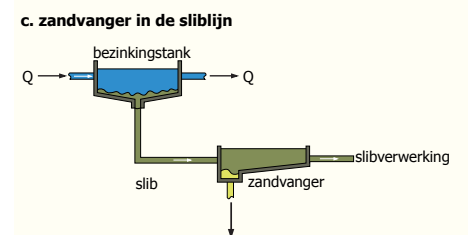
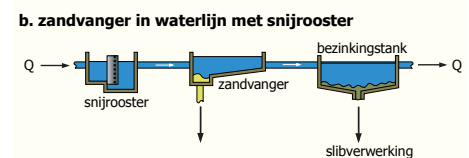
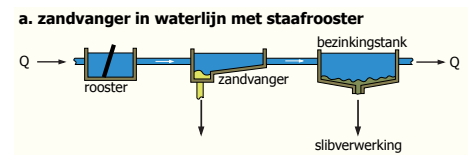
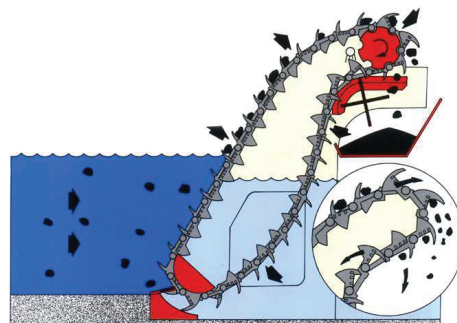
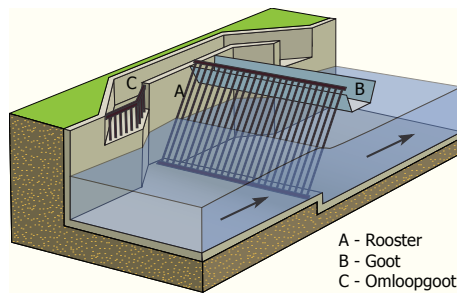
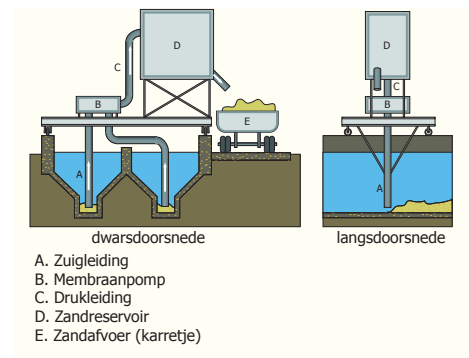
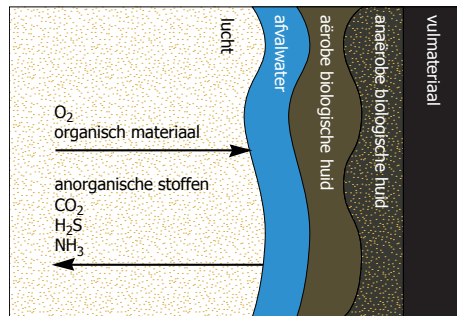


Afvalwater-behandeling



Inhoudsopgave

Ten geleide	5
1. Inleiding	7
1.1 Waterverontreiniging	
1.2 Wettelijk kader	
1.3 Kosten	
2. Samenstelling afvalwater	8
2.1 Water en verontreinigingen	
2.2 Afvalwater	
2.3 Afvalwaterproductie	
2.4 Samenstelling	
2.5 Soorten verontreinigingen	
2.6 Industrieel afvalwater	
2.7 Organische en anorganische stoffen	
2.8 Afmetingen en bezinkbaarheid	
2.9 Slib	
2.10 Zuurstof	
2.11 Zuurstofverbruikende stoffen	
2.12 Biochemisch zuurstofverbruik (BZV)	
2.13 Chemisch zuurstofverbruik (CZV)	
2.14 Kjeldahl-stikstof	
2.15 Hygiënische aspecten	
2.16 Lozingseisen	
2.17 Hergebruik	
3. Ontwerpuitgangspunten	15
3.1 Biologische capaciteit	
3.2 Hydraulische capaciteit	
3.3 Gegevens van Nederlandse rwzi's	
4. Rioolwaterzuiveringsinrichtingen, algemene aspecten	16
5. Roosters	18
5.1 Algemeen	
5.2 Staafroosters	
5.3 Dimensionering van staafroosters	
5.4 Spleetwijdte	
5.5 Continurooster	
5.6 Zeven	
5.7 Snijroosters	
5.8 Roostervuilverwerking	
6. Zandvangers	20
6.1 Algemeen	
6.2 Dimensionering	
6.3 Gootzandvanger	
6.4 Vlak- of Dorr-zandvanger	
6.5 Hydrocycloon	

7.	Voorbezinking	23
7.1	Inleiding	
7.2	Bezinking in de praktijk	
7.3	Ontwerpaspecten	
7.4	Ronde tanks	
7.5	Rechthoekige tanks	
8.	Oxydatiebedden	27
8.1	Algemeen	
8.2	Biologische huid	
8.3	Vulmateriaal	
8.4	Constructieve aspecten	
8.5	Zuurstofvoorziening	
8.6	BZV-belasting	
8.7	Spoelwerking	
8.8	Recirculatie	
8.9	Slibproductie en bezinking	
8.10	Dimensionering	
9.	Actief-slibproces	34
9.1	Algemeen	
9.2	Biologische stofwisseling	
9.3	Slibbelasting	
9.4	Actief-slib	
9.5	Dimensionering	
9.6	Zuurstofverbruik	
9.7	Beluchtingssystemen	
9.8	Uitvoeringsvormen	
9.9	Nabezinking	
10.	Stikstofverwijdering	47
10.1	Algemeen	
10.2	Nitrificatie	
10.3	Denitrificatie	
10.4	Toepassingen	
10.5	Dimensionering	
11.	Fosfaatverwijdering	48
11.1	Algemeen	
11.2	Chemische precipitatie	
11.3	Biologische defosfatering	
11.4	Dimensionering	
12.	Vergaande behandeling	50
12.1	Algemeen	
12.2	Diepbedfilter	
12.3	Chloring	
13.	Indikking van slib	51
13.1	Algemeen	
13.2	Slibsamenstelling	
13.3	Slibhoeveelheden	

13.4	Indikking	
13.5	Gravitatie-indikker	
13.6	Mechanische indikking	
14.	Slibgisting	54
14.1	Algemeen	
14.2	Theorie	
14.3	Uitvoeringsvormen (in historisch perspectief)	
14.4	Drogestofafbraak	
14.5	Dimensionering	
14.6	Uitvoering	
15.	Slibverwerking	58
15.1	Algemeen	
15.2	Conditionering	
15.3	Slibontwatering	
15.4	Thermische behandeling	
16.	Bedrijfsvoering	59
16.1	Inleiding	
16.2	Energie	
16.3	Chemicaliën	
16.4	Personeel	
16.5	Milieuhinder	
16.6	Afvalstoffen	
16.7	Automatisering	
17.	Ontwerpaspecten	61
17.1	Inleiding	
17.2	Projectmanagement	
17.3	Hulpmiddelen	
17.4	Alternatieven/keuzes	
17.5	Onderzoek, testen	
17.6	Vergunningen	
17.7	Civiele aspecten	
18.	Kosten	63
18.1	Inleiding	
18.2	Investerings	
18.3	Bedrijfskosten	
18.4	Totale kosten	

Ten geleide

De colleges afvalwaterbehandeling hebben tot doel om inzicht te geven in de processen en de technieken die worden toegepast in de afvalwaterbehandeling, waarbij aandacht wordt besteed aan de uitgangspunten, randvoorwaarden, basiscondities en procesprestaties. Ook wordt de onderlinge samenhang uitgelegd. Hierna is het voor de student mogelijk om een rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi) schematisch op te zetten en de verschillende bedrijfsonderdelen te ontwerpen. Deze handleiding is dus bedoeld om de basisprincipes van de behandeling van afvalwater inzichtelijk te maken.

Daartoe zijn nodig:

- de kennis van de samenstelling van afvalwater;
- de eisen die gesteld worden aan het gezuiverde afvalwater (het effluent), en de gehele rwzi;
- de opzet van de rwzi uitgaande van verschillende behandelingsconcepten;
- de werking en de toepassing van zuiveringstechnieken.

Deze handleiding lijkt in diverse opzichten op een kookboek; zoals in elk kookboek vormen de ingrediënten, technieken en recepten de hoofdzaak. De ingrediënten van de afvalwaterbehandeling zijn het afvalwater zelf, bacterieculturen, en zuiveringschemicaliën. De technieken zijn onder te verdelen in fysische, chemische, fysisch-chemische, en biologische (aërobe en anaërobe) zuiveringstechnieken. Uiteindelijk zijn er diverse recepten om afvalwater te behandelen. Hierbij maakt het zuiveringsconcept (configuratie van de verschillende zuiveringstechnieken) het onderscheid.

Van het grootste belang bij de afvalwaterbehandeling is dat het effluent (het gezuiverde afvalwater) dat de rwzi verlaat en op oppervlaktewater wordt geloosd, voldoet aan de lozingseisen. Daarbij wordt door de zuiverende waterbeheerders (de hoogheemraad-, water- en zuiveringsschappen) veelal gestreefd naar een milieuvriendelijk(e) of duurzaam ontwerp en bedrijfsvoering tegen de laagste maatschappelijke kosten.

Als basis voor de kennisvergaring kan worden gebruikgemaakt van het ONDEO-Degremont Handbook on Water and Wastewater Treatment (studenten kunnen dit boek op internet inzien en hoofdstukken daarvan downloaden). Per onderwerp zijn de belangrijkste hoofdstukken en paragrafen cursief aangegeven.

Voor verdieping van de kennis wordt verwezen naar het handboek 'Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th edition, Metcalf and Eddy, 2003, ISBN 0-07-112250-8. Dit boek wordt ook gebruikt in de vervolgcourses in de Mastersstudie.

1. Inleiding

1.1 Waterverontreiniging

Water is één van de belangrijkste voorwaarden voor leven op aarde. Het komt in drie aggregatievormen in de natuur voor (sneeuw/ijs, vloeistof, waterdamp/stoom). Het merendeel van het transport van stoffen wordt verzorgd door water. In water lossen zeer veel stoffen op. Ook heeft water een zeer groot vermogen om warmte op te nemen.

Water vervult in onze maatschappij tal van functies als basis voor een natuurlijk leefmilieu en meer specifiek ten behoeve van menselijke activiteiten, zoals huishoudelijk, industrieel en agrarisch gebruik, visserij, transport en recreatie.

Belangrijk element bij het menselijk gebruik is dat het water daarbij wordt vervuild met verontreinigingen. Hierdoor wordt de kwaliteit van het water in de verschillende compartimenten van de waterkringloop (grondwater, oppervlaktewater) beïnvloed. Een van de meest pregnante voorbeelden van een verstoorde kringloop wordt gegeven door de lozing van ongezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater op oppervlaktewater. In vele gevallen is de natuurlijke opvangcapaciteit dermate beperkt dat er een verstoring van de natuurlijke functies optreedt.

In Nederland bedroeg de omvang van de ruwe vervuiling in 1970 ca. 50×10^6 inwonerequivalenten, waarvan ca. 30 à 35×10^6 van industriële omvang (hiervan belandde circa 45×10^6 in het oppervlaktewater). In 2000 was het totaal gedaald tot circa 35×10^6 i.e. met name door industriële saneringen; door de bouw van zuiveringsinstallaties liep de vervuiling van het oppervlaktewater terug tot circa 5×10^6 i.e.

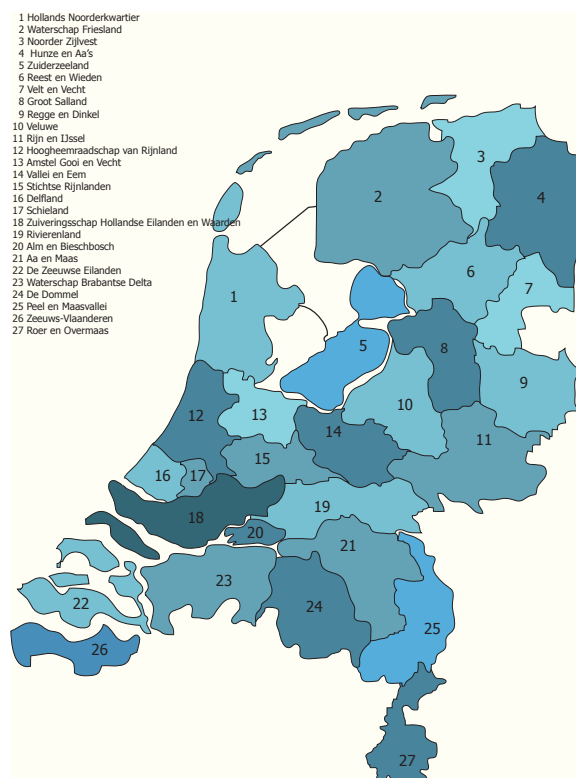
1.2 Wettelijk kader

In 1970 is de Wet Verontreiniging oppervlaktewater tot stand gekomen. De WVO heeft ten doel om de kwaliteit van oppervlaktewateren, zoals sloten, kanalen, rivieren en meren te beschermen met het oog op de verschillende functies, die deze wateren in onze samenleving vervullen, zoals de drink-, zwem- en recreatiewaterfunctie, de functie water-

voorziening voor de land- en tuinbouw en voor de industrie en de ecologische functie. Vanuit deze raamwet zijn allerlei organen belast met de taak van het zuiveren van het ingezamelde afvalwater, soms als provincie, soms als waterschap of zuiveringsschap (zie figuur 1.1). De industrieën kunnen hun afvalwater voor lozing op het oppervlaktewater zelf zuiveren of dit gezamenlijk met het huishoudelijk afvalwater via de rioolstelsels ter behandeling aanbieden aan de zuiveringsbeheerders.

Via de WVO bestaat de mogelijkheid heffingen op te leggen bij de lozing van verontreinigingen conform het principe 'de vervuiler betaalt'. Doel van de heffingen is het bestrijden van de kosten van de waterkwaliteitsbeheerders voor de maatregelen, die zij nemen tot tegengaan en voorkomen van verontreiniging van oppervlaktewateren. Grondslag voor de heffingen zijn de hoeveelheid en de hoedanigheid van de afvalstoffen die worden geloosd.

Afvalstoffen die aan de heffing zijn onderworpen bij lozing op de riolering of op oppervlaktewater zijn



Figuur 1.1 - De inrichting van het waterkwaliteitsbeheer in Nederland (2004)

- zuurstofbindende stoffen
Voor heffingen wordt als rekeneenheid voor zuurstofbindende stoffen het begrip inwonequivalent (i.e.) gebruikt; dat wil zeggen het gemiddelde zuurstofbindende vermogen van de afvalstoffen, die per inwoner per etmaal met het afvalwater worden afgevoerd.
- andere stoffen (zware metalen)
Als rekeneenheid voor andere stoffen wordt het begrip vervuilingseenheid (v.e.) gehanteerd.

Naast zuurstofbindende stoffen gaat de aandacht de laatste jaren ook in toenemende mate uit naar bemestende stoffen, zoals fosfaat en stikstof. Hieraan gaande zijn in 1988 en 1990 via het Rijn- en Noordzee-Actieplan internationale afspraken gemaakt die hebben geleid tot een aanzienlijke reductie van fosfaat- en stikstofemissies.

In de afgelopen jaren heeft de regelgeving steeds meer een Europees karakter gekregen. Zo stelt de Europese richtlijn ten aanzien van stedelijk afvalwater eisen ten aanzien van de vervuilende stoffen in het effluent. In de nabije toekomst zal de Kaderrichtlijn Water vanuit een stroomgebiedbenadering leiden tot aanvullende eisen voor de behandeling van afvalwater.

1.3 Kosten

De voorzieningen voor de behandeling van afvalwater vormen in Nederland qua kosten de grootste milieuhygiënische activiteit. In de periode 1960-1990 is door de overheid voor circa 4.000 MEuro in zuiveringstechnische werken (grotendeels zuiveringsinrichtingen en ca. 25% transportleidingen en gemalen) geïnvesteerd. Het bedrijfsleven investeerde hierin navenant.

In de afgelopen 15 jaar kwam daar nog eens 4.000 MEuro bij en ook in de toekomst zal het jaarlijkse investeringsniveau (voor uitbreiding en vervanging) zeker circa 300 MEuro bedragen. De totale kosten voor het communale zuiveringsbeheer bedragen circa 900 MEuro per jaar.

2. Samenstelling afvalwater

2.1 Water en verontreinigingen

Allereerst enkele algemene begrippen:

- H₂O
- dipool
- vast, vloeibaar, gas (0°C, 100°C)
- dichtheid (1.000 kg/m³)
- warmte: specifieke warmte 4,18 kJ/(kg.°C); verdampingswarmte 2.250 kJ/kg
- viscositeit: 1,0 mPa.s bij 20°C
- verontreinigingen: opgelost (< 10 nm), colloïdaal (10 nm-1 µm), zwevende stof (> 1 µm)
- water als oplosmiddel: gassen (wet van Henry), vloeistoffen (mengbaarheid)
- ionisatie: ionen, zuren, basen
- oxidatie-reductie
- biologie: bacteriën, pathogenen, substraat, nutriënten

meer informatie: OD Chapter 1

2.2 Afvalwater

Afvalwater dat op een openbare rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi) wordt behandeld kan diverse bronnen hebben. De influentstroom van de rwzi bestaat voornamelijk uit het afvalwater van huishoudens en bedrijven (het communale afvalwater); daarnaast zijn industrieën afvalwaterlozers op de rwzi. Meestal behandelen grote industrieën of industrieterreinen hun afvalwater in een particuliere afvalwaterzuiveringsinstallatie (awzi) voordat het geloosd wordt op de rwzi of op het oppervlaktewater. Het afvalwater van puur communale oorsprong is redelijk constant van samenstelling. Indien industrieën op de rwzi zijn aangesloten is de samenstelling gevarieerder afhankelijk van het type industrie en de bedrijfsvoering. Al deze afvalwaterstromen voeren verontreinigingen met zich mee die de (biologische) omvang van de rwzi bepalen.

Naast deze aanvoer tijdens droogweer (droogweeraanvoer: dwa) is natuurlijk de afvoer van regenwater (regenweerafvoer: rwa) naar de rwzi een grote afvalwaterstroom. Deze stroom bepaalt in grote mate de hydraulische omvang van de rwzi.

2.3 Afvalwaterproductie

Drinkwater dat op een bepaald moment aan het leidingnet wordt onttrokken zal veelal niet onmiddellijk of pas na enkele minuten als afvalwater worden geloosd. Men moet hierbij onder meer denken aan de afvoer van het water uit een stortbak van een toilet, van een bad, een wasmachine of een vaatwasmachine. Er zal derhalve een vertraging optreden. Ook zal er afvlakking optreden ten gevolge van het gedragspatroon van de bevolking; in dorpen en kleine steden is dat gedragspatroon gewoonlijk uniformer dan in grote steden, zodat in grote steden, waar het watergebruik overigens meestal hoger is dan in kleine steden, de afvlakking groter zal zijn.

Tenslotte treden er nog vertraging en afvlakking op in het rioolstelsel; immers het duurt een zekere tijd voor het afvalwater een rioolgemaal of een rioolwaterzuiveringsinrichting bereikt. De laatste verschijnselen zullen in vlak gelegen gebieden significanter zijn dan in hellende gebieden.

Er dient voorts nog op gewezen te worden dat in een gemengd rioolstelsel afvalwater gebufferd kan worden, hetgeen eveneens geldt voor de vuilwaterriolen van een gescheiden stelsel, omdat een aanmerkelijk deel van deze riolen om praktische redenen een grotere diameter heeft dan hydraulisch gezien noodzakelijk is.

Uiteindelijk komt het afvalwater dus met grote fluctuaties, maar dikwijls met een vast patroon op de rioolwaterzuiveringsinrichting aan. Zie figuur 2.1.

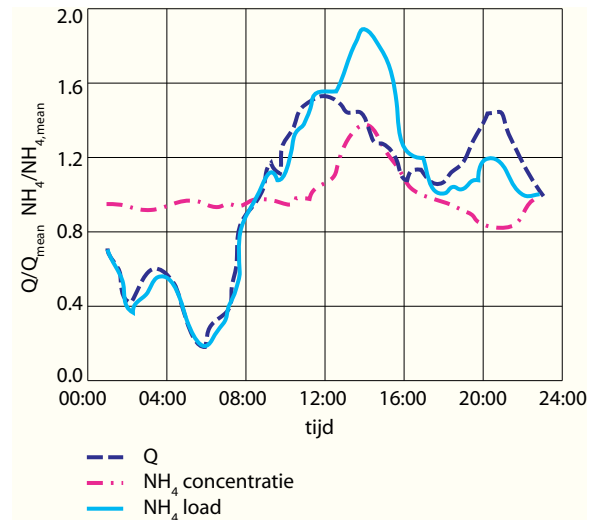
Met al deze factoren rekening houdende alsmede met een hoger watergebruik op warme dan op koude dagen kan men voor berekeningen van de maximale uurhoeveelheid uitgaan van 1/12 - 1/14 van de gemiddelde dagelijkse hoeveelheid leidingwater. De factor 1/12 geldt voor dorpen of kleine steden en de factor 1/14 voor grote steden.

Bij het ontwerp van rioolwaterzuiveringen wordt zodoende veelal uitgegaan van:

Qdwa-dag; dit is de gemiddelde dagafvoer in m³/d

(ofwel 120-140 l/inw.d)

Qdwa-max; dit is de maximale uur-



Figuur 2.1 - Het patroon van aanvoer van huishoudelijk afvalwater

afvoer in m³/h

= veelal Qdwa-dag/(12 à 14)
(ofwel 8 à 10 l/inw.h)

Qdwa-gem; dit is de gemiddelde uurafvoer in m³/h

= Qdwa-dag/24
(ofwel ca. 5 à 6 l/inw.h)

Qdwa-min; dit is de minimale uurafvoer in m³/h

= Qdwa-dag/48
(ofwel ca. 2,5 à 3 l/inw.h)

De maximale hoeveelheid afvalwater die door de rioolwaterzuiveringsinrichting moet worden verwerkt is afhankelijk van het (soort) rioleringsstelsel. Als richtwaarde kan hier worden gesteld dat de maximale hydraulische capaciteit van de rwzi veelal 3 tot 5 maal de Qdwa-max kan bedragen.

Als conclusie kan worden gesteld dat de rwzi dus bestand zal moeten zijn tegen grote hydraulische fluctuaties. Tevens is karakteristiek dat de maximale aanvoer slechts gedurende 10 à 20% van de tijd optreedt.

2.4 Samenstelling

De samenstelling van het afvalwater varieert afhankelijk van het aangesloten gerioleerd gebied (platteland, dorp, stad, industrie), het type rioolstelsel (gescheiden, gemengd, persleiding,

Tabel 2.1 - Belangrijkste componenten in communaal afvalwater

chemisch zuurstofverbruik	CZV	(chemical oxygen demand: COD) in g O ₂ /m ³
biochemisch zuurstofverbruik	BZV ₅ ²⁰	(bij 20°C en 5 dagen, biochemical oxygen demand: BOD) in g O ₂ /m ³
totaal stikstof	N _{totaal}	(total nitrogen: N _{total}) in g N/m ³
ammoniumstikstof	NH ₄	(ammonia) in g N/m ³
nitriet	NO ₂	(nitrite) in g N/m ³
nitraat	NO ₃	(nitrate) in g N/m ³
Kjeldahl-stikstof	N-Kj	(Kjeldahl-nitrogen) in g N/m ³
totaal fosfaat	P _{totaal}	(total phosphorus: P _{total}) in g P/m ³
ortho-fosfaat	P _{ortho}	(ortho phosphorus) g P/m ³
drogestof	ds	(dry solids) in g ds/m ³
totaal zwevendestof	TSS	(total suspended solids) in g ds/m ³
chloride	Cl ⁻	(chloride) in g /m ³
sulfide	S ²⁻	(sulfide) in g /m ³
sulfaat	SO ₄ ²⁻	(sulphate) in g/m ³

vrijvervalriool, lengte en helling van het rioolstelsel, staat van het riool: lekkage of drainage) en de diverse lozingen. De belangrijkste componenten in communaal afvalwater zijn weergegeven in tabel 2.1.

N.B. In plaats van g/m³ wordt veelal mg/l gebruikt.

De 'gemiddelde' samenstelling van Nederlands afvalwater is weergegeven in tabel 2.2.

Meer informatie: OD Chapter 2, par. 4.3.

2.5 Soorten verontreinigingen

Vele soorten verontreinigingen worden in afvalwater aangetroffen. De vele duizenden, slechts gedeeltelijk bekende, substanties kunnen ondanks hun verscheidenheid in een aantal groepen worden onderverdeeld.

Biologisch afbreekbare verbindingen:

- koolstofverbindingen;
- stikstofverbindingen;

- andere verbindingen (bijvoorbeeld sulfiden).

Niet of moeilijk biologisch afbreekbare verbindingen:

- anorganische verbindingen (zouten, zuren, basen, mineraal slib);
- organische verbindingen, te onderscheiden in natuurlijke stoffen, zoals humusverbindingen, en milieuvreemde stoffen, zoals gechlloreerde koolwaterstoffen en andere persistente verbindingen.

Anorganische voedingsstoffen:

- fosforverbindingen;
- stikstofverbindingen;
- andere plantennutriënten.

Toxische stoffen:

- anorganische toxische stoffen, zoals verbindingen van sommige metalen en metalloïden;
- organische toxische stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen en carcinogene verbindingen.

Radioactieve stoffen.

Pathogene organismen.

Vanzelfsprekend kunnen diverse stoffen in meer dan één groep voorkomen.

Tabel 2.2 - Samenstelling van afvalwater op Nederlandse rwzi's

parameter		1992	1995	1998	1999	2000
BZV ₅ ²⁰	(mg O ₂ /l)	196	185	173	185	180
CZV	(mg O ₂ /l)	533	510	456	480	470
N-Kj	(mg N/l)	47,5	47,2	41,8	42,2	40,4
P _{totaal}	(mg P/l)	7,8	7,6	6,7	6,6	6,3
debiet	(10m ³ /d)	4,871	5,071	5,879	5,518	5,506

2.6 Industriële afvalwater

Bij vele industriële processen wordt water gebruikt en afvalwater geproduceerd. De hoeveelheden en samenstelling van het afvalwater zijn sterk gerelateerd aan de soort industrie. Ook de mate van interne recirculatie en waterbeperking is van grote invloed.

Enkele bijzondere aspecten zijn:

- seizoensbedrijven
- giftige stoffen
- scheiding van afvalwaterstromen
- egalisatie
- hergebruik, terugwinning van waardevolle componenten
- thermische vervuiling.

Meer informatie: OD Chapter 2, par. 4.5.

2.7 Organische en anorganische stoffen

Organische stoffen bestaan hoofdzakelijk uit koolstof en waterstof, gebonden met andere elementen. In huishoudelijk afvalwater kunnen aan koolstofverbindingen aanwezig zijn:

- koolhydraten, algemeen aan te duiden als $(CH_2O)_n$;
- vetten (esters van glycerine en vetzuren);
- eiwitten (verbindingen die naast C en H ook N en soms P en S bevatten);
- ureum, dat met de urine wordt uitgescheiden: $CO(NH_2)_2$.

Andere koolstofverbindingen zijn bijvoorbeeld fenolen, detergents en pesticiden.

Uitgesproken anorganische stoffen in afvalwater zijn zouten, zand, leem en as.

2.8 Afmetingen en bezinkbaarheid

De stoffen komen in sterk verschillende afmetingen voor in het afvalwater.

Zo is sprake van zichtbare deeltjes of niet opgeloste stoffen bij een afmeting van 0,1 μm en groter. Stoffen met een deeltjesgrootte tussen 1 en 100 nm worden colloïdale stoffen genoemd. Opgeloste stoffen hebben afmetingen van 1 nm of kleiner. In tabel 2.3. wordt een overzicht gegeven van

Tabel 2.3 - Verontreinigingen in het afvalwater van één inwoner per dag in grammen

	anorg.	org.	totaal
bezinkbaar	20	40	60
colloïdaal	10	20	30
opgelost	50	50	100
totaal	80	110	190

de hoeveelheid verontreiniging van één inwoner per dag.

De bezinkbare stoffen worden bepaald middels een bezinkproef van 2 uur in een speciale conusvormige trechter (Imhoff-glas) van 1 liter. Regelmatig moet het glas gedraaid worden om te voorkomen dat deeltjes zich aan de wand hechten. Op deze wijze wordt het bezinksel in ml/l bepaald.

Het totaal gehalte aan opgeloste en niet-opgeloste stoffen wordt bepaald door een monster in te dampen en het restant daarna te drogen bij 103°C; na weging van het restgewicht kan de indamprest in g/l of mg/l worden berekend.

Door filtratie kunnen de niet-opgeloste stoffen worden gescheiden van de opgeloste stoffen; uit het op het filter achtergebleven materiaal kan na droging en weging de filtratierest in g/l of mg/l (= niet-opgeloste stoffen) worden bepaald. Uit het filtraat volgt na indamping het gehalte aan opgeloste stoffen.

De hoeveelheid anorganische stof aanwezig in een monster afvalwater of slib, aangeduid met gloeirest, wordt bepaald door de indamprest of de filtratierest gedurende 45 min. in een oven bij een temperatuur van 600°C te gloeien. De hoeveelheid organische stof of het gloeiverlies vindt men door het gewicht van de gloeirest van het gewicht van de indamprest af te trekken.

2.9 Slib

Slib is een verzamelnaam voor bezinkbare stoffen die worden afgescheiden bij het zuiveren van afvalwater. Dit kan geschieden als primair slib bij directe bezinking van afvalwater of als surplusslib ontstaan bij biologische behandlungsprocessen. Kenmerkend voor het slib is een grote fractie aan organisch materiaal (ca. 50 - 80% van de totale stof). Tevens wordt door de slibmassa een grote

hoeveelheid water in sterke mate gebonden (waterhoeveelheid 95-99,5% van totaal).

Belangrijke karakteristieken bij slib zijn:

- * massa;
- * hoeveelheid.

ad massa

De massa van slib wordt veelal uitgedrukt in drogestof eenheden. Drogestof is de gewichtshoeveelheid die achterblijft bij (filtratie gevolgd door) indamping en droging bij een temperatuur van 103°C.

De drogestof kan verder worden onderverdeeld in een organisch deel en een anorganisch deel door gloeiing toe te passen bij 600°C; het organisch deel is het gloeiverlies, het anorganische deel de gloeirest.

ad hoeveelheid

De hoeveelheid van het slib wordt uitgedrukt in volume eenheden; hierbij wordt dus tevens rekening gehouden met de waterhoeveelheid.

De verbinding tussen deze twee grootheden wordt gevormd door:

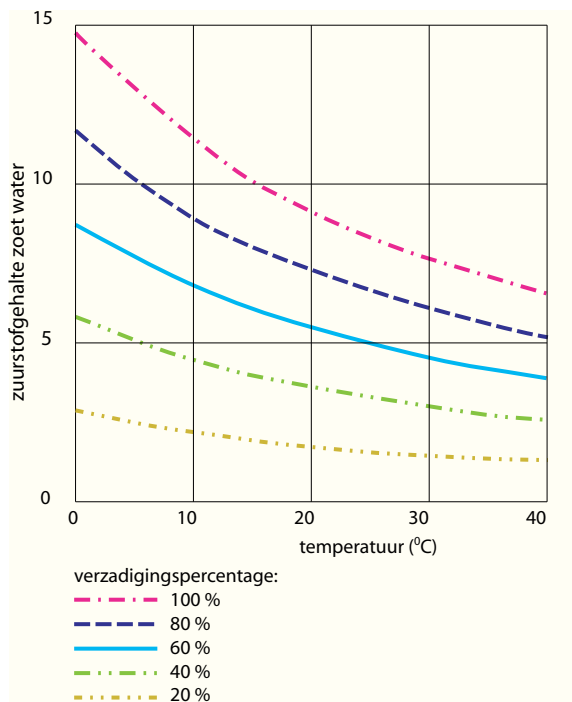
- % ds, zijnde de gewichtsfractie van de drogestof t.o.v. het totaal gewicht (5% ds betekent 5 g ds op elke 100 g totaal);
- kg ds/m³, zijnde de massa aan drogestof per volume-eenheid, ofwel concentratie.

Als het slib nog vloeibaar is, is de volumehoeveelheid nog redelijk goed te bepalen zodat beide criteria dan (nog) bruikbaar zijn; indien het slib een vaste vorm aanneemt, verliest de concentratie zijn praktische waarde.

2.10 Zuurstof

Zuurstof is in water redelijk oplosbaar. De oplosbaarheid is afhankelijk van de druk, de temperatuur en het gehalte aan opgeloste stoffen (zie figuur 2.2).

De invloed van opgeloste stoffen is over het algemeen beperkt; zo bedraagt de zuurstofver-



Figuur 2.2 - Zuurstofgehalte en zuurstofverzadigingspercentage in relatie tot de temperatuur (luchtdruk 101,3 kPa)

zadigingswaarde 11,3, 10,7 en 9,0 mg O₂/l bij een chloridegehalte van respectievelijk 0, 5.000 en 20.000 mg Cl/l.

2.11 Zuurstofverbruikende stoffen

De zuurstofverbruikende stoffen kunnen in drie groepen worden onderscheiden:

- organische koolstofverbindingen;
- ammonium-stikstof en organisch gebonden stikstof;
- andere anorganische stoffen, zoals tweewaardige ijzerverbindingen, nitrieten en sulfieten.

Om een indruk te krijgen van het gehalte aan organische koolstofverbindingen komt het meest in aanmerking de bepaling van:

- het biochemisch zuurstofverbruik (BZV), d.w.z. door middel van bacteriën;
- het chemisch zuurstofverbruik (CZV), met behulp van kaliumdichromaat.

Het zuurstofverbruik door ammonium-stikstof en organisch gebonden stikstof wordt vastgesteld in de Kjeldahl-bepaling.

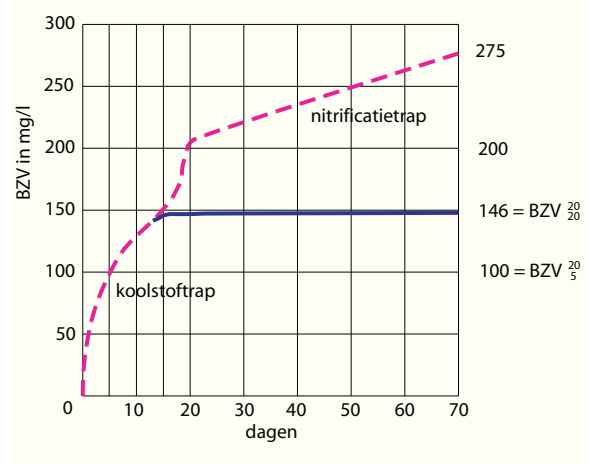
2.12 Biochemisch zuurstofverbruik (BZV)

Het biochemisch zuurstofverbruik, BZV, is de hoeveelheid zuurstof in mg die nodig is om door middel van bacteriën de biochemisch oxydeerbare bestanddelen aanwezig in 1 liter water om te zetten. Men mengt een monster afvalwater met zuiver water met een bekend zuurstofgehalte en bepaalt, nadat het mengsel (meestal) 5 dagen op een donkere plaats bij 20°C is bewaard geweest, hoeveel zuurstof verbruikt is voor de oxydatie van de organische stof. De proef moet in het donker worden uitgevoerd, omdat dan niet tegelijkertijd zuurstofproductie door algen kan optreden. Er zijn twee zuurstofmetingen nodig, namelijk één voor en één na de proef. Naarmate het gehalte aan biochemisch oxydeerbare stoffen groter is zal meer zuurstof worden verbruikt. In de praktijk gebruikt men meestal het BVZ205 dat wil zeggen een oxydatie die 5 dagen duurt bij een temperatuur van 20°C. Dit betekent echter niet, dat alle biochemisch oxydeerbare bestanddelen na 5 dagen door de bacteriën geheel geoxydeerd zijn, want voor volledige omzetting is een veel langere tijd nodig.

Bij oxydatie langs biochemische weg worden het eerst die biochemisch oxydeerbare bestanddelen geoxydeerd, die het gemakkelijkst door bacteriën als voeding worden opgenomen. Een geschematiseerd verloop van het zuurstofverbruik met de tijd bij 20°C is aangegeven in figuur 2.3.

De biologische omzetting verloopt in twee trappen. De eerste vloeiende kromme wordt de koolstoftrap genoemd. Deze vangt onmiddellijk aan en is bij 20°C na ongeveer 20 dagen geëindigd. Het zuurstofverbruik, uitsluitend voor de oxydatie van de koolstof, is aangegeven door de gestippelde lijn. Bij het voorbeeld is het $BVZ_{5}^{20} = 100 \text{ mg/l}$. Door de koolstofoxydatie is na 20 dagen het $BVZ_{20}^{20} = 146 \text{ mg/l} = 1,46 BVZ_{5}^{20}$

De tweede of stikstoftrap, die ook met de naam nitrificatietrap wordt aangeduid, begint pas na circa 10 dagen en duurt zeer lang. De naam nitrificatietrap is ontleend aan het feit, dat in dit stadium naast de oxydatie van nog resterende koolstofver-



Figuur 2.3 - Geschematiseerd verloop van het biochemisch zuurstofverbruik bij een temperatuur van 20°C

bindingen, door een aantal stikstofverbindingen ook zuurstof wordt verbruikt.

Teneinde verstoring door stikstofverbindingen (nitrificatie) te voorkomen wordt veelal allylthioureum toegevoegd (= BZV_{atu}).

Per inwoner wordt dagelijks gemiddeld 54 g BZV geloosd; na bezinking blijft nog ca. 35 g BZV in het afvalwater over. Deze waarden kunnen afhankelijk van leefgewoonten en welvaart per land verschillen.

2.13 Chemisch zuurstofverbruik (CZV)

Bij de bepaling van het CZV worden de meeste organische verbindingen langs chemische weg vergaand geoxydeerd. Als oxydatiemiddel wordt kaliumdichromaat gebruikt. Bij een monster voegt men ter bepaling van het CZV:

- een bekende hoeveelheid kaliumdichromaat ($K_2Cr_2O_7$);
- een zekere hoeveelheid zilversulfaat (Ag_2SO_4) dat als katalysator bij de oxydatie dient;
- kwik(II)sulfaat ($HgSO_4$) ter voorkoming van oxydatie van chloride.

Na twee uur koken onder terugvloei koeling in een kolf wordt de overgebleven hoeveelheid kaliumdichromaat bepaald. Uit het verschil tussen de oorspronkelijke hoeveelheid kaliumdichromaat en het restant kan de verbruikte hoeveelheid zuurstof worden berekend.

De verkregen resultaten zijn veel minder aan schommelingen onderhevig dan de resultaten van BZV-bepalingen. De afwijkingen kunnen worden beperkt tot 3-5%. De aanwezigheid van toxische stoffen heeft geen invloed op de analyseresultaten en er vindt een nagenoeg volledige oxydatie van cellulose en humuszuren plaats.

In het algemeen is het BZV van afvalwater lager dan het CZV, daar bij de BZV-bepaling alleen de afbreekbare stoffen – en afhankelijk van de tijdsduur nog slechts gedeeltelijk - door de bacteriën worden geoxydeerd.

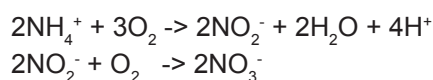
Naarmate de BZV/CZV verhouding groter is, is het afvalwater beter biologisch afbreekbaar. In vers huishoudelijk afvalwater is de verhouding BZV : CZV = 1 : 2,1.

2.14 Kjeldahl-stikstof

Stikstof kan in verschillende vormen voorkomen, namelijk als organisch gebonden stikstof, zoals in eiwitten (proteïnen) of de afbraakproducten ervan (aminozuren), en in anorganische vorm, als NH_3 (ammoniak) of NH_4^+ (ammonium). Tijdens het mineralisatieproces gaat de organisch gebonden stikstof eerst over in ammoniumionen (of ammoniak afhankelijk van de pH).

Het gehalte aan organisch gebonden stikstof en de ammoniumstikstof in mg/l wordt bepaald volgens de methode van Kjeldahl. Men spreekt dan ook wel van Kjeldahl-stikstof.

De oxydatie van ammonium geschiedt in twee trappen:



Voor de eerste nitrificatietrap is de bacteriesoort *Nitrosomonas nodig* (nitrietvorming), terwijl in de tweede nitrificatietrap de bacteriesoort *Nitrobacter* uitsluitend de vorming van nitraat veroorzaakt.

De nitrificerende bacteriën komen slechts langzaam tot ontwikkeling en de reacties treden op zolang de temperatuur niet te ver beneden 10°C

daalt. De nitrificatie houdt op als het zuurstofgehalte tot circa 1 mg/l of lager is gedaald.

De dagelijks per inwoner geloosde hoeveelheid stikstof kan worden gesteld op 10 g. Uit de reactievergelijking volgt dat per gram stikstof 4,57 g zuurstof wordt verbruikt.

2.15 Hygiënische aspecten

Voor de bacteriologische beoordeling van water in verband met de vraag of het met faecaliën is besmet wordt veelal gebruik gemaakt van het al of niet aanwezig zijn van coli-bacteriën. In 100 ml. huishoudelijk afvalwater bevinden zich 10^6 - 10^8 darmbacteriën. Een groot deel daarvan bestaat uit de in het algemeen onschuldige colibacteriën. In faeces kunnen ook aanwezig zijn bacteriën die darmziekten veroorzaken, zoals tyfus, paratyfus (salmonellosen) in verschillende vormen en bacillaire dysenterie alsmede virussen, waaronder de veroorzakers van kinderverlamming, geelzucht, en wormeieren, van bijvoorbeeld lint- en spoelwormen, en kleine ingewandswormen. Bovendien kan contact met afvalwater onder meer huidaan- doeningen tot gevolg hebben.

Gezien de verscheidenheid aan pathogene organismen en virussen die kunnen voorkomen is een routinebepaling van de aan- of afwezigheid van verschillende soorten onmogelijk. Sommige soorten komen voorts in geringe aantallen voor, zodat de kans groot is dat het getrokken monster deze niet bevat en onjuiste conclusies worden getrokken. Om beide moeilijkheden te onder- vangen bepaalt men het coli-gehalte; immers de aanwezigheid van coli-bacteriën wijst op faecale verontreiniging en dat houdt de mogelijkheid in dat pathogene bacteriën en virussen aanwezig zijn. Van de organismen behorende tot de coli-groep -men spreekt ook van coliforme organismen of coli-achtigen- is de echte coli-bacterie de *Escherichia coli* (E-coli) een nauwkeurig omschreven organisme dat bij warmbloedigen in de darmen voorkomt. Er zijn verschillende kweektechnieken om deze coliforme organismen aan te tonen, waar- bij gebruik wordt gemaakt van voedingsbodems. Veelal gebeurt dat bij 37°C (coliachtigen) of 44,5°C (faecale coli, E-coli).

Qua orde van grootte kunnen enige cijfers bijdragen tot de begripsvorming over de mate van hygiënische kwaliteit van afvalwater. In afvalwater komen gehalten voor van coliachtigen van $3 \cdot 10^5$ per ml; in effluent is het gehalte gedaald tot $6 \cdot 10^3$ per ml. Dit staat nog in schril contrast met de eisen voor zwembadwater (1/ml) en drinkwater (1/100 ml).

2.16 Lozingseisen

De lozingseisen binnen Nederland zijn vastgesteld op basis van de WVO/Wet Verontreiniging Oppervlaktewater, diverse AmvB's (Rijnactieplan en Noorzeeactieplan) en de EU-richtlijnen voor stedelijk afvalwater. De eisen staan in tabel 2.4.

2.17 Hergebruik

In sommige situaties (veelal in aride gebieden) is het mogelijk het gezuiverde afvalwater weer nuttig te gebruiken, bijvoorbeeld voor irrigatiedoeleinden. Belangrijk is dan dat de hygiënische kwaliteit sterk wordt verbeterd. Dit kan geschieden door het inzetten van nazuiveringsstappen zoals effluentvijvers, chloring en of filtratie.

Ook kunnen voor het hergebruik zelf specifieke technieken worden aangewend, zoals druppelirrigatie. Veelal is de hergebruikstrategie erop gericht het contact met eetbare gewassen en vruchten zoveel mogelijk te vermijden.

Tabel 2.4 - Lozingseisen binnen Nederland

parameter	eis	met ingang van	betreft
BZV ₅ ²⁰	20	nu	
zwevendestof	30	nu	
P _{totaal}	2,0	nu	rwzi < 100.000 i.e.
	1,0	nu	rwzi > 100.000 i.e.
N-Kj	20	nu	
N _{totaal}	10	nu	nieuwe rwzi > 20.000 i.e.
	15	nu	nieuwe rwzi < 20.000 i.e.
	10	vanaf 2005	bestaande rwzi > 20.000 i.e.
	15	vanaf 2005	bestaande rwzi < 20.000 i.e.

Naast voor irrigatie wordt gezuiverd afvalwater in toenemende mate aangewend voor andere (laagwaardige) toepassingen; te denken valt aan proces- of koelwater voor industrieën, spoelwater voor toiletten en sierwater.

3. Ontwerputgangspunten

Een rwzi wordt in het algemeen ontworpen op de hydraulische aanvoer (hydraulische capaciteit) en de mate van vervuiling van het afvalwater (biologische capaciteit).

3.1 Biologische capaciteit

De mate van vervuiling van het afvalwater wordt bepaald door de aangevoerde vracht organisch materiaal (BZV of CZV) en de nutriënten (stikstof en fosfaat). De vuilvracht wordt uitgedrukt per inwonerequivalent (i.e.) of vervuilingsequivalent (v.e.). In het algemeen wordt de definitie van i.e. gehanteerd voor het huishoudelijk afvalwater en v.e. voor industrieel of bedrijfsafvalwater. Ter verduidelijking wordt meestal gesproken van 'aantal i.e. à 54 g BZV' en 'aantal v.e. à 136 g TZV (totaal zuurstofverbruik)'.

De verontreinigingsbelasting in inwonerequivalenten wordt berekend volgens:

$$\text{i.e. à 54 g BZV/d} = [\text{BZV} \cdot \text{Q}] / 54$$

De verontreinigingsbelasting in vervuilingsequivalenten wordt berekend volgens:

$$\text{v.e. à 136 g TZV/d} = [(\text{CZV} + 4,57 \cdot \text{N-Kj}) \cdot \text{Q}] / 136$$

Aangezien de vrachten aan verontreinigende stoffen per dag maar beperkt variëren wordt veelal de **dagelijkse** vracht als uitgangspunt voor de dimensionering genomen; er dient in sommige situaties echter nog rekening te worden gehouden met variaties over de dag en seizoensfluctuaties.

3.2 Hydraulische capaciteit

Het hydraulische ontwerp van de rwzi wordt bepaald door de aangevoerde debieten – veelal in hoeveelheid **per uur** - tijdens droogweer (dwa) en regenweer (rwa) (zie 2.3).

De maatgevende regenweerafvoer naar de rwzi wordt bepaald door dwa en de pompovercapaciteit

Tabel 3.1 - Gegevens van Nederlandse rwzi's (2001)

rwzi			
- aantal	409	#	
- ontwerpcapaciteit	24,8	10^6	(inwonerequivalent à 136 g TZV = i.e.)
- huidige belasting	21,7	10^6	i.e.
- debiet	5,8	10^6	m ³ /dag
influent samenstelling		(gemiddeld)	effluentkwaliteit (gemiddeld)
CZV	456 mg O ₂ /l		CZV 51 mg O ₂ /l
BZV ₅	173 mg O ₂ /l		BZV ₅ 7 mg O ₂ /l
N _{Kjeldahl}	41,8 mg N/l		N _{Kjeldahl} 6,6 mg N/l
			N _{totaal} 13,5 mg N/l
P _{totaal}	6,7 mg P/l		P _{totaal} 1,8 mg P/l
slibproductie			
totaal	350	10^6	kg d.s./jaar
per i.e.	16		kg d.s./jaar = 44 g d.s./dag
per m ³	165		g d.s.
energieverbruik			
totaal	520		106 kWh/jaar
per i.e.	24		kWh/jaar = 2,7 Watt
per m ³	0,25		kWh

(poc) van het eindgemaal of het influentgemaal van de rwzi. De ontwerpcapaciteit voor de rwzi bedraagt globaal: $Q_{max} = 30$ à 50 l/(ie.h)

3.3 Gegevens van Nederlandse rwzi's

Enkele karakteristieke gegevens over de communale afvalwaterbehandeling worden weergegeven in tabel 3.1.

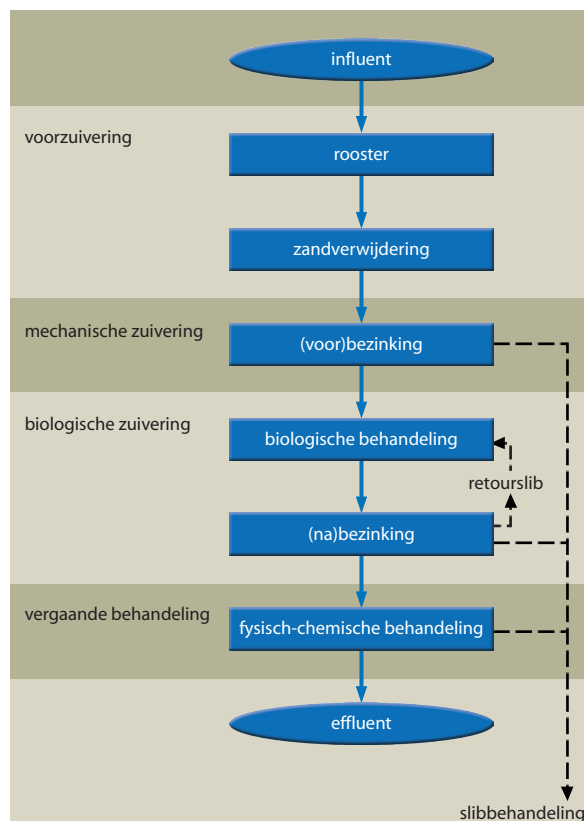
4. Rioolwaterzuiveringsinrichtingen, algemene aspecten

Een rioolwaterzuivering moet:

- het afvalwater zodanig behandelen dat voldaan wordt aan de lozingseisen. De inrichting moet variaties in aard en hoeveelheid van het afvalwater kunnen opvangen;
- robuust geconstrueerd zijn;
- het afvalwater met een minimum aan jaarlijkse kosten behandelen;
- minimale hinder voor de omgeving veroorzaken.

Omdat er verschillende soorten verontreinigingen in het afvalwater kunnen voorkomen, wordt het

afvalwater in diverse opeenvolgende stappen behandeld (figuur 4.1).



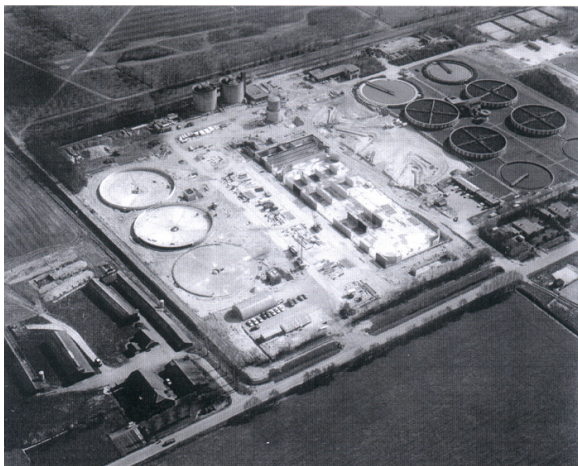
Figuur 4.1 - Mogelijke behandlungsstappen bij de behandeling van afvalwater

Tabel 4.1 - Overzicht verontreinigingen, effecten behandelingssystemen

verontreiniging	effecten bij lozing	processen
a. grove deeltjes en bezinkbare stoffen	afzetting van slib rotting zuurstofverbinding	zeven bezinken
b. niet-bezinkbare, biologische afbreekbare stoffen	zuurstofverbinding	biologische behandeling
c. ammoniak (Kjeldahl-N)	zuurstofverbinding giftig voor vissen negatief voor drinkwaterbereiding eutrofiëring	biologische nitrificatie chemisch-fysisch stripping
d. onopgeloste (zwevende stof)	zuurstofverbinding eutrofiëring	microzeven filtratie
e. anorganische voedingsstoffen (nutriënten - nitraat - fosfaat)	eutrofiëring beïnvloeding zuurstofgehalte negatief voor drinkwaterbereiding	biologische denitrificatie chemische precipitatie biologische verwijdering
f. opgeloste, biologische resistente organische stoffen	vergiftiging vernietiging biotoop accumulatie in voedselketens negatief voor drinkwaterbereiding	actief-koolabsorptie chemische oxydatie
g. opgeloste anorganische stoffen	vergiftiging vernietiging biotoop accumulatie in voedselketens negatief voor drinkwaterbereiding	ionenwisseling electrodialyse omgekeerde osmose destillatie
h. pathogene organismen	verslechtering hygiënische kwaliteit	desinfectie

In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de verontreinigingen die normaal in huishoudelijk afvalwater voorkomen, de effecten die bij lozing kunnen optreden en de mogelijk in te zetten processen.

Een afbeelding van een rwzi wordt gegeven in figuur 4.2.



Figuur 4.2 - Overzicht van een rwzi (in aanbouw)

De voorzuivering richt zich op de verwijdering van grove delen en zand; met name deze stoffen kunnen verderop in het zuiveringsproces moeilijkheden veroorzaken (verstopping, slijtage, etc.). Vervolgens worden de bezinkbare stoffen afgescheiden (mechanische zuivering); overigens kan deze stap soms ook achterwege blijven. Daarna volgt de verwijdering van de opgeloste en zwevende organische verontreinigingen op biologische wijze; ook stikstof- en fosforverbindingen kunnen hierbij worden verwijderd. Vervolgens wordt het actiefslib in een nabezinktank afgescheiden. Daarna wordt het effluent veelal geloosd op het oppervlaktewater. Als laatste trap kan een vergaand of fysisch-chemisch zuiveringsproces ingezet worden. Deze richt zich minder op de zuurstofbindende stoffen, maar meer op andere componenten (microverontreinigingen, zware metalen, hygiënische verontreinigingen, e.d.); onder deze laatste categorie vallen actief-koolbehandeling, filtratie, chloring, membraanfiltratie, ionenwisseling

en chemische precipitatie. In de praktijk komt dit nog maar nauwelijks voor.

Meer informatie: OD Chapter 24, par. 1.1. - 1.6., par. 3., par 4., par 5.

5. Roosters

Voor nadere informatie zie OD Chapter 9

5.1 Algemeen

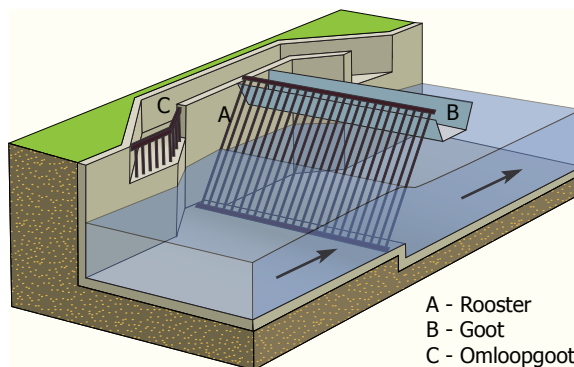
Met het afvalwater worden onopgeloste delen aangevoerd zoals hout, plastic en vezelmateriaal. Deze stoffen kunnen in het zuiveringsproces ernstige problemen veroorzaken door verstoppingen van pompen en leidingen of het vormen van drijfslagen, bijvoorbeeld in gistingstanks. De afmetingen zijn meestal zodanig dat middels een rooster of zeef verwijdering mogelijk is. De plaats in het proces is meestal direct achter het influentgemaal.

5.2 Staafroosters

Staafroosters bestaan uit een aantal evenwijdige staven met een gelijke onderlinge afstand, bij een grofrooster 50-100 mm, bij een fijnrooster 5-20 mm. Het reinigen van de roosters, welke onder een hoek van ca. 75° zijn opgesteld, geschiedt door een roosterhark. Dit kan zowel handmatig als automatisch gebeuren. Het roostergoed wordt vaak via een bandtransporteur naar een container afgevoerd of naar een roostervuilpers. Soms wordt vooraf een verkleining toegepast. Dikwijls wordt bij een rooster een omloopgoot aangebracht waardoor het water wordt afgevoerd als het rooster verstopt is; zie figuur 5.1 en 5.2.

5.3 Dimensionering van staafroosters

Een van de belangrijkste procesparameters bij een staafrooster is de weerstand die het rooster op de waterstroom heeft. Als gevolg van de vervuiling zal deze weerstand toenemen. Het weerstandsverlies ten gevolge van de aanwezigheid van een schoon rooster is een functie van de snelheidshoogte, de

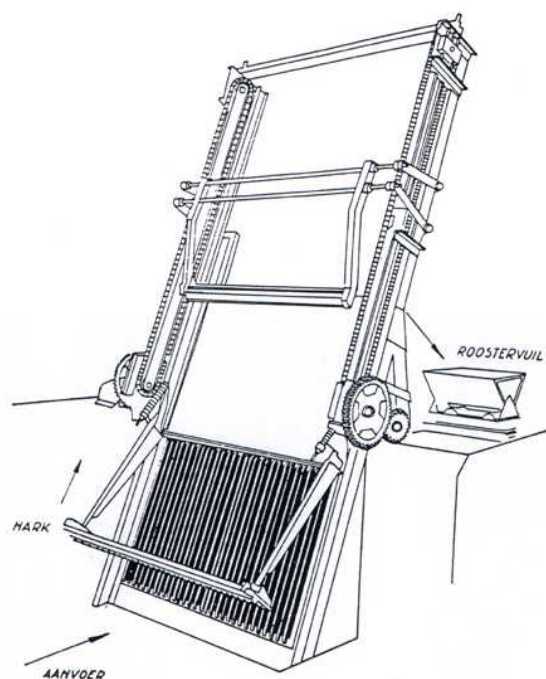


Figuur 5.1 - Staafrooster met omloopgoot

vorm, dikte en afstand van de roosterstaven en de hoek waaronder het rooster is geplaatst. Teneinde het weerstandsverlies, met name bij een vervuild rooster, niet hoger te laten worden dan 10 à 20 cm, wordt als snelheid door het rooster veelal een waarde van maximaal 0,6 à 1,0 m/sec aangehouden. De stroomsnelheid in de aanvoergoot moet altijd zodanig hoog zijn dat geen zand bezinkt ($> 0,4$ à $0,5$ m/sec).

5.4 Spleetwijdte

Afhankelijk van de spleetwijdte (afstand tussen de staven) kunnen staafroosters worden onderverdeeld in:



Figuur 5.2 - Staafrooster

- * grofroosters met een spleetwijdte van 50 tot 100 mm
- * fijnroosters met een spleetwijdte van 3 tot 20 mm

Het grofrooster wordt hoofdzakelijk toegepast bij het gemengd rioelstelsel voor het tegenhouden van grote brokstukken zoals balken, planken etc.; het wordt in het algemeen voor een fijnrooster opgesteld.

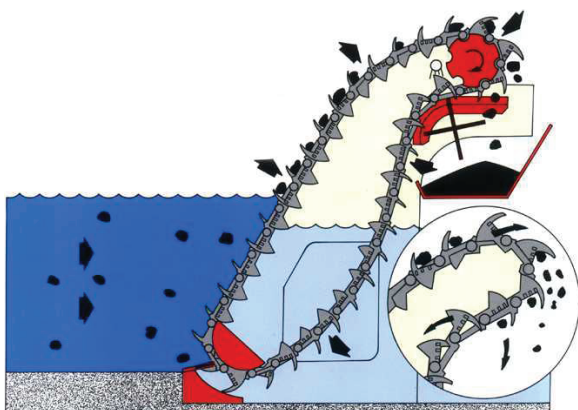
Bij een fijnrooster wordt de spleetwijdte tussen de roosterstaven zo klein mogelijk gekozen, opdat zoveel mogelijk roostervuil wordt verwijderd. Dit materiaal veroorzaakt anders in het biologisch deel van de zuiveringsinrichting of de slibontwateringsinstallatie processtoringen of wordt met het effluent als zwevend vuil afgevoerd, hetgeen ook ongewenst is.

5.5 Continurooster

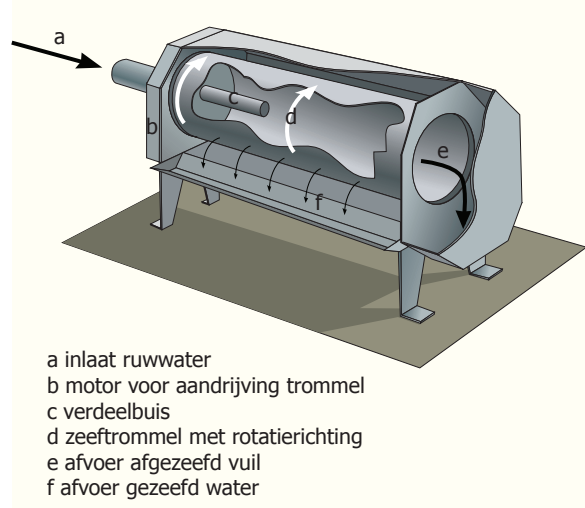
Tegenwoordig worden vaak continuroosters toegepast waarbij het rooster door het rioelwater beweegt en daarbij het roostervuil meeneemt; ook kan het roostervuil door een gecombineerde beweging van de roosterdelen langzaam uit het rioelwater worden verwijderd. Vooral bij deze typen worden zeer geringe spleetwijdtes toegepast (3-8 mm); zie figuur 5.3.

5.6 Zeven

Zeven worden bij zuivering van afvalwater als fijnrooster toegepast. Er zijn verschillende typen



Figuur 5.3 - Continurooster

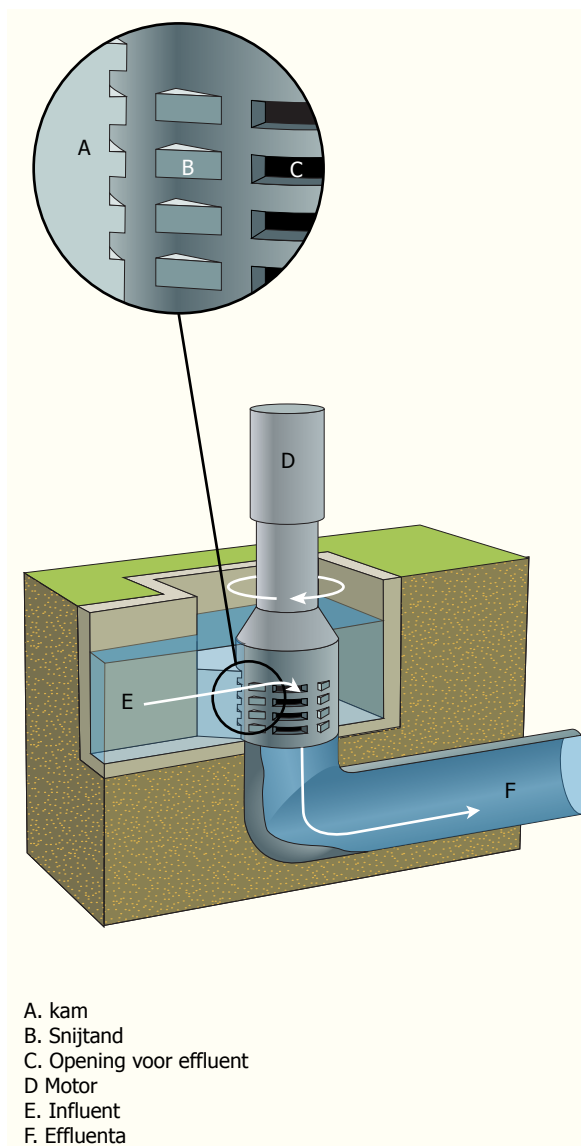


Figuur 5.4 - Trommelzeef

in gebruik: één daarvan is de trommelzeef (figuur 5.4). Deze zeef wordt bijvoorbeeld gebruikt bij kippenslachterijen voor het verwijderen van veren en slachtafval. Een trommelzeef bestaat uit een langzaam roterende trommel die van fijne perforaties is voorzien. De trommel wordt via een vertragsingskast door een elektromotor aangedreven. Het te behandelen afvalwater wordt binnenin de trommel gevoerd en door de geperforeerde mantel afgevoerd naar buiten. De uitgezeefde deeltjes blijven achter in de trommel en worden door de draaiende beweging van de trommel en de inwendige schroef naar het einde van de zeeftrommel verplaatst en uitgeworpen. Meer nog dan bij roosterinstallaties kan men op deze wijze kleine deeltjes uit bedrijfsafvalwater of rioelwater verwijderen.

5.7 Snijroosters

Een snijrooster is een combinatie van een rooster en een snijmachine, waarbij het vuil onder water wordt fijngesneden (figuur 5.5). Een snijrooster is als het ware een trommel met horizontale spleten die gewoonlijk 8-15 mm breed zijn. Deze stalen cilindervormige trommel wordt door een elektromotor aangedreven en draait om een verticale as. Het afvalwater vloeit van buitenaf de trommel binnen door spleten, die in de wand van de trommel zijn aangebracht en wordt aan de onderzijde van de trommel afgevoerd. Aan de buitenzijde van de trommelwand bevindt zich een aantal messen van



Figuur 5.5 - Snijrooster

hard staal, die passen in de openingen tussen de tanden van een stilstaande kam van hard staal. Het tegengehouden vuil wordt door de waterdruk tegen de draaiende trommel gedrukt, tussen de kam en de messen fijngesneden en via de spleten door de trommel afgevoerd.

Deze methode is hygiënisch, en daar het roostervuil onder water blijft is de kans op stankverspreiding gering. Een voordeel is ook dat de installatie beperkt van omvang kan zijn. Snijroosters hebben als nadeel dat drijvend vuil, zoals ballen, kurken, plastic voorwerpen, moeilijk door het snijmechanisme worden gegrepen. Voorts worden de grove delen niet uit het water verwijderd maar versneden;

verderop in de installatie kunnen dan ook diverse deeltjes (plastic, haren, stof e.d.) weer samenklonteren (spinsel) en alsnog voor verstoppingen zorgen.

Tegenwoordig worden de snijroosters vrijwel niet meer toegepast. De voorkeur wordt gegeven aan het verwijderen van de grove delen.

5.8 Roostervuilverwerking

De hoeveelheid roostervuil die door een fijn staafrooster of een zeef wordt tegengehouden, is afhankelijk van de aard en de samenstelling van het afvalwater en kan dientengevolge sterk variëren. Vooral bij zware regenval zal deze hoeveelheid nog belangrijk toenemen. Globaal bedraagt de hoeveelheid roostervuil circa 50 liter per 1.000 inwoners per dag.

Het verzamelen en de wijze van afvoer van het roostervuil zijn van groot belang. Bij roosters en zeefinstallaties wordt het roostervuil veelal ontwaterd in een daartoe ontwikkelde pers, in een gesloten container opgevangen en afgevoerd. Het lek- en perswater wordt naar het riool teruggeleid. Het roostervuil kan ook, na verdichting, in kunststof folie worden verpakt en naar een stortplaats of vuilverbrandingsinstallatie worden getransporteerd.

Een zeer belangrijk aspect bij de verwerking van roostervuil is het vermijden van stank. Daartoe worden de roosters en het transport van het roostervuil veelal overkapt of in een apart gebouw opgesteld. De gehele installatie wordt voorzien van luchtafzuiging met reiniging van de afgezogen lucht.

6. Zandvangers

Voor meer informatie zie OD Chapter 9

6.1 Algemeen

Er zijn diverse redenen waarom zand uit afvalwater verwijderd moet worden:

- ter verlenging van de levensduur van mechanische onderdelen, vooral pompen;
- om te voorkomen dat het zand zich afzet in leidingen en apparatuur, waardoor verstoppingen ontstaan
- om te vermijden dat zich onder in de gistingstank een zandpakket afzet, hetgeen de nuttige inhoud van de tank verkleint.

In een zandvanger tracht men door een selectieve bezinking zand en vergelijkbare minerale stoffen met een korreldiameter $> 0,15$ mm te verwijderen, terwijl uit hygiënische overwegingen, in verband met de afzet of stort van het verwijderde zand, het rotbare materiaal in het afvalwater hoort achter te blijven. De hoeveelheid zand, die op een rwzi aangevoerd wordt, varieert afhankelijk van de omstandigheden in het rioleringsgebied van 5 tot 12 l/inwoner per jaar.

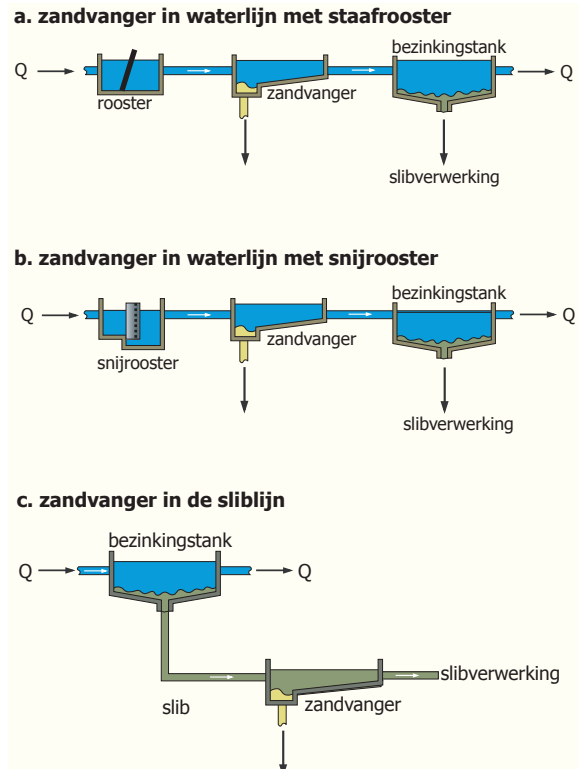
De plaats van een zandvanger is bij voorkeur helemaal aan het begin van het zuiveringsproces. In geval van toepassing van een influentgemaal wordt de zandvanger om kostentechnische en praktische redenen in het algemeen na het opvoerwerk gesitueerd en dan nog vaak na de (hark)roosters.

In het geval van slibgisting wordt de zandvanger tegenwoordig nogal eens in de sliblijn geplaatst, bijvoorbeeld tussen de voorbezinking en de voorindikking of tussen de voorindikking en de slibgisting. Hierdoor wordt bespaard op de grootte van de zandvanger; immers de te behandelen slibhoeveelheid is aanzienlijk geringer dan het totale afvalwaterdebiet; zie figuur 6.1.

6.2 Dimensionering

Zanddeeltjes gedragen zich tijdens bezinking als discrete deeltjes. Door de oppervlaktebelasting van de zandvangers gelijk te nemen aan de bezinksnelheid van het zanddeeltje wordt een succesvolle bezinking gerealiseerd. Q/A wordt ook wel oppervlaktebelasting genoemd; de diepte speelt slechts een beperkte rol.

$$v_0 = \frac{Q}{A} \quad (\text{maximaal debiet}) \\ = v_b \quad (\text{bezinksnelheid zanddeeltje})$$



Figuur 6.1 - Zandvanger in de waterlijn (a) en in de sliblijn (b)

6.3 Gootzandvanger

De gootzandvanger (figuur 6.2) bestaat in principe uit een lange goot die voorzien is van een rechthoekige overlaat. De gootzandvanger is geschikt voor één bepaalde hydraulische belasting. Daarom worden wel diverse goten parallel gebouwd, zodat - afhankelijk van de hoeveelheid aangevoerd rioolwater - een of meer goten in bedrijf kunnen worden gesteld. Het bezonken zand wordt verwijderd en afgevoerd. Bij het verwijderen van zand wordt gebruik gemaakt van centrifugaalpompen in daartoe geeignende uitvoering. De pompen worden opgesteld op een wagen die in langsrichting over



Figuur 6.2 - Gootzandvanger

de zandvanger vrijdbaar is. Het zand wordt in een bak gepompt, waarin, door uitwassen, de aan het zand klevende slibdeeltjes van het zand worden gescheiden. De organische stoffen worden via een overloop naar de zandvanger of het aanvoerriool teruggevoerd. Het zand kan met een container worden afgevoerd (figuur 6.3).

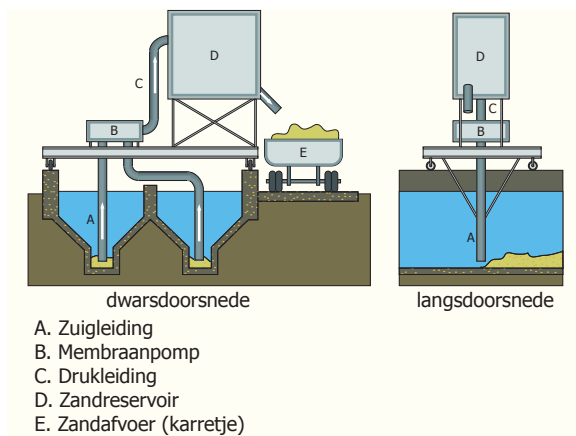
De dimensionering van een gootzandvanger wordt bepaald door de maximale oppervlaktebelasting van $40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; tevens moet de horizontale stroomsnelheid circa $0,30 \text{ m/s}$ bedragen.

Hoewel ook (grotere) slibdeeltjes bij deze oppervlaktebelasting zullen bezinken zullen deze deeltjes ten gevolge van de horizontale snelheid over de bodem meegesleurd worden en tenslotte toch uitgespoeld worden terwijl de zanddeeltjes wel achterblijven.

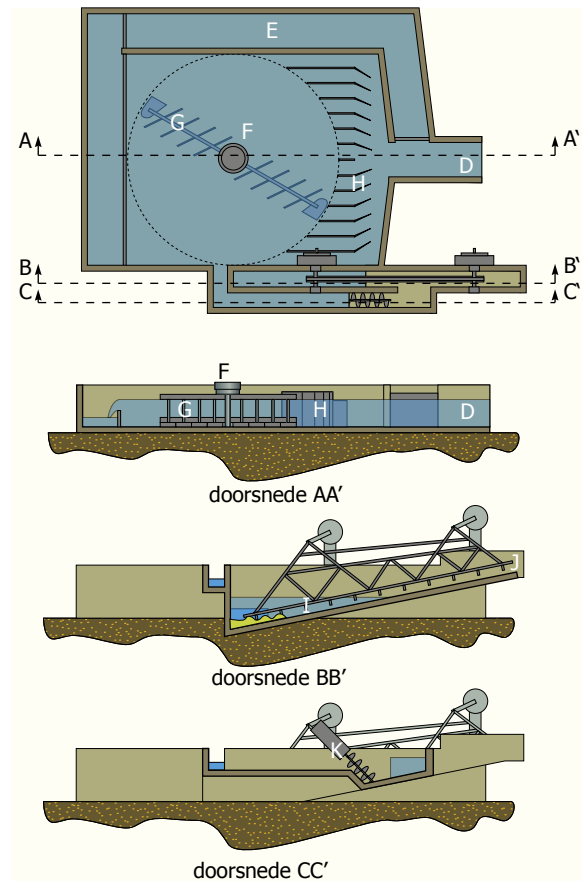
Teneinde een stabiele stroming te verkrijgen wordt de lengte/breedte verhouding dikwijls $10:1$ à $15:1$ genomen.

6.4 Vlak- of Dorr-zandvanger

De Dorr-zandvanger bestaat uit een vierkante bak met een diepte van circa 1 m . Deze zandvanger heeft een platte, cirkelvormige bodem waarover bodemschuivers draaien (figuur 6.4). Het rioolwater wordt aan de ene zijde van de bak gelijkmatig ingevoerd via instelbare stroomschotten. Vervolgens doorstroomt het water de bak in langsrichting en wordt aan de tegenovergestelde zijde via een overstort afgevoerd. Het bezonken zand wordt



Figuur 6.3 - Gootvormige zandvanger met luchtlift



- D. Toevoerkanaal
- E. Omloopkanaal
- F. Aandrijfkop
- G. Schrapperarm
- H. Instelbare stroomverdelers en Stroomgeleidingswandjes
- I. Hark
- J. Zandafvoeropening
- K. Vijzel met aandrijving

Figuur 6.4 - Vlakke zandvanger met mechanische zandverwijdering en zandwasinrichting (Dorr-Oliver)

door de langzaam roterende tweearmige bodemschuivers getransporteerd naar een put die zich in de langswand bevindt. Daarna stroomt het zand met het spoelwater in een hellende spoelgoot waarin een mechanische wasinstallatie is opgesteld. Deze wassing kan zowel in gelijkstroom als in tegenstroom plaatsvinden. Meer of minder spoelwater vormen hierbij regelmatigheid. Door wijziging van het overbrengingsmechanisme of het aanbrengen van woelstroken kan de snelheid en kracht van dit wasproces beïnvloed worden.

Door de functiesplitsing tussen bezinking en het wassen van het bezinksel kan de Dorr-zandvanger

bij wisselende hydraulische belastingen worden ingezet. Indien de oppervlaktebelasting zodanig laag is dat ook slibdeeltjes bezinken worden deze middels de wasinstallatie toch weer uit het zand gewassen.

Bij de dimensionering wordt rekening gehouden met in- en uitlaateffecten en verstoring door het zandruimen. De oppervlaktebelasting (betrokken op de vierkante bodem) wordt aangehouden op $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bij maximale aanvoer. Als praktische waterdiepte wordt 0,8 à 1,0 m aangehouden.

6.5 Hydrocycloon

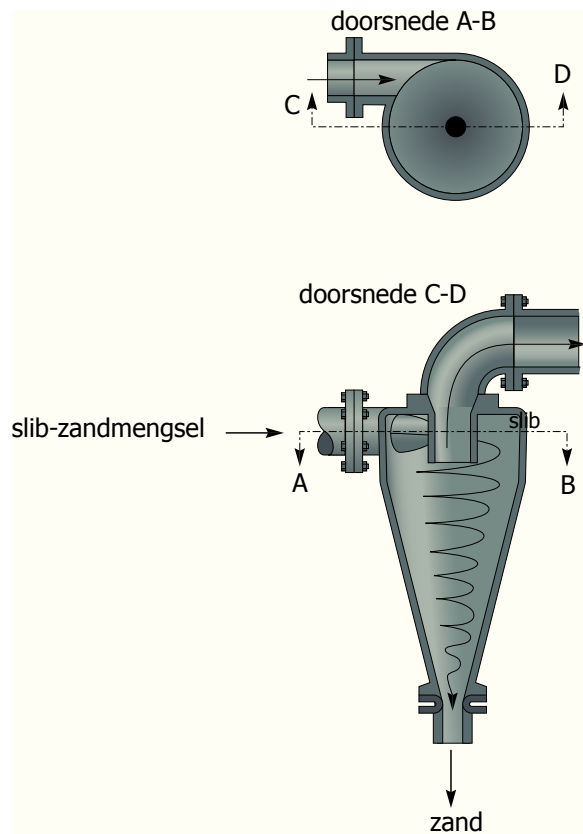
De hydrocycloon vindt toepassing voor zandaf-scheiding uit meer geconcentreerde slibstromen, bijvoorbeeld tussen de voorbezinking en de slibindikker of gistingstank. De hydrocycloon is een cilindervormig apparaat met een conisch toelopende onderkant. De toevoer van het slib-zand-watermengsel vindt tangentiaal plaats, dat wil zeggen langs de omtrek (zie figuur 6.5).

Door deze tangentiale invoer, welke onder druk (5-10 ato) geschiedt, ontstaat in de cycloon een spiraalachtige stroom waarbij de zwaardere zanddeeltjes door de centrifugale werking naar de buitenkant worden geslingerd en via de conuswand naar beneden glijden en aan de onderkant worden afgevoerd (onderloop). De lichtere slibdeeltjes komen via een opwaartse stroming in het centrum van de conus samen met het meeste water aan de bovenkant via een afvoer naar buiten. Via een wasinstallatie kunnen uit de onderloop organische deeltjes van het zand worden gescheiden en weer naar het influent van de installatie worden teruggevoerd.

Dimensionering geschiedt op basis van praktijkervaringen en -regels.

7. Voorbezinking

zie voor meer informatie OD Chapter 10 par. 3



Figuur 6.5 - Hydrocycloon

7.1 Inleiding

Na de zandvanger volgt dikwijls een voorbezink-tank. Hierin worden zoveel mogelijk bezinkbare onopgeloste deeltjes afgescheiden. Dit slib wordt primair slib genoemd.

Bij sommige installaties (type oxydatiesloot) wordt geen voorbezinktank toegepast maar worden de onopgeloste deeltjes ingevangen in het actief-slib en daar gestabiliseerd.

Bij zanddeeltjes is voornamelijk sprake van korrelige deeltjes, die op eenduidige wijze bezinken (discrete bezinking). Hiernaast kent men ook bezinking van deeltjes die tijdens het bezinkingsproces groter worden, door samenklontering of uitvlokking (flocculente bezinking). Dit proces kan worden bevorderd door roeren, toevoeging van chemicaliën en biologische invloeden. Flocculente bezinking treedt op bij hogere concentraties aan onopgeloste stoffen; bij voorbezinking is dit zeker het geval.

7.2 Bezinking in de praktijk

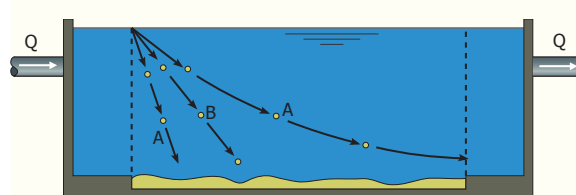
Diverse variërende factoren beïnvloeden het bezinkingsproces zoals dat zich in de praktijk afspeelt. Het rendement van de bezinking hangt af van:

- de afmeting en de vorm van de deeltjes; naarmate de deeltjes groter zijn, geschiedt de bezinking sneller;
- de dichtheid van de deeltjes; indien het verschil in dichtheid van de deeltjes en de dragervloeistof groter is, verloopt de bezinking vlugger;
- de samenstelling van de suspensie;
- de concentratie van de suspensie; naarmate de concentratie groter is, is het rendement van het bezinkingsproces groter;
- de geschiktheid van deeltjes tot flocculatie;
- de temperatuur; bij hogere temperaturen is de viscositeit van de vloeistof lager;
- de diepte en de vorm van het bezinkingsreservoir;
- de afstand, die de vloeistof door het reservoir aflegt;
- de snelheid van de vloeistof;
- de invloed van de wind op het vloeistofoppervlak;
- de wijze waarop de vloeistof het reservoir binnenstroomt en wordt afgevoerd;
- het optreden van kortsluitingen, mede door het feit dat de vloeistof reeds een, zij het gering, verschil in dichtheid heeft.

Storing door turbulente stroming

In tegenstelling tot de bezinking in een ideaal reservoir wordt in de praktijk de bezinking wel beïnvloed door de turbulentie in het reservoir. Wanneer er turbulentie optreedt zal een aantal deeltjes opwervelen en wellicht met het effluent worden afgevoerd en een aantal deeltjes eerder de slibzone bereiken. De weg die een deeltje volgt zal niet meer recht doch gebogen zijn, zoals in figuur 7.1 schematisch is aangegeven. Door turbulentie zal het rendement van het bezinkingsproces in ongunstige zin worden beïnvloed.

De stromingstoestand wordt gekarakteriseerd door het getal van Reynolds, dat lager dan 2000 dient te zijn.



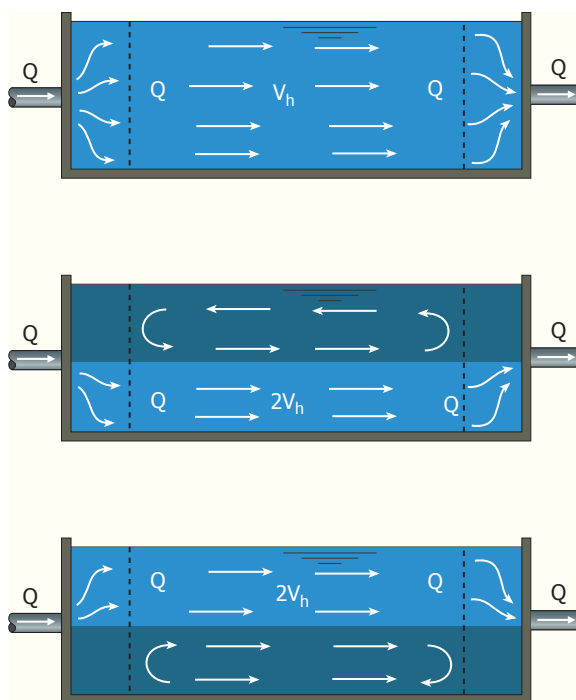
A bezinkingsweg met turbulentie
B bezinkingsweg zonder turbulentie

Figuur 7.1 - Storing door turbulentie

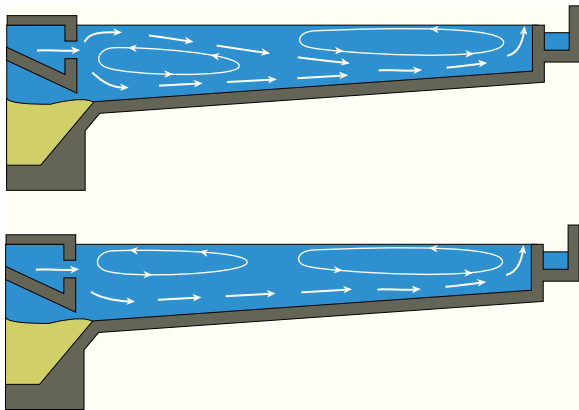
Storing door kortsluitstromen

Wanneer in een bezinkingsreservoir kortsluitstromen, dode hoeken en neren voorkomen, is de gemiddelde verblijftijd korter dan de theoretische. Dit is bijvoorbeeld het geval als er een verschil in dichtheid is van de vloeistof die zich in een reservoir bevindt en die welke wordt aangevoerd. Uit figuur 7.2 blijkt, dat de verblijftijd aanzienlijk korter wordt dan de theoretisch verwachte.

Om de invloed van de kortsluitstromen zoveel mogelijk te beperken is een goede verdeling van de aan- en afvoer van de vloeistof noodzakelijk alsmede een stabiel stromingspatroon. Onder stabiele stroming wordt verstaan het herstel van de oorspronkelijke stromingstoestand na het optreden van een storing. De stabiliteit van een stroming is hoger naarmate de verhouding tus-



Figuur 7.2 - Storing door kortsluitstromen



Figuur 7.3 - Voorbeelden van kortsluitstromen

sen de traagheidskrachten en de zwaartekracht groter is. Naarmate de stroming stabiel is, is de verdeling van de stroomsnelheid over de dwarsdoorsnede gelijkmatiger en zal na een opgetreden storing de stroming zich sneller herstellen tot de oorspronkelijke toestand. De verhouding tussen de traagheidskrachten en de zwaartekracht wordt weergegeven door het dimensieloze getal van Froude, dat hoger dan 10^{-5} dient te zijn.

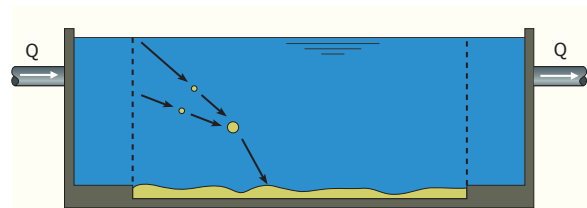
Storing door uitschuring

In een ideaal bezinkingsreservoir hangt het rendement van het bezinkingsproces uitsluitend af van de oppervlaktebelasting $v_o = Q/(B.L)$ en is dus onafhankelijk van de diepte van het reservoir. Naarmate de diepte kleiner wordt neemt de horizontale stroomsnelheid $v_h = Q/(B.H)$ toe en op een bepaald moment wordt deze zo groot dat reeds bezonken materiaal wordt opgenomen en afgevoerd.

Veelal kan de opwerveling van reeds bezonken deeltjes worden voorkomen door er voor te zorgen dat de horizontale snelheid v_h een bepaalde kritische snelheid v_s niet overschrijdt. Deze v_s , de sleepsnelheid, is voor zanddeeltjes 0,30 m/sec; voor primair slib 0,03 m/sec en voor actief-slib 0,02 m/sec.

Flocculatie

Als gevolg van snelheidsverschillen kunnen twee flocculente deeltjes elkaar ontmoeten en zich verenigen tot een groter deeltje, waarvan de bezinkingsnelheid groter is dan van de beide componenten (figuur 7.4). Flocculente bezinking wordt bevorderd door turbulentie.



Figuur 7.4 - Flocculatie

Niet alleen de oppervlaktebelasting bepaalt, afgezien van storingen, dus het rendement maar ook de diepte van het bezinkingsreservoir; de verblijftijd heeft dus een belangrijke invloed.

7.3 Ontwerpaspecten

Het belangrijkste ontwerpcriterium bij voorbezinkingstanks is de aan te houden oppervlaktebelasting. In het algemeen wordt uitgegaan van 1,5 - 2,5 $m^3/(m^2.h)$ bij maximale aanvoer. Indien de maximale aanvoer slechts een beperkte invloed heeft op het aanvoerpatroon worden nog hogere waarden (tot 4,0 $m^3/(m^2.h)$) toegepast.

Als verblijftijd wordt een minimale waarde van 1 à 1,5 uur aangehouden.

De optimale diepte ligt tussen 1,5 m (kleine tanks) en 2,5 m (grote tanks). Bij rechthoekige tanks moet de verhouding diepte/lengte circa 1:20 bedragen; de breedte/lengte verhouding moet minimaal 1:4 zijn en bij voorkeur 1:5 à 1:6.

Wat betreft de minimale en maximale afmetingen van de tanks geldt het volgende:

- * ronde tanks

diameter	minimaal 20 m
	maximaal 60 m
	optimaal 30-40 m

bij kleinere tanks ($D < 30$ m) neemt het rendement af vanwege verstoring door in- en afvoer.

diepte	1,5 - 2,5 m
bodemhelling	1:10 tot 1:12
- * rechthoekige tanks

lengte	maximaal 90 m
	optimaal 30-50 m
breedte	5-12 m veelal 5 à 6 m
diepte	1,5 - 2,5 m
bodemhelling	1:10 tot 1:12

De afvoer van het afvalwater uit een bezinkingsreservoir vindt in het algemeen plaats via één of meerdere overstorten. Bij het verlaten van het reservoir ondergaat de vloeistof een versnelling. Teneinde de stabiliteit van de stroming in het reservoir niet in gevaar te brengen, dient de afvoer gelijkmatig te geschieden en mag de zogenaamde mesbelasting bepaalde waarden niet overschrijden. Onder mesbelasting wordt verstaan de afvoer van effluent (m^3) per eenheid van lengte van de overstort (m) gedurende een bepaalde tijd (h). Indien de mesbelasting te hoog is, kunnen lichte stoffen met het overloopwater uit het reservoir worden afgevoerd. Als maximum toelaatbare waarde van de mesbelasting van voorbezinkings tanks wordt 10 à 15 $m^3/(m.h)$ aangehouden.

Tevens moet er voor gezorgd worden dat de gemiddelde snelheid van de slibruimers voldoende laag is; in ieder geval moet de ruimer geen opwerveling van reeds bezonken slib veroorzaken. Als omtreksnelheid voor de slibruimer bij ronde tanks wordt daarom max. 0,06 à 0,07 m/sec aanbevolen, en als snelheid bij rechthoekige tanks ca. 0,03 m/sec.

De afvoer van het bezonken slib vindt veelal continu of semi-continu plaats; vanuit de verzamelgoot of trechters wordt het slib regelmatig en in ruime mate verpompt naar de voorindikers; voorkomen moet worden dat het slib zich gaat ophopen in de voorbezinktank (stank, rotting e.d.).

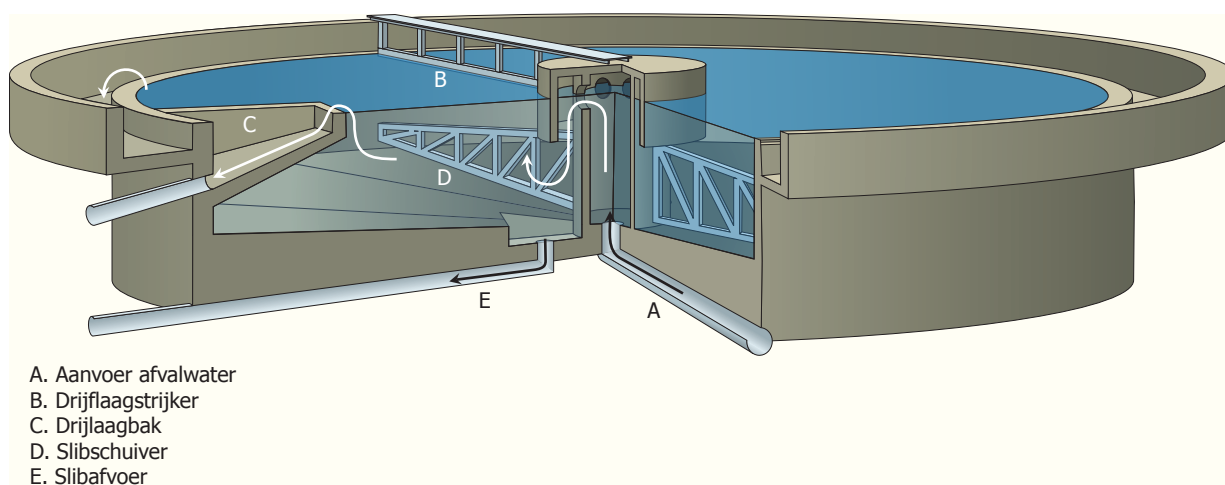
7.4 Ronde tanks

Bij ronde bezinktanks wordt het afvalwater in het midden ingevoerd en via een goot aan de buitenomtrek afgevoerd. In figuur 7.5 is ook een dwarsdoorsnede getekend. Boven de tank draait een brug langzaam rond met hieraan bevestigd slibruimers, die het slib op de bodem langzaam naar de centrale slibtrechter in het centrum schuiven, van waaruit het wordt afgevoerd. De bodem is licht hellend uitgevoerd. Vóór de overstortrand bevindt zich een duikschot om het drijvend vuil tegen te houden. Dit drijvend vuil (veelal vet) wordt met een drijfslagruimer, die aan de brug is bevestigd, in een drijfslagput geschoven.

Belangrijk aspect is de invoer van het afvalwater in de tank. De instroomenergie moet zoveel mogelijk en zo snel mogelijk worden vernietigd teneinde wervelingen te voorkomen. Daarbij moet bedacht worden dat de ingaande vloeistof veelal een snelheid heeft van ca. 1 m/sec, die moet worden teruggebracht naar minder dan 2 à 3 cm/sec. Hiertoe worden inlooptrommels en verdeelinrichtingen toegepast.

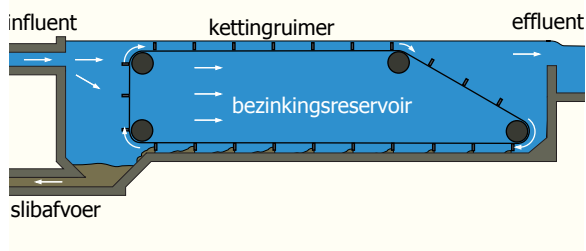
7.5 Rechthoekige tanks

Rechthoekige bezinkinstallaties bestaan uit een bassin met vlakke of licht hellende bodem, voorzien van een inlaat- en uitlaatconstructie. Bovendien wordt vaak een duikschot toegepast om de drijfslag tegen te houden (figuur 7.6).



- A. Aanvoer afvalwater
- B. Drijfslagstrijker
- C. Drijfslagbak
- D. Slibschuiver
- E. Slibafvoer

Figuur 7.5 - Bezinkingsreservoir met een cirkelvormige plattegrond met slibschuiver en drijfslaagafstrijker



Figuur 7.6 - Rechthoekige bezinkinstallatie

Het op de bodem bezonken slib wordt in een slibtrechter geschoven die zich aan de inlaatzijde bevindt. Onder hydrostatische druk wordt het daarna afgevoerd via een buis die in de trechter uitmondt. Natuurlijk kan het slib ook met pompen worden weggevoerd.

Bij rechthoekige voorbezinktanks worden voor de slibuiming veelal kettingruimers toegepast. Deze bestaan uit een aantal evenwijdige schuiverbladen met een bladlengte gelijk aan de bassinbreedte. De schuiverbladen zijn bevestigd aan twee eindeloze transportkettingen. Beide transportkettingen lopen over twee kettingwielen die aan de uiteinden van het bassin onder water gemonteerd zijn. Een van de kettingwielen wordt via een overbrenging door een elektromotor aangedreven. De schuiverbladen worden door de transportkettingen langs de bassinbodem getrokken in een richting tegengesteld aan de stroomrichting van het rioolwater en schuiven het slib continu in de slibtrechter aan de aanvoerszijde van het bassin. Bij de teruggaande beweging liggen de transportkettingen meestal boven de waterspiegel van het bassin. Sommige kettingruimers voeren door middel van de schuiverbladen op de terugweg de eventueel aanwezige drijfslag mee in de richting van de bassinuitlaat, waar de drijfslag door het duikschot wordt tegengehouden. De drijfslag wordt met een kantelmechanisme verwijderd.

8. Oxydatiebedden

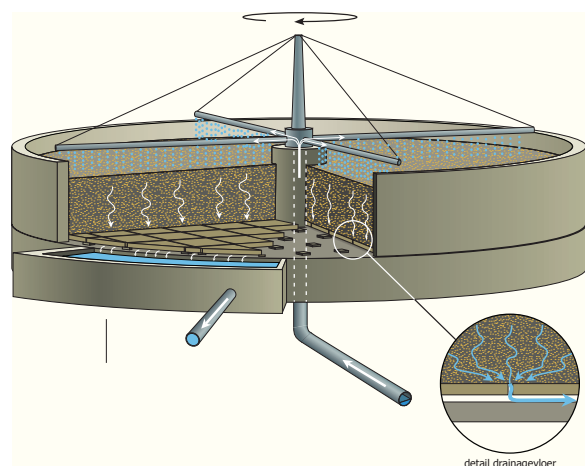
Voor een uitgebreide beschrijving van oxydatiebedden en andere vergelijkbare systemen zie OD Chapter 11, par 2.

8.1 Algemeen

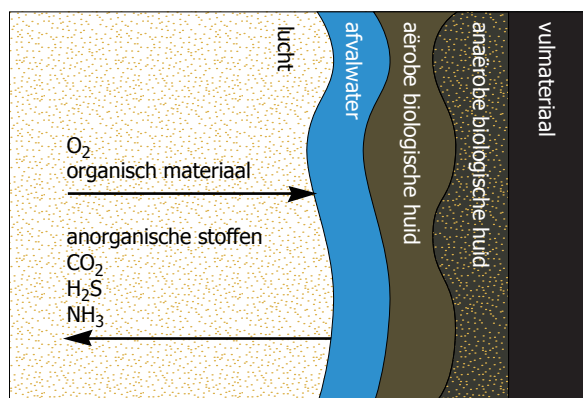
In figuur 8.1 is de opbouw van een oxydatiebed weergegeven. Het bed is opgebouwd uit een cilindervormige bak met een hoogte van 2 - 4 m en is voorzien van een geperforeerde vloer. Het oxydatiebed is nagenoeg geheel gevuld met vulmateriaal dat bestaat uit brokken lavaslak, gebroken kiezel of ander geschikt materiaal. Het te zuiveren afvalwater wordt door middel van een draaisproeier over het bovenoppervlak van de vulling verspreid en sijpelt dan over en tussen het vulmateriaal door het oxydatiebed. Via de drainvloer en de afloopgoot wordt het gezuiverde water afgevoerd naar de nabezinktank.

8.2 Biologische huid

Op het vulmateriaal van een ingewerkt oxydatiebed bevindt zich de zogenaamde biologische huid, bestaande uit een aërobe en een anaërobe laag (figuur 8.2). De biologische huid bestaat uit een slijmachtige substantie waarin en waarop naast bacteriën en andere organismen ook de resten van afgestorven cellen en andere niet of moeilijk afbreekbare stoffen, zoals humusachtige producten, voorkomen. Op deze bacteriehuid leven tevens protozoën die bacteriën consumeren. Voorts treft men op en tussen het vulmateriaal algen, larven en grotere wormen (tubifex) aan. Dieper in het oxydatiebed domineren de bacteriën, flagellaten en protozoën.



Figuur 8.1 - Oxydatiebed



Figuur 8.2 - Biologische huid op het vulmateriaal van een oxydatiebed

Het bezonken afvalwater vloeit in dunne lagen over het aërobe laagje van de biologische huid. Uit de passerende vloeistof vindt absorptie van opgeloste stoffen, aanwezig in het bezonken afvalwater, in de biologische huid plaats, terwijl door de vloeistoffilm tevens afbraakproducten gevormd bij de hydrolyse en oxydatie en van organische stoffen, die eerder werden geabsorbeerd, worden afgevoerd. Voor de oxydatie van organische stoffen in de aërobe laag is zuurstof nodig die zich in de luchtstroom bevindt die door het oxydatiebed trekt. Het oxydatieproduct CO_2 verdwijnt naast de afvoer via het water tevens uit het oxydatiebed met de wegstromende lucht.

De aangroei van de huid vindt voornamelijk plaats daar waar contact van afvalwater met de biologische huid optreedt en derhalve de concentratie van organische stoffen het hoogst is. Dientengevolge is de zuurstofbehoefte daar het grootst en is de overblijvende zuurstof die in de diepere lagen doordringt gelimiteerd. Dit betekent dat de aërobe laag niet veel dikker kan worden dan 1-3 mm, en de laag die daar onder zit, anaëroob is.

De inbedrijfstelling van een oxydatiebed duurt in de zomer circa 2 maanden en gaat sneller dan in de winter omdat dan hogere organismen, zoals larven en wormen, zich niet kunnen ontwikkelen. De beste tijd om een oxydatiebed in bedrijf te stellen is derhalve het voorjaar.

In een oxydatiebed verandert aldus de samenstelling van de flora en de fauna met de diepte. In de bovenste laag, waar het voedselaanbod het grootst is, ontwikkelen zich veel (heterotrofe) bacteriën en protozoën en ook hogere organis-

men. Naar beneden zullen bacteriën en protozoën de overhand krijgen. Eventuele nitrificatie vindt in de onderste laag plaats waar de (autotrofe) nitrificerende bacterieflora tot ontwikkeling kan komen doordat de organische verontreinigingen al grotendeels zijn afgebroken en doordat voldoende zuurstof aanwezig is. In elke zone kan zich dus een volledig aan de daar heersende milieuomstandigheden aangepaste en gespecialiseerde flora van micro-organismen ontwikkelen.

De aangroei van de biofilm op het vulmateriaal gaat zo lang door tot afstoting plaatsvindt als gevolg van:

- afspoelende werking van het opgebrachte water
- de activiteit van hogere organismen
- de gasontwikkeling in de onderliggende anaërobe lagen
- endogene vertering van de bacteriemassa.

Als gevolg hiervan kan onder in het bed een gedeeltelijke uitrotting van de huidrestanten, het slib, optreden. Het slib dat zowel aëroob als anaëroob tamelijk goed gemineraliseerd of gestabiliseerd is, duidt men wel aan met de naam humusslib.

8.3 Vulmateriaal

De biologische huid waarin de afbraak van de oxydeerbare stoffen in het afvalwater plaatsvindt moet zich kunnen vormen op het in de oxydatiebedden aanwezige vulmateriaal.

Hieraan worden de volgende eisen gesteld:

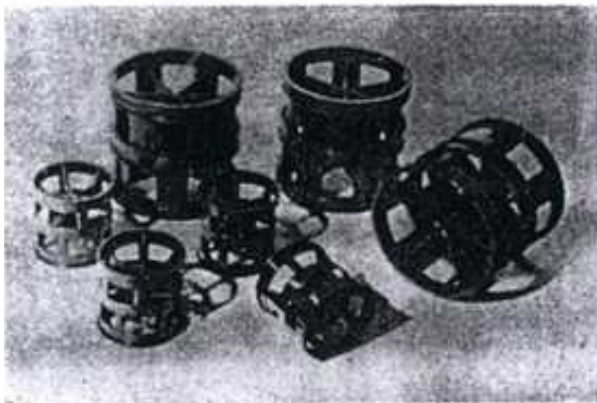
- goede hechtingsmogelijkheden voor de biologische huid
- gelijkmatige verdeling van de lucht- en waterstromen
- groot aanhechtend oppervlak per volume-eenheid
- voldoende grote vrije ruimte voor de afvoer van losgespoelde biologische huid
- het materiaal mag de groei van micro-organismen niet remmen
- het materiaal mag niet vergruizen of slijtage vertonen

- chemisch en biologisch inert voor aantasting door afvalwater, micro-organismen en afscheidingsproducten.

De belangrijkste begrippen om vulmaterialen te karakteriseren zijn:

- * het specifieke oppervlak, het oppervlak beschikbaar voor aangroei per volume-eenheid in m^2/m^3
- * de porositeit, ofwel de holle of vrije ruimte in %
- * het gewicht van het materiaal in kg/m^3 , zowel in ongebruikte als in gebruikte vorm
- * materiaaleigenschappen zoals:
 - aard (glad of poreus)
 - korrelgrootte (diameter)
 - uniformiteit (zo gelijk mogelijk)
 - vorm van de brokken

In Nederland wordt hoofdzakelijk lava als vulmateriaal toegepast vanwege de kosten en de ruwe poreuze structuur waardoor een goede hechting en een intensief contact tussen slib, lucht en water wordt verkregen. De grootte van de lavabrokken moet een compromis zijn tussen enerzijds een grote vrije ruimte om verstoppingen te voorkomen (dus grote brokken) en anderzijds een groot specifiek oppervlak, een homogene verdeling van lucht en water en een lange contacttijd (ofwel kleine brokken). In het algemeen zijn de brokken 5-8 cm groot. Het specifiek oppervlak is hierbij circa $80\text{-}100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ en de vrije ruimte is circa 40%.

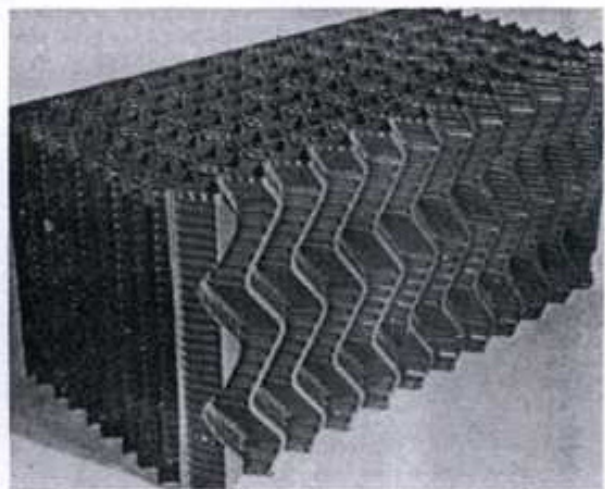


De laatste 20 jaar worden in toenemende mate kunststofvulmaterialen gebruikt, die momenteel in vele uitvoeringsvormen worden gefabriceerd. De voordelen zijn een laag specifiek gewicht (incl. biologische huid en aanhangend water $250\text{-}400 \text{ kg}/\text{m}^3$ tegen $2000 \text{ kg}/\text{m}^3$ voor lavaslakken), de grote vrije ruimte (90-98%) en het grote specifiek oppervlak ($100\text{-}230 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Hierdoor kunnen lichtere constructies worden toegepast. Bovendien kunnen hogere oxydatiebedden worden toegepast (tot 10 m hoog), waardoor de installatie compacter is, de contacttijd langer en de spoelwerking groter. Bij voorkeur worden vulmaterialen toegepast met doorlopende reactievlakken of losgestorte ringen met een zeer open structuur (zie figuur 8.3).

8.4 Constructieve aspecten

Wanden

De wanden van het bed moeten bij voorkeur gesloten zijn, zodat een zekere schoorsteenwerking kan optreden als gevolg van het verschil in temperatuur in en buiten het bed. Bovendien steunt de wand het vulmateriaal en is er minder kans op bevrozing langs de periferie van het bed. Onder in de wand moeten openingen aanwezig zijn voor de aan- en afvoer van lucht. Het totale oppervlak van de openingen moet 0,5-1% van het vloeroppervlak zijn.



Figuur 8.3 - Kunststofvulmaterialen voor oxydatiebedden

Vloer

De vloer bestaat feitelijk uit twee delen, namelijk een geperforeerde vloer bestaande uit geprefabriceerde elementen waarop het vulmateriaal steunt en een lager liggende dichte vloer die de geperforeerde vloer draagt en voor de waterafvoer dient. De gezamenlijke oppervlakte van de perforaties moet circa 15% van het vloeroppervlak zijn.

Sproeien

De gelijkmatige verspreiding van het water over het oppervlak kan geschieden door vaste sproeiers, door rijdende sproeiers als rechthoekige bedden worden toegepast of met draaiende sproeiers bij bedden van cirkelvormige plattegrond. De beweging van de laatstgenoemde sproeiers wordt veroorzaakt door de overdruk van het water volgens het principe van het waterrad van Segner. Hiervoor is een extra opvoerhoogte van 0,6-0,8 m van het afvalwater nodig. Sproeiers kunnen ook mechanisch worden aangedreven, waarbij geen extra opvoerhoogte nodig is.

Verdeling afvalwater

Het afvalwater, dat wordt aangevoerd door een leiding onder de vloer van het oxydatiebed, gaat in het midden door een stijgbuis omhoog, die in sproeiers eindigt, waarvan de einden tot de omtrek van het bed reiken. De armen zijn aan een zijde voorzien van ingeboorde gaatjes, waardoor het water wegvloeit. Voor een gelijkmatige verspreiding moeten de gaatjes zo klein mogelijk zijn en het aantal zo groot mogelijk. Om verstopping te voorkomen mogen de gaatjes echter niet te klein zijn. Daarom past men bij de moderne sproeiers gaten toe met een diameter van 1-1½ cm. De uitlopende straal vloeit over een plaatje of tafeltje waardoor een waterfilm ontstaat, zodat een goede verspreiding en beluchting wordt verkregen.

Bij de waterverdeling spelen diverse factoren een rol, zoals de weerstandsverliezen in de sproeigatjes, de weerstandsverliezen door de leiding, de centripetale (middelpuntvliedende) kracht (die direct afhankelijk is van de draaisnelheid en dus indirect een functie is van de uitstroomsnelheden) en de verdeling en grootte van de sproeigatjes over de armlengte.

Belangrijk aspect is tevens de variatie in de hydraulische aanvoer van het oxydatiebed. Soms kan de verdeling, die goed functioneert bij hoge aanvoer, bij lage aanvoer duidelijk ongelijkmatig worden.

Afmetingen

Om constructieve redenen (met name ten aanzien van de draaisproeiers) kan de diameter van een oxydatiebed maximaal ca. 40-45 m bedragen. De hoogte van het vulmateriaal wordt op minimaal 1,5 m maar dikwijls op 2 à 2,5 m aangehouden.

Voorbehandeling

Om te voorkomen dat verstopping van het filterbed optreedt moet het te zuiveren afvalwater vooraf ontdaan worden van grof vuil, zand, vet en bezinkbare stoffen.

8.5 Zuurstofvoorziening

De aërobe afbraakprocessen behoeven een ruime toevoer van lucht-zuurstof. Daartoe dient voldoende lucht via het bovenoppervlak en via de drainvloer te kunnen toetreden. De zuurstofvoorziening is bij doelmatig geconstrueerde oxydatiebedden geen probleem als gevolg van de luchtcirculatie (natuurlijke ventilatie) in het oxydatiebed. Deze luchtcirculatie kan in twee richtingen plaatsvinden:

- a. Opwaartse stroming (van onder naar boven)
In de winter is het afvalwater en daardoor ook de inhoud van het oxydatiebed warmer dan de buitenlucht. De lucht in het oxydatiebed wordt opgewarmd en stijgt op (schoorsteeneffect).
- b. Neerwaartse stroming
In de zomer is het afvalwater en daardoor ook de inhoud van het bed kouder dan de buitenlucht. De lucht in het oxydatiebed wordt afgekoeld en zakt (koude lucht is namelijk 'zwaarder' dan warme lucht).

In de zomer kan bovendien dagelijks de stroomrichting van de lucht veranderen:

- 's nachts van onder naar boven (effect a)
- overdag van boven naar beneden (effect b).

Bij een temperatuurverschil van 4°C treedt reeds een luchtstroom op van 18 m³/m².h, waarin 10-20

maal zoveel zuurstof aanwezig is als de zuurstofbehoefte van het opgebrachte afvalwater. Wel moet hierbij worden bedacht dat de (actuele) zuurstofoverdracht vanuit deze luchtstroom doorgaans slechts 10% bedraagt.

Stagnatie in de zuurstofvoorziening van het bed treedt op bij een temperatuurverschil tussen water en lucht van circa 1,9°C. Deze situatie doet zich meestal voor in het voorjaar en in het najaar (wanneer de afvalwatertemperatuur en de buitentemperatuur ongeveer gelijk zijn) en veroorzaakt dan vaak het 'ruien' van het bed door de anaërobe toestand in het bed.

Recent gebouwde oxydatiebedden zijn veelal afgedekt in verband met de geuremissie, die met name door het versproeien van het afvalwater ontstaat. Het bed wordt dan bij voorkeur geventileerd van boven naar beneden. Het voordeel hiervan is dat de geurstoffen die vooral bij de versproeiing boven in het bed vrijkomen, door de biologische activiteit in het bed voor een belangrijk deel worden afgebroken.

8.6 BZV-belasting

De werking van oxydatiebedden wordt in hoge mate bepaald door de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal dat per volume-eenheid dagelijks op het oxydatiebed wordt toegelaten, zijnde de BZV-(volume)belasting in kg BZV/m³.d. In formulevorm:

$$B = \frac{Bd}{V}$$

waarbij

B = volumebelasting of BZV-belasting
(in kg BZV/(m³.d))

Bd = BZV-aanvoer in kg BZV/d

V = volume oxydatiebed (m³)

De zuiveringsprestaties nemen over het algemeen af als de BZV-belasting toeneemt; ook het al dan niet optreden van nitrificatie (omzetting van ammonium in nitraat) is sterk afhankelijk van de BZV-belasting.

8.7 Spoelwerking

Om een optimale verwijdering van de overtollige biologische huid te verkrijgen is een goede spoelwerking in het oxydatiebed van groot belang. Enerzijds moeten verstoppingen worden voorkomen, anderzijds moet een voldoende dikke biologische huid worden gevormd. De spoelwerking wordt in belangrijke mate bepaald door de oppervlaktebelasting v_o ; deze wordt berekend door het toevoerdebiet te delen door het oppervlak.

$$v_o = \frac{Q}{A}$$

waarin

v_o = oppervlaktebelasting in m³/(m².h)

Q = toevoerdebiet m³/h

A = oppervlakte oxydatiebed

Voor laagbelaste oxydatiebedden dient een oppervlaktebelasting aangehouden te worden van 0,05-0,3 m³/(m².h); voor hoogbelaste oxydatiebedden 0,6-2 m³/(m².h).

8.8 Recirculatie

Om onder alle omstandigheden de vereiste oppervlaktebelasting van het oxydatiebed te verkrijgen wordt meestal recirculatie toegepast. Vooral bij hoogbelaste oxydatiebedden is een hoge op-

Tabel 8.1 - Eigenschappen van oxydatiebedden met lavavulling afhankelijk van de belasting

Laagbelaste oxydatiebedden	Matig belaste oxydatiebedden	Hoogbelaste oxydatiebedden
BZV-bel.: 0,1-0,2 kg BZV/cm ³ .d)	BZV-bel.: 0,3-0,5 kg BZV/(m ³ .d)	BZV-bel.: 0,7-1,0 kg BZV/(m ³ .d)
Hydr.bel.: <0,2 m ³ /(m ² .h)	Hydr.bel.: 0,4-0,8 m ³ /(m ² .h)	Hydr.bel.: 0,7-1,5 m ³ /(m ² .h)
Oxydatie van BZV en N-Kj en gedeeltelijke slibmineralisatie	Oxydatie van BZV en beperkte oxydatie van N-Kj	Uitsluitend oxydatie van BZV
Gemineraliseerde huid laat vanzelf los. Voor voldoende stikstofverwijdering en slibmineralisatie moet hydraulische belasting gering zijn, dus geen recirculatie.	Om te grote slibaangroei en daardoor verstoppingen te voorkomen moet d.m.v. recirculatie een hogere hydraulische belasting worden toegepast, echter niet te hoog om de langzaam groeiende nitrificerende bacteriën te handhaven.	Hoge hydraulische belasting, dus dunne biologische huid. Bij nog hogere biologische belastingen is de kans op verstoppingen groot.

pervlaktebelasting (minimaal $0,6 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$) van belang om dichtgroeien van de vrije ruimten te voorkomen. Daarnaast heeft recirculatie in het algemeen nog een aantal voordelen, waardoor het ook bij laagbelaste oxydatiebedden gewenst kan zijn om recirculatie toe te passen. Deze voordelen zijn:

- verdunning van geconcentreerd afvalwater
- uitvlakking van piekaanvoeren en piekconcentraties
- vermindering van de invloed van giftige stoffen door verdunning
- langere gemiddelde verblijftijd van het afvalwater in het oxydatiebed
- door recirculatie met nitraathoudend effluent worden stankbezwaren in de voorbezinktank en het oxydatiebed voorkomen of beperkt, doordat de stankstoffen (meestal H_2S) worden geoxydeerd met nitraatzuurstof (denitrificatie).

De genoemde voordelen betekenen dat door toepassing van recirculatie veelal een betere effluentkwaliteit wordt verkregen.

Nadelen van recirculatie zijn:

- hogere exploitatiekosten door het voortdurend terugpompen van effluent
- afkoeling van het afvalwater in de winter maanden, waardoor het nuttig effect daalt.

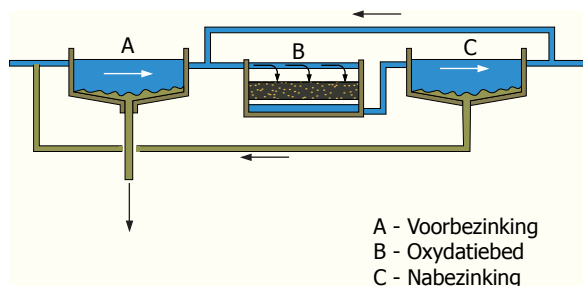
De mate van recirculatie laat zich beschrijven middels de recirculatiefactor R

$$R = Q_r/Q$$

waarin

Q de aanvoer van afvalwater (m^3/h)

Q_r de hoeveelheid recirculatiewater (m^3/h)



Figuur 8.4 - Recirculatiemethoden

De toevoer naar het oxydatiebed wordt dus $Q+Q_r$ of $Q \cdot (1+R)$.

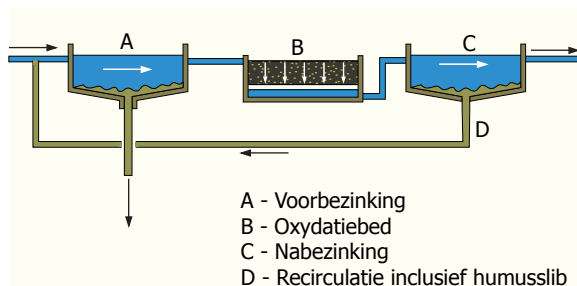
Bij het recirculeren zijn twee hoofdwerkwijzen te onderscheiden (zie figuur 8.4).

1. Effluent toevoegen aan het voorbezonden afvalwater (afloop voorbezinking) en het humusslib bij het aankomende afvalwater (toeloop v.b.t.). Deze methode vraagt aparte leidingen voor effluent en slib.
2. Effluent + humusslib samen toevoegen bij het aankomende afvalwater (toeloop voorbezinktank). Hierbij wordt het recirculatiewater met het bezonden slib onder uit de nabezinktank afgetapt.

Het voordeel van de eerste methode is dat de opvoerhoogte van het recirculatiewater lager is, omdat het niet over de voorbezinkingstank wordt geleid (lagere energiekosten). Het voordeel van de tweede methode is, dat geen extra slibleiding nodig is. Daarnaast heeft deze methode nog het voordeel dat door de terugvoer van nitraathoudend effluent ook de stankemissie van de voorbezinktanks zal verminderen. Veelal verdient dan ook de tweede methode de voorkeur.

De recirculatie kan worden geregeld op basis van het niveau in de aanvoerkelder met behulp van een vlotterklep of een elektrisch bediende klep. Het recirculatiewater (effluent + humusslib) wordt dan aangevoerd door een vrijvvalleiding.

Indien geen aanvoergemaal op de r.w.z.i. aanwezig is, bijvoorbeeld als het afvalwater met een persleiding wordt aangevoerd, zal met een afzonderlijke recirculatiepomp gerecirculeerd moeten worden. De hoeveelheid recirculatiewater wordt



meestal afgestemd op de hoeveelheid influent (pompregeling).

Deze twee situaties zijn weergegeven in figuur 8.5.

8.9 Slibproductie en bezinking

De hoeveelheid slib of humus is bij laag- en matig-belaste oxydatiebedden 0,3-0,5 kg drogestof per kg verwijderde BZV indien huishoudelijk afvalwater wordt behandeld. Bij hoogbelaste oxydatiebedden worden hogere waarden gevonden, namelijk 0,6-1 kg drogestof per kg verwijderde BZV. In de slibproductie kunnen echter gedurende het jaar grote verschillen optreden.

De afloop van een oxydatiebed moet dus nog aan een bezinkproces worden onderworpen. De gevormde slibdeeltjes hebben over het algemeen zeer goede bezinkeigenschappen; hierdoor kan een relatief hoge oppervlaktebelasting van 1,5 m³/(m².h) in de nabezinktanks worden toegepast. De flocculatie-eigenschappen van het slib zijn echter niet optimaal hetgeen ertoe leidt dat zeer

fijne vlokjes slechts moeizaam kunnen worden verwijderd. Dit is zichtbaar in het effluent van deze nabezinktanks; veelal bedraagt het zwevende stofgehalte nog 20-30 mg/l.

8.10 Dimensionering

De afmetingen van een oxydatiebed worden bepaald, uitgaande van de volgende parameters:

- de BZV-aanvoer B_d in kg per dag van het bezonken afvalwater (kg BZV/d)
- de maximale hoeveelheid bezonken afvalwater Q_{max} in m³, die per uur naar het oxydatiebed wordt gevoerd (in m³/h)
- de toelaatbare organische of BZV-belasting B in kg BZV per m³ inhoud van het oxydatiebed per dag (kg BZV/(m³.d)); deze parameter bepaalt in feite het zuiveringsrendement;
- de maximaal toelaatbare hydraulische of oppervlaktebelasting v_{qmax} van het oxydatiebed, waaronder wordt verstaan de hoeveelheid afvalwater in m³ die per uur op 1 m² oppervlakte van het bed is toegestaan (m³/(m².h)).

Uit deze parameters zijn de inhoud, de oppervlakte en de hoogte van de laag vulmateriaal van oxydatiebedden op eenvoudige wijze als volgt te bepalen:

$$\text{Inhoud } V \text{ in m}^3: \quad V = B_d : B$$

$$\text{Oppervlakte } O \text{ in m}^2: \quad O = Q_{max} : v_{qmax}$$

$$\text{Hoogte in m:} \quad H = V : O = B_d \cdot v_{qmax} / B \cdot Q_{max}$$

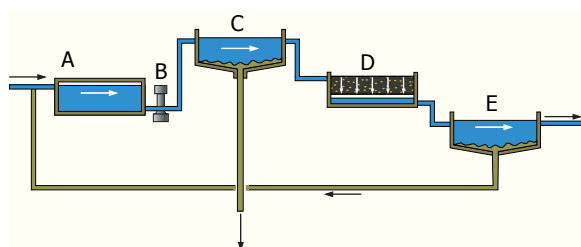
waarbij H bij laagbelaste bedden mag variëren tussen 1,5 en 3 m, bij hoogbelaste bedden tot 3 à 4 m mag bedragen en bij kunststofvulling tot 8 à 10 m mag oplopen.

Teneinde bij lage aanvoer van afvalwater ook een goede werking te creëren wordt veelal recirculatie toegepast; de hoeveelheid is te berekenen uit:

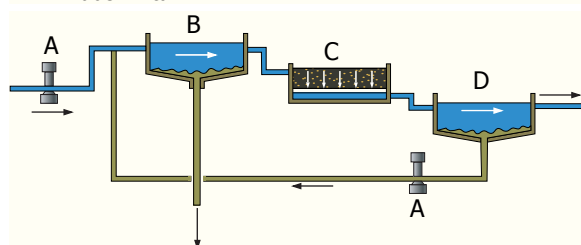
- de minimaal of gemiddeld benodigde hydraulische belasting v_{opt} (m³/(m².h))
- de gemiddeld benodigde aanvoer naar het oxydatiebed Q_{opt} (m³/h), waarbij geldt:

$$Q_{opt} = O \cdot v_{opt}$$

- de recirculatiehoeveelheid Q_r (m³/h) is dan

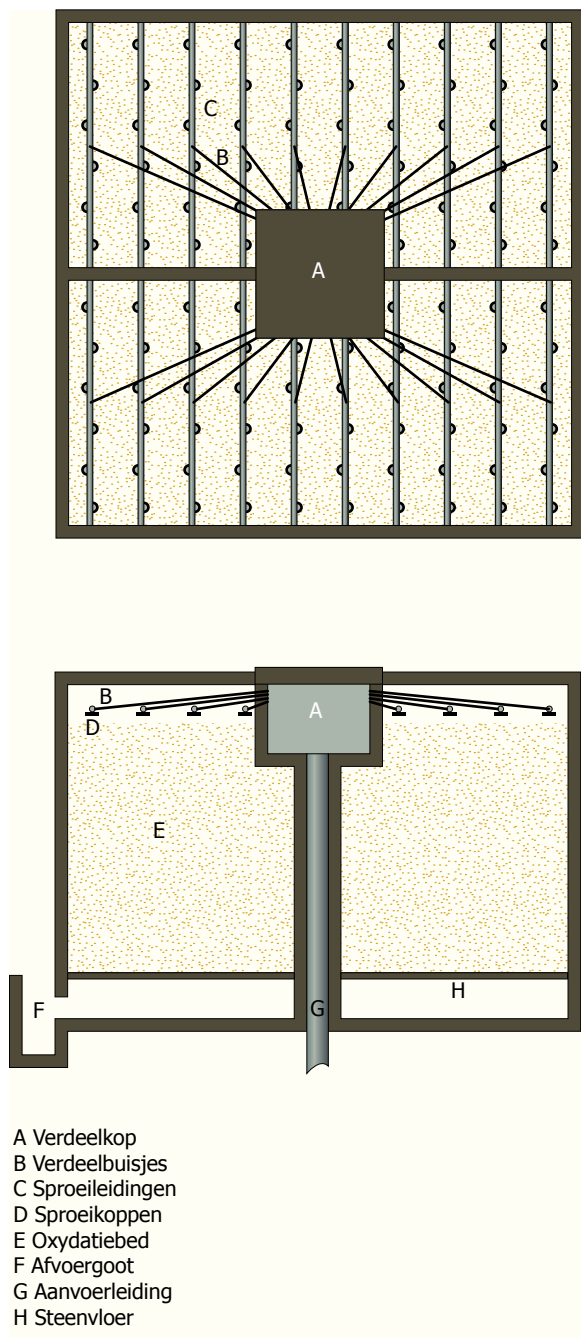


A - Ontvangkelder
B - Pomp
C - Voorbezinktank
D - Oxydatiebed
E - Nabezinktank



A - Pomp
B - Voorbezinktank
C - Oxydatiebed
D - Nabezinktank

Figuur 8.5 - Recirculatie bij influent aanvoer via vrijvervalriool of via een persleiding



- A Verdeelkop
- B Verdeelbuisjes
- C Sproeileidingen
- D Sproeikoppen
- E Oxydatiebed
- F Afvoergoot
- G Aanvoerleiding
- H Steenvloer

Figuur 8.6 - Compacte oxydatiebedinstallatie

$Q_r = Q_{opt} - Q$, waarbij Q de actuele (variërende) aanvoer van afvalwater (m^3/h) is.

Een voorbeeld van een compacte installatie wordt gegeven in figuur 8.6.

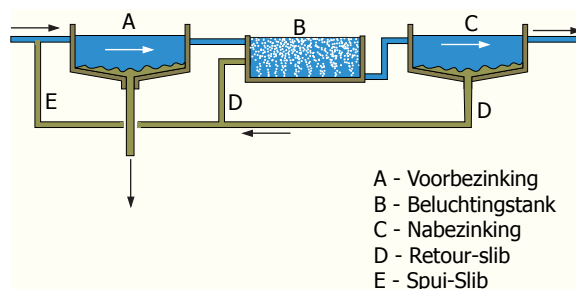
9. Actief-slibproces

Voor uitgebreide informatie zie Chapter 4, par. 1 en 2 en Chapter 11, par 1.

9.1 Algemeen

Het actief-slibproces werd in de jaren 1913-1914 te Manchester ontwikkeld door Arden en Lockett, die ontdekten dat als zij afvalwater voldoende lang beluchtten, zich in het water vlokken vormden en dat het bovenstaande water na sedimentatie van deze vlokken een aanzienlijke zuivering had ondergaan. Indien dit sediment weer aan nieuw afvalwater werd toegevoegd en het mengsel werd belucht, bleek het water aanzienlijk sneller te worden gezuiverd dan zonder toevoeging van slibvlokken. Deze vlokken noemt men actief-slib; zij bestaan uit een slijmerige grondstof waarin bacteriën en protozoën leven.

Dit principe is in de zuiveringstechniek op vele manier toegepast en verder ontwikkeld. In het algemeen wordt het afvalwater eerst aan een voorbehandeling onderworpen, die meestal bestaat uit verwijdering van grof vuil, zand, vet en bezinkbare stoffen. Daarna volgt dan het actief-slibproces (zie figuur 9.1); hiertoe wordt het afvalwater geleid in een beluchtingstank. In deze beluchtingstank wordt het afvalwater gemengd met eerder gevormd actief-slib en wordt met behulp van beluchtingsapparatuur zuurstof toegevoerd. Onder deze omstandigheden kan het actief-slib de organische en andere verontreinigingen geheel of gedeeltelijk uit het afvalwater verwijderen. Na de beluchtingstank wordt het afvalwater/actief-slibmengsel geleid naar een nabezinktank, waarin het biologische actief-slib bezinkt en gescheiden wordt van het



- A - Voorbezinking
- B - Beluchtingstank
- C - Nabezinking
- D - Retour-slib
- E - Spui-Slib

Figuur 9.1 - Schema van een actief-slibinstallatie

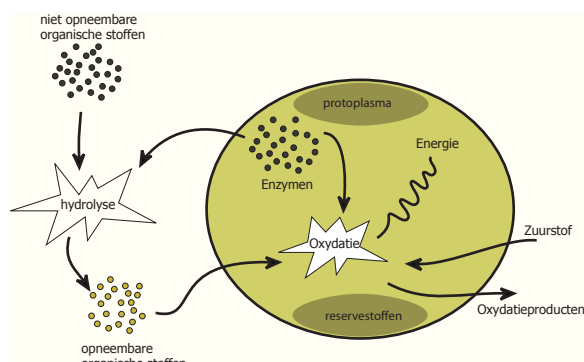
gezuiverde afvalwater. Dit actief-slib wordt continu teruggevoerd naar de beluchtingstank (retourslib), waar het wederom wordt gemengd met nieuw afvalwater. Hierdoor kan een hoge concentratie aan biomassa in de beluchtingstank worden gehandhaafd. De actief-slibmassa neemt toe, totdat een zekere hoeveelheid van dit actief-slib gespuid zal moeten worden (spui- of surplusslib).

9.2 Biologische stofwisseling

In de actief-slibvlokken zorgen de levende bacteriecellen voor de opname en afbraak van de verontreinigingen, die uiteindelijk leiden tot de (gedeeltelijke) zuivering van het afvalwater.

Vanuit het afvalwater kunnen kleine organische moleculen (met minder dan 8 à 10 C-atomen) direct via de celwand in de bacteriecel worden opgenomen. De grotere brokstukken moeten eerst door enzymen worden gesplitst tot kleinere moleculen, welke de celwand kunnen passeren. Deze enzymen worden daartoe door de bacteriecellen geproduceerd en uitgescheiden. (Een enzym is een eiwitachtige stof, die in uiterst geringe hoeveelheid in staat is op andere stoffen in te werken en deze stoffen uiteen te doen vallen). Binnen de cel vindt de zogenaamde stofwisseling plaats (figuur 9.2).

De stofwisseling omvat alle processen van de opneming van stoffen door het organisme, de veranderingen die ze in het organisme ondergaan tot de uitscheiding van afbraakproducten. Belangrijkste processen zijn de directe afbraak ofwel dissimilatie (waarbij energie vrijkomt), de celopbouw



Figuur 9.2 - Stofwisseling van de bacteriecel (zeer schematisch)

of assimilatie (waar deze energie weer nodig is) en de zelfvertering of endogene ademing. Naast bacteriën ontwikkelen zich in het actief-slib ook andere eencellige organismen, zoals protozoën en flagelaten; deze zijn typische bacterie-etters. Protozoën zijn vooral aanwezig bij een relatief laag voedselaanbod voor het actief-slib. In totaliteit worden dus de organische stoffen die in het afvalwater zitten voor een deel direct geoxydeerd (substraat-oxidatie), voor een deel als reservestoffen opgeslagen en voor een deel gebruikt voor de opbouw van nieuw celmateriaal. De rest wordt met het effluent afgevoerd. Van het gevormde celmateriaal en de reservestoffen wordt via de endogene ademhaling een deel geoxydeerd; het restant vormt het spuislib.

9.3 Slibbelasting

Het zuiveringsresultaat van een actief-slibinstallatie wordt voor een belangrijk deel bepaald door de per dag aangevoerde hoeveelheid voedingsstoffen en de hoeveelheid bacteriën. Deze laatste grootte is moeilijk exact vast te stellen. Als maat voor de hoeveelheid bacteriën wordt daarom uitgegaan van de hoeveelheid biomassa uitgedrukt als drogestof (dit is dus de droogrest van de onopgeloste bestanddelen van het actief-slib). Als maat voor de aangevoerde voedingsstoffen wordt veelal uitgegaan van de BZV-aanvoer (Bd). De slibbelasting wordt gedefinieerd als:

$$k = \frac{Bd}{V \cdot Ga}$$

waarbij

k = slibbelasting in kg BZV/(kg ds.d)

Bd = BZV-aanvoer in kg BZV/d

V = volume beluchtingstank in m^3

Ga = slibgehalte in kg ds/ m^3 (ook wel g ds/l).

De slibbelasting geeft dus een indruk van de verhouding tussen het dagelijkse voedselaanbod en de totale bacterie- of biomassa (in Engelse literatuur is sprake van F/M ratio = food to microorganisms ratio).

De slibbelasting kan variëren van zeer laag (circa 0,05 kg BZV/(kg ds.d)) tot zeer hoog (> 1 kg BZV/(kg ds.d)) (zie tabel 9.1).

Tabel 9.1 - Slibbelasting voor verschillende actief-slibsystemen

Type	slibbelasting in kg BZV/(kg.ds.d)	effluentkwaliteit BZV mg/l
ultra-laagbelast (o.a. oxydatiesloot)	0,05	5
laagbelast actief-slib	0,10-0,40	5-15
- zonder nitrificatie	0,40	15
- met nitrificatie	0,10-0,25	5-10
hoogbelast actief-slib	1 - 3	40-70

De slibbelasting is van invloed op enkele belangrijke factoren en processen, zoals:

- zuiveringsrendement (tabel 9.1)
- slibaangroei
- sibleeftijd en daarmee de stabilisatiegraad van het slib
- nitrificatie en denitrificatie
- zuurstofvraag van het slib.

9.4 Actief-slib

Slibgehalte

In een beluchtingstank wordt het slibgehalte veelal geregeld op 3 à 5 kg ds/m³. Uit het oogpunt van zuiveringsprestaties is te overwegen het slibgehalte zo hoog mogelijk te laten zijn, omdat dan bij een bepaald beluchtingsvolume de slibbelasting zo laag mogelijk wordt. Een bovengrens wordt gevormd door de bezinkbaarheid van het actief-slib. Bij te hoge concentraties kan het slib in onvoldoende mate worden afgescheiden in de nabezinktank.

Een maat voor de bezinkbaarheid van het slib is de slibindex, zijnde het bezinksel van één gram actief-slib (in ml/g). Uit deze definitie volgt dat de concentratie aan actief-slib niet groter dan 1.000/SVI kan worden. Vanwege verschillen tussen meting in het bekersglas en de feitelijke praktijk in beluchtingstank en nabezinktank wordt voor de maximale bereikbare slibconcentratie een empirische waarde van 1.200/SVI aangenomen.

Slibaangroei

De slibaangroei is in belangrijke mate afhankelijk van de slibbelasting. Daarnaast speelt ook de samenstelling van het afvalwater een rol. Over het algemeen geven opgeloste verontreinigen een specifiek lagere slibproductie (in kg ds/kg

BZV-afbraak) dan opgeloste stoffen. Voorts neemt de slibgroei af bij stijgende temperatuur. Het zuurstofgehalte in de beluchtingstank heeft weinig invloed op de slibgroei.

Indien geen voorbezinking wordt toegepast, zullen meer opgeloste verontreinigen in het actief-slib terecht komen. Anorganische stoffen kunnen als gevolg van de flocculente en absorberende eigenschappen in het slib worden opgenomen. De slibaangroei zal in dat geval dus hoger zijn. Dit geldt ook indien chemicaliën (defosfatering) worden toegevoegd

Ervaringscijfers worden dikwijls gerelateerd aan de vervuiling per inwoner (ie.). In tabel 9.2 staan enkele Nederlandse waarden weergegeven.

Surplusslib

Om een constant slibgehalte in het proces te handhaven zal de slibaangroei moeten worden verwijderd uit het systeem. Dit geschiedt door het aftappen van actief-slib, hetgeen het beste kan geschieden vanuit het retourslib, waar de concentratie immers het hoogst is. Deze slibstroom noemt men surplusslib of spuislib. Het spuislib wordt veelal toegevoerd aan de ingaande waterstroom van de voorbezinktank, zodat het samen met het primairslib bezinkt en verder wordt behandeld. Ook kan het spuislib apart worden ingedikd in een indikker of middels mechanische apparatuur.

Tabel 9.2 - Productie aan actief-slib per inwoner in Nederland

	slibbelasting k kg BZV/(kg ds.d)	slibproductie g ds/(ie.d)
zonder voorbezinking	0,05	40 - 60
met voorbezinking	0,1 - 0,2	25 - 30
	0,4	30

Tabel 9.3 - Verband tussen slibbelasting, slibaangroei en slibbelasting

slibbelasting kg BZV/(kg ds.d)		slibaangroei kg ds/kg BZV-aanvoer	slibleeftijd d
0,05	oxydatiesloot	0,74	27
0,10	actief-slib	0,68	15
0,15	actief-slib	0,78	9
0,20	actief-slib	0,86	6
0,50	actief-slib	0,90	2
1,0	actief-slib	0,93	1,2
2,0	actief-slib	1,0	0,5

Slibleeftijd

Ten gevolge van de continue aangroei, die weer gecompenseerd wordt door een evenredige afvoer van het slib is er sprake van een verblijftijd van het slib in het systeem ook wel slibleeftijd genoemd.

In formulevorm

$$t_s = \frac{\text{totale slibvoorraad (kg ds)}}{\text{spuislib (kg ds/d)}}$$

ofwel

$$t_s = \frac{V \cdot G_a}{Q_s \cdot G_s}$$

waarin

t_s = de slibleeftijd (in d)

Q_s = het spuislibdebiet (in m³/d)

G_s = de slibconcentratie in het spuislib (in kg ds/m³)

Bij hoogbelaste actief-slibinstallaties is de slibleeftijd enkele uren tot enkele dagen, bij een laagbelaste actief-slibinstallatie meer dan 10 dagen en bij een oxydatiesloot meer dan 25 dagen (zie tabel 9.3).

De slibleeftijd is vooral van belang voor:

- het al dan niet optreden van nitrificatie;
- de mate van mineralisatie (stabilisatie) van het spuislib.

Retourslib

Nadat in de beluchtingstank het zuiveringsproces heeft plaatsgevonden, moet het actief-slib van het afvalwater worden gescheiden. Dit vindt veelal plaats door middel van gravitatiebezinking. Het slib

dat bezonken is wordt als retourslib teruggevoerd naar de beluchtingstank (zie figuur 9.3). Hierdoor kan het slibgehalte in de beluchtingstank op de gewenste (relatief hoge waarde) waarde worden gehandhaafd.

Indien er een evenwichtssituatie heerst, wordt het slib dat uit de beluchtingstank met een concentratie G_a en een debiet $Q + Q_{rs}$ in de bezinktank komt, weer teruggevoerd met een concentratie G_{rs} en een debiet Q_{rs} . Er geldt dus

$$(Q + Q_{rs}) \cdot G_a = Q_{rs} \cdot G_{rs}$$

en vervolgens

$$G_{rs} = G_a \cdot \frac{Q + Q_{rs}}{Q_{rs}} = G_a \cdot \frac{R + 1}{R}$$

waarbij

Q = afvalwaterdebiet (m³/h)

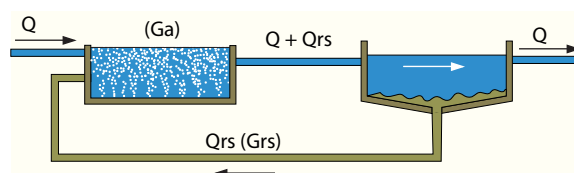
Q_{rs} = retourslibdebiet (m³/h)

G_a = actief-slibgehalte in beluchting (kg ds/m³)

G_{rs} = retourslibgehalte (kg ds/m³)

R = retourslibverhouding.

Hieruit volgt dat G_{rs} altijd hoger is dan G_a . In de nabezinkingstank vindt dus concentrering van het slib plaats tot het noodzakelijke gehalte. De retourslibconcentratie kan echter niet hoger worden dan 1.200/SVI.



Figuur 9.3 - Slib en waterbalans over beluchtingsruimte en nabezinktank

Voor de retourslibverhouding geldt

$$R = \frac{Ga}{G_{rs} - Ga}$$

De minimale retourslibverhouding wordt bereikt bij een maximale waarde voor de retourslibconcentratie, ofwel

$$R_{min} = \frac{Ga}{G_{smax} - Ga} \quad G_{smax} = 1200 / SVI$$

Bij de meeste grotere actief-slibinstallaties is het retourslibdebiet instelbaar dan wel automatisch gekoppeld aan het influent-debiet. Een gebruikelijke waarde onder dwa-omstandigheden is $Q_{rs}/Q = 1$. Bij maximale pompcapaciteit is instelbaarheid voor $Q_{rs} = (0,5 \text{ à } 0,7) \cdot Q_{max}$ gebruikelijk. De regeling gebeurt veelal in stappen. Sturing vindt plaats via de aanvoerpompen of via de debietmeter.

9.5 Dimensionering

De dimensionering van een actief-slibproces kent vele keuzemogelijkheden en is sterk afhankelijk van de gewenste prestaties. De volgende aspecten gelden:

- biologische belasting
 - bereken BZV-vracht, Bd (kg BZV/d)
- volume
 - kies slibbelasting k (kg BZV/(kg ds.d))
[NB. dit bepaalt in feite de effluentkwaliteit] slibgehalte G_a (kg ds/m³)
 - bereken volume $V = Bd/k \cdot G_a$
- nabezinking
 - kies/bepaal slibbezinkkwaliteit SVI (Slibvolume-index) (ml/g)
 - bereken maximale aanvoer Q_{max} (m³/h)
 - kies maximale slibvolumebelasting $v_{smax} = 300 \text{ à } 400 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ (zie 9.9.)
 - bereken oppervlak $A = \frac{Q_{max} \cdot G_a \cdot SVI}{v_{smax}}$
- retourslib
 - bepaal maximale concentratie retourslib G_{smax} (kg ds/m³) veelal circa 10 kg/m³
 - bereken $Q_{rs} = Q \cdot \frac{G_a}{G_{smax} - G_a}$
- spuislib
 - schat de slibaangroei

- a. uit BZV-vracht ($Y \cdot Bd$) en $Y \sim 0,5 \text{ à } 0,8$
- b. uit kentallen (20 à 30 g ds / d per i.e).

9.6 Zuurstofverbruik

Het totale zuurstofverbruik van een actief-slibstelsel is opgebouwd uit diverse factoren.

$$OV = O_e + O_s + O_n + O_o + O_z$$

waarbij

- OV = totale zuurstofverbruik (in kg O₂/d)
- O_e = zuurstofverbruik van de endogene ademhaling (in kg O₂/d)
- O_s = zuurstofverbruik ten gevolge van de substraatademhaling (in kg O₂/d)
- O_n = zuurstofverbruik ten gevolge van nitrificatie, inclusief denitrificatie (in kg O₂/d)
- O_o = zuurstofverbruik voor de omzetting van snel oxydeerbare componenten zoals Fe²⁺ en S²⁻ (in kg O₂/d)
- O_z = afvoer van opgeloste zuurstof met het effluent (in kg O₂/d).

Onder normale omstandigheden zijn O_o en O_z te verwaarlozen.

Indien een hoeveelheid actief-slibmengsel continu wordt belucht zonder dat substraat (in dit geval afvalwater) wordt toegevoerd, dan zal het zuurstofverbruik dalen tot een constant basisniveau. In deze situatie vindt de endogene ademing plaats: de afbraak van reservestoffen ten behoeve van de productie van energie die nodig is voor de primaire levensfuncties (bijvoorbeeld beweging) van de cel. De endogene ademhaling O_e wordt berekend als het product van de specifieke endogene ademing b en de totale massa van het actief-slib. In formule:

$$O_e = b \times V \times G_a$$

O_e = endogene ademing in kg O₂/d
 b = specifieke endogene ademingsfactor in kg O₂/(kg ds.d)
 V = inhoud beluchttingsruimte in m³
 G_a = slibgehalte in kg ds/m³.

De specifieke endogene ademingsfactor b is afhankelijk van de slibbelasting en de temperatuur; voor ontwerpdoelen wordt meestal aangehouden $b = 0,06 \text{ kg O}_2/(\text{kg ds.d})$ bij $k = 0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg ds.d})$ en $b = 0,10 \text{ kg O}_2/(\text{kg ds.d})$ bij hogere slibbelastingen.

Indien aan het in endogene ademing verkerend actief-slib substraat wordt toegevoegd, dan neemt het zuurstofverbruik snel toe. De hoeveelheid zuurstof die tijdens de substraateliminatie opgenomen wordt, is afhankelijk van de hoeveelheid en de aard van het substraat. Bij de zuivering van huishoudelijk rioolwater wordt deze zuurstofbehoefte gesteld op $0,5 \text{ kg O}_2$ per kg verwijderde BZV.

Voor de oxydatie van 1 kg ammonium-stikstof is $4,57 \text{ kg O}_2$ nodig. De zuurstofbehoefte O_n is dan ook direct te berekenen indien bekend is welke hoeveelheid stikstof genitificeerd moet worden. Bij een exacte berekening dient tevens de zuurstoflevering bij denitrificatie in rekening gebracht te worden. Deze bedraagt $2,86 \text{ kg O}_2$ per kg NO_3 -stikstof. Hiervoor is dus een goed inzicht in de stikstofbalans van een actief-slibstelsel vereist.

9.7 Beluchtingssystemen

Functies

Het beluchten van actief-slib en afvalwater in een beluchtingsruimte heeft twee functies:

- het inbrengen van de voor het zuiveren van het afvalwater vereiste (lucht-)zuurstof
- het zorgen voor voldoende turbulentie (snelheid) zodat het slib goed in contact blijft met het afvalwater.

Er zijn ook systemen, waarbij de functies gesplitst zijn. Het beluchtingssysteem zorgt voor de benodigde zuurstof, terwijl een apart mechanisch systeem (roerder) ervoor zorgt dat het slib in suspensie wordt gehouden.

Als criteria voor voldoende menging worden gehanteerd:

- a. energie-input of energie-dichtheid (W/m^3); afhankelijk van de vormgeving van de tank

kan $2 \text{ à } 10 \text{ W}/\text{m}^3$ vereist zijn voor voldoende menging;

- b. stroomsnelheid (m/s); ter voorkoming van slibbezinking wordt dikwijls geëist dat overal in de tank (met name vlakbij de bodem) een minimale snelheid van $0,20 \text{ m}/\text{sec}$ optreedt;
- c. luchtbelasting ($\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$); als praktijkwaarde wordt bij bellenbeluchting vaak een ondergrens van $2 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ gehanteerd.

De volgende factoren zijn van belang bij de keuze en de bedrijfsvoering van een beluchtingssysteem: energiekosten, bedrijfszekerheid, onderhoud en regelbaarheid.

In grote lijnen bestaan er twee hoofdsystemen voor beluchting, te weten de oppervlakte- en de bellenbeluchting.

Microschaal

Ook op microschaal moet voldoende turbulentie aanwezig zijn, opdat de opgeloste zuurstof goed kan toedringen tot de slibvlokken. Turbulentie op microschaal wordt gerealiseerd door de macro-turbulentie.

Afhankelijk van de turbulentie zullen de slibvlokken een aërobe zuurstofrijke grenslaag hebben waar de biochemische omzettingen snel kunnen verlopen en daaronder een laag die minder of geen zuurstof bevat en waar andere processen kunnen plaatsvinden. Ook kan de turbulentie invloed hebben op de grootte van de vlokken en dus de bezinkingseigenschappen beïnvloeden.

Zuurstoftoevoervermogen

Het zuurstoftoevoervermogen OC (oxygenation capacity) van een beluchtingssysteem wordt gedefinieerd als de hoeveelheid zuurstof die dit systeem per uur in zuurstofvrij schoon water kan brengen bij een watertemperatuur van 10°C en een barometerstand van $101,3 \text{ kPa}$; de OC wordt uitgedrukt in $\text{kg O}_2/\text{h}$ en is dus een karakteristieke eigenschap van een specifiek beluchtingssysteem of -apparaat.

De zuurstoftoevoer onder praktijkomstandigheden wijkt af van de OC onder de genoemde standaardcondities. Hiervoor wordt de α -factor toegepast, zijnde

α = OC in actief-slib / OC schoon water

De α -factor wordt met name beïnvloed door oppervlakte-actieve stoffen en hangt als zodanig af van het soort afvalwater, het actief-slibproces en het beluchtingssysteem. Experimenteel gevonden waarden van α variëren tussen 0,6 en 0,8 voor bellenbeluchting en zijn meestal ca. 1,0 voor oppervlaktebeluchters.

Zuurstofverbruik - zuurstoftoevoer

De actuele zuurstofoverdracht hangt tevens nog af van de zuurstofconcentratie die dikwijls van 0 mg/l afwijkt. Bij een actuele zuurstofconcentratie van C mg/l is de actuele zuurstofoverdracht, OC_{act} :

$$OC_{act} = \alpha * OC * (C_s - C) / C_s$$

waarin C_s de zuurstofverzadigingswaarde bij de betreffende procestemperatuur in mg/l.

Hieruit volgt dat de hoeveelheid over gedragen zuurstof toeneemt, naarmate het zuurstofdeficiet groter is. Een zo laag mogelijk zuurstofgehalte is daarom gunstig (uit economisch oogpunt).

De relatie tussen het zuurstofverbruik OV en de benodigde OC kan als volgt worden gelegd

$$\alpha OC = (OV/24) * p * C_s / (C_s - C)$$

Hierin is p een piekfactor die afhangt van de fluctuaties die in de zuurstofbehoefte kunnen optreden. De dagelijkse fluctuaties hangen af van de variaties in de aanvoer en de opzet en de grootte van de beluchtingstanks; hiervoor kan een piekfactor van 1,0 à 1,5 worden gehanteerd. Soms doen zich ook gedurende lagere periodes (seizoensinvloeden) fluctuaties voor die een piekfactor (1,1 - 2,0) nodig maken.

Oppervlaktebeluchting

De beluchting geschiedt door mechanische krachten op de vloeistof uitgeoefend door horizontale rotoren of verticale turbine- of puntbeluchters.

De zuurstof wordt in de vloeistof gebracht door: de beweging van het vloeistofoppervlak, de in de vloeistof meegevoerde luchtbellen, de verspreide vloeistof en het lucht-vloeistofmengsel ter plaatse

van de beluchter, waar de lucht in de vloeistof wordt geslagen.

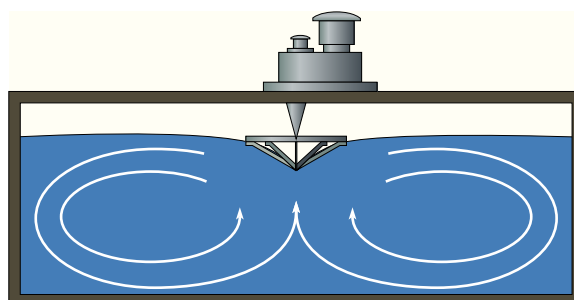
De hoeveelheid zuurstof, die in de vloeistof wordt gebracht, wordt beïnvloed door de doorsnede van het roterende element, het toerental, de indompeldiepte en de vorm en de plaatsing van de tanden of schoepen.

Naast het inbrengen van zuurstof moeten door de beluchters in de beluchtingsruimte circulatiestromingen worden opgewekt om bezinking van het actief-slib te voorkomen. Vorm, afmeting en inhoud van de beluchtingsruimte moeten in relatie tot de beluchter zodanig zijn, dat bij het inbrengen van de vereiste hoeveelheid zuurstof de circulatie voldoende is.

Puntbeluchters

Een puntbeluchter bestaat uit een trechter- of schotelvormige waaier met een diameter van 0,5 - 4 m, die door een verticale as wordt aangedreven. De beluchter fungeert als een soort pomp met een grote capaciteit en een zeer geringe opvoerhoogte.

De verschillende uitvoeringen van de puntbeluchters werken vrijwel allemaal volgens hetzelfde principe: in de tank ontstaat een verticale circulatiestroming, waarbij het water/slibmengsel axiaal van de bodem aangezogen wordt en radiaal over het wateroppervlak wordt weggeslingerd. Bij alle puntbeluchters vindt de zuurstofoverdracht primair plaats in het turbulente gebied aan het oppervlak rond de puntbeluchter. Daarnaast vindt zuurstofoverdracht plaats door het meesleuren van lucht-bellen met de circulatiestroming in de richting van



Figuur 9.4 - Simcar-beluchter, voorbeeld van een puntbeluchter

de bodem. Voorbeelden van puntbeluchters zijn gegeven in figuur 9.4 en 9.5.

Voor de beoordeling van de totale prestatie van een puntbeluchter is het zuurstofoverrendement van belang, zijnde

$$\eta_{O_2} = \frac{OC}{N_{tot}}$$

waarbij

η_{O_2} = het zuurstofoverrendement in kgO_2/kWh

N_{tot} = het totaal opgenomen vermogen in kW; hierin wordt rekening gehouden met het asvermogen, het rendement van de aan-

drijving en elektromotor en eventuele kabelverliezen.

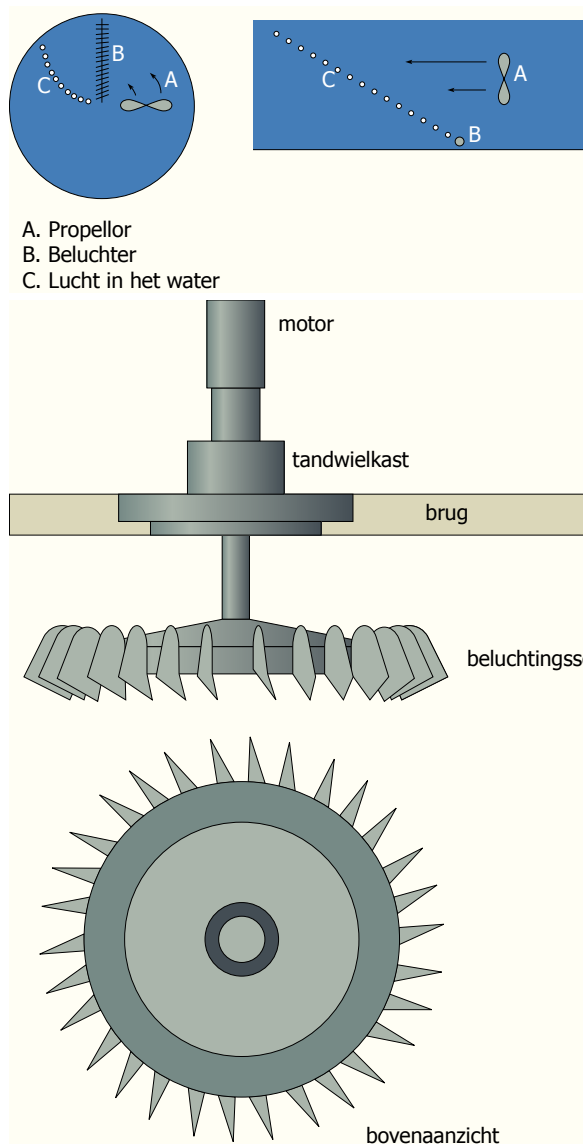
Het zuurstofinbrengrendement van de moderne puntbeluchters bedraagt globaal 1,8 - 2,2 $kg O_2/kWh$. Bij de oudere typen ligt deze waarde op 1,3 - 1,8 $kg O_2/kWh$.

In sommige situaties kunnen zich trillingsproblemen voordoen; deze worden dikwijls veroorzaakt door het meedraaien van het water, waardoor een golfbeweging wordt opgewekt. Deze problemen zijn veelal te verhelpen door het plaatsen van horizontale of verticale remschotten.

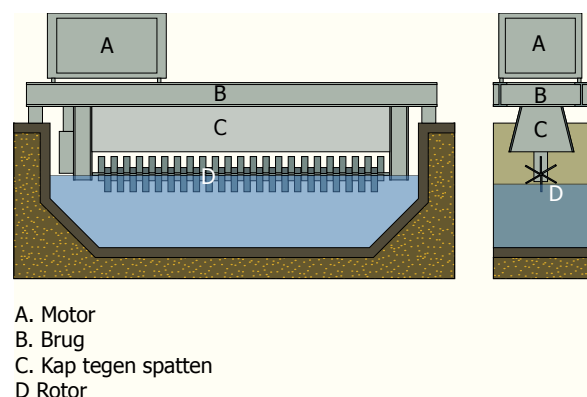
Rotoren of beluchtingsborstels

Rotoren bestaan uit een horizontaal geplaatste roterende as waarop uitstekende kammen, platen of hoekijzers geplaatst zijn. Tegenwoordig worden vooral kooirotoren toegepast, met name in oxydatiecircuits. De as bestaat uit een buis met een diameter van circa 170 mm. Loodrecht op deze as zijn ronde platen aangebracht waarop evenwijdig aan de as steunlijsten zijn gemonteerd, waardoor een cilindrische kooi ontstaat. Op de steunlijsten zijn om de 5 cm plaatjes gelast van 5 x 15 cm. De totale diameter van de kooirotor is 0,70 m. De totale lengte bedraagt maximaal 6 - 8 meter. De indompeldiepte bedraagt maximaal circa 22 cm. Een tekening van de kooirotor is weergegeven in figuur 9.6.

De zuurstofovercapaciteit van de rotoren is afhankelijk van het toerental, de indompeldiepte, de vloeistofsnelheid en de lengte van de rotor. Het



Figuur 9.5 - Diverse puntbeluchters



Figuur 9.6 - Beluchtingsrotor (Passavant)

toerental van de rotoren bedraagt meestal 75 tot 100/min. Door de rotor wordt ook de horizontale vloeistofsnelheid opgewerkt; om een snelheid van circa 0,30 m/sec te handhaven, is een specifiek vermogen van 10-12 W/m³ nodig.

De zuurstoftoevoer varieert per type en bedraagt 2,5-8,0 kg O₂/h.mr (mr betekent strekkende meter van de rotor). Het zuurstofinbrengrendement bedraagt in het werkgebied circa 1,7 kg O₂/kWh.

Bellenbeluchting

Bij bellenbeluchting wordt lucht door compressoren (of blowers) aangezogen, gecomprimeerd en onder in de beluchtingstanks ingeblazen via elementen. De inblaasdiepte hangt af van de tankdiepte en bedraagt veelal 3 à 5 m (soms zelfs tot 8 à 10 m). De beluchtingselementen zorgen voor fijne belLEN met een grootte van 2 à 6 mm; vroeger werden ook wel systemen toegepast met grotere belLEN, maar die zijn vanwege hun slechte rendement vrijwel verdwenen.

De plaatsing van de elementen in de tank kan een grote invloed hebben op het zuurstofinbrengrendement; zie figuur 9.7. Het onderdrukken van

zuilwerking leidt tot hogere rendementen; daar-om wordt tegenwoordig een zo gelijkmatig mogelijke verdeling van de beluchtingselementen over de bodem van de tank toegepast.

Voor de fijnblazige belLENbeluchting (beldiameter 2 - 6 mm) zijn beluchtingselementen nodig van poreus materiaal met een poriëngrootte van 0,2 - 0,3 mm. Deze elementen bestaan meestal uit keramisch of kunststof materiaal.

De vorm kan zijn:

- cilindrisch met een lengte van 0,50 - 1,0 m (figuur 9.8)
- ronde schotels (domes) met diameter 0,25 - 0,50 m (figuur 9.9).

De diffusoren (beluchtingselementen) zijn bevestigd op luchtverdeellicingen (van staal of kunststof) op de bodem van de beluchtingstanks.

Belangrijkste parameter is de luchtdoorzet; deze bedraagt voor buizen ca. 2 -10 m³/h.mB en voor schotels 0,9 - 2,5 m³/h.schotel. Naarmate de luchtdoorzet toeneemt, neemt het rendement dikwijls af (grotere belLEN). Het specifieke rendement van belLENbeluchting wordt ook veelal aangegeven als

$$OC_{\text{spec}} = \frac{OC}{Q_L \cdot H_L}$$

waarin

OC_{spec} = de specifieke zuurstofoverdracht in kg O₂/(Nm³.m)

Q_L = het luchtdebiet in Nm³/h

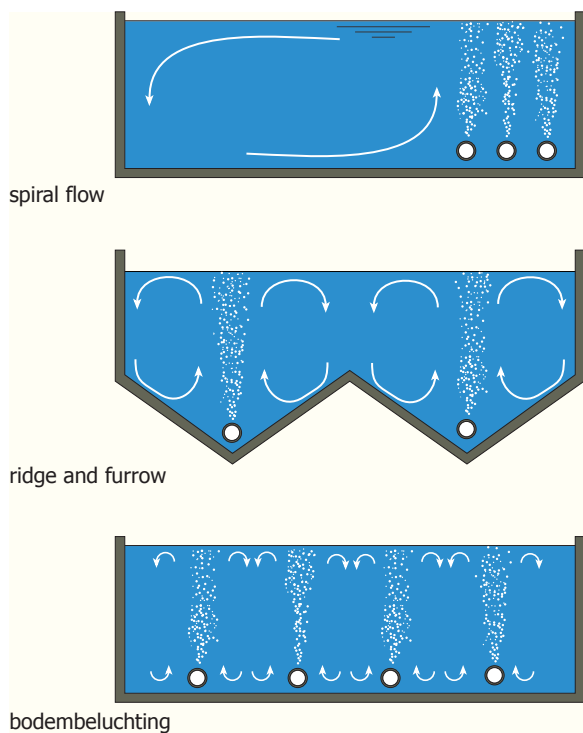
H_L = de stijghoogte in m.

De specifieke zuurstofoverdracht bedraagt veelal 15-25 gO₂/(Nm³.m¹).

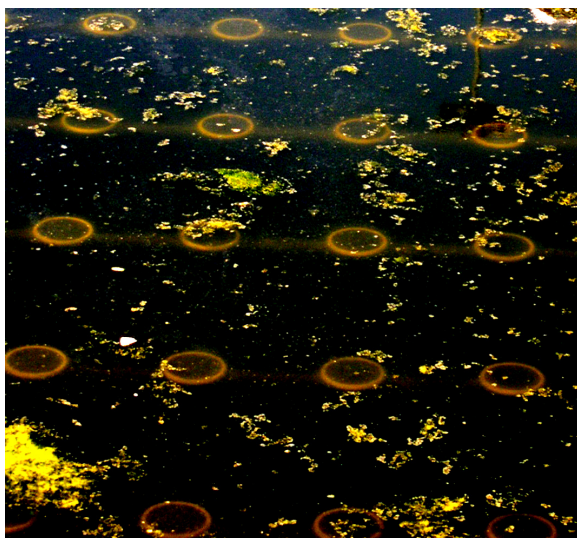
Het totaal rendement kan berekend worden uit de OC en het vermogen N_b om de lucht in te blazen; deze laatste factor laat zich berekenen met

$$N_b = \frac{Q_L \times H}{367 \times \eta}$$

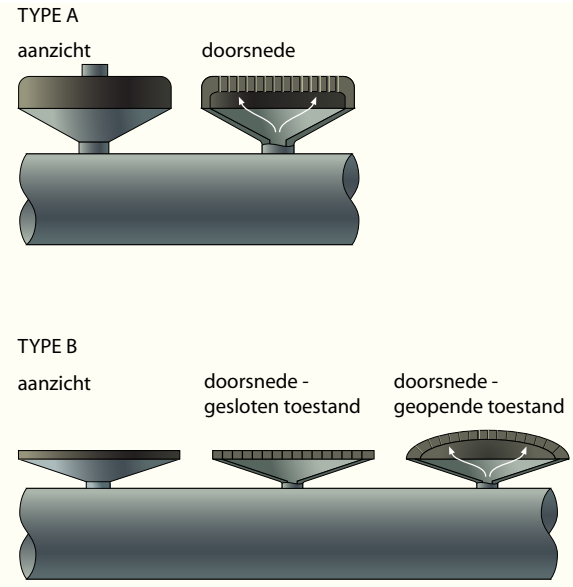
waarbij H de inblaasdiepte (plus enige leidingverliezen) in m is en η het compressierendement, veelal ca. 0,7. Het zuurstoftoevoerrendement bedraagt voor belLENbeluchting veelal 3,0 - 4,0 kgO₂/kWh in schoon water of 2,0 - 3,0 kgO₂/kWh in actief-slib.



Figuur 9.7 - Verdeling van de elementen over de bodem wekt spiraalstromingen op; a. spiral flow; b. ridge and furrow; c. bodembeluchting



Figuur 9.8 - Schotelvormige beluchtingselementen



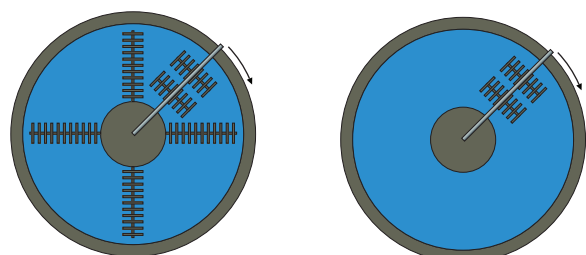
Figuur 9.9 - Diverse typen beluchtingsdomes

Om verstopping van de binnenzijde van de diffusoren te voorkomen, is het noodzakelijk de aanzeggen lucht goed te filteren. Bij stilstand van de beluchting kan verstopping van de diffusoren met slib optreden. Daarom is het zaak enige druk op het systeem te handhaven als de beluchting wordt afgezet. Bij discontinu bedrijf zijn daarom rubber of kunststof elementen te prefereren, die zich afsluiten bij het stoppen van de luchttoevoer.

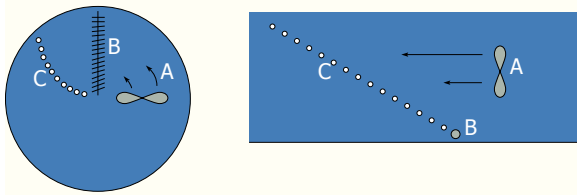
Horizontale stroming

De verblijftijd van de bellen in het water kan ook worden vergroot door in het water een horizontale stroming te realiseren. Voorbeelden daarvan zijn weergegeven in figuur 9.10 en 9.11.

Bij deze systemen is het mogelijk in tanks, die relatief groot zijn en een lage beluchtingsdichtheid hebben, bijvoorbeeld bij ultra-laagbelaste actief-slibsystemen, toch een hoog zuurstofin-



Figuur 9.10 - Beluchting gecombineerd met horizontale stroming, opgewekt door middel van een roterende brug (Schreiber).



- A. Propellor
- B. Beluchter
- C. Lucht in het water

Figuur 9.11 - Beluchting gecombineerd met horizontale stroming, opgewekt door een propeller (Rotoflow).

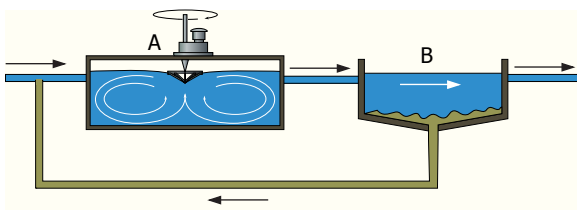
brengrendement te realiseren. Het vermogen van het voortstuwingssysteem bedraagt veelal $1,5 - 2,0 \text{ W/m}^3$.

9.8 Uitvoeringsvormen

Actief-slibsystemen bestaan vrijwel altijd uit een of meerdere beluchtungs- en nabezinkingstanks en een retourslibstelsysteem. Veelal wordt vooraf voorbezinking toegepast. De beluchtingstank kan op velerlei wijzen worden uitgevoerd. Meestal zijn de tanks $4 \text{ à } 5 \text{ m}$ diep; de totale inhoud kan oplopen tot $50.000 \text{ à } 100.000 \text{ m}^3$. De tank kan ook in meerdere compartimenten worden uitgevoerd. Belangrijke aspecten worden gevormd door de invoer van afvalwater en retourslib, de compartimentering en de wijze van beluchting inclusief regelmogelijkheden. In constructieve zin kan een trend worden waargenomen naar de uitvoering in ronde tanks (lagere constructiekosten).

Volledig gemengde beluchtingstank

Bij dit systeem wordt een gelijkmatige verdeling van afvalwater en slib in de totale beluchtingstank nagestreefd (figuur 9.12).



- A. Puntbeluchter
- B. Bezinker

Figuur 9.12 - Volledig gemengde aëratietank

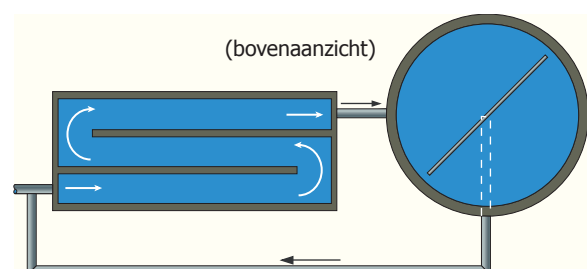
Voordeel hiervan is dat variaties in de afvalwater toevoer gelijkmatig over de inhoud van de beluchtingsruimte worden verdeeld. Er vindt dus een directe verdunning met de gehele tankinhoud plaats. De activiteit in de beluchtingsruimte is overal gelijk. Volledige menging wordt redelijk benaderd in een vierkante aëratietank met één puntbeluchter. Meet- en regeltechnisch (zuurstofregeling) is een volledig gemengde aëratietank verreweg het eenvoudigst te besturen.

Propstroming

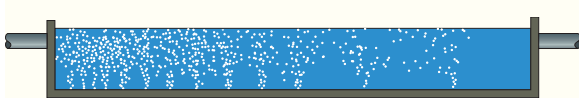
Bij dit systeem worden afvalwater en retourslib aan het begin (kopeinde) van de beluchtingsruimte ingevoerd (figuur 9.13). Kenmerkend voor het systeem met propstroming is dat in het begin van de beluchtingsruimte het grootste deel van de aangevoerde verontreinigingen (organische stof: substraat) wordt geadsorbeerd en afgebroken. In de richting van de afvoer verlopen de processen steeds minder intensief, waarna het actieve slib aan het einde van de beluchtingsruimte zelfs tot endogene vertering kan overgaan.

Op het gebied van de afvalwaterzuivering wordt de propstroming redelijk goed benaderd in lange rechthoekige beluchtingstanks. Het zuurstofverbruik in het begin van de beluchtingsruimte is uiteraard aanzienlijk groter dan verder stroomafwaarts. Indien de zuurstoftoevoer zo goed mogelijk wordt aangepast aan het zuurstofverbruik spreekt men van 'tapered aeration' (figuur 9.14), dit in tegenstelling tot uniforme bodembeluchting (figuur 9.15).

In meet- en regeltechnisch opzicht is het systeem van propstroming moeilijk te besturen; variaties in concentraties gaan immers als een 'prop' verder. Stootbelastingen en toxische stoffen kunnen het proces ongunstig beïnvloeden. Procestechisch



Figuur 9.13 - Propstroom-systeem



Figuur 9.14 - 'Tapered aeration'

kunnen als voordelen van propstroming worden genoemd:

- geen kans op kortsluitingen;
- minder kans op licht-slib.
- minder kans op licht-slib.

Overigens wordt propstroming ook gerealiseerd door schakeling van diverse compartimenten in serie.

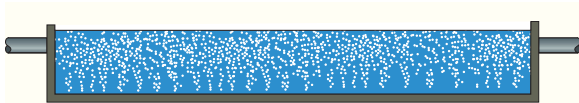
Omloopsystemen

Het kenmerk van een omloopsysteem is dat het afvalwater/actief-slibmengsel vele malen in de beluchtingsruimte rondgaat, voordat het gezuiverde afvalwater de installatie verlaat. Voorbeelden van omloopsystemen zijn de traditionele oxydatiesloot (zie figuur 9.16) en de carrousel (figuur 9.17). De hoeveelheid actief-slib die door het kanaal van een oxydatiesloot of carrousel stroomt, is vele malen groter dan de toegevoegde afvalwaterstroom (bijvoorbeeld 50 maal).

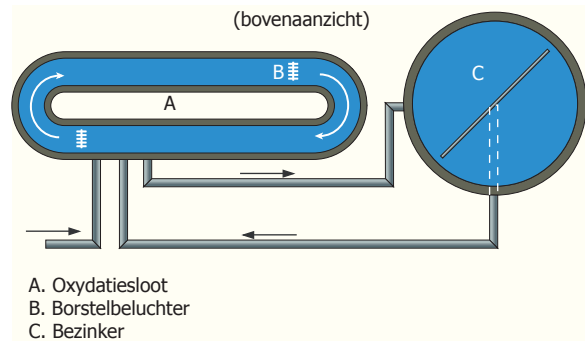
Het afvalwater wordt dan ook op het moment dat het in de beluchtingsruimte komt in vergaande mate verdund. De BZV, N-Kj, N-NO₃-concentraties zijn dan ook in de gehele beluchtingsruimte nagenoeg gelijk. Door de plaatselijke belichting zal het zuurstofgehalte echter wel tijdens de omloop variëren; hierdoor ontstaan gunstige omstandigheden voor nitrificatie en denitrificatie.

Als voordelen van een omloopsysteem zijn te noemen:

- beperkte kans op kortsluiting, het influent wordt immers sterk verdund;
- goede nitrificatie en denitrificatiemogelijkheden;



Figuur 9.15 - Uniforme bodembelichting



Figuur 9.16 - Continue oxydatiesloot

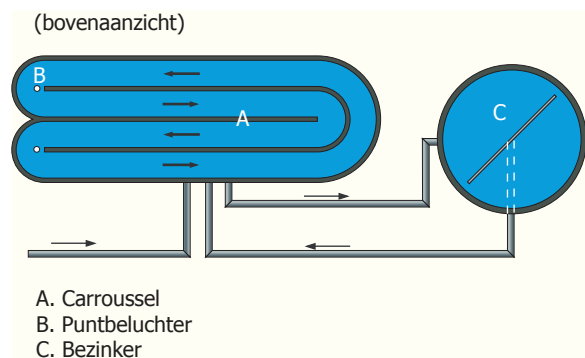
- meet- en regeltechnisch betrekkelijk eenvoudig te besturen.

Als nadeel kan genoemd worden:

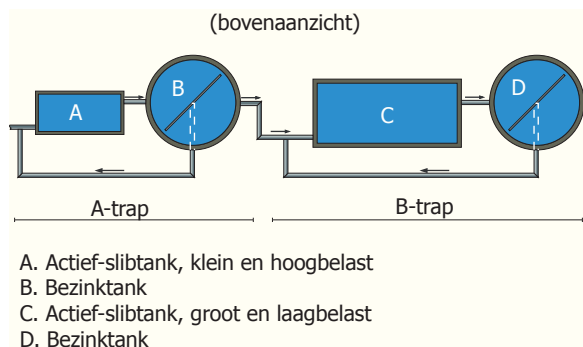
- het is een volledig gemengd systeem; de kans op licht-slib is daardoor wat groter dan bij een propstroomsysteem.

Een twee-traps actief-slibstelsel bestaat uit een hoogbelaste eerste trap met tussenbezinkingstank en een laagbelaste tweede trap met nabezinkingstank. Eventueel kan vóór de eerste trap nog een voorbezinkingstank worden toegepast. Kenmerkend is dat zowel de eerste als de tweede trap een retourslibstelsel kennen waardoor twee volledig gescheiden slibhuishoudingen ontstaan.

Het meest bekend zijn het AB-systeem: in de eerste trap, de Adsorptie-trap, bedraagt de BZV-slibbelasting circa 2 kg BZV/(kg ds.d). Het BZV-verwijderingsrendement van de 1e trap bedraagt circa 70%; de energiekosten van de eerste trap zijn relatief laag. In de tweede trap, de Belebungs-trap vinden bij een BZV-slibbelasting van 0,15 kg BZV/(kg ds.d) de verdere BZV-verwijdering en nitrificatie plaats.



Figuur 9.17 - Carrouselstelsel



Figuur 9.18 - Tweetraps actief-slibstelsysteem (AB-systeem)

Een belangrijk voordeel van het AB-systeem is dat zowel in de A-trap als in de B-trap goed bezinkbaar slib ontstaat. Nadelen zijn de beperkte mogelijkheden voor denitrificatie en voor biologische defosfatering (zie 10 en 11).

9.9 Nabezinking

Bij normale (voor)bezinktanks is de oppervlaktebelasting een zeer belangrijke parameter. Bij nabezinktanks en tussenbezinktanks wordt biologisch slib bezonken, waarbij het slib in de vorm van ijle vlokken bezinkt. Tijdens het bezinkproces smelten kleinere vlokken tezamen tot grotere vlokken. Bij de toegepaste drogestofconcentraties zullen de vlokken elkaar hinderen bij de bezinking. Als maat voor de bezinkbaarheid wordt de slibvolume-index (SVI) gebruikt.

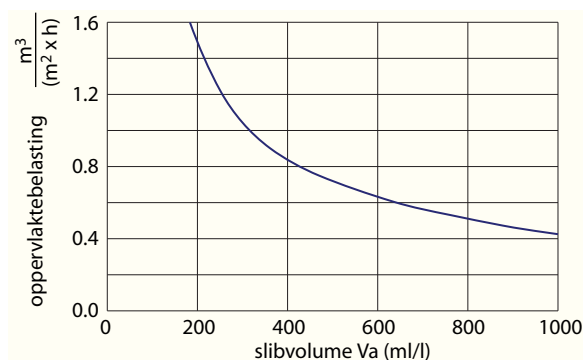
Het is duidelijk, dat bij nabezinktanks de belastbaarheid door meerdere grootheden wordt bepaald namelijk:

- oppervlaktebelasting, v_o in $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$
- drogestofgehalte in de toevoer, G_a in g/l
- slibvolume-index, SVI in ml/g .

Op basis van vele praktijkmetingen zowel aan ronde als rechthoekige tanks, is naar voren gekomen dat de slibvolumebelasting niet meer dan 0,3 à 0,4 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ mag bedragen. De slibvolumebelasting v_s is gelijk aan

$$v_s = v_o \cdot G_a \cdot \text{SVI}/1000$$

Als we het bezinksel V_a gelijk stellen aan $G_a \cdot \text{SVI}$ wordt een verband gevonden tussen de opper-



Figuur 9.19 - Relatie oppervlaktewaterbelasting en slibvolume

vlakbelasting v_o en het bezinksel V_a ; zie figuur 9.19.

Naast het afscheiden van bezinkbaar slib heeft de nabezinking ook een bufferfunctie. Tijdens droog weer is de nabezinktank meestal erg onderbelast en zal zich relatief weinig slib in de nabezinktank bevinden. Neemt de afvalwaterhoeveelheid (Q) toe, bijvoorbeeld tijdens regen, dan zal de drogestoftoevoer vanuit de beluchtingsruimte naar de nabezinktank eveneens toenemen. Deze wordt $(Q+Q_{rs})_{rwa} \cdot G_a$. De indikking verloopt echter met enige vertraging waardoor de retourslibconcentratie (G_{rs}) minder snel toeneemt en er een onbalans ontstaat. Er gaat meer slib naar de nabezinktank dan er wordt onttrokken en er blijft dus slib in de nabezinktank achter. Het verhogen van Q_{rs} heft deze onbalans niet direct op, omdat door verhoging van Q_{rs} ook de aanvoer van drogestof toeneemt en bovendien wervelingen (turbulenties) gaan optreden. Door het achterblijven van slib in de nabezinktank ontstaat er een slibdeken. De bovenkant van deze slibdeken, dat wil zeggen de scheiding tussen water en slib, noemt men de slibspiegel. Omdat bij hoge aanvoer de sliblaag in de nabezinktank dikker wordt, zal het slib beter gaan indikken en zal zodoende G_{rs} stijgen. Door afvoer van slib uit de beluchtingsruimte naar de nabezinktank tijdens regenweer zal G_a dalen. Deze daling kan overigens aanzienlijk zijn. Wordt de nabezinktank niet overbelast, dan ontstaat er een nieuwe evenwichtssituatie. De slibspiegel komt op een hoger niveau tot rust en G_a en G_{rs} veranderen nauwelijks meer. Ook nu geldt weer dat:

$$(Q + Q_{rs}) \cdot G_{a_{rwa}} = Q_{rs} \cdot G_{rs_{rwa}}$$

Ga bij rwa is wel lager dan bij dwa.
Het is ook mogelijk dat de nabezinktank zodanig wordt belast, dat de slibspiegel blijft stijgen en er uiteindelijk na enkele uren slib over de rand van de nabezinktank stroomt.

10. Stikstofverwijdering

ter informatie OD Chapter 4, par 2.1.3.. en Chapter 4. par 1.5.

10.1 Algemeen

Stikstof is in het afvalwater voornamelijk aanwezig in de vorm van ammonium en organisch gebonden stikstof. In het actief-slibproces is het mogelijk stikstof langs biologische weg om te zetten. In eerste instantie geschiedt dit via nitrificatie, ofwel de oxydatieve omzetting tot nitraat; vervolgens kan het nitraat verder tot stikstof worden gereduceerd (denitrificatie).

10.2 Nitrificatie

De omzetting van ammonium tot nitraat verloopt in twee stappen met nitriet als tussenproduct; de eerste stap is het traagst en komt tot stand door de bacteriesoort Nitrosomonas. Deze bacteriën groeien langzaam en zullen alleen in het slib voorkomen als de slibleeftijd voldoende hoog is (en de slibbelasting voldoende laag); daarnaast groeien ze in de winter langzamer dan in de zomer. Bij een slibbelasting van 0,1 kg BZV / (kg ds.d) kan nog tot 7°C nitrificatie plaatsvinden. Hiernaast dient ook de zuurstofconcentratie in het actief-slib voldoende hoog te zijn, minimaal 0,5 – 1,0 mgO₂/l.

10.3 Denitrificatie

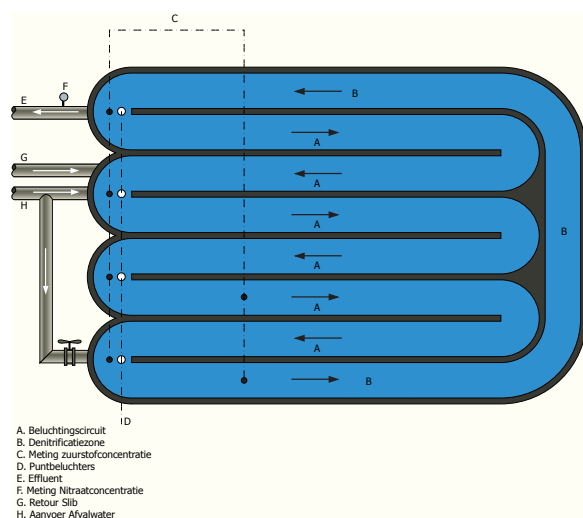
Een groot aantal bacteriesoorten is in staat om bij een zeer laag gehalte aan opgeloste zuurstof (in anoxisch milieu) een oxydatieve reactie tot stand te brengen om de zuurstof die aanwezig is in nitraat of nitriet te gebruiken voor de eigen ademhalingsprocessen. Deze bacteriën zijn dus in staat om te schakelen van vrije opgeloste (lucht-)zuurstof naar nitraatzuurstof.

Het nitraat wordt aldus bij afwezigheid van opgeloste zuurstof en in aanwezigheid van organische stof (zuurstofverbruik) gereduceerd tot stikstofgas (N₂). Het zo gevormde stikstofgas verlaat de vloeistof in de vorm van belletjes. Als drijvende kracht voor het optreden van denitrificatie fungeert organische stof, die leidt tot zuurstofverbruik. Voor dit proces zijn dus zuurstofarme (anoxische) condities nodig en de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal.

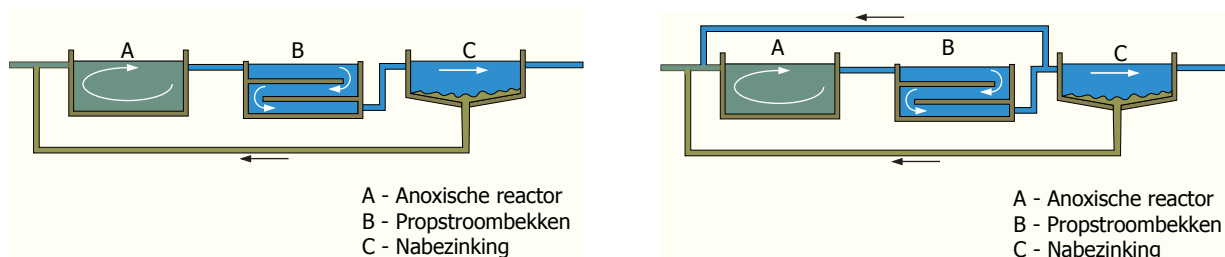
10.4 Toepassingen

Nitrificatie en denitrificatie kunnen op diverse manieren in het actief-slibproces worden ingebouwd. In de eerste plaats kunnen de processen naast en achter elkaar plaatsvinden door in de beluchtingstank zuurstofrijke en zuurstofarme (anoxische) zones te realiseren (simultane nitrificatie/denitrificatie). Deze werkwijze blijkt in de praktijk goed te voldoen in oxydatiesloten; stikstofverwijdering met een rendement van meer dan 90% is zodoende mogelijk.

In figuur 10.1 is als voorbeeld een carrousel gegeven, waarin het zuurstoftoevoerend vermogen van de beluchters wordt geregeld door een zuurstofelektrode. De inhoud van de aëratietank wordt zodoende verdeeld in een gedeelte met zuurstof en een gedeelte zonder zuurstof.



Figuur 10.1 - 'Carrousel met denitrificatiezone



Figuur 10.2 - Propstroomreactor met voordenenitrificatie; b met extra recirculatie

Bij propstroomsystemen kan men denitrificatie realiseren door de zuurstoftoevoer in het eerste deel te beperken (zuurstofconcentratie in ieder geval lager dan 0,5 mg/l) (zie figuur 10.2). In dit geval wordt het nitraat dat nodig is voor de denitrificatie toegevoerd via de retourslibstroom. Het rendement van de stikstofverwijdering is dus afhankelijk van de retourslibverhouding. Deze wordt daarom dikwijls vergroot of er wordt een extra recirculatie vanaf het eind van de beluchtingstank toegepast.

10.5 Dimensionering

Nitrificatie:

- voldoende hoge sibleeftijd
- sterke afhankelijkheid van temperatuur.

Denitrificatie:

- anoxische zone (circa 30 % van totaal).

Dit leidt uiteindelijk voor Nederlandse condities tot een slibbelasting van 0,05 – 0,07 kg BZV/(kgds.d).

11. Fosfaatverwijdering

ter informatie zie Chapter 4 par. 2.1.4. en Chapter 24 par. 1.6.

11.1 Algemeen

Fosfaat kan worden verwijderd door toevoeging van ijzer- of aluminiumzouten waarna zich een neerslag vormt. Ook kan fosfaat biologisch in het actief-slib worden gebonden. Van beide principes bestaan verlerlei uitvoeringsvormen.

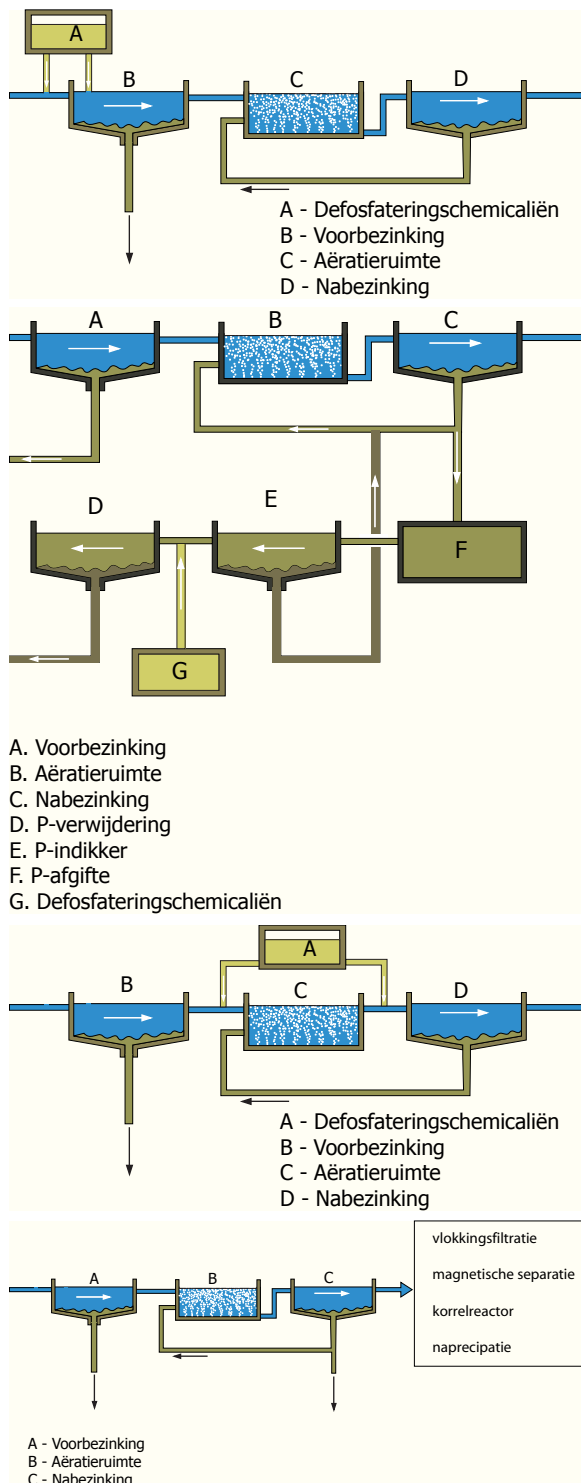
11.2 Chemische precipitatie

Bij de chemische defosfatering wordt fosfaat gebonden met meerwaardige metaalionen tot een onoplosbaar complex. De metaalionen worden in de vorm van ijzerzouten, aluminiumzouten of kalk gedoseerd. De chemicaliën kunnen op verschillende plaatsen in de zuivering aan het afvalwater worden toegediend (zie figuur 11.1). Te onderscheiden zijn:

- preprecipitatie: dosering van driewaardige metaalzouten (bijv. FeCl_3) aan de toevoer van de voorbezinking en neerslagvorming in de voorbezinktank. Nadeel is de (te) hoge verwijdering van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal dat juist in het actief-slib proces nodig is voor denitrificatie;
- simultane precipitatie: dosering van ijzer of aluminiumzouten (ferrosulfaat vooral) en neerslagvorming van fosfaatslib gemengd met actief-slib. Hierdoor neemt de bezinkbaarheid weliswaar toe maar de totale activiteit van het actief-slib af;
- naprecipitatie: toevoeging van driewaardige metaalzouten en afscheiding van het neerslag in een filtratieeenheid of bezinkingstank. Is echter alleen economisch haalbaar bij lage fosfaatconcentraties;
- chemische neerslagvorming bij biologisch fosfaatslib (zie 11.3).

11.3 Biologische defosfatering

Biologische defosfatering is een microbiologische methode om fosfor uit afvalwater te verwijderen via fosfaataccumulerende bacteriën. Deze aërobe bacteriën, die zich in het actief-slib bevinden, zijn in staat om naast de normale hoeveelheid fosfor die nodig is voor celgroei, extra fosfor in de vorm van



Figuur 11.1 - Uitvoeringsvormen van chemische precipitatie

polyfosfaat in de cel op te nemen, de zogenaamde 'luxury uptake'.

Om in een rwzi gebruik te kunnen maken van de eigenschappen van fosfaataccumulerende bacteriën

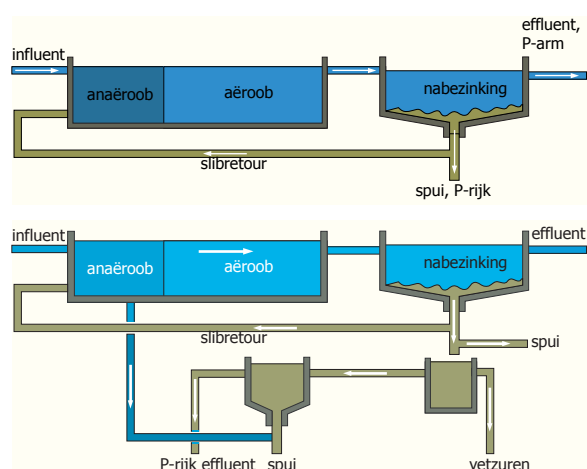
is het noodzakelijk dat afwisselend een anaëroob en een aëroob milieu wordt aangelegd:

- anaëroob milieu bevordert de selectie van fosfaataccumulerende bacteriën
- aëroob milieu bevordert de fosfaatopname uit het afvalwater.

Als uitvoeringsvorm voor biologische defosfatering kunnen twee principes worden onderscheiden (zie figuur 11.2):

- het hoofdstroomproces
- het deelstroomproces.

Bij biologische defosfatering in de hoofdstroom vindt opname van fosfaat plaats door het actief-slib in de aëratietank. Via afvoer met het spuislib wordt de extra fosfaatverwijdering gerealiseerd. Bij het deelstroomproces vindt de opname van fosfaat ook in de aëratietank plaats, maar dit wordt in een deelstroom uit het slib verwijderd. De behandeling van het actief-slib in de deelstroom bestaat uit het weer in oplossing brengen ('strippen') van het fosfaat. Het fosfaatarme slib wordt gescheiden van de fosfaatrijke vloeistof. Het fosfaat wordt vervolgens via een chemische methode uit de waterfase verwijderd. Het fosfaatarme slib gaat weer terug naar de hoofdstroom waar het opnieuw fosfaat kan opnemen.



Figuur 11.2 - Principe van de biologische defosfatering. Hoofdstroomproces (boven) en deelstroomproces (onder)

11.4 Dimensionering

Chemische precipitatie:

- Me/P verhouding 1,5 à 2 mol/mol
- extra slibproductie 15 à 20 gds/d. i.e

Biologische defosfatering

- hoofdstroomproces: anaërobe tank tot circa 1 uur verblijftijd
- deelstroomproces:
 - deelstroom 30 à 50 % van retourslib
 - verblijftijd circa 2 à 3 uur
 - slibwaterafscheiding verblijftijd 1 à 2 uur.

In de praktijk is het gebruikelijk om zoveel mogelijk fosfaat te verwijderen via het biologische hoofdstroomproces; is dit onvoldoende dan kan aanvullend chemische precipitatie plaatsvinden.

12. Vergaande behandeling

ter informatie zie OD Chapter 24 par 3. en 4. en Chapter 13 par. 3. t/m 5.

12.1 Algemeen

Voor de vergaande behandeling staat een veelvoud van voornamelijk fysisch-chemische processen ter beschikking.

Allereerst zal de aandacht gericht zijn op de verwijdering van deeltjes (zwevende stof). In eerste instantie staan hiervoor filtratietechnieken ter beschikking al dan niet ondersteund door chemische precipitatie en of coagulatie/flocculatie.

Membraanfiltratie richt zich met name op deeltjes kleiner dan 10 μ m. Achtereenvolgens kunnen bij microfiltratie microdeeltjes en bacteriën, bij ultrafiltratie colloïden en virussen, en bij nano- en hyperfiltratie zelfs ionen en moleculen worden verwijderd (zie tabel 12.1).

De hygiënische kwaliteit kan verder worden verbeterd door toepassing van specifieke desinfectieprocessen, zoals chloring, ozon dosering en UV-bestraling.

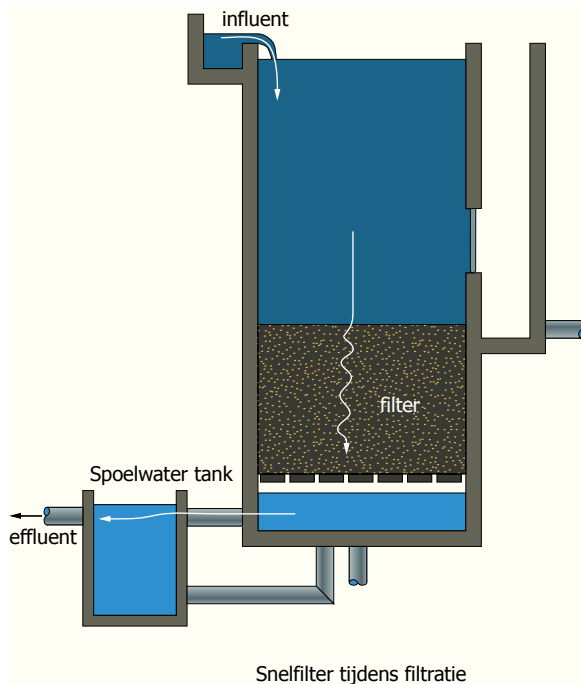
Actief-koolbehandeling is een adsorptietechniek waarmee velerlei opgeloste stoffen, veelal organisch van aard (microverontreinigingen, hormoonversturende stoffen), verwijderd kunnen worden. Voor de verwijdering van stikstof die of als ammonium of als nitraat voorkomt staan vele technieken ter beschikking. Ammonium kan via ammoniastriping of ionenwisseling worden verwijderd. Nitraat laat zich het gemakkelijkst verwijderen via biologische denitrificatie. Bij de absorptietechnieken levert de verwerking van de afgescheiden stof veelal veel problemen op.

12.2 Diepbedfilter

Diepbedfilters worden het meest bij de filtratie van effluent toegepast en worden doorgaans als dubbellaags filter uitgevoerd. Het zijn open filters die werken onder invloed van de zwaartekracht. In filters met een oplopend supernatantpeil wordt de gedurende de looptijd toenemende weerstand van het filterbed gecompenseerd door het oplopen van het supernatantpeil, waardoor de druk over het filter toeneemt. Het voordeel van dit soort filters is dat ze zeer eenvoudig kunnen worden bedreven.

Tabel 12.1 - Verwijdering van deeltjes via filtratie

deeltjesgrootte	ionemoleculen	macromoleculen		microdeeltjes		fijne deeltjes		
μ	0,0001	0,001	0,01	0,1	1	10	100	1000
deeltjes:	opgeloste zouten	suiker	virussen	colloïden	bacteriën	stuifmeel		zand
proces:	hyperfiltratie	nanofiltratie		ultrafiltratie	microfiltratie	deeltjesfiltratie		



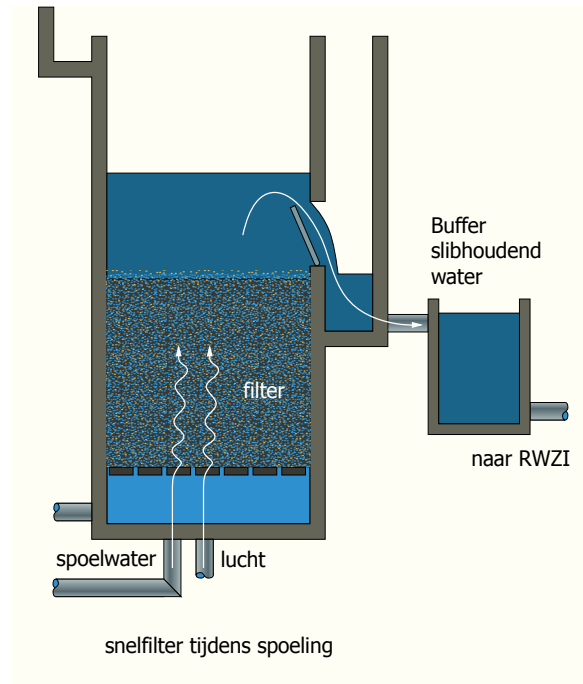
Snelfilter tijdens filtratie

Figuur 12.1 - Snelfilter, enkellaags, onder zwaartekracht

Een nadeel is echter de grote benodigde hoogte, nodig om het supernatantpeil 1 tot 2 m boven het filterbed (hoogte 1-2 m) te kunnen laten uitstijgen. De grote hoogte maakt deze filters duur in constructie.

De filtratiesnelheid bedraagt circa 5 – 12 m/h; soms oplopend tot 20 – 30 m/h. Als lagen worden veelal toegepast:

- antraciet 80 cm 2,0 – 4,0 mm



snelfilter tijdens spoeling

- zand 40 cm 1,5 – 2,2 mm
- granietzand 30 cm 0,5 – 0,8 mm.

12.3 Chloring

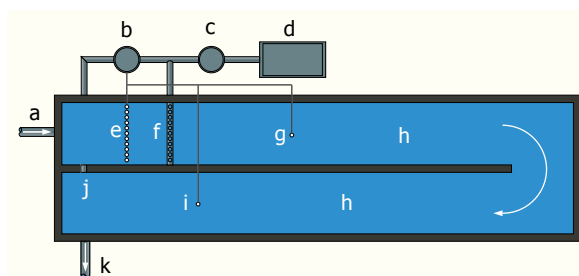
Ter vernietiging van de pathogene organismen die in het effluent in grote getale voorkomen wordt veelal desinfectie door toevoeging van chloor toegepast. Het chloor wordt vaak als chloorbleekloog gedoseerd. Na opmenging in het effluent is een contacttijd van circa 0,5 uur nodig voor een goede inactivatie. De doseerhoeveelheid bedraagt bij goed gezuiverd effluent circa 3 à 4 mg Cl₂ / l.

13. Indikking van slib

Meer informatie OD Chapter 18, par. 1.

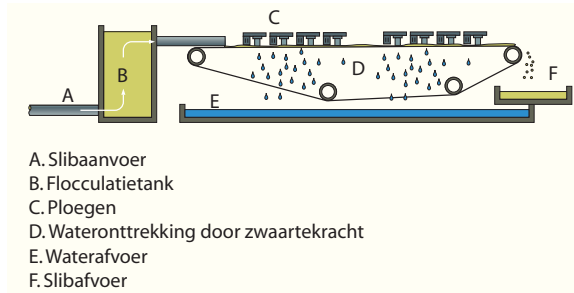
13.1 Algemeen

Tijdens de behandeling van afvalwater worden slibstoffen geproduceerd. Deze bestaan voor een zeer groot deel uit water. Het slib kan velerlei behandelingen ondergaan, waarvan een van de belangrijkste bestaat uit het indikkingsproces. In essentie is het indikken slechts een verwijdering uit het slib van een deel van het water. Voor en na de indikking is het slib vloeibaar. De afscheiding van



- a. aanvoer: effluent van de rioolwaterzuiveringsinrichting
- b. mengpomp voor chloorverdunding
- c. chloordosering
- d. chloorvoorraad
- e. meetdrempel (eerste regeling van c.)
- f. menging
- g. meting chloorgehalte (correctie van de regeling van d)
- h. contactruimte
- i. meting restchloorgehalte (controlemeting)
- j. kortsluiting
- k. afvoer

Figuur 12.2 - Schema van een desinfectie-installatie



Figuur 13.2 - Zeefband voor mechanische indikking van rwzi-slib

zijds voor transport van vloeibaar slib naar een centrale verwerkingsinstallatie.

Technische uitvoeringsvormen van slibindikking zijn:

- gravitaire indikking
- mechanische indikking met zeefband (= indiktafel)
- mechanische indikking met zeeftrommel
- mechanische indikking met centrifuges
- mechanische indikking door middel van flotatie (= flotatieindikking).

13.5 Gravitatie-indikker

Gravitatie-indikers worden meestal uitgevoerd als ronde tanks met een hellende of vlakke bodem, volgens hetzelfde principe als een bezinktank. De indikker is voorzien van een langzaam draaiend roerwerk; de ronde staven dienen om het slib op een zeer lichte wijze te beroeren en te mengen (ontgassing). Aan de bovenzijde wordt in het algemeen de drijfslag door een duikschot tegengehouden en via een afvoerput verwijderd.

Toegepaste diameters voor indikers variëren van 5 tot 20 à 25 m; de zijwaterdiepte bedraagt minimaal 3 m en uit praktische overwegingen maximaal 5 m.

De toevoer van slib (vanuit de voorbezinktank) is dikwijls continu; het slib is dan nog relatief weinig geconcentreerd (10 – 20 gds/l, ofwel 1 à 2% ds); de afvoer vindt discontinu, verspreid over de dag, plaats.

Naast het eigenlijke indikproces vinden in een indikker veelal ook homogenisatie en buffering plaats.

Bij de dimensionering moet rekening worden gehouden met de aard en kwaliteit van het slib. De belangrijkste grootheden zijn de drogestofbelasting en de verblijftijd van het slib

$$v_{ds} \text{ (drogestofbelasting) } = \frac{Q_s \text{ (slibhoeveelheid m}^3\text{/d)} * C_{si} \text{ (slibconcentratie kg/m}^3\text{)}}{A \text{ (oppervlakte m}^2\text{)}}$$

Voor één bepaalde slibsoort geldt dat de indikresultaten afnemen naarmate de drogestofbelasting toeneemt; daarom wordt de toepasbare drogestofbelasting bij ontwerp en bedrijfsvoering veelal gebonden aan een maximale waarde. Afhankelijk van het soort slib kunnen verschillende waarden gelden (zie tabel 13.1).

Ook de verblijftijd van het slib is belangrijk. De verblijftijd van het slib wordt betrokken op de sliblaagdikte (verblijftijd = volume van de sliblaag gedeeld door het debiet van het ingedikte slib). Dit vertaalt zich veelal in een zijwaterdiepte van 3 à 6 m. De verblijftijd mag niet te kort zijn, omdat dan de vereiste indikking (nog) niet wordt bereikt. Als de verblijftijd te lang is kan het slib gaan gisten (zure gisting, rotting). De productie van gasbellen kan het indikkingsproces dan verstoren. Als minimale verblijftijd kan één dag worden aangehouden, omdat langer indikken nauwelijks nog een volumevermindering oplevert. Vooral vers slib met een hoog gehalte aan organische stof mag niet te lang in de indikker verblijven met het oog op rottingsgevaar.

De vloeistofverblijftijd (= volume van de indikker gedeeld door het toevoerdebiet) heeft geen invloed op de werking van de indikker.

Tabel 13.1 - Drogestofbelasting bij verschillende slibsoorten

slibsoort	ds belasting in kg ds/(m ² .d)
primair	100-150
surplus (actief)	20-30
primair + surplus	30-50
uitgegist	30-50
oxydatiesloot	30

13.6 Mechanische indikking

Middels mechanische indikking worden voor zowel primair als secundair slib drogestofgehaltes van 5% ds à 7% ds behaald. Ten opzichte van gravitatie-indikking wordt bij mechanische indikking echter wel energie en conditioneringsmiddel (in de vorm van poly-electrolyt) verbruikt. Mechanische indiksystemen zijn echter weer duidelijk compacter dan de relatief grote voorindikers. De in de communale afvalwaterbehandeling meest toegepaste mechanische indiktechnieken zijn de bandfilters en de zeeffrommels.

In Nederland worden momenteel nog op grote schaal gravitaire indikers gebruikt, maar door de opmars van de biologische fosfaatverwijdering worden steeds meer mechanische indiktechnieken toegepast. Doordat het slib langere tijd onder anaërobe omstandigheden in gravitatie-indikers verblijft, vindt afgifte plaats van het biologisch gebonden fosfaat. Via het overloopwater van de indikker komt dit fosfaat weer in de waterlijn terecht, waardoor de rwzi zwaarder wordt belast dan noodzakelijk is. Om P-afgifte te voorkomen wordt de vuistregel gehanteerd van een maximale verblijftijd van 24 uur (in de praktijk blijkt echter ook bij deze relatief korte verblijftijd reeds fosfaatafgifte te kunnen plaatsvinden).

14. Slibgisting

Ter informatie OD Chapter 18, par. 2.

14.1 Algemeen

Vers zuiveringsslib bevat een grote fractie rotbaar organisch materiaal. Als het niet snel wordt verwerkt, gaat het verzuren en ontwikkelt dan een ondraaglijke stank. Bovendien is het slib een gunstig milieu voor allerlei ziektekiemen, waardoor het hygiënisch zeer onbetrouwbaar is. Deze hinderlijke eigenschappen kunnen grotendeels worden opgeheven door het slib te stabiliseren. In dit microbiologisch proces worden organische slibstoffen verder afgebroken. In de anaërobe stabilisatie of slibgisting gebeurt dit onder zuurstofloze omstandigheden.

Met gisting van het slib wordt dus beoogd:

- het verkrijgen van een materiaal, dat beter geschikt is voor verdere verwerking
- de hoeveelheid organisch materiaal te reduceren en het percentage drogestof van het slib te vergroten; dit houdt in dat het slibvolume afneemt
- de eliminatie van stank veroorzakende componenten in het slib
- de verbetering van de hygiënische kwaliteit.

Door het gistingsproces wordt een stabiel materiaal verkregen. Onder stabilisatie van slib wordt in dit geval verstaan een zo vergaande anaërobe afbraak, dat als resultaat een slib wordt verkregen dat na verwijdering uit de slibgistingstanks niet meer in gisting of rotting overgaat en dus geen stank meer verspreidt.

Vers slib is grauw van kleur, kan moeilijk op droogvelden worden gedroogd, trekt vliegen aan, is infectueus en verspreidt, na algehele overgang in de rottingsfase, zeer veel stank. Uitgegist slib is zwart, heeft een grondlucht en kan op droogvelden worden gedroogd; ofschoon de hygiënische kwaliteit veel verbeterd, is het uitgegist slib echter geenszins vrij van ziektekiemen.

Een 'stabiel' slib kan ook worden bereikt langs aërobe weg. Dit wordt veelal gedaan in het actief-slibproces, uitgevoerd als zeer laagbelast met een slibleeftijd van meer dan 25 dagen (oxydatiesloot). Deze route kost echter energie, zodat veelal voor de grotere installaties voor slibgisting wordt gekozen.

14.2 Theorie

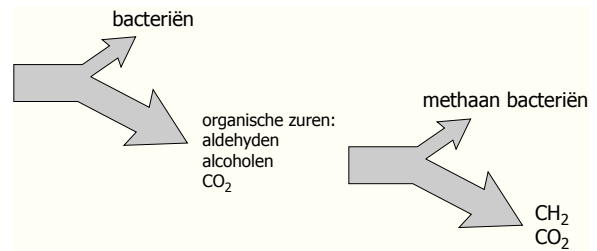
De slibgisting bestaat uit een netwerk van processtappen, die door verschillende bacteriesoorten worden uitgevoerd. In grote lijnen kan het afbraakproces worden verdeeld in drie opeenvolgende stappen: hydrolyse, verzuring en methaanvorming.

	hydrolyse	verzuring	methaan- vorming
	vetzuren	azijnzuur	CH ₄
biopolymeren	---> suikers	--->	--->
	aminozuren	H ₂ +CO ₂	CO ₂

De grote slibmoleculen worden buiten de bacteriecellen door hydrolyse-enzymen in kleinere bouwstenen gesplitst, die vervolgens door de bacteriecellen kunnen worden opgenomen. De benodigde enzymen worden door de zogenaamde verzuringsbacteriën uitgescheiden. Omdat zuiveringsslib veel complexe, moeilijk afbreekbare componenten bevat, verloopt de hydrolyse relatief langzaam en onvolledig.

De omzetting van de hydrolyseproducten vindt plaats binnen de cellen van de verzuringsbacteriën en verloopt relatief snel. Via diverse afbraakstappen, waarbij de tussenproducten van de ene naar de andere bacteriesoort kunnen worden doorgegeven, worden azijnzuur, CO₂ en H₂ gevormd. De eindproducten van de verzuring worden door de methaanbacteriën omgezet in een mengsel van methaan en CO₂. De methaanbacteriën hebben een geheel andere stofwisseling dan de verzuurders. Ze groeien zeer langzaam en zijn gevoelig voor bepaalde toxische stoffen (zie ook figuur 14.1 en figuur 14.2).

In normale situaties zijn de methaanbacteriën ruimschoots in staat om de gevormde tussenproducten (van de verzuring) om te zetten. Indien er echter een verstoring in de methaanvorming optreedt, blijft de verzuring doorgaan en wordt door de lage pH de methaanvorming verder geremd. Er ontstaat dan een ophoping van tussenproducten, de zogenoemde zure gisting.



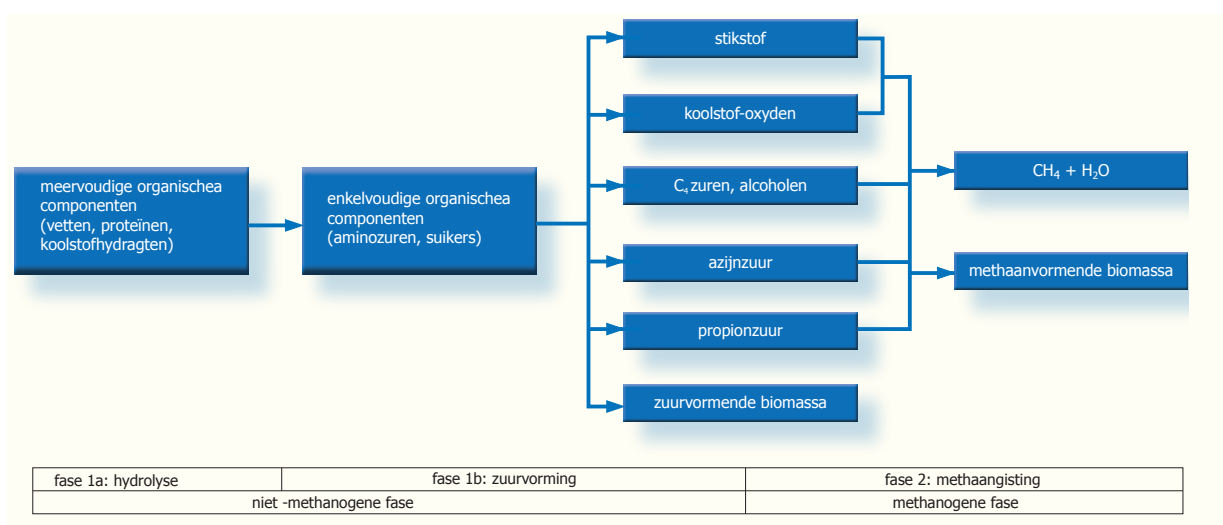
Figuur 14.1 - Zuurvorming en methaanvorming

In slibgistingssystemen is het in het algemeen de hydrolyse van moeilijk afbreekbare macromoleculen beperkend voor de uiteindelijke slibafbraak. Voor het bereiken van een hogere gasproductie is dus een hoger rendement nodig van de eerste stap van de afbraakreeks (de hydrolyse) en niet van de eigenlijke methaanvorming.

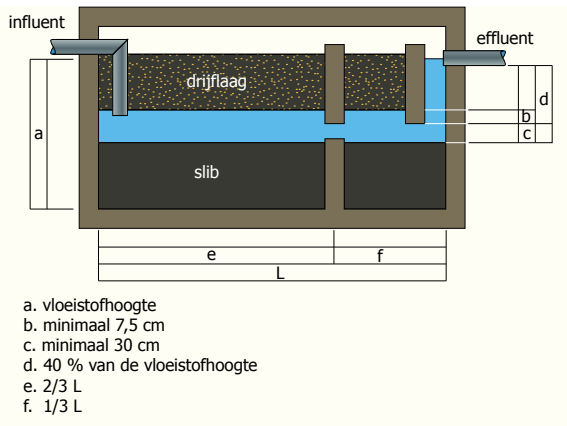
De gevoeligheid en de lage delingsnelheid van de methaanbacteriën daarentegen zijn bepalend voor de vereiste procesomstandigheden. Dit geldt met name voor de temperatuur, de pH, de minimale verblijftijd en de afwezigheid van toxische stoffen. Wanneer deze factoren ongunstig zijn, kan de gasproductie tot stilstand komen. De verzuringsproducten hopen zich op en de gevreesde 'zure gisting' treedt op.

14.3 Uitvoeringsvormen (in historisch perspectief)

Een van de simpelste uitvoeringsvormen van het slibgistingproces is de septictank; het doel van de septictank is het afscheiden van bezinkbare



Figuur 14.2 - Schematische voorstelling van de afbraakstappen bij slibgisting

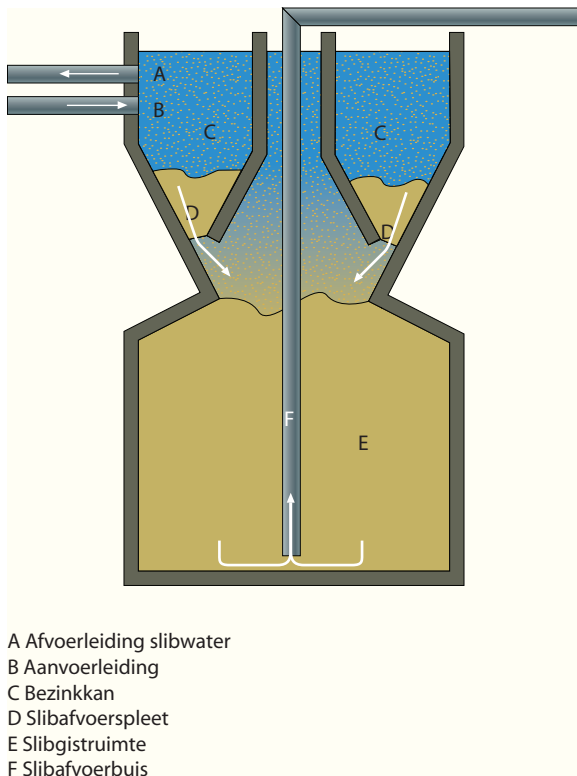


Figuur 14.3 - Septictank

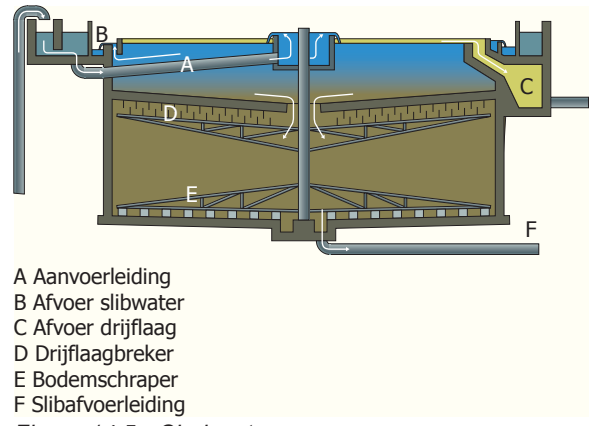
(en opdrijvende) stoffen uit het huishoudelijk afvalwater, gevolgd door de anaërobe vergisting van deze stoffen.

Daarna heeft men de ruimten waarin bezinking en gisting plaatsvinden in twee delen opgesplitst. Voorbeelden hiervan zijn de Imhofftank en de Clarigester (figuren 14.4 en 14.5).

Vervolgens (1930) ging men over tot het bouwen van aparte gistingstanks. Deze tanks kunnen worden verwarmd waardoor het proces sneller verloopt; ook de menging kan hierin worden beïnvloed.



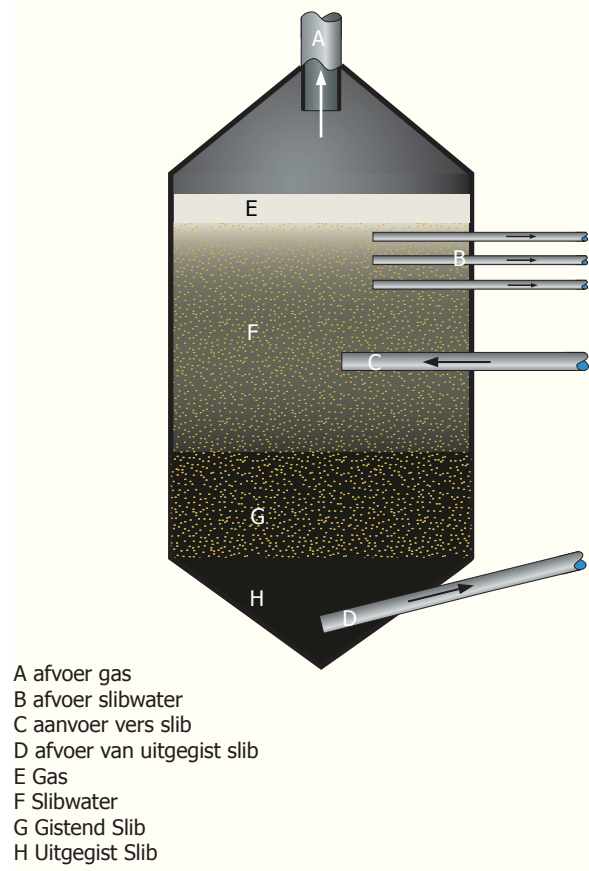
Figuur 14.4 - Imhofftank



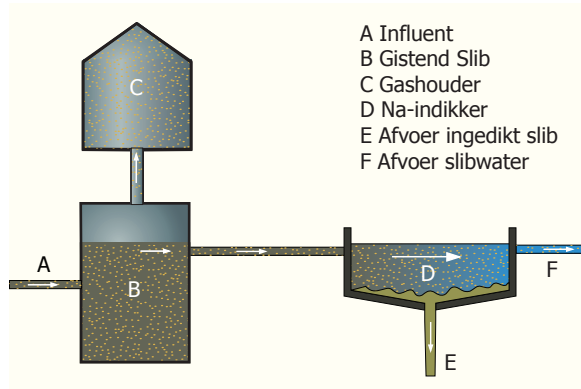
Figuur 14.5 - Clarigester

In eerste instantie bouwde men gistingstanks waarin de waterafscheiding in de gistingstank zelf plaatsvond, door regelmatig de tankinhoud tot rust te laten komen (zie figuur 14.6).

Tenslotte is men overgaan op het intensief mengen van de inhoud van de slibgistingstank; de afloop



Figuur 14.6 - Slibgisting met waterafscheiding
 1. aanvoer vers slib, 2. afvoer van uitgest gist slib, 3. afvoer van slibwater, 4. afvoer van gas



Figuur 14.7 - Intensief gemengde gistingstank

van deze tank moet dan nog in een na-indikker worden ingedikt. Het gistingsgas wordt opgevangen en naar een gashouder geleid (figuur 14.7).

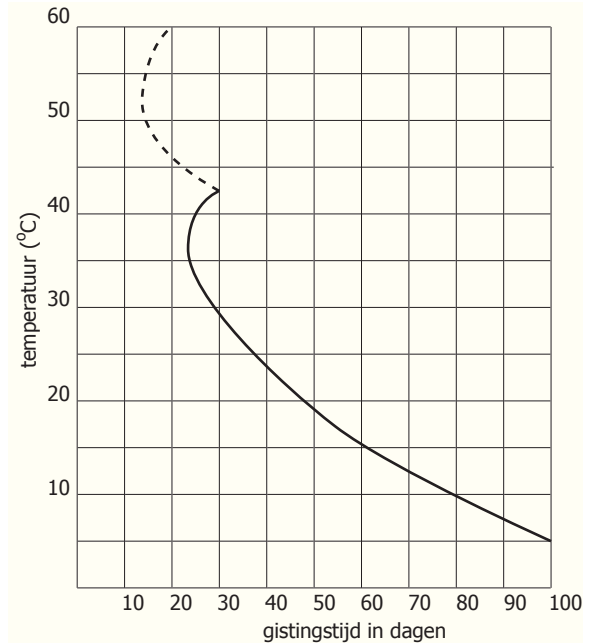
14.4 Drogestofafbraak

Bij de slijbgisting vindt een omzetting van organische slijbstoffen plaats, en wel in anaëroob celmateriaal (zeer geringe hoeveelheid), gistingsgas en water. Macroscopisch bezien, nemen we dus een vermindering van de totale hoeveelheid drogestof waar onder een overeenkomstige productie van gistingsgas. De afbraak van de organische stoffen (40 – 60%) manifesteert zich in een toename van de gloeirest en een afname van het totale drogestofgehalte van het slib. Essentieel hierbij is de veronderstelling dat er tijdens het slijbgistingsproces met de anorganische slijbstoffen niets gebeurt (geen afbraak, geen depositie in de tank). Na de slijbgisting laat het uitgiste slib zich veelal redelijk indikken (tot 4 à 6% ds).

14.5 Dimensionering

De belangrijkste dimensioneringsgrondslag is de verblijftijd, die echter sterk afhankelijk is van de toegepaste temperatuur. Over het algemeen wordt een temperatuur van 30 à 35°C toegepast met een verblijftijd van circa 20 dagen.

Indien de dagelijkse hoeveelheid slib bekend is, kan de benodigde inhoud van de gistingstanks worden bepaald. Dit houdt tevens in dat het zeer zinvol is het verse slib zo ver mogelijk (4 à 5% ds minimaal) in te dikken.



Figuur 14.8 - Verband tussen de gistingstemperatuur en de gistingstijd

14.6 Uitvoering

Gistingstank

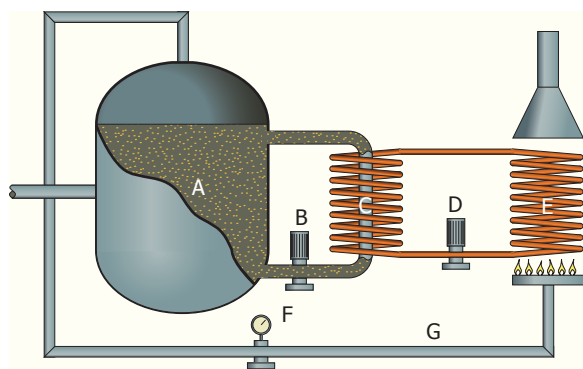
Daar het slijbgistingsproces vooral op grotere rwzi's wordt toegepast, zijn de slijbgistingstanks meestal groot qua volume (1.000 – 10.000 m³). Deze tanks worden veelal op het maaiveld gesitueerd. De hoogte diameterverhouding is veelal 1:1 à 1:1,5. Ter beperking van de warmteverliezen zijn de tankwanden goed geïsoleerd.

Slibtoevoer

Het vers slib wordt regelmatig verspreid over de dag toegevoerd met behulp van een slijbpomp (met grote opvoerhoogte: circa 15 à 20 m). Het niveau in de gistingstanks wordt via een overstortbak constant gehouden. Tegelijk met de toevoer vindt dus ook afvoer van gegist slib plaats.

Verwarming

De verwarming van de tankinhoud geschiedt in het algemeen door overdracht van warmte uit circulerend heet water door middel van warmtewisselaars (figuur 14.9). Hierbij is de warmtewisselaar meestal buiten de gistingstank opgesteld. Warmtewisselaars voor verwarming van slib moeten zo worden uitgevoerd, dat ze weinig vervuilen en na vervuiling snel en op eenvoudige wijze



A Gistingstank
 B Slibpomp
 C Warmtewisselaar
 D Waterpomp
 E Geiser
 F Meet- en veiligheidsapparaat
 G Gasleiding

Figuur 14.9 - Verwarming bij slibgisting

kunnen worden schoongemaakt. Ten gevolge van eventuele aancoeking aan de slibzijde van de warmtewisselaar kan verstopping optreden en kan bovendien de warmteoverdracht verminderen.

Gasinblazing

Menging van de tankinhoud geschiedt veelal door gasinblazing. Het gistingsgas wordt door middel van gascompressoren samengedrukt en onder in de tank ingeblazen als grote bellen. De bellenstroom zorgt vervolgens voor een goede menging.

Energieopwekking

Het gistingsgas kan worden aangewend om in de warmtebehoefte te voorzien, maar kan ook worden gebruikt om zelf energie op te wekken (WKK). Dit gebeurt middels gasmotor-generatorcombinaties, waarbij de geproduceerde elektriciteit op de rwzi wordt gebruikt (voorziet in 50 à 70% van de totale behoefte) en de warmte ter verwarming van de gistingstank wordt ingezet.

15. Slibverwerking

zie OD Chapter 9

15.1 Algemeen

Na de slibstabilisatie vindt de slibontwatering plaats. Dit geschiedt met speciaal hiervoor ontwikkelde apparatuur, zoals centrifuges, zeefbandpersen en filterpersen. Het slib is echter niet direct geschikt om te ontwateren, maar moet eerst worden geconditioneerd. Dit kan door toevoeging van chemicaliën (polymere flocculanten of ijzerchloride) of door hittebehandeling. Na de ontwatering heeft het slib een drogestofgehalte van 20 à 30 (gewichts) %.

Als laatste stap in de volumereductie volgen dan veelal thermische processen, zoals drogen en verbranden. Dit wordt op een regionale schaal in grote centrale installaties gedaan. Het restproduct wordt gestort of verwerkt tot toeslagmateriaal in bijvoorbeeld de wegenbouw.

15.2 Conditionering

Chemische conditionering

Toevoegen van chemicaliën om de ontwaterbaarheid te verbeteren:

- anorganische soorten: kalk en ijzerchloride (300 g/kg ds)
- polymeren kation-actieve flocculanten (3 à 8 g/kg ds)

Thermische conditionering

Verhitting bij hoge temperatuur (200°C) en druk; al dan niet onder toevoeging van lucht. Een deel van het slib gaat in oplossing.

15.3 Slibontwatering

Het doel van slibontwatering is een vergaande volumereductie van het slib door gebonden water uit te drijven. Het ontwaterde slib wordt afgevoerd



Figuur 15.1 - Centrifuge

en verder verwerkt (verbrand, gedroogd, gestort, cementindustrie).

In de slibontwatering worden in Nederland met name toegepast:

- centrifuges
- zeefbandpersen
- en een enkele kamerfilterpers.

Vergist slib (ontwaterbaar tot circa 27% ds) is beter ontwaterbaar dan vers slib (tot circa 23% ds).

Centrifuge:

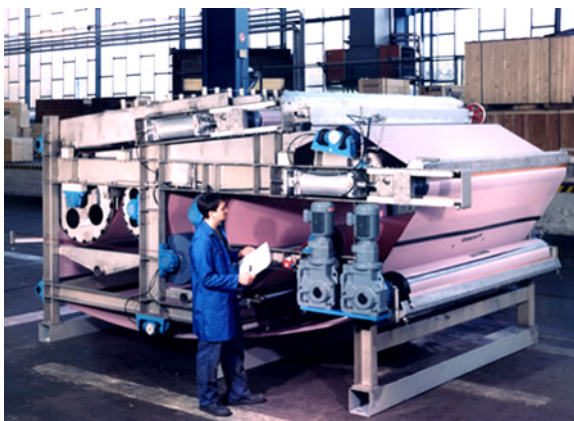
Haalbaar drogestofgehalte	= circa 25% ds
PE-verbruik	= circa 10 kg actief PE/ton ds
Energieverbruik	= circa 100 kWh/ton ds
Bedrijf en onderhoud	= gemiddeld (0,4 fte)

Zeefbandpers:

Haalbaar drogestofgehalte	= circa 25% ds
PE-verbruik	= circa 7kg actief PE/ton ds
Energieverbruik	= circa 80 kWh/ton ds
Bedrijf en onderhoud	= extensief (0,2 fte)

Kamerfilterpers

Bij ontwatering met een kamerfilterpers wordt het drogestofpercentage van het slib verhoogd naar 25% (onvergist slib) tot 30% (vergist slib). De kamerfilterpers bestaat uit platen met een opstaande rand en een vulgat in het midden. Tevens is elke plaat omhuld met een kunststof doek. Als de persing wordt opgestart schuiven de platen



Figuur 15.2 - Zeefbandpers

tegen elkaar aan. Er ontstaan dan, vanwege de opstaande randen, tussen de platen ruimten van ongeveer 1,5 cm diepte, de zogenaamde kamers. Op het gesloten platenpakket staat een druk van circa 360 bar. De kamers worden door mohno-pompen (een lage- en hogedrukpomp) via het vulgat volgepompt met slib. Het toerental van deze pompen wordt middels een variator geregeld. Aan dit slib is ten behoeve van een goede ontwatering en lossing kalk, ijzerchloride of poly-elektrolyet (PE) toegevoegd.

Haalbaar drogestofgehalte	= circa 35% ds
PE-verbruik	= circa 5 kg actief PE/ton ds
Energieverbruik	= circa 10 FecCl/ton ds en/of hout-snippers
Bedrijf en onderhoud	= intensief (minimaal 1 fte).

15.4 Thermische behandeling

- droging, direct of indirect, drogestof 20% → 95%
- verbranding, wervelbedoven, reiniging afgas-sen, eventueel in combinatie met droging, asresten
- smelten, verwerking asresten, verglazing.

16. Bedrijfsvoering

16.1 Inleiding

Aangezien bij de behandeling van afvalwater een groot aantal processen betrokken is, is een goede en deskundige bedrijfsvoering van het grootste belang voor het optimaal functioneren van alle installaties. Veelal zijn de installaties in vergaande mate geautomatiseerd. De bedrijfsvoering richt zich hierbij met name op controle van de processen en zonodig aanpassing van de regelbare parameters.

Bij de bedrijfsvoering zijn velerlei zaken van belang zoals:

- energie;
- chemicaliën;
- personeel;

- milieuhinder (stank en geluid);
- afvoer van afvalstoffen zoals slib, zand en roostergoed;
- automatisering.

Op enkele van deze aspecten zal hierna nader worden ingegaan.

16.2 Energie

Op vele plaatsen in het zuiveringsproces wordt energie verbruikt. Veelal is dit in de vorm van elektriciteit waarmee motoren worden aangedreven.

Hierbij zijn twee aspecten van belang:

- aansluitwaarde; dit komt overeen met het uit het net opgenomen vermogen;
- gemiddeld verbruik; dit is afhankelijk van het aantal draaiuren (soms 24 h/d) en de gemiddelde belasting van een motor.

In totaliteit kan het opgestelde vermogen globaal worden ingeschat op 7-10 W/i.e.; met een gelijktijdigheidsfactor van 0,7 betekent dit een maximaal afgenomen vermogen (aansluitwaarde) van 5-7 W/i.e.. Het gemiddelde verbruik ligt op circa 25 kWh/i.e.j ofwel op 2,5-3,0 W/i.e.

Belangrijkste verbruik (ca. 60%) wordt gevormd door de energie die nodig is voor het beluchttingsproces (1,5 – 2,0 W/i.e.) ; optimale uitvoering kan hier tot grote besparingen leiden.

Belangrijk energieverbruik ligt natuurlijk ook in het verpompen van water en slib (10 à 20% van het totaal). De benodigde energie kan worden benaderd met:

$$N_p = Q \times H / (367 \times \eta)$$

waarin

N_p = pompvermogen

Q = debiet in m³/h

H = opvoerhoogte in m (vloeistofkolom)

η = rendement van de pomp (veelal 0,6 à 0,7).

Rekenvoorbeeld

rwzi van 100.000 i.e., influentgemeal

gemiddelde aanvoer 15.000 m³/d

maximale aanvoer 4.000 m³/h

opvoerhoogte 10 m

rendement 0,7

$$\Rightarrow \text{geïnstalleerd vermogen } 4000 \times 10 / (367 \times 0,7) = 156 \text{ kW}$$

$$\Rightarrow \text{energieverbruik } 213.000 \text{ kWh/j} \sim 24 \text{ kW}$$

specifiek 2,1 kWh/i.e. j ~ 0,24 W/i.e.

Andere onderdelen die veelal continu draaien betreffen

- rooster (hark) 2 à 3 kW
- zandvanger (ruimer/wasser) 1,5 à 2 kW
- ruimer bezinktank 0,5 à 1,5 kW
- ruimer indikker 1 à 1,5 kW

16.3 Chemicaliën

Op rwzi's worden op beperkte schaal chemicaliën ingezet. Te denken valt aan hulpmiddelen bij defosfatering, slibontwatering en (incidenteel) desinfectie.

De betrokken chemicaliën vereisen natuurlijk ieder hun eigen specifieke behandeling. Een schatting van het verbruik kan slechts plaatsvinden op basis van de specifieke processen. Globaal geldt per i.e.

- defosfatering
ijzersulfaat 3-6 kg/j
- slibontwatering
polyelectrolyt 0,1 kg/j

Hieruit blijkt dat de hoeveelheid chemicaliën beperkt is, hetgeen te danken is aan het feit dat vooral fysische en biologische processen worden ingezet.

16.4 Personeel

Vrijwel alle rwzi's kunnen onbemand functioneren. Voor de dagelijkse werkzaamheden zoals schoonmaak, controle, bedrijfsvoering, onderhoud en lokale administratie zijn slechts enkele personeelsleden nodig. In het algemeen geldt een bezetting van 0,2 à 0,4 persoon per 10.000 i.e.

Daarnaast worden nogal wat werkzaamheden door centrale diensten uitgevoerd; hieronder vallen reparaties, groot onderhoud, laboratorium, technologische aspecten, automatisering en

administratie. Deze werkzaamheden zijn veelal ondergebracht in de centrale diensten van de zuiveringsbeheerders. Het totale apparaat van een zuiveringschap, dat natuurlijk met nog meer taken toegerust is, is qua omvang in te schatten op 0,8 à 2,0 personen per 10.000 i.e.

16.5 Milieuhinder

Een rwzi zal tegenwoordig aan zeer scherpe eisen qua hinder van stank en geluid moeten voldoen. Hiertoe zijn dikwijls zeer vergaande maatregelen nodig. Veelal betreft dit afdekkingen, isolatie, zuivering van afgassen e.d.

16.6 Afvalstoffen

De belangrijkste afvalstof die op een rwzi wordt geproduceerd is het slib. Qua hoeveelheid speelt de ontwateringsgraad natuurlijk een belangrijke rol. Ook de eisen die vanuit de afzet worden gesteld, bepalen in hoge mate de eindbestemming. Het grootste deel van het slib in Nederland wordt momenteel verbrand. Als uiteindelijke reststof blijft dan nog ca. 10 kg/(i.e. jaar) over aan asrest met een watergehalte van 10 à 15%; dit product zal gestort moeten worden (of er wordt misschien nog een nuttige bestemming gevonden -verglazing?).

16.7 Automatisering

Zoals reeds gesteld is, worden de toegepaste processen veelal continu ingezet. Dit vereist naast een grote mate van robuustheid en betrouwbaarheid, ook de toepassing van automatisering. Het proces van automatisering en informatisering is nog in volle gang; belangrijk aspect hierbij is de informatiestroom die naar de centrale registratie-units gaat.

17. Ontwerpaspecten

Ter informatie Chapter 26, par. 6., Chapter 8

17.1 Inleiding

Bij het ontwerpen van zuiveringstechnische spelen velerlei zaken een rol. Allereerst draagt het hele proces een multidisciplinair karakter, waarbij civiele, werktuigbouwkundige, procestechnische, chemische, biologische deskundigen hun inbreng hebben. Daarom is een geordende aanpak van het allergrootste belang.

17.2 Projectmanagement

Om te komen tot een goede ordening van het ontwerp- en realisatieproces is het nodig de principes van projectmanagement toe te passen.

Dit houdt in:

- * fasering
 - Veelal worden de volgende fasen onderkend
 - initiatief (idee, masterplan, zuiveringsplan)
 - definitie (programma van eisen)
 - ontwerp (voorontwerp, definitief ontwerp)
 - voorbereiding (bestek, contractdocumenten)
 - << - contract afsluiten (aanbesteding, gunning) >>
 - uitvoering (realisatie, toezicht)
 - inbedrijfstelling (opstart, nazorg)
- Elke fase dient te worden afgesloten met een beslisdokument; in volgende fasen kunnen beslissingen uit de voorafgaande fasen niet zonder meer worden veranderd.
- * beheersaspecten: tijd, geld, kwaliteit, informatie, organisatie

17.3 Hulpmiddelen

Bij het ontwerpproces zijn velerlei hulpmiddelen nodig zoals

- blokschema
- process flow diagram PFD
- lay-out
- process and instrumentation diagram P&ID
- hydraulisch profiel
- haalbaarheidsstudies
- aspectenstudies
- tekeningen (globaal/gedetailleerd)
- standaardisatie
- documenten (principeplan, MER, projectdocumenten)
- tijdschema.

17.4 Alternatieven/keuzes

Bij het ontwerpen is het verantwoord maken van keuzes van zeer groot belang. In eerste instantie hebben de keuzes een globaal karakter, later een zeer uitgewerkt en gedetailleerd.

Met name de keuzes in het begin (systeemopzet, uitvoeringswijze, lay-out) bepalen in grote mate de kosten van het totale project; 90% van de kosten worden vastgesteld in de eerste 10% van de projecttijd.

Aspecten die bij afwegingen een rol spelen, zijn

- voor- en nadelen
- zwaarte van de argumenten
- kosten
- gevoeligheidsanalyses
- milieu-effecten.

Voorbeelden van keuzes betreffen

- procesopzet
- integratie bestaande onderdelen
- type reactor/uitvoeringswijze tanks
- hydraulische aspecten
- sliblijn \Leftrightarrow waterlijn
- slibverwerking
- beluchtingssysteem
- zandverwijdering
- grof/fijn vuilverwijdering
- stankbestrijding
- energie-opwekking
- een of meerdere units/onderdelen
- diepte van de tanks
- constructiemethodes
- hoogteligging van de onderdelen
- omloopvoorzieningen
- veiligheid
- metingen, regelingen
- bemonstering, controle
- automatisering
- pompkeuze.

17.5 Onderzoek, testen

Ontwerpen worden gevoed door ervaringen opgedaan met vergelijkbare systemen of situaties. Belangrijk is dan dat een goede evaluatie van deze ervaringen geschiedt en tevens een juiste extrapolatie naar het onderhavige ontwerp.

Indien onvoldoende gegevens beschikbaar zijn of twijfels over de procescondities en resultaten hiervan, is het nodig vooraf proeven te doen. Dit kan op kleine schaal (laboratorium) maar veelal geschiedt het toch op semi-technische schaal. Belangrijke beslissingen omtrent systeemkeuze, fabrikaten, haalbaarheid en inzetbaarheid van de specifieke situatie, kunnen hierdoor onderbouwd worden. Dit geldt met name voor nieuwe technieken.

Bij de realisatie vinden ook velerlei onderzoeken ter controle plaats, zoals

- capaciteitsmetingen (pompen, dikwijls in de fabriek)
- belangrijke procestechnische prestaties zoals OC-metingen, slibontwatering ed.
- garantiemetingen
- hydraulische metingen (verliezen, opvoerhoogten).

Belangrijke fase is de opstartfase waarin velerlei zaken uiteindelijk nader geoptimaliseerd kunnen worden. Hierna kan dan een evaluatie plaatsvinden in hoeverre de praktijkresultaten overeenkomen met de uitgangspunten.

Natuurlijk wordt tijdens de bedrijfsuitvoering veel praktijkervaring opgedaan. Via gerichte nazorg kan terugkoppeling naar het ontwerpproces plaatsvinden.

17.6 Vergunningen

Belangrijke vergunningen bij werkzaamheden op rwzi's betreffen veelal de grondwateronttrekking en de Wet Milieubeheer. In sommige bijzondere gevallen moet een MER-procedure gevolgd worden.

17.7 Civiele aspecten

De rol van de civiele ingenieur in het totale ontwerpproces is veelal die van integrator (of manager). Dit is gelegen in het feit dat een groot deel van de realisatiewerkzaamheden op het civieltechnische (constructieve, bouwkundige) vlak liggen; de kosten van het bouwkundige deel bedragen veelal meer dan 60% van het totaal.

Meer specifieke zaken betreffen

- hydraulica (grote waterstromen, beperkt verhang, verdeelproblemen)
- constructieve vormgeving
- detaillering onderdelen
- kostenaspecten

Meer algemeen zal de integrerende rol tot zijn recht komen bij systeemkeuzes en het projectmanagement.

18. Kosten

18.1 Inleiding

De behandeling van afvalwater is een continu proces, waarbij de kosten en de doorberekening ervan van groot belang zijn. Duidelijk moet zijn dat er hierbij twee soorten kosten zijn, te weten de éénmalige kosten, te weten de investeringen ten behoeve van realisatie van het project en de continue kosten, zijnde de bedrijfskosten die iedere dag weer terugkomen.

18.2 Investeringskosten

Bij de realisatie van een project worden eenmalige kosten gemaakt. Deze betreffen de fysieke bouw of constructie, engineering en ook allerlei andere zaken zoals vergunningen, belastingen en financieringsaspecten.

Een globale onderverdeling wordt hieronder weergegeven.

- bouwsom	100
- advies/begeleiding	15-20
- vergunningen, verzekeringen	1-3
- belastingen (BTW)	20
- rente tijdens de bouw	5-10
- onvoorzien	10-20

De investeringen hangen natuurlijk in sterke mate af van de toe te passen processen. Per i.e. bedraagt het investeringskostenniveau momenteel € 300,-- à € 600,-- (all in).

18.3 Bedrijfskosten

De bedrijfskosten omvatten alle kosten die nodig zijn om de installatie(s) goed te laten functioneren.

Hieronder vallen

- onderhoud; deze kunnen gedurende de levensduur van een project nogal variëren; gemiddelde waarden zijn
 - 0,5% per jaar van de bouwkosten van de civieltechnische zaken
 - 2,0% per jaar van de aanschafkosten van de elektro-mechanische installaties
- personeel
- energie, met name elektriciteit
- chemicaliën
- slibafvoer

De totale bedrijfskosten bedragen circa € 10,-- à € 15,-- per i.e. per jaar.

18.4 Totale kosten

Veelal wil men de 'totale' kosten van een project weten. Hiervoor worden dan dikwijls twee methodes ingezet.

- exploitatielasten

Hierbij worden de investeringskosten als kapitaal-lasten jaarlijks in rekening gebracht; daaraan worden de bedrijfskosten toegevoegd.

Ofwel 'rente + afschrijving' + 'bedrijfskosten'.

Rente en afschrijving kan zowel lineair als op annuïteitsbasis geschieden; als afschrijvingstermijn worden aangehouden 30-40 jaar voor civieltechnische, 15 jaar voor werktuigbouwkundige en 10 jaar voor elektrische onderdelen.

- contante waarde

Hierbij worden alle kosten gedurende de looptijd van het project teruggerekend (geactualiseerd) naar het begin. Belangrijk is dan in welke mate inflatie en rente zich zullen ontwikkelen (soms wordt een reële rente van 2-3% ingezet). Ook de ontwikkeling van de energieprijzen is van groot belang.

Voor belangrijke keuzes worden de varianten of alternatieven op deze wijze doorgerekend. Over het algemeen wordt hierbij aan de contante waardemethode de voorkeur gegeven.

De totale exploitatielasten bedragen momenteel € 25,-- à € 40,-- per i.e. jaar; dit komt neer op circa € 0,5/m³ afvalwater.

