

# Afvalwaterbehandeling



*CT3011 - Inleiding watermanagement*

## VOORWOORD

### Afbakening

Dit hoofdstuk geeft een beknopt overzicht van de processen die bij het zuiveren van afvalwater een rol spelen. De mechanische, biologische en chemische zuivering komen daarbij aan de orde. Het vervolgvak CT3420 is meer gericht op alles wat komt kijken bij het ontwerpen van zuiveringsinstallaties.

### Indeling

De module Afvalwaterbehandeling kent de volgende indeling:

1. Inleiding
2. Kwantiteit van het afvalwater
  - 2.1 *Droogweerafvoer*
  - 2.2 *Regenwaterafvoer*
  - 2.3 *Maximale hydraulische capaciteit*
3. Kwaliteit van het afvalwater
  - 3.1 *Organische en anorganische stoffen*
  - 3.2 *Afmetingen en bezinkbaarheid*
  - 3.3 *Zuurstofverbruikende stoffen*
  - 3.4 *Samenstelling van huishoudelijk afvalwater*
  - 3.5 *Inwonerequivalent en vervuilingseenheid*
  - 3.6 *Effluenteisen*
4. Rioolwaterzuiveringsinrichtingen, algemene aspecten
5. Mechanische zuivering
  - 5.1 *Roosters*
  - 5.2 *Zandvangsers*
  - 5.3 *Voorbezinking*
6. Biologische zuivering
  - 6.1 *Biologische stofwisseling*
  - 6.2 *Slibbelasting*
  - 6.3 *Procestecnische aspecten*
7. Chemische zuivering
8. Slibbehandeling
  - 8.1 *Indikking*
  - 8.2 *Slibstabilisatie*
  - 8.3 *Slibontwatering*
9. Organisatie en kosten
  - 9.1 *Wettelijk kader*
  - 9.2 *Kosten*
  - 9.3 *Exploitatie*

Literatuur en website

Vragen en opgaven

Antwoorden

### Leerdoelen

Na het bestuderen van dit hoofdstuk kun je:

- wat vertellen over zowel de kwantiteit als de kwaliteit van het afvalwater (soorten verontreinigingen, etc.).
- de begrippen inwonerequivalent en vervuilingseenheid hanteren.
- de globale opzet van een zuiveringsinrichting weergeven.
- uitleggen wat er met mechanische, biologische en chemische zuivering bedoeld wordt.
- aangeven wat er gebeurt met de afvalstoffen die bij het zuiveringsproces ontstaan.

## 1. Inleiding

Bij het gebruik van water door de mens wordt het water 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.



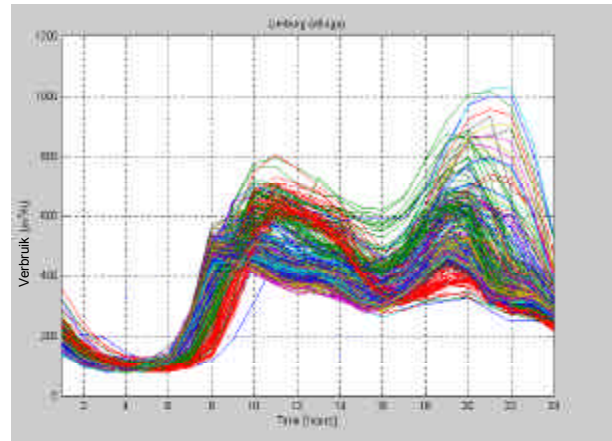
Figuur 1 - Waterkwaliteitsprobleem, (schuim, vissterfte)

In Nederland bedroeg de omvang van de vervuiling in 1970 ca.  $45 \times 10^6$  inwonerequivalenten (i.e.), waarvan ca.  $30$  à  $35 \times 10^6$  van industriële omvang. In het jaar 2000 was het totaal gedaald tot  $18 \times 10^6$  i.e. met name door sanering van de industriële verontreiniging. Na zuivering op de rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi) resteert nog ca.  $0,7 \times 10^6$  i.e. (2000) die op het oppervlaktewater worden geloosd.

## 2 Kwantiteit van het afvalwater

### 2.1 Droogweerafvoer

In het vorige hoofdstuk kwam het verschil naar voren tussen de droogweerafvoer (dwa) en de regenwaterafvoer (rwa). Bij droog weer bestaat het afvalwater uit huishoudelijk afvalwater, industrieel afvalwater en lekwater. De dwa is niet constant maar varieert over de dag. Het is duidelijk dat de af te voeren hoeveelheden huishoudelijk afvalwater nagenoeg gelijk moeten zijn aan het drinkwatergebruik, behalve als bijvoorbeeld drinkwater gebruikt wordt voor besproeiing van tuinen; hiervan komt dan niets of nagenoeg niets in



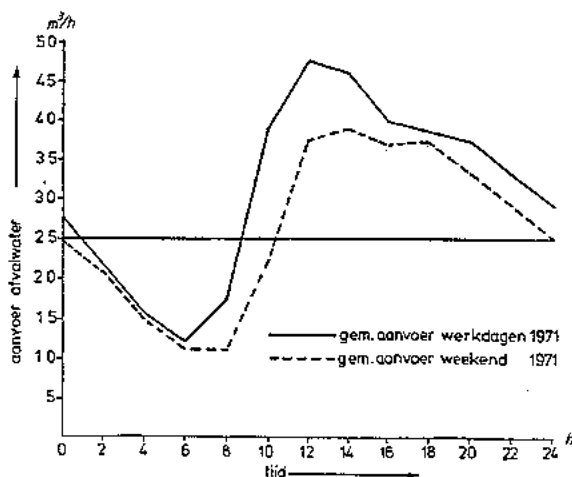
Figuur 2 - Waterverbruik gedurende 24 uur van huishoudens in een Limburgs dorp.

de riolering terecht. Een indruk van de verdeling van het watergebruik over de uren van het etmaal geeft Figuur 2.

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 ondermeer 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 ten opzichte van de wateraanvoer. 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 gewoonlijk hoger is dan in kleine steden, de afvlakking groter zal zijn.

Ook in het rioelstelsel treedt nog vertraging en afvlakking op; immers het duurt een zekere tijd (enkele uren) voor het afvalwater een rioelgemaal of een rioelwaterzuiveringsinrichting bereikt. De laatste verschijnselen zullen in vlak gelegen gebieden significanter zijn dan in hellende gebieden. Bovendien kan in het rioelstelsel afvalwater gebufferd worden, omdat een aanmerkelijk deel van de riolen om praktische redenen een grotere diameter heeft dan hydraulisch gezien noodzakelijk is. Uiteindelijk komt het afvalwater met grote fluctuaties, maar dikwijls met een vast patroon op de rioelwaterzuiveringsinrichting aan (Figuur 3).

Met al deze factoren rekening houdende alsmede met een hoger watergebruik op warme dan op koude dagen kan men voor berekeningen van de maximale



Figuur 3 - Het patroon van aanvoer van huishoudelijk afvalwater op de RWZI-Glanerbrug (1971)

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; de gemiddelde dagafvoer in  $m^3/d$  (120-140 l/inw.d.)
- Qdwa-max; de maximale uurafvoer in  $m^3/h = Qdwa-dag/(12 \text{ à } 14)$  (8 à 10 l/inw.h.)
- Qdwa-gem; de gemiddelde uurafvoer in  $m^3/h = Qdwa-dag/24$  (5 à 6 l/inw.h.)
- Qdwa-min; de minimale uurafvoer in  $m^3/h = Qdwa-dag/48$  (2,5 à 3 l/inw.h.)

### Lekwater

Als riolen beneden de grondwaterspiegel liggen, bestaat de mogelijkheid dat grondwater door lekke buisverbindingen of breuken naar binnen dringt. Dit lekwater vermeerderd de hoeveelheid water, die door de riolering moet worden afgevoerd. Bovendien kan op deze wijze zand in de riolering terechtkomen. Een goed gelegde riolering is vrijwel waterdicht; meestal wordt echter rekening gehouden met een hoeveelheid lekwater per kilometer riolering van 0,5 l/s (ofwel 43  $m^3/d$ ). In extreme gevallen kan het lekwater een extra bijdrage tot 50% van de huishoudelijke droogweerafvoer vormen.

## 2.2 Regenwaterafvoer

De meeste rioolstelsels zamelen ook de neerslag in en voeren deze grotendeels naar de rioolwater-

zuiveringsinrichting af. De hoeveelheid van de afgevoerde neerslag is afhankelijk van de duur en de intensiteit van de regen, van de dichtheid van de bebouwing en van de geografische situatie. De hoeveelheid is bijzonder groot (5 - 10 maal) in verhouding tot de hoeveelheid huishoudelijk afvalwater als dit tenminste over een korte periode wordt gezien. Over een jaar genomen speelt de neerslag een geringe rol; in totaal blijkt ca. 20% van de totale aanvoer op de rwzi toe te schrijven aan neerslag.

## 2.3 Maximale hydraulische capaciteit

De totaal ingezamelde hoeveelheid huishoudelijk en industrieel afvalwater, lekwater en neerslag zal in het algemeen via een rioolstelsel naar een rioolwaterzuiveringsinrichting worden afgevoerd. Belangrijk is de maximale aanvoer die hierbij kan optreden. Afhankelijk van het type rioolstelsel zal deze maximale aanvoer variëren; in het algemeen wordt gerekend met een waarde van 3 tot 5 maal de Qdwa-max. De rwzi zal dus bestand moeten zijn tegen grote hydraulische fluctuaties. Tevens is karakteristiek dat de maximale aanvoer slechts gedurende 10 à 20% van de tijd optreedt.

Concreet wordt de Qrwa-max berekend door de pompovercapaciteit (omgerekend van mm naar  $m^3$ /uur (zie collegedeel Riolering)) van het aanvoerende rioolsysteem op te tellen bij de Qdwa-max.

## 3. Kwaliteit van het afvalwater

### 3.1 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 ondergebracht. Biologisch afbreekbare (zuurstofbindende) verbindingen:

- koolstofverbindingen;
- ammonium-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 gechloreerde koolwaterstoffen en andere persistente verbindingen.



Anorganische voedingsstoffen:

- fosforverbindingen;
- stikstofverbindingen;
- andere plantennutriënten, bijvoorbeeld kalium.

Toxische stoffen:

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

Radioactieve stoffen.

Pathogene organismen.

Hormonen en medicinale bestanddelen.

Vanzelfsprekend kunnen diverse stoffen in meer dan één groep worden ingepast.

### 3.2 Organische en anorganische stoffen

Op grond van de chemische samenstelling kunnen de verontreinigingen worden verdeeld in 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, detergenten en pesticiden.

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

### 3.3 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 mm 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 1 wordt een overzicht gegeven van de hoeveelheid verontreiniging van één inwoner per dag.

Tabel 1 - Verontreinigingen in het afvalwater van één inwoner per dag in grammen.

	anorganisch	organisch	totaal
bezinkbaar	20	40	60
colloïdaal	10	20	30
opgelost	50	50	100
<b>totaal</b>	<b>80</b>	<b>110</b>	<b>190</b>

### 3.4 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, in  $mg O_2/l$ ), d.w.z. door middel van bacteriën;
- het chemisch zuurstofverbruik (CZV, in  $mg O_2/l$ ), met behulp van kaliumdichromaat.

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

### 3.5 Samenstelling van huishoudelijk afvalwater

Een overzicht van de samenstelling van huishoudelijk afvalwater wordt gegeven in Tabel 2.

De laatste jaren neemt de gemiddelde concentratie van enkele belangrijke stoffen af. Voor het jaar 1999 worden de volgende gemiddelde influentwaarden door het CBS bepaald:

- \* **BZV**                    **172  $mg O_2/l$**
- \* **CZV**                    **454  $mg O_2/l$**
- \* **Kj-N**                    **44  $mg N/l$**
- \* **fosfaat-P**            **6,6  $mg P/l$**

Reeds eerder is aangegeven dat de hoeveelheden afvalwater kunnen variëren; dit geldt evenzeer voor de lozing van vervuilende stoffen per huishouden.

Tabel 2 - Gemiddelde samenstelling van huishoudelijk afvalwater (2000).

samenstelling	Ruw	na 1 uur bezinken	eenheid
pH	6,5-7,5	6,5-7,5	
opgeloste stoffen	500 - 700	500-700	mg/l
gloeirest	40-55	40-55	%
onopgeloste stoffen	250 - 300	150-250	mg/l
gloeirest	30-40	30-40	%
bezinksel	5-10	< 0,2	ml/l
biochemisch zuurstofverbruik	200-250	125-175	mg/l
chemisch zuurstofverbruik	450-650	300-450	mg/l
stikstof:			
a. organisch-N	15-20	10-15	mg/l
b. NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	30-45	30-45	mg/l
c. NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0-2	0-2	mg/l
fosfor (als P)	7-12	5-10	mg/l
chloriden	200-400	200-400	mg/l

In totaliteit kunnen dus ook aanzienlijke variaties in de lozing van huishoudelijke en industriële herkomst voorkomen (zie tabel 3).

In het rioolstelsel vindt reeds een aanzienlijke afvlakking van deze fluctuaties plaats. Dit heeft als resultaat dat voor grotere rwzi's de dagelijkse fluctuaties tot een niveau van 50 à 100% ten opzichte van het gemiddelde beperkt blijven.

Niet alleen op dagniveau treden fluctuaties op, maar zeker ook op weekniveau (werk/weekend) en ook op maand- of jaarniveau (seizoensinvloeden).

### 3.6 Inwonerequivalent en vervuilingseenheid

Uit onderzoek is gebleken dat per inwoner een tamelijk constante hoeveelheid aan zuurstofbindende stoffen wordt geloosd. Deze bedraagt aan ruw afvalwater ca. 54 g BZV/d en 10 g Kjeldahl-N/d; na bezinking blijven nog ca. 35 g BZV/d en 8 à 9 g Kjeldahl-N/d over in het afvalwater.

De verontreinigingsgraad van het afvalwater wordt daarom als inwonerequivalent:

$$\text{inwonerequivalent} = Q * \text{BZV} / 54$$

(i.e. à 54 g BZV)

waarin:

Q = het debiet in m<sup>3</sup>/d

BZV = het biochemisch zuurstofverbruik in g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

Voor Nederlandse omstandigheden bleek uit onderzoek, in 1984/85 uitgevoerd, dat het zuurstofbindende vermogen per inwoner veelal iets lager is en in totaal 136 g O<sub>2</sub>/d bedraagt. Dit getal gebruikt men om de vervuilingswaarde van (industriële) afvalwater in vervuilingsequivalenten (v.e.) te berekenen.

$$\text{vervuilingsequivalent} = Q * (\text{CZV} + 4,57 * \text{Kj-N}) / 136$$

(v.e. à 136 g TZV)

waarin:

Q = het debiet in m<sup>3</sup>/d

CZV = het chemisch zuurstofverbruik in g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

Tabel 3 - Samenstelling van afvalwater over de periode 1992 tot 1998 (tussen haakjes staan de vrachten in ton per dag)

parameter	1992	1994	1995	1996	1997	1998
BZV <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	196 (957)	190 (959)	185 (907)	230 (949)	224 (985)	173 (953)
CZV (mg O <sub>2</sub> /l)	533 (2.597)	525 (2.656)	510 (2.522)	603 (2.522)	570 (2.508)	456 (2.548)
N <sub>kj</sub> (mg N/l)	47,5 (231)	46,4 (235)	47,2 (230)	55,4 (227)	53,9 (233)	41,8 (233)
P <sub>totaal</sub> (mg P/l)	7,8 (38,1)	7,0 (38,5)	7,6 (38)	8,8 (37,0)	8,6 (37)	6,7 (37)
Debiet (m <sup>3</sup> /d)	4.871.000	5.060.000	5.071.000	4.523.000	4.651.000	5.879.000
Neerslag (mm/j)	845	929	782	632	686	1.109

Kj-N = het Kjeldahl-stikstofgehalte in g N/m<sup>3</sup>  
 TZV = totaal zuurstofverbruik in g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

Beide parameters bepalen de vereiste zuiveringscapaciteit van de rwzi. De vervuilingseenheden bepalen het volume van het actief-slibstelsysteem en de vereiste hoeveelheid zuurstofinbreng om de verontreinigingen door beluchting te oxideren. De vervuilingseenheden bepalen dus in combinatie met de effluenteisen (zie hieronder) de omvang en bedrijfsvoering van het biologische zuiveringsproces. Zuiveringen worden derhalve ook aangeduid naar capaciteit als bijvoorbeeld een rwzi van 100.000 i.e. / v.e.

### 3.7 Effluenteisen

De normstelling ten aanzien van het effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen heeft zich in eerste instantie vooral gericht op de zuurstofbindende stoffen. Daarbij kon nog wel een differentiatie plaatsvinden naar gelang de kwaliteit en de capaciteit van het ontvangende oppervlaktewater. Zo heeft men in Engeland lange tijd het systeem gehanteerd van 30/30, 20/20 of 10/10, zijnde de kwaliteitseisen qua BOD en SS (= BZV en zwevende stof).

In Nederland gelden de eisen zoals weergegeven in tabel 4:

- vroeger                      BZV < 25 mg/l
- nu                              BZV < 20 mg/l  
                                     Kj-N < 20 mg/l  
                                     zwevende stof < 30 mg/l
- toekomst                  tot-N < 10 à 15 mg/l

Hoewel er nog geen strenge eisen zijn geformuleerd ten aanzien van de zwevende stof, zal duidelijk zijn dat de zeer lage waarden voor BZV, tot-N en P pas

bereikbaar zijn bij navenant lage waarden voor de zwevende stof. Hierbij moet gedacht worden aan maximale gehalten van 5 à 10 mg/l.

Hierbij komt dat deze eisen veelal gelden voor het voortschrijdend gemiddelde van 10 waarnemingen. Uit statistische analyses ten aanzien van spreiding van de resultaten voor diverse processen blijkt dat het jaargemiddelde dikwijls op ca. 0,3 à 0,5 van de vereiste waarde moet liggen om te zorgen dat het voortschrijdende gemiddelde aan de eisen voldoet.

## 4. Rioolwaterzuiveringsinrichtingen, algemene aspecten

Een rioolwaterzuiveringsinrichting moet:

- het afvalwater zodanig behandelen dat steeds 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, zowel visueel als anderszins, aan de omgeving veroorzaken.

Omdat er verschillende soorten verontreinigingen in het afvalwater kunnen voorkomen, wordt het afvalwater in diverse opvolgende 'stappen' behandeld (Figuur 4).

In Tabel 5 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.

Tabel 4 - Nederlands effluenteisen voor rwzi's

parameter	eis	toepasbaar per	toepasbaar op
BZV <sub>5</sub>	20	nu	
Zwevende stof	30	nu	
P <sub>totaal</sub>	2	nu	nieuwe + bestaande rwzi < 100.000 i.e.
	1	nu	nieuwe + bestaande rwzi > 100.000 i.e.
N <sub>totaal</sub>	10/15 <sup>b</sup>	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.

Tabel 5 - Overzicht verontreinigingen/effecten/behandelingsmethoden.

verontreiniging	effecten bij lozing	processen
a. grove deeltjes en bezinkbare stoffen	afzetting van slib rotting zuurstofverbinding	zeven bezinken
b. niet-bezinkbare, biologisch afbreekbare stoffen	zuurstofverbinding	biologische behandeling
c. ammoniak (Kjeldahl-N)	zuurstofverbinding giftig voor vissen negatief voor drinkwaterbereiding eutrofiëring	biologische nitrificatie chemische fysische stripping
d. onopgeloste (zwevende stof)	zuurstofverbinding eutrofiëring	microzeven filtratie
e. opgeloste anorganische planten-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 elektrodialyse omgekeerde osmose destillatie
h. pathogene organismen	verslechtering hygiënische kwaliteit	desinfectie

Een overzicht van een rwzi wordt gegeven in figuur 5. 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 en wordt het effluent geloosd op het oppervlaktewater.

Als laatste trap kan een vergaand of fysisch-chemische 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-kool-

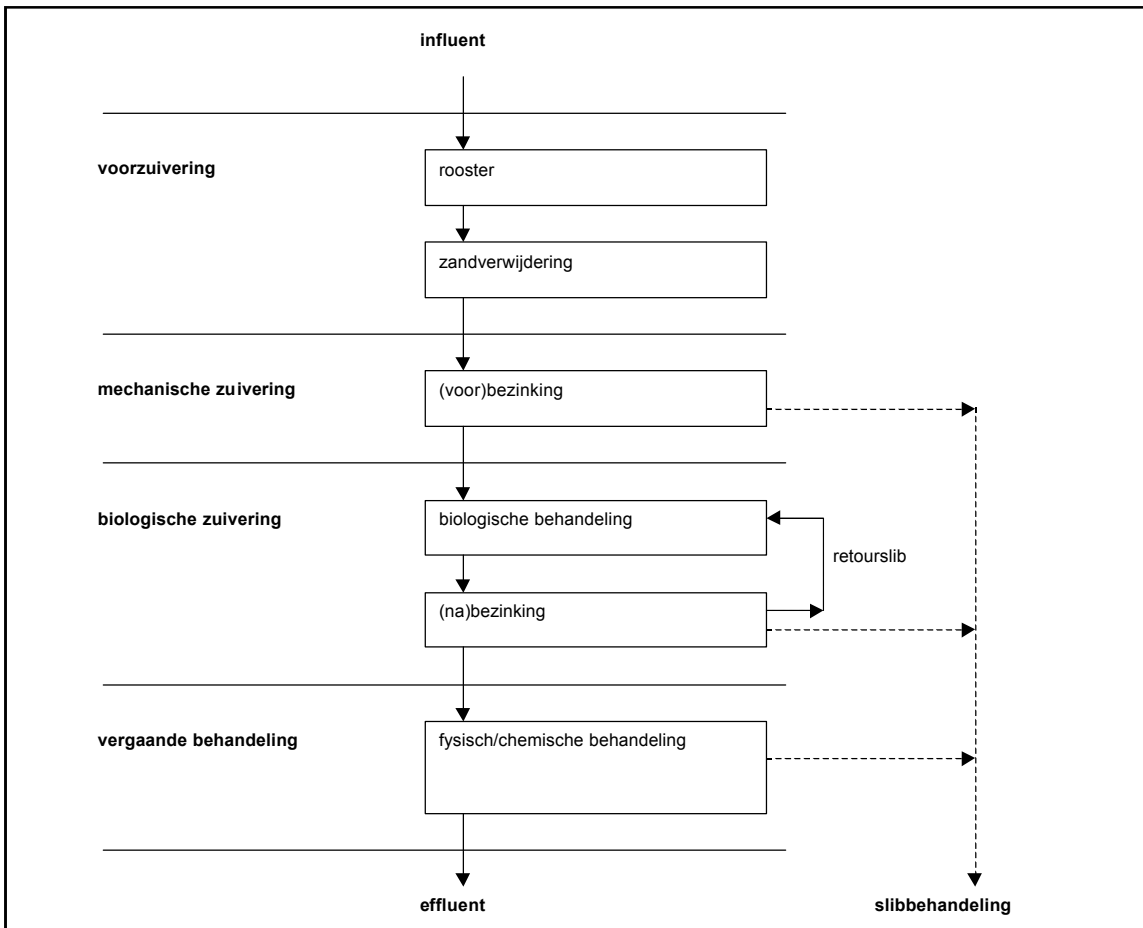
behandeling, filtratie, chlooring, membraanfiltratie, ionenwisseling en chemische precipitatie. In de praktijk komt dit nog maar nauwelijks voor.

## 5 Mechanische zuivering

Bij de mechanische zuivering van afvalwater worden onopgeloste stoffen uit water verwijderd. Daarbij wordt gebruik gemaakt van eenvoudige natuurkundige principes als zeven, bezinken en opdrijven van de stoffen, die met het afvalwater worden aangevoerd. Deze bewerkingen zijn relatief goedkoop en in geval van slechte biologische afbreekbaarheid van de onopgeloste componenten vaak te verkiezen boven afbraak in een biologische behandeling. Daarnaast kunnen sommige onopgeloste delen schadelijk of hinderlijk zijn voor de daaropvolgende processen.

Grotere delen kunnen van het water worden gescheiden door zeven of roosters. Hierbij spelen dus afmetingen een rol.





Figuur 4 - Mogelijke behandelingsstappen bij de behandeling van afvalwater.

Bij bezinken of opdrijven (floteren) wordt gebruik gemaakt van de eigenschap dat de deeltjes een soortelijke massa hebben welke hoger of lager is dan die van water. Deze deeltjes gaan bezinken of opdrijven indien daarvoor voldoende tijd en rust wordt geboden. De dimensionering van mechanische of fysisch-chemische zuiveringsonderdelen worden hoofdzakelijk bepaald door de hydraulische belasting van de zuivering. Voor het ontwerp van deze technieken dient daardoor met de maximaal mogelijk aanvoer (Q<sub>rw</sub>-

max) rekening gehouden te worden.

**5.1 Roosters**

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 via een rooster of zeef verwijdering mogelijk is. De plaats in het proces is meestal direct achter het influentgemaal. Er zijn verschillende soorten apparatuur waarmee roostergoed wordt verwijderd.

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 door een bandtransporteur, al dan niet via een roostervuilpers



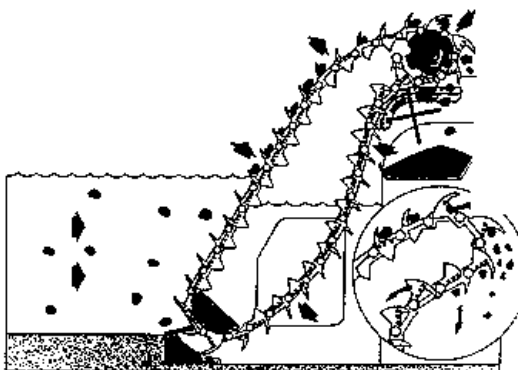
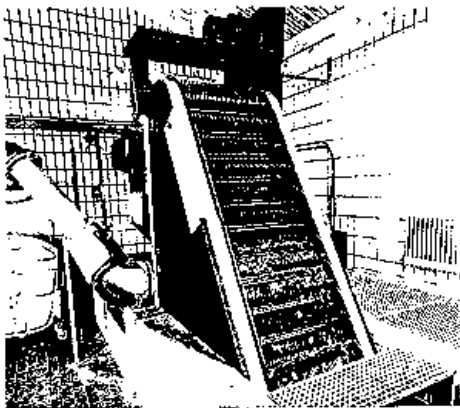
Figuur 5 - Overzicht van een rwzi



Figuur 6 - Grofvuilverwijdering m.b.v. rooster

naar een container afgevoerd (Figuur 6).

Tegenwoordig worden steeds meer continu-roosters toegepast waarbij het rooster door het rioolwater beweegt en daarbij het roostervuil meeneemt; ook kan het roostervuil door een gecombineerde beweging van de roosterdelen langzaam uit het rioolwater worden verwijderd. Vooral bij deze typen worden zeer geringe spleetwijdtes van 2-8 mm toegepast (Figuur 7).



Figuur 7 - Continu rooster

## 5.2 Zandvangers

Er zijn diverse redenen aan te geven waarom zand zo spoedig mogelijk 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 dik 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  $\geq 0,15$  mm te verwijderen.

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 theorie van de bezinking van discrete deeltjes (Hazen) leert dat een deeltje succesvol kan bezinken als de oppervlaktebelasting van de vloeistofstroming in een bezinkapparaat lager of gelijk is aan de bezinksnelheid van dat deeltje; ofwel

$$v_o = Q / A = v_b$$

waarin:

- $v_o$  = oppervlaktebelasting ( $m^3/m^2 \cdot h = m/h$ )
- $Q$  = debiet ( $m^3/h$ ) =  $Q_{rwa-max}$
- $A$  = oppervlak ( $m^2$ )
- $v_b$  = bezinksnelheid ( $m/h$ )

Meestal wordt als doel van zandvangers nagestreefd zanddeeltjes met een diameter van 0,1 à 0,2 mm te verwijderen. Als bezinksnelheid en dus ook de oppervlaktebelasting wordt daartoe 40 m/h aangehouden.

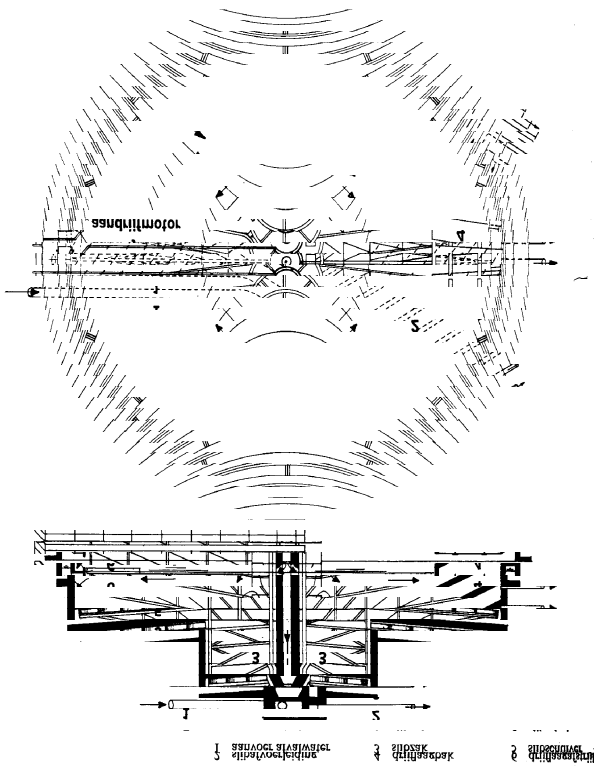
## 5.3 Voorbezinking

Na de zandvanger volgt dikwijls een voorbezinktank. Hierin worden zo veel mogelijk bezinkbare onopgeloste deeltjes afgescheiden. Dit slib wordt primair slib genoemd. Hoewel bij dit bezinkingsproces niet meer sprake is van discrete bezinking maar veeleer van flocculente bezinking is de oppervlaktebelasting ( $v_o = Q / A$ ) toch een belangrijke parameter. Meestal worden waarden van maximaal 2 à 3  $m^3/m^2 \cdot h$  toegepast. Als minimale verblijftijd geldt ca. 1 uur. Naast turbulentie (Reynoldsgetal) speelt ook de stabiliteit

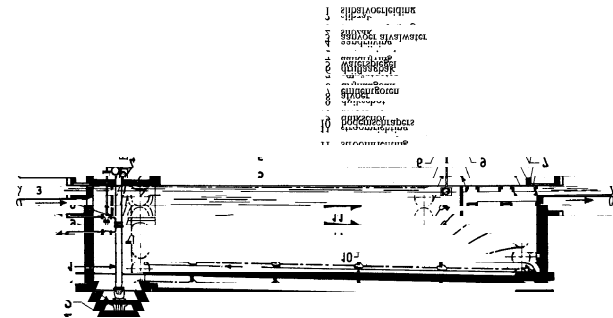
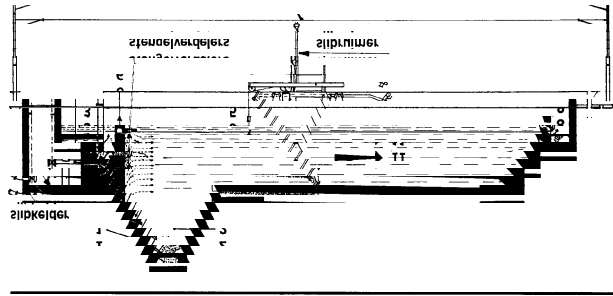


*Figuur 8 - Voorbezinktank*

van de stroming (Froudegetal) een belangrijke rol. Bij ronde bezinktanks (figuur 8) wordt het afvalwater in het midden ingevoerd en via een goot aan de buitenomtrek afgevoerd. In figuur 9 is een dwarsdoorsnede getekend. Meestal wordt door het plaatsen van een inlaatvoorziening de ingaande stroom gelijkmatig over de tank verdeeld. 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



*Figuur 9 - Bezinkingsreservoir met een cirkelvormige plattegrond met slibschuiver en drijfslaagafstrijker*



*Figuur 10a + 10b - Rechthoekige bezinkinstallatie*

een duikschot om het drijvend vuil tegen te houden. Dit drijvend vuil (veelal vet) wordt met een drijfslaagruimer, die aan de brug is bevestigd, in een drijfslaagput geschoven.

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 drijfslaag tegen te houden (Figuur 10).

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.

## 6 Biologische zuivering

Het actief-slibproces werd in de jaren 1913-1914 in Manchester (UK) ontwikkeld door Arden en Lockett. Zij ontdekten dat als afvalwater voldoende lang belucht wordt, zich in het water vlokken vormen en dat het bovenstaande water na sedimentatie van deze vlokken een aanzienlijke zuivering heeft ondergaan. Indien dit sediment weer aan nieuw afvalwater werd toegevoegd en het mengsel werd belucht, blijkt het water aanzienlijk sneller te worden gezuiverd dan zonder toevoeging van slibvlokken. Deze vlokken noemt men actief-slib. Zij bestaan uit een slijmerige



Figuur 11 - Actief-slibstelsel als omloopsysteem

grondstof waarin bacteriën en protozoën leven.

Behandeling van afvalwater gebaseerd op bovengenoemd principe is in de praktijk op vele manieren toegepast en verder ontwikkeld als het actief-slibproces.

In het actief-slibproces wordt het afvalwater in de beluchtingstank gemengd met eerder gevormd actief-slib en wordt met behulp van beluchtingsapparatuur zuurstof toegevoerd (figuur 11). Onder deze omstandigheden kan het actief-slib de organische en andere verontreinigingen gedeeltelijk of geheel 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 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 door bacteriegroei, zodat een zekere hoeveelheid van dit actief-slib gespuid zal moeten



Figuur 12 - Retourslibleiding naar actief-slibstelsel

worden (spui- of surplusslib, ook wel secundair slib genoemd).

### 6.1 Biologische stofwisseling

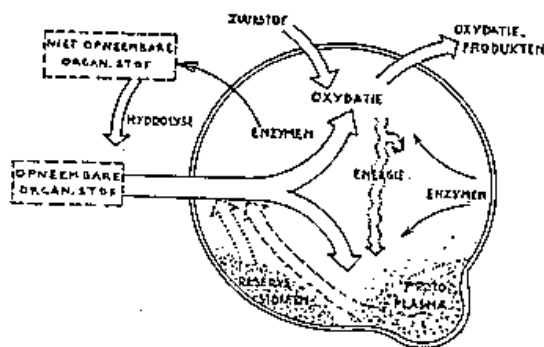
In de actief-slibvlokken zorgen de levende bacteriecellen voor de opname en afbraak van de verontreinigingen, die uiteindelijk leiden tot de (gedeeltelijke) zuivering van het afvalwater.

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 13).

De stofwisseling omvat alle processen van de opname 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 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 flagellaten; 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



Figuur 13 - Stofwisseling van de bacteriecel (zeer schematisch)





Figuur 14 - Actief-slib

het afvalwater zitten voor een deel direct geoxydeerd (substraat-oxydatie), 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.

## 6.2 Slibbelasting

Het zuiveringsresultaat van een actief-slibinstallatie wordt voor een belangrijk deel bepaald door de per dag aangevoerde hoeveelheid voedingsstoffen of substraat en de hoeveelheid bacteriën. Als maat voor de hoeveelheid bacteriën wordt veelal uitgegaan van

de hoeveelheid biomassa uitgedrukt als drogestof (is dus de droogrest van de onopgeloste bestanddelen van het actief-slib). Soms wordt de slibmassa ook betrokken op de organische fractie van het actief-slib.

Als maat voor de aangevoerde voedingsstoffen wordt veelal uitgegaan van de BZV-aanvoer (Bd). De slibbelasting wordt gedefinieerd als

$$k = \frac{(Q * BZV)}{(V * Ga)} = \frac{Bd}{(V * Ga)}$$

waarin:

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

Bd = Q \* BZV = BZV-vracht in kg BZV/d

Q = debiet in m<sup>3</sup>/d

BZV = BZV concentratie in afvalwater in kg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

V = volume beluchtingstank in m<sup>3</sup>

Ga = slibgehalte in kg drogestof (d.s.)/m<sup>3</sup>

Van de vijf variabelen in deze vergelijking zijn Q en BZV bepaald door het afvalwater, wat betekent dat er nog drie onbekenden zijn. Pas als er nog twee waarden zijn gekozen ligt de waarde van de vijfde variabele vast. Bij het ontwerpen van een zuiveringsinstallatie kiest men in het algemeen de waarden voor Ga (2-5 kg/m<sup>3</sup>) en voor de slibbelasting (zie Tabel 4), waarna het volume van de tank berekend kan worden.

De slibbelasting geeft 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 mass 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). Als gevolg

Tabel 6 - Slibbelasting voor verschillende actief-slibsystemen.

type	slibbelasting kg BZV/(kg ds.d)	rendement BZV verwijdering %
* ultra-laagbelast (o.a. oxydatiesloot)	0,05	96-99
* laagbelast actief-slib (met deelmineralisatie)	0,10	95-98
* laagbelast actief-slib	0,10-0,40	90-95
* zonder nitrificatie	0,40	
* met nitrificatie	0,10-0,25	
* hoogbelast actief-slib	1-3	60-70



hiervan varieert het zuiveringsrendement in omgekeerde zin (zie Tabel 6).

Naast de invloed op het zuiveringsrendement speelt de slibbelasting een grote rol bij diverse andere factoren en processen. Zo zal bij een lage slibbelasting de slibaangroei ook gering zijn. Als gevolg hiervan zal de dagelijks te verwijderen hoeveelheid slib (spuislib) beperkt zijn, hetgeen weer leidt tot een hoge slibverblijftijd (ofwel slibleeftijd) in het systeem.

### 6.3 Procestechische aspecten

Het actief-slibproces kan op vele manieren worden uitgevoerd. Diverse procesparameters kunnen hierbij worden beïnvloed.

- Slibconcentratie:  
In een beluchtingstank wordt het slibgehalte veelal geregeld op 3 à 5 kg/m<sup>3</sup>. Dit geschiedt door dagelijks een hoeveelheid slib uit het systeem te verwijderen (natuurlijk voor een stabiel systeem evenredig met de slibaangroei).
- Retourslib:  
Na de beluchtingstank moet het actief-slib in een nabezinktank weer afgescheiden worden en een deel wordt teruggevoerd. Bij wisselende aanvoersituaties zal de terugvoer (retourslib) ook navolgend moeten worden aangepast.
- Zuurstofgehalte:  
Veelal is een minimaal zuurstofgehalte vereist voor het goed verlopen van de biologische processen. Uit energieoogpunt moet echter het beluchtingssysteem zo beperkt mogelijk worden ingezet. Dit leidt in vele gevallen tot zeer verfijnde zuurstof/beluchtingsregelingen.
- Propstroom/menging:  
De beluchtingstank kan op velerlei manieren worden uitgevoerd, waarbij aspecten als propstroom en menging kunnen worden ingebracht. Veelal blijkt bij biologische zuiveringsprocessen hierbij een duidelijke invloed op de slibkwaliteit en bezinkeigenschappen (slibindex).
- Nitrificatie/denitrificatie:  
Door het creëren van heel specifieke omstandigheden kan het actief-slibproces ook zorgen voor een vergaande stikstofverwijdering. Deze omstandigheden zijn op velerlei manieren in te bouwen in het actief-slibproces. Hierbij spelen de

nitrificatie- en denitrificatieprocessen een rol.

- Biologische defosfatering  
Het actief-slibproces is zelfs zodanig uit te voeren dat specifieke fostaataccumulatie in het slib optreedt. Dit proces wordt biologische defosfatering genoemd.

## 7. Chemische zuivering

Bij de behandeling van met name industrieel afvalwater kunnen diverse chemisch/fysische methoden worden toegepast zoals neutralisatie, ontgifting, coagulatie/flocculatie, flotatie, ionenwisseling en adsorptie. Voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater komen deze technieken voorsnog minder in aanmerking. Alleen voor de verwijdering van fosfaat wordt gebruik gemaakt van chemische methoden. 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 in de zuivering gedoseerd. De chemicaliën kunnen op verschillende plaatsen in de zuivering aan het afvalwater worden toegediend.

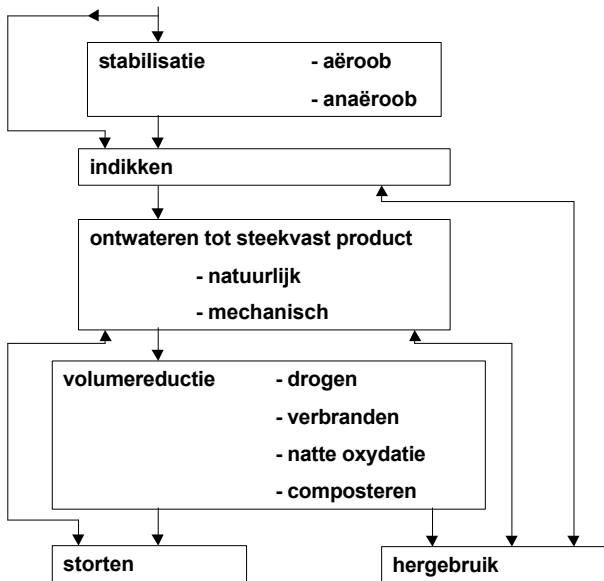
De simultane precipitatie wordt verreweg het meest toegepast. Hierbij ontstaat in de beluchtingsruimte een mengsel van actief-slib en chemisch slib. Uiteraard zal hierbij ook de slibproductie toenemen.

## 8. Slibbehandeling

Slib is een verzamelnaam voor bezinkbare stoffen die worden afgescheiden bij het zuiveren van afval-



Figuur 15 - Chemicaliënopslag bij een zuivering



Figuur 16 - Schema voor slibbehandeling

water. Dit kan geschieden als primair slib bij directe bezinking van afvalwater of als surplusslib ontstaan bij biologische behandelingen. 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; in kg drogestof of kg totale massa (inclusief water)
- \* volume in m<sup>3</sup>.

De slibstoffen bevatten een hoog gehalte aan organisch materiaal waardoor gemakkelijk rotting (stank) kan plaatsvinden. Ook het watergehalte is zeer hoog. De behandeling is erop gericht het volume en ook de slibmassa (drogestof) sterk te verminderen. Bij de behandeling van slib kunnen diverse processen worden onderscheiden (zie figuur 16).

### 8.1 Indikking

De toepassing van slibindikking is een uiterst zinvolle stap in het slibbehandelingsproces. Een aanzienlijke volumereductie kan worden bereikt, hetgeen de volgende stappen in het slibbehandelingsproces ontlast.

Een gedeelte van het water in het slib is op vrij losse wijze gebonden. Dit zogenaamde 'vrije water' kan door betrekkelijk geringe krachten worden afgescheiden. De primaire functie van slibindikkers is de ver-

hoging van de concentratie (drogestofgehalte) van het slib door uitdrijving van water; tevens vindt homogenisatie en buffering plaats. De toe te passen methodes voor de indikking van het slib kunnen worden onderverdeeld in:

- statische indikking onder invloed van de zwaartekracht (gravitatie); gravitatie-indikkers worden meestal uitgevoerd als ronde tanks met een hellende bodem volgens hetzelfde principe als een bezinkingstank, zij het dat hier het slib centraal staat (indikeffect) en niet de kwaliteit van het slibwater (bezinkingseffect).
- flotatie-indikking onder invloed van aan de slibvlok gehechte gedispergeerde luchtbellen;
- mechanische indikking.

Afhankelijk van de plaats in het zuiveringssysteem kunnen onderscheiden worden de voorindikker (indikking van vers slib) en de na-indikker (indikking van het uitgediste slib).

### 8.2 Slibstabilisatie

Vers zuiverings-slib bevat een grote fractie rotbaar organisch materiaal. Als het niet snel wordt verwerkt, gaat het verzuren en ontwikkelt stank. Bovendien heeft het slib een hoog gehalte aan allerlei ziektekiemen en is het dus hygiënisch zeer onbetrouwbaar. 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.

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.

De grote slibmoleculen worden buiten de bacteriële cellen door hydrolyse-enzymen in kleinere bouwstenen gesplitst, die vervolgens door de bacteriële cellen kunnen worden opgenomen. De hydrolyse verloopt 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



Figuur 17 - Intensief gemengde gistingstank

bacteriesoort kunnen worden doorgegeven, worden azijnzuur,  $\text{CO}_2$  en  $\text{H}_2$  gevormd.

De eindproducten van de verzuring worden door de methaanbacteriën omgezet in een mengsel van methaan en  $\text{CO}_2$ . De methaanbacteriën hebben een geheel andere stofwisseling dan de verzuurders. Ze groeien zeer langzaam en zijn gevoelig voor bepaalde toxische stoffen.

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.

Het slibgistingsproces wordt tegenwoordig met name uitgevoerd op de grotere rwzi's en wel als intensief-gemengde ééntrapsgisting met na-indikker.

### 8.3 Slibontwatering

Na de slibstabilisatie vindt veelal slibontwatering plaats. Dit geschiedt meestal met speciaal hiervoor ontwikkelde apparatuur, zoals centrifuges, zeeffbandpersen 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) %.

### 8.4 Verdere slibverwerking

Als laatste stap in de volumereductie volgen dan veelal thermische processen zoals drogen en ver-

branden. Dit wordt op regionale schaal in grote centrale installaties gedaan. Het restproduct wordt gestort of verwerkt tot toeslagmateriaal in bijvoorbeeld de wegebouw..

## 9. Organisatie en kosten

### 9.1 Wettelijk kader

In 1970 is de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO) tot stand gekomen. De WVO heeft tot doel 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 watervoorziening voor de land- en tuinbouw en voor de industrie en de ecologische functie.

Vanuit de WVO zijn allerlei organen belast met de taak van het zuiveren van het ingezamelde afvalwater, soms als provincie, soms als waterschap of zuiveringsschap. De industrieën kunnen hun afvalwater voor lozing op het oppervlaktewater zelf zuiveren of dit gezamenlijk (al dan niet voorgezuiverd) 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 vereffenen 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

- zuurstofbindende stoffen

Voor heffingen wordt als rekeneenheid voor zuurstofbindende stoffen het begrip inwonerequivalent (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 sinds 1990 uit naar bemestende stoffen, zoals fosfaat en stikstof. Hieraangaande zijn in 1988 en 1990 via het Rijn- en Noordzee-Actieplan internationale afspraken gemaakt en verder uitgewerkt in Algemene Maatregelen van Bestuur (AmvB) die moeten leiden tot een aanzienlijke reductie van fosfaat- en stikstofemissies.

Naast de WVO zijn nog andere wetten belangrijk. Zo is de lozing van radioactieve stoffen geregeld in de Kernenergiewet en is het gebruik en de lozing van bestrijdingsmiddelen geregeld in de Bestrijdingsmiddelenwet. Synthetische wasmiddelen moeten voldoen aan de voorschriften van het Wasmiddelenbesluit (onderdeel Warenwet), aangevuld met een vrijwillige regeling die het bereiden van harde detergents verbiedt.

De belangrijkste milieuwet is de Wet milieubeheer (Wm), in werking getreden op 1 maart 1993. Deze integrale milieuwet is in de plaats gekomen van de Hinderwet, de Afvalstoffenwet, de Wet chemische afvalstoffen, de Wet Luchtverontreiniging en de Wet geluidhinder. Met name zuiveringsinstallaties zelf zijn onderworpen aan het regime van de Wet milieubeheer.



Figuur 18 - Inrichting van het waterkwaliteitsbeheer in Nederland

In Nederland zorgen de volgende waterkwaliteitsbeheerders voor de waterkwaliteit in hun gebied (Figuur 18):

## 9.2 Kosten

De voorzieningen voor de behandeling van afvalwater vormen qua kosten in Nederland de grootste milieuhygiënische activiteit. In de periode 1960-1990 is door de overheden voor ca. 4 miljard Euro in zuiveringstechnische werken (grotendeels zuiveringsinrichtingen en ca. 25 % transportleidingen en gemalen) geïnvesteerd. Het bedrijfsleven investeerde hierin navenant. Ook in de toekomst zal het jaarlijkse investeringsniveau vanuit de overheid zeker ca. 250 miljoen Euro bedragen.

De totale kosten voor het waterkwaliteitsbeheer bedragen voor de overheid ca. 700 miljoen Euro per jaar. Deze kosten worden via heffingen omgeslagen over de inwoners en de industriële lozers. De heffingstarieven variëren tussen de diverse schappen van EUR 28,— tot EUR 60,— per v.e. per jaar.

### Zuiveringschappen of zuiverende waterschappen en hoogheemraadschappen

Waterschap De Aa  
 Hoogheemraadschap Alm en Biesbosch  
 DWR/Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht  
 Hoogheemraadschap van Delfland  
 Waterschap De Dommel  
 Wetterskip Fryslan  
 Waterschap Groot Salland  
 Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden  
 Waterschap Hunze en Aa's  
 Zuiveringsschap Limburg  
 Waterschap De Maaskant  
 Waterschap Noorderzijlvest  
 Waterschap Reest en Wieden  
 Waterschap Regge en Dinkel  
 Waterschap Rijn en IJssel  
 Hoogheemraadschap van Rijnland  
 Waterschap Rivierenland  
 Hoogheemraadschap van Schieland  
 Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnland  
 Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier  
 Waterschap Vallei & Eem  
 Waterschap Velt en Vecht  
 Waterschap Veluwe  
 Hoogheemraadschap van West-Brabant  
 Waterschap Zeeuwse Eilanden  
 Waterschap Zeeuws-Vlaanderen  
 Waterschap Zuiderzeeland

### 9.3 Exploitatie

De exploitatiekosten van een rioolwaterzuiveringsinrichting worden voor een groot gedeelte (60-70 %) bepaald door de investeringskosten. Deze investeringskosten hangen sterk af van de toe te passen processen en de schaalgrootte. Per i.e. bedraagt het investeringskostenniveau momenteel EUR 300,— tot EUR 600,—.

Onder de bedrijfskosten vallen diverse kostenposten te onderkennen:

- onderhoud; deze kosten zijn relatief beperkt vanwege de robuuste en duurzame toepassingen; gemiddeld wordt gerekend op 0,5 % per jaar van de civieltechnische bouwkosten en 2,0 % per jaar voor de electromechanische installaties;
- personeel; zuiveringsinstallaties draaien veelal volautomatisch en hebben slechts periodieke controle (dagdienst) nodig. Over het algemeen is de inzet van personeel ca. 0,1 - 0,5 persoon per 10.000 i.e.;
- energie; het energieverbruik hangt sterk af van de toegepaste processen en bedraagt 15-30 kWh/

i.e. jaar. Het bij de slibgisting geproduceerde gas kan aangewend worden voor warmtekrachtkoppeling (bij grotere installaties boven 100.000 i.e.) zodat in ca. 40 - 70 % van de totale elektriciteitsbehoefte kan worden voorzien;

- chemicaliën; het gebruik aan chemicaliën is beperkt tot de dosering van vlokkingmiddelen (ijzerchloride of ijzersulfaat) bij defosfatering en conditioneringsmiddelen (polyelectrolyten, kalk of ijzerchloride) bij de ontwatering van zuiveringsslib;
- slibafvoer; de verwerking van het zuiveringsslib is er sterk op gericht de hoeveelheid te reduceren door vergaande ontwatering en eventueel drogen of verbranden. Het eindproduct moet veelal worden afgevoerd naar een geschikte stortlocatie. Dit kan in totaliteit tot relatief hoge kosten leiden (tot EUR 5,— / i.e. jaar).

De bedrijfskosten bedragen EUR 10,— à EUR 15,— per i.e. per jaar, zodat de totale exploitatiekosten op EUR 25,— tot EUR 50,— per i.e. per jaar kunnen worden ingeschat.

### Literatuur en websites

- [www.nva.net](http://www.nva.net)
- [www.iawq.org.uk](http://www.iawq.org.uk)
- [www.ewaonline.de](http://www.ewaonline.de)
- [www.wef.org](http://www.wef.org)
- [www.uvw.nl](http://www.uvw.nl)
- [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)
- [www.riza.nl](http://www.riza.nl)
- [www.minvenw.nl](http://www.minvenw.nl)
- [www.ciw.nl](http://www.ciw.nl)

### Vragen en opgaven

#### Tentamen

1. Een RWZI heeft van 100.000 i.e. (inwoner equivalenten) bestaat uit de volgende onderdelen:

- gemaal
- fijnrooster
- zandvanger
- voorbezinking
- beluchting
- nabezinking
- slibindikking
- slibgisting
- slibverwerking (ontwatering)

De droogweeraanvoer bedraagt 15.000 m<sup>3</sup>/d en 1.200 m<sup>3</sup>/h (dwa-max); de maximale aanvoer bedraagt 4.500 m<sup>3</sup>/h.

1. Waartoe dient het fijnrooster?
2. De zandvanger is van het type Dorr (7m x 7m x 0,5m); is deze zandvanger over- of onderbelast? Verklaar uw antwoord.

Waterkwaliteitsgegevens van het influent en effluent van de RWZI.

parameter	influent	effluent
BZV [mg O <sub>2</sub> /l]	350	8
CZV [mg O <sub>2</sub> /l]	850	70
Kjeldahl [mg N/l]	65	4
Nitraat [mg N/l]	0	3
totaal-P [mg P/l]	10	0,6

3. Wat is de kwaliteit van het afvalwater na de voorbezinking? Kies voor elke parameter een waarde en beargumenteer waarom

BZV [mg O <sub>2</sub> /l]	320	250	100
CZV [mg O <sub>2</sub> /l]	750	650	550
Kjeldahl [mg N/l]	60	40	20
nitraat [mg N/l]	0	10	20
totaal-P [mg P/l]	8	5	1



- De beluchtingstank heeft een volume van 10.000 m<sup>3</sup>; het slibgehalte bedraagt 4 g/l. Bereken de slibbelasting.
- Welke processen zorgen voor de lage concentratie aan totaal-N in het effluent?
- Waartoe dient de slibindikker?
- Een te ontwerpen RWZI zal bestaan uit de volgende onderdelen: gemaal, rooster, zandvang, voorbezinking, beluchting, nabezinking, slibindikker, slibgisting, slibontwatering. De droogweeraanvoer bedraagt 15.000 m<sup>3</sup>/dag en maximaal 1.200 m<sup>3</sup>/uur. De maximale aanvoer is 4.500 m<sup>3</sup>/uur.

Waterkwaliteitsgegevens

parameter	influent	na voorbezinking	effluent
BZV [mg O <sub>2</sub> /l]	350	250	8
CZV [mg O <sub>2</sub> /l]	850	550	70
Kjeldahl [mg N/l]	65	60	4
Nitraat [mg N/l]	0	0	3
totaal-P [mg P/l]	10	2	0,6

Formules:

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

$$k = \frac{Q \cdot B}{V \cdot G_a}$$

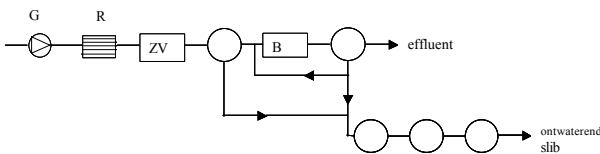
Gevraagd:

- Teken een schema van de RWZI dat de volgorde van de onderdelen laat zien. Geef aan wat de functie van de onderdelen is.
- De oppervlaktebelasting van de voorbezinking mag ten hoogste 3 m/uur bedragen en de verblijftijd in de voorbezinking moet tenminste 1 uur zijn. Bereken de diameter en de gemiddelde waterdiepte van de voorbezinking. Met de reductie van nuttig oppervlak en nuttige inhoud vanwege in- en uitlaatzones hoeft geen rekening te worden gehouden.
- Het slibgehalte in de beluchtingstank wordt constant gehouden op een waarde van 4 kg ds/m<sup>3</sup> (ds = droge stof). De slibbelasting in de beluchting mag ten hoogste 0,15 kg BZV/kg ds-dag bedragen. Bereken de benodigde inhoud van de beluchtingstank.
- Geef één overeenkomst en één verschil met betrekking tot de stofwisseling van micro organismen die BZV verwijderen en micro-organismen die nitraat produceren.
- Geef twee redenen voor de verandering van de verhouding CZV/BZV in de beluchtingstank.

Antwoorden

Tentamen

- Voorkomen van verstoppingen van pompen en leidingen of voorkoming van drijfslagen, bijvoorbeeld in gistingstanks
  - Oppervlakte A = 49 m<sup>2</sup>, oppervlaktebelasting v<sub>o</sub> = Q<sub>max</sub>/A = 4500/49 = 92 m/h overbelast want v<sub>o</sub> > 30 m/h
  - |          |                                   |
|----------|-----------------------------------|
| BZV      | 250 [mg O <sub>2</sub> /l]        |
| CZV      | 550 of 650 [mg O <sub>2</sub> /l] |
| Kj N     | 60 [mg N/l]                       |
| nitraat  | 0 [mg N/l]                        |
| totaal P | 8 [mg P/l]                        |
  - slibbelasting  $k = \frac{B_d}{G_a \cdot V} = \frac{15.000 \cdot 0,25}{4 \cdot 10.000} = 0,09$  kg BZV/kg ds d
  - |                |                          |
|----------------|--------------------------|
| Nitrificatie   | Kj-N → nitraat           |
| Denitrificatie | nitraat → stikstof (gas) |
  - Bepalking van de hoeveelheid (m<sup>3</sup>/d) te behandelen slib; ontlasting van de gistingstank.
- 1.



Functies onderdelen:

- |           |                          |
|-----------|--------------------------|
| Gemaal:   | verhogen druk afvalwater |
| Rooster:  | verwijderen grof vuil    |
| Zandvang: | verwijderen zand         |

- |                  |   |
|------------------|---|
| Voorbezink:      | verwijderen bezinkbare organische stoffen |
| Beluchting:      | afbraak org. stof.                        |
| Nabezinking:     | scheiding slib en gezuiverd afvalwater    |
| Slibindikker:    | verlagen watergehalte slib                |
| Slibgisting:     | stabiliseren slib                         |
| Slibontwatering: | verlagen watergehalte slib                |

$$v_o \leq 3 \text{ m/u}, T \geq 1 \text{ u} \rightarrow Q = 4500 \text{ m}^3 / \text{u}$$

$$v_o = \frac{Q}{A} = \frac{4500}{\frac{1}{4} \pi \cdot D^2} = 3$$

$$D = 43,7 \text{ m}$$

$$T = \frac{v}{Q} = \frac{\frac{1}{4} \pi \cdot D^2 \cdot H}{4500} = 1$$

$$H = 3,0 \text{ m}$$

3.

$$Q = 4500 \text{ m}^3 / \text{u}$$

$$k = \frac{Q \cdot B}{v \cdot G_a} = \frac{4500 \cdot 24 \cdot 0,250}{v \cdot 4} = 0,15$$

$$v = 4500 \text{ m}^3$$

- Overeenkomst: beide gebruiken org. stof. Voor synthese celmateriaal

Verskil: energieproductie BZV-mo: oxidatie org. stof  
Nitr.-mo: oxidatie NH<sub>3</sub>

- Reden 1: CZV = alle org. stof - minder verwijderd BZV  
BZV = afbreekbare org. stof
- Reden 2: CZV = m.o. + org. stof - verhouding veranderd  
BZV << m.o. + org. stof - verhouding veranderd

