe proces het geval is. (Graef et al., 1973).

Het onderzoek aan de Universiteit van Amsterdam richt zich op deze 'fasenscheiding' (Cohen et al., 1979) en de optimale instelling van verzuring en methaangisting (Zoetemeijer et al., 1979). Bij de CSM te Breda is sinds kort een twee-traps systeem op pilot-plant schaal in bedrijf.

2.4. De anaerobe behandeling van huishoudelijk afvalwater

De vereiste opwarming van het afvalwater, waarvoor een deel van het ontstane gas moet worden gebruikt, en de uitspoeling van de methaanvormers bij korte vloeistofverblijftijden, hebben geleid tot het idee dat het anaerobe proces alleen geschikt zou zijn voor geconcentreerde afvalwaterstromen. (10.000 - 100.000 mg COD/l). Door de ontwikkeling van de zgn. upflow-reactor, waarin gebruik gemaakt wordt van de zeer goede bezinkings-eigenschappen van methaanslib, is het echter ook mogelijk meer verdunde afvalwaters (min. 1500 mg COD/l) te behandelen. (Lettinga et al., 1974). De schaalvergroting van de upflow-reactor

naar een praktijkreactor van 200 m³ voor de methaangisting is onderzocht door de TH-Delft (Heertjes et al., 1978) en gerealiseerd bij de CSM te Halfweg.

Voorbezonden huishoudelijk afvalwater moet wat betreft het anaerobe proces als zeer verdund worden aangemerkt.

Gesteld kan worden dat de toepassing van het anaerobe proces op voorbezonden huishoudelijk afvalwater in de praktijk mogelijk zal zijn na een 5 à 10-voudige concentratie: de slibuitspoeling zou minder kritisch worden, er hoeft aanzienlijk minder water te worden opgewarmd en er komt minder opgeloste zuurstof mee. Uitgaande van een zuiveringsgraad van 90% hoeft dan bovendien slechts een 5 à 10 maal geringere hoeveelheid effluent aerob nabehandeld te worden.

Na een dergelijke concentrering is er nog geen remmende werking van zouten, niet-afbreekbare en eventueel toxische verbindingen uit huishoudelijk afvalwater te verwachten. (Lettinga et al., 1972).

2.5. Slibgisting

Het bij de behandeling van huishoudelijk afvalwater verkregen primaire en secundaire slib wordt veelal gezamenlijk anaeroob vergist in één trap, al dan niet bij 30° C. De te verwarmen volumestroom bedraagt dan ca. 10% van de totale aanvoer. De vergisting van het primaire slib levert ca. 10 l CH₄/i.e.

Men zou de aerobe behandeling van bezonken huishoudelijk afvalwater kunnen beschouwen als een methode waarbij uitsluitend het organisch materiaal geconcentreerd wordt tot surplus-slib. Door de substraatdissimilatie bij het aerobe proces en de afbreekbaarheid van het secundaire slib, levert dit bij de slibgisting slechts 5 l CH₄/i.e., d.w.z. 25% van het methaan dat gewonnen kan worden op grond van de BOD verwijdering uit het afvalwater.

In het nu volgende zal een concentreringsmethode worden besproken die energetisch weliswaar gunstiger uitvalt, doch meer electriciteit verbruikt; daar tegenover staan dan wel belangrijke voordelen.

3. Omgekeerde osmose

Omgekeerde osmose of hyperfiltratie is een scheidingsmethode waarbij een voedingsstroom onder druk (4-10 MPa) wordt geconcentreerd doordat 'zuiver' water via een semi-permeabel membraan wordt afgescheiden (permeaat of filtraat). De meeste organische verbindingen worden volledig tegengehouden, bij de anorganische verbindingen bedraagt de retentie ca. 95%.

De flux van het permeaat ligt, voor de zgn. buisvormige membranen, in de orde van 10⁻⁶-10⁻⁵ m/s. De voor de druk benodigde energie (Schippers, 1978) kan bij voldoende grote installaties gedeeltelijk worden teruggewonnen m.b.v. een turbine bij de drukreductie van het concentraat, de zgn. brijn. Veel onderzoek richt zich op de membraanverbetering (t.a.v. retentie en flux) en de al dan niet mechanische membraanregeneratie. Omgekeerde osmose vindt op praktisch-schaal toepassing in droge gebieden als ontzoutingstechniek voor grond- en zee-water t.b.v. de drinkwaterbereiding. Op semi-technische schaal is op economische wijze primair afvalwater gezuiverd en secundair effluent tertiair behandeld. (Cruver et al., 1974).

3.1. De omgekeerde osmose van huishoudelijk afvalwater

Als concentratietechniek voor huishoudelijk afvalwater biedt omgekeerde osmose energetisch de meeste perspectieven daar er geen fasenovergang plaats vindt. De problemen bij de toepassing van omgekeerde osmose zijn gelegen in de vervuiling van de membranen die op den duur optreedt en uiteindelijk kan leiden tot volledige verstopping van de poriën in het membraan. Om deze reden komen voor huishoudelijk afvalwater alleen buisvormige membranen voor praktische toepassing in aanmerking; deze zijn op eenvoudige wijze mechanisch te reinigen m.b.v. sponsballen.

Voor periodieke reiniging bestaan reeds geautomatiseerde systemen.

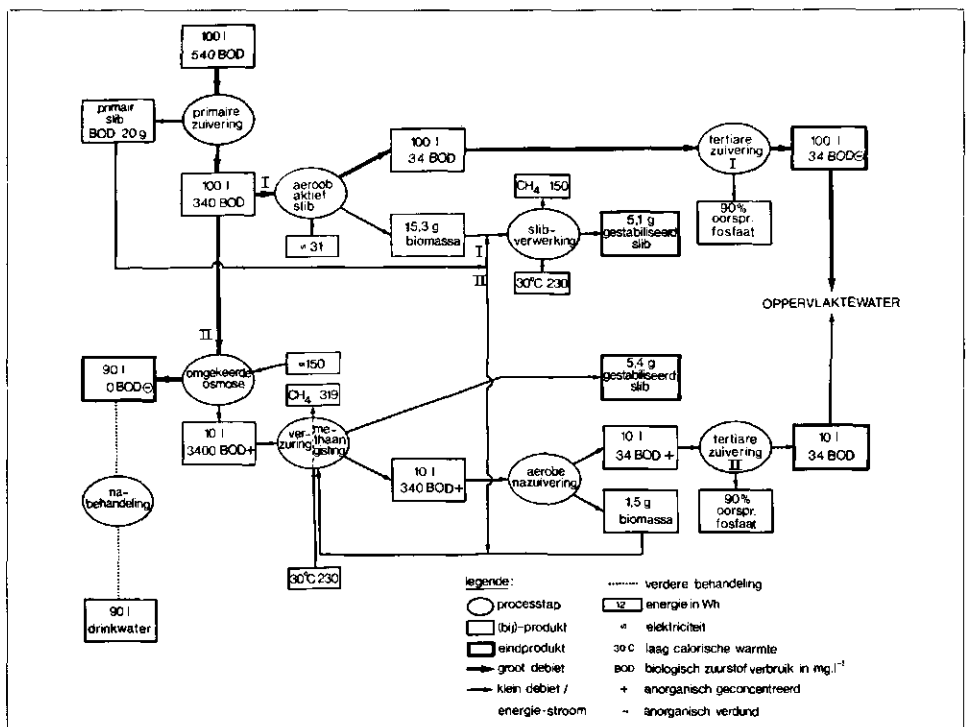
Het geïnstalleerd membraanoppervlak voor buisvormige membranen bedraagt ca. 150 m²/m³ (Sourirajan, 1970), zodat een productie van 13-130 m³/m³. dag kan worden verkregen.

Ultrafiltratie, een verwante techniek bij lagere drukken, is als concentreringsmethode in dit geval niet geschikt vanwege de hoge doorlaatbaarheid voor ureum en zouten.

4. De combinatie van omgekeerde osmose en anaerobe gisting

De koppeling van omgekeerde osmose (concentrerings 10x) en twee-traps anaerobe gisting (II) is schematisch weergegeven in afb. 1 en wordt vergeleken met het actief-slib proces (I) bij eenzelfde, en ons inziens noodzakelijke, lage fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Hierbij is uitgegaan van 1 inwoner equivalent : 54 g BOD in 100 l water; in Nederland wordt dit gehalte aan organische stof niet altijd gehaald. Voor het rendement van elke processtap is 90% genomen en voor de overall-slibopbrengst 10%; het anorganisch gedeelte van het primaire slib is hierbij niet in rekening gebracht. De overige getallen zijn als in hoofdstuk 2 en 3 of volgens de vermelde bronnen, waarbij de invloed van het watergehalte van slib op een debiet is verwaarloosd. Wat betreft de energetische aspecten

Afb. 1 - Systematische vergelijking van aerobe zuivering met de gecombineerde toepassing van omgekeerde osmose en anaerobe gisting, uitgaande van 1 i.e. en gelijke fosfaatbelasting van het oppervlaktewater.



zijn alleen de belangrijke bijdragen aan beide processen opgenomen.

Het gecombineerde proces als geheel onderscheidt zich door de volgende, systematische aspecten.

- de concentratie-stap.
- het vrijkomen van zoutarm permeaat zonder rest-BOD, dat kan dienen als grondstof voor de drinkwaterbereiding.
- het vrijkomen van methaangas bij de zuivering van de afvalwaterstroom; de benodigde laag calorische warmte wordt gedeeltelijk geleverd door de opwarming van de brijn in de concentratiestap.
- het ontbreken van een apart slibverwerkingssysteem.
- de benodigde aerobe nazuivering.
- de goedkope defosfatering van de ook in anorganisch opzicht 10 x geconcentreerde processtroom.
- de 10x geringere organische belasting van het oppervlaktewater (heffing!) doordat de effluentlozing tot 10% gereduceerd is.
- voor het procesgedeelte na de concentrering geldt een installatiegrootte van 10% van het hoofddebiet.

4.1. Milieuhygiënische aspecten

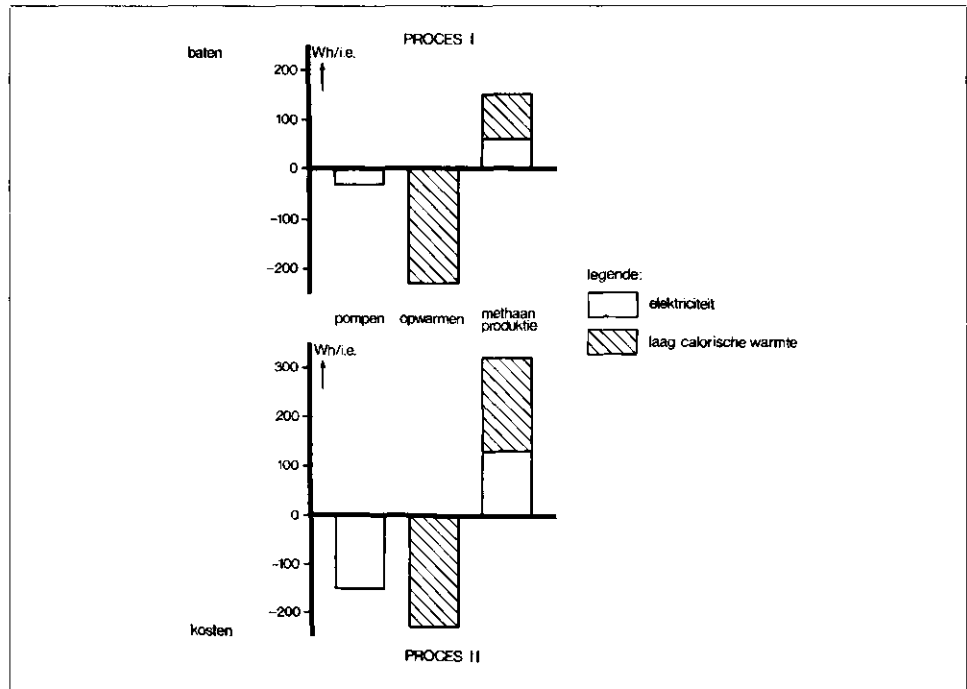
Hoe de kosten-baten analyse van het gecombineerde proces uitvalt hangt sterk af van de waardering van oppervlaktewaterkwaliteit, ruimtebeslag en de milieu-parameters betreffende duininfiltratie en spaarbekkens.

Onafhankelijk van de waardering echter, zullen de gevolgen niet onaanzienlijk zijn. Men kan stellen dat het permeaat beter zal zijn dan het nu geïnfilterde Rijnwater en dat het oppervlaktewater, wat de huishoudens betreft, 10 x lager zou worden belast! Daar de huishoudens de voornaamste fosfaat-bron vormen (Scholte Ubink, 1972) betekent dit tevens een krachtige aanpak van de eutrofiëring van de oppervlaktewateren.

4.2. Technisch-economische aspecten

Technisch-economisch gezien zijn er voldoende aanwijzingen dat de extra kosten voor de concentreringsstap (vooral electriciteit en membranen) en voor de procesvoering van de anaerobe reactor en de aerobe nazuivering, kunnen worden gedekt door de baten: permeaat, methaan, gestabiliseerd slib, goedkope defosfatering, geringe zuiveringsheffing en gereduceerde installatiegrootte.

Bekijken we bij de gegeven concentratie van het afvalwater alleen de energetische aspecten, afb. 2, dan blijkt dat het gecombineerde proces totaal ca. 50 Wh/i.e. minder nodig heeft dan het conventionele proces; wat betreft de elektrische energie vergt het



Afb. 2 - Energiebalans van beide processen, waarin opgenomen de relevante bijdragen.

gecombineerde proces ca. 50 Wh/i.e. meer. Hierbij is uitgegaan van de opwerking van het geproduceerde methaan in electriciteit met een rendement van 40% terwijl de laag calorische warmte die hierbij ontstaat geheel wordt teruggevoerd. Eventuele warmte-uitwisseling van effluent en influent is niet in deze beschouwing opgenomen, evenals terugwinning van de drukenergie van de brijn m.b.v. een turbine (ca. 11 Wh/i.e.) en de dan optredende verwarming van de brijn tijdens de concentratie-stap. (ca. 7 Wh/i.e.)

Uitgangskonzentratie en concentratiefactor zullen gevoelige procesparameters zijn, terwijl de membraanvervuiling een belangrijk kostenaspect zal vormen. Een voorbehandeling van het huishoudelijk afvalwater ter vermindering van de membraanvervuiling zou kunnen bestaan uit zandfiltratie waarbij door terugspoeling met brijn het afgefilterde vergistbare materiaal naar de anaerobe reactor wordt gevoerd.

Het bovenstaande is ook van toepassing op biologische afbreekbaar industrieel afvalwater en de produktie van 'zuiver' proceswater, de overige omstandigheden gelijk blijvend.

4.3. Een andere aanpak: hyperfiltratie van gecoaguleerd secundair effluent

Het KIWA onderzoekt een proces waarbij drinkwater wordt gewonnen uit stedelijk afvalwater door omgekeerde osmose toe te passen op gecoaguleerd, secundair effluent (Schippers et al., 1979), dus na de aerobe organische zuivering. Ook hier zou gemakkelijk defosfatering op de brijn zijn

toe te passen. De voornaamste systematische verschillen met het geschetste anaerobe proces zijn dan gelegen in de nabehandeling van de drinkwatergrondstof, het vrijkomende methaan, de slibverwerking en de organische belasting van het oppervlaktewater, aangenomen dat de totaal benodigde elektrische energie vergelijkbaar is.

Wat betreft de procesvoering zal membraanvervuiling bij de omgekeerde osmose van voorbehandeld secundair effluent een relatief geringe rol spelen.

5. Experimenteel

Het concept van het geschetste gecombineerde zuiveringsproces is mede ontwikkeld in het kader van de uitbouw van de kennis van het anaerobe proces naar praktische, meer verdunde afvalwaterstromen. Om de haalbaarheid ervan te kunnen beoordelen zijn enige inleidende experimenten gedaan, die tot doel hadden na te gaan:

- de mogelijkheid tot 10-voudige concentrering van voorbezonken huishoudelijk afvalwater m.b.v. omgekeerde osmose
- de mate van membraanvervuiling
- de anaerobe vergistbaarheid van de brijn in twee trappen
- de kwaliteit van het permeaat.

Deze inleidende proeven zijn, in een periode van 2 maanden, uitgevoerd met de op dat moment beschikbare apparatuur, die op zichzelf goed functioneerde, doch dimensioneel niet op elkaar was afgestemd. Zo moest in 'single-pass' en ladingsgewijs worden gewerkt met een robuuste omgekeerde osmose installatie; hierdoor was

het meten van het electriciteitsverbruik niet zinnig en de indikking door het inwendig volume van de installatie beperkt tot ca. 8x. Het anaerobe proces heeft continu gedraaid met een redelijk belaste verzuringsreactor en een laag belaste methaanreactor, de laatste bij kamertemperatuur.

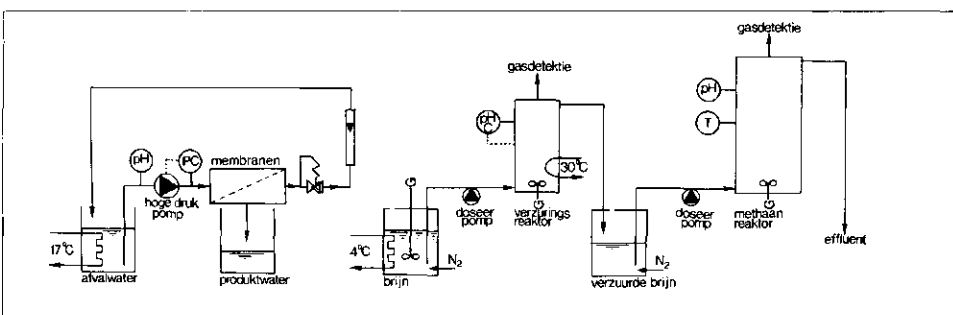
5.1. Opzet

Het schema van de proefopstelling is gegeven in afb. 3, terwijl afb. 4 een gedeelte van de installatie zoals die is opgesteld toont. Elke dag is 110 l voorbezonden huishoudelijk afvalwater van de RWZI Amsterdam-N (gescheiden stelsel, 90% huishoudelijk afvalwater) na aanzuren ingedikd, hetgeen 4 uur in beslag nam. Na elke charge werden de membranen m.b.v. sponsballen gereinigd en respectievelijk gespoeld met een 1% detergent oplossing en een 50 mg/l NaOCl oplossing om verstopping en aantasting van de membranen te voorkomen. De geproduceerde brijn (7,8 l), samen met het bij de reiniging verkregen materiaal, werd in de loop van 24 h gevoerd aan de anaerobe verzuringsreactor (1 l upflow, 30° C, pH = 6), die geënt was met actief slib. Om 'vroegtijdige' afbraak te voorkomen werd de brijn tijdens de indikking gekoeld tot 17° C en vervolgens tot 4° C. De verzuurde brijn werd via een tussenvat gevoerd naar de methaanreactor (30 l upflow, omgevingstemperatuur, geen pH regeling) die geënt was met slib uit de methaanreactor van de CSM te Halfweg. Monsters zijn direct ingevroren of direct geanalyseerd volgens standaardmethoden.

5.2. Resultaten

De gepresenteerde resultaten zijn verkregen na een opstartperiode van 2 weken. De analyses van de verschillende processtromen zijn gemiddeld over de proefperiode en worden gegeven in tabel I; hierin zijn zowel de parameters van de omgekeerde osmose als die van de anaerobie vermeld. Tabel II geeft aan hoe de omgekeerde osmose heeft gefunctioneerd; voor het behoud van een acceptabele flux was voor elke charge een tussentijdse reiniging met

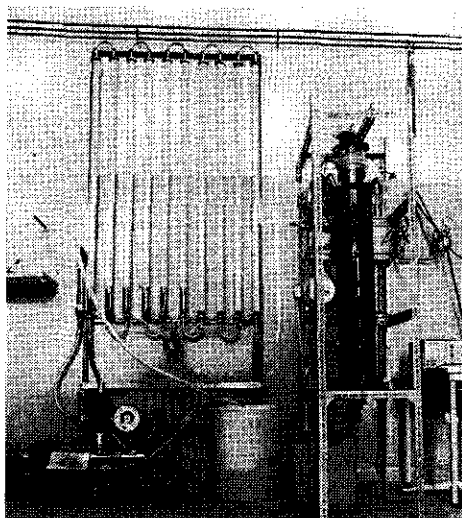
Afb. 3 - Schema van de proefopstelling.



TABEL I - Gemiddelde samenstelling processtromen.

Parameter	Primair afvalwater	Permeaat	Brijn	Effluent * verzuring	Effluent * methaanreactor	Eenheid
pH	7,6	6,0	7,5	6,0	7,0	
κ	1384	300	10.300			μS/cm
Cl ⁻	212	69	2105			mg/l
Ca	102	9	826			mg/l
SO ₄ ²⁻	106	<0,5	692	646	290	mg/l
D ₅₅₀	0,35 *	n.d.	3,0 *	0,21	0,06	
SS	200	n.d.	1500			mg/l
BOD	112	n.d.	780	348	9	mg/l
COD	291	0-4	2020	1004	258	mg/l
Kj-N	55	15	273	269	207	mg/l
NH ₄ -N	43	11	221	237	195	mg/l
NO ₂ -N	0,13	0,1	0,9	0,1	0,3	mg/l
NO ₃ -N	0,2	<0,05	1	0,6	0,3	mg/l
P-tot	14	0,2	66	15	7,5	mg/l
Cu	0,12	0,07	9,0			mg/l
Zn	0,3	0,1	2,4			mg/l

* afgecentrifugeerd n.d. = niet detecteerbaar



Afb. 4 - De omgekeerde osmose opstelling met daarnaast de methaanreactor.

sponsballen nodig bij een indikking van ca. 5x.

De gemiddelde flux was na 2 maanden gebruik (250 bedrijfsuren) nog niet meetbaar afgenomen.

De resultaten van de anaerobie worden samengevat in tabel III.

5.3. Bespreking

Uit Tabel I en II blijkt dat de concentrering (7,7x) van huishoudelijk afvalwater

TABEL II - Omgekeerde osmose.

werkdruk	4	MPa
retentie (op geleidbaarheid)	97	%
permeaatopbrengst	87	%
indikking (op volume)	7,7	maal
flux permeaat	7,8.10 ⁻⁶	m ³ /m ² .s
stroomsnelheid brijn	1,75	m/s
sponsballen reiniging	2	maal/charge

TABEL III - Anaerobie.

BOD verwijdering	99	%
COD verwijdering	87	%
Kj-N verwijdering	24	%
P verwijdering	89	%
gasproductie	0,35	Nm ³ /kg BOD
methaangehalte	78	%
belasting verzuring	5,6	kg BOD/m ³ .d
belasting methaangisting	0,2	kg BOD/m ³ .d

d.m.v. omgekeerde osmose goed heeft gewerkt. De retentie over de gehele charge van 97% heeft, evenals de flux, geen achteruitgang te zien gegeven tijdens de proefperiode. Blijkbaar is de membraankwaliteit niet gedaald en hebben colloïden en/of CaSO₄ in de brijn geen blijvende verstopping veroorzaakt. Daar de membraanleeftijd wordt bekort boven een pH van 7, is het primaire afvalwater aangezuurd met geconcentreerd HCl tot een pH van 6,5 en als gevolg hiervan heeft de brijn een relatief hoog Cl⁻gehalte. Tijdens het indikken wordt de pH van permeaat en brijn 'uit elkaar getrokken' waardoor tegen het einde van een charge de pH van de brijn boven de 7 stijgt.

Op grond van het gehalte aan Cu en Zn van de brijn heeft voor de anaerobie geen remmende invloed te worden verwacht.

Het permeaat bevatte soms enig COD, hetgeen mogelijk veroorzaakt was door contaminatie via het opvangvat. Nabehandeling zal alleen nodig zijn wat betreft het N-gehalte.

De BOD van het primaire afvalwater is aan de lage kant, doch wordt uitstekend afge-

broken door de anaërobie, waarbij een goede methaanproductie optreedt. (tabel III). Daar de aanpassing van methaanslib op een substraat enkele maanden in beslag neemt (Hobson et al., 1974) was voor deze inleidende proeven gekozen voor een laag belast systeem.

Uit de optische dichtheid bij 550 nm van het afgecentrifugeerde effluent blijkt de verregaande hydrolyse van colloïden tijdens het anaërobie proces.

De BOD en COD getallen van het afgecentrifugeerde effluent van de verzuringsreactor (die nauwelijks BOD afbreekt) geven aan dat ca. de helft daarvan als SS (suspended solids) aanwezig was. Ook de cijfers van het effluent van de methaanreactor zijn om deze reden mogelijk geflatteerd; een uitgebreide slibanalyse kan hierin duidelijkheid geven.

De reductie van de Kjeldahl-N is vergelijkbaar met aerobe systemen. Uit de N-cijfers blijkt dat vooral de methaangisting organische stikstof gebruikt, terwijl ook denitrificatie optreedt. Sulfaatreductie vindt plaats tot het verwachte niveau van ca. 300 mg/l (Zoetemeyer, 1978), in het afgas van de methaanreactor was H₂S te ruiken. Voor de aanzienlijke reductie van het fosfaatgehalte hebben we nog geen verklaring.

6. Conclusies

Het onderzoek had tot doel na te gaan of de behandeling van huishoudelijk afvalwater m.b.v. omgekeerde osmose en anaërobie gisting volgens het gepresenteerde idee, voordelen zou bieden t.o.v. de conventionele methode van waterzuivering. Inleidende proeven die gedurende 2 maanden zijn uitgevoerd, zijn bevredigend verlopen m.b.t. enkele belangrijke aspecten van het proces:

- de membraanvervuiling en de flux
- de kwaliteit van het permeaat
- de BOD verwijdering door anaërobie vergisting van het concentraat
- de methaanproductie

Op grond van deze resultaten kan worden gesteld dat dit gecombineerde proces perspectieven biedt voor toepassing in de praktijk.

Het verdere onderzoek zal zich richten op de energieproblematiek (met name het elektriciteitsverbruik), de membraanvervuiling op langere duur, het uit economische overwegingen minimaal benodigde BOD-gehalte van het te zuiveren afvalwater, de invloed van de concentratiefactor en de toelaatbare belasting van het anaërobie proces, vooral de methanogene stap.

De maatschappelijk relevante 'vertaling' van deze technische gegevens zal bestaan uit een kosten-baten analyse van het gecombineerde proces met medeneming van de milieu-parameters.

7. Dankbetuiging

De auteurs willen gaarne hun dank betuigen aan de volgende personen en instellingen:

Ir. J. Aufderheyde, Dr. ir. D. Koenhen, H. Eggengoor en H. Wassink van Wafilin BV te Hardenberg voor de introductie op en het gebruik van de omgekeerde osmose apparatuur.

Drs. V. van den Bergen, J. Duinker en T. Poot van Publieke Werken Amsterdam (afd. Riolering en Waterbeheersing) voor hun medewerking en het uitvoeren van de substantiële analyses.

Dr. ir. G. Lettinga van de Landbouwhogeschool Wageningen voor het beschikbaar stellen van de methaanreactor.

Literatuur

- Cohen, A., Zoetemeyer, R. J., Andel, J. G. van, (1979). *Anaerobic digestion of glucose with separated acid production and methane formation*. Wat. Res. (13) 571-580.
- Cruver, E., Nusbaum, I. (1974). *Application of reverse osmosis to waste-water treatment*. JWPCF (46) 301-311.
- Graef, S. P., Andrews, J. F. (1973). *Mathematical modeling and control of anaerobic digestion*. AIChE Symposium Series No. 136, (70) 101-131.
- Heertjes, P. M., Meer, R. R. van der (1978). *Dynamics of liquid flow in an upflow reactor, used for anaerobic treatment of waste water*. Biotech. Bioeng. (20) 1577-1594.
- Hobson, P. N., Bousfield, S., Summers, R. (1974). *Anaerobic digestion of organic matter*. CRC Crit. Rev. in Envir. Contr. (4) 131-191.
- Lettinga, G., Fohr, P. G., Janssen, G. G. W. (1972). *Toepassing van methaangisting voor de behandeling van geconcentreerd afvalwater*. H₂O (5) 510-517.
- Lettinga, G., Velsen, A. F. M. van (1974). *Toepassing van methaangisting voor de behandeling van minder geconcentreerd afvalwater*. H₂O (7) 281-289.
- Pohland, F. G., Ghosh, S. (1971). *Anaerobic stabilisation of organic wastes — the two-phase concept*. Environ. Letters (1) 255-266.
- Schippers, J. C. (1978). *De bereiding van drink- en industriewater met hyperfiltratie uit grond- en oppervlaktewater*. PT Proc. techniek (33) 503-512.
- Schippers, J. C., Hofman, J. M. (1979). *Bereiding van drinkwater uit stedelijk afvalwater met hyperfiltratie*. H₂O (12) 241-245.
- Scholte Ubink, D. W. (1972). *Omstandigheden en processen welke de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland in belangrijke mate bepalen, met nadruk op de fosforbelasting*. TNO-Delft, werkrapport A 68.
- Sourirajan, S. (1970). *Reverse Osmosis*. Logos Press Ltd., London-Ac. Press, N.Y., New York.
- Zoeteman, B. C. J. (1979). *Hergebruik van afvalwater in Nederland?* H₂O (12) 236-240.
- Zoetemeyer, R. J. (1978). Ongepubliceerd resultaat.
- Zoetemeyer, R. J., Heuvel, J. C. van den, Cohen, A. (1979). *pH-Influence on the acidogenic dissimilation of glucose*. Wat. Res., submitted for publication.

VU organiseert Rijncolloquium

Gedurende de periode 13 februari tot en met 2 april organiseert de hydro(geo)logie-sectie van het Instituut voor Aardwetenschappen VU Amsterdam een colloquimserie georganiseerd over het thema De Rijn.

Op woensdagmiddagen van 13.30 - 17.30 uur zullen de volgende genodigden spreken over onderwerpen zoals geografie, geologie, geomorfologie, hydrogeologie, ecologie, klimaat, hydrologie, waterkwaliteit en juridische aspecten van het Rijngebied.

13 februari 1980:

Dr. K. Hofius

'Geographie und Geomorphologie des Rheingebietes'

Dipl.-Ing. Struckmeier

'Geologie und Hydrogeologie des Rheingebietes'.

20 februari 1980:

Prof. Dipl. met H. Schirmer

'Anwendung Klimatologischer Erkenntnisse für Zwecke der Hydrologie'.

5 maart 1980:

Ir. J. W. van der Made en Ing. H. ter Horst

'Hydrologie en Internationale Hydrologische Samenwerking in het Rijngebied'.

12 maart 1980:

Dr. H. A. M. de Kruijff

'Gedrag van Organische Verontreiniging in het Rijngebied'.

19 maart 1980:

Ir. H. van der Tuin en Ir. J. Janse

'Water, Zout en Sedimentbeweging in de Benedenrivieren'.

26 maart 1980:

Dr. A. Lelek

'Conservation of Wetlands and Backwaters of the UpperRhine with Respect to Ecology of Fish'.

2 april 1980:

Mr. J. Tegers en Mr. A. H. A. Soons

'Juridische Aspecten van de Verontreiniging van de Rijn'.

Belangstellenden zijn welkom.

Plaats: Vrije Universiteit, Instituut voor Aardwetenschappen, Zaal M 143, de Boelelaan 1085, Amsterdam.

Inlichtingen: Dr. Ir. E. Seyhan (020) 5484148 en Dr. H. van Lunsen (020) 5483564.

Cursus 'Risk benefit analysis in a multi-objective framework'

Onder het thema 'Risk benefit analysis in a multi-objectieve framework' organiseert het Case Institute of Technology in Cleveland, Ohio, van 19 t/m 23 mei 1980 een cursus. Inlichtingen: Short Course, c/o M. A. Pelot, Assistant to dr. Haimes, Rm. 612 C Crawford Bldg., Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio 44106, U.S.A.

