Drinkwater- en afvalwaterbehandeling: Tweedeling of kruisbestuiving?

Voordracht uit de 42e Vakantiecursus in Drinkwatervoorziening 'Recente relevante ontwikkelingen met betrekking tot de drinkwatervoorziening', gehouden op 11 en 12 januari 1990 aan de TU Delft.

Inleiding

Hoewel H_2O het gezamenlijke vakblad is van afvalwater- en drinkwaterdeskundigen, blijft in de praktijk de uitwisseling van kennis en informatie tussen beide sectoren minimaal. Dit vindt ongetwijfeld mede zijn oorsprong in de verschillende historie en cultuur van beide bedrijfstakken. In dit artikel zal echter aangetoond worden, dat afvalwaterbehandeling en drinkwaterbereiding twee loten zijn van dezelfde boom van de waterzuivering.

PROF. DR. J. C. VAN DIJK
TUD/DHV Water BV

Samenvatting

De uitwisseling van kennis en informatie tussen drinkwater- en afvalwaterdeskundigen is in Nederland minimaal. Dit is onterecht, daar beide bedrijfstakken gebruik maken van dezelfde zuiveringsprocessen en veel kunnen leren van elkaars ervaringen. Overeenkomsten en verschillen worden toegelicht van de toepassingen bij drinkwater- en afvalwaterzuivering van de volgende vijf processen:

- beluchting/ontgassing;
- kristallisatie;
- snelfiltratie;
- adsorptie
- biologische N-verwijdering

Geconcludeerd wordt, dat de overeenkomsten tussen drinkwater- en afvalwaterzuivering groter zijn dan de verschillen en dat beide bedrijfstakken veel te winnen hebben bij een gezamenlijke aanpak van research, procesontwikkeling en implementatie van waterzuiveringsprocessen.

Het kan dan ook heel aantrekkelijk zijn om eens van de ene tak naar de andere over te springen en daar de vruchten te plukken!

Overzicht zuiveringsprocessen

Afb. 1 geeft een overzicht van de meest gebruikte waterzuiveringstechnieken. De traditionele scheiding tussen drink- en afvalwater ligt in het midden van deze afbeelding; fysisch-chemische processen worden van oudsher primair bij de drinkwaterzuivering toegepast, terwijl biologische processen en slibverwerking de kern van de afvalwaterzuivering vormen. Toch vervalt deze tweedeling al bij een afzonderlijke beschouwing van de zuiveringsprocessen.

In de afbeelding is daarom voor ieder zuiveringsproces aangegeven of het bij de drinkwaterbereiding of bij de afvalwaterbehandeling wordt toegepast en in welke mate. Zo zien we dat:

- beluchting/ontgassing bij beide bedrijfstakken op grote schaal wordt toegepast;
- vlokvorming van oudsher op grote schaal bij drinkwater wordt gebruikt, maar bij afvalwater in toenemende mate door strengere eisen voor defosfatering;
- bezinking/flotatie bij beide bedrijfstakken basistechnieken zijn, bezinking overigens meer dan flotatie;
- kristallisatie bij beide bedrijfstakken nog relatief beperkt, maar in toenemende mate toegepast wordt door strengere eisen voor ontharding, defosfatering en verwijdering van zware metalen;
- oxydatie/desinfectie primair bij drinkwater wordt gebruikt, maar bij afvalwater in toenemende mate door strengere eisen voor recreatie;
- snelfiltratie de klassieke drinkwaterzuiveringstechniek is, maar bij afvalwater steeds meer gebruikt wordt voor het polijsten van effluent;
- adsorptie bij beide bedrijfstakken nog relatief beperkt, maar in toenemende mate gebruikt wordt voor de verwijdering van organische stof en microverontreinigingen;
- membraanfiltratie bij beide bedrijfstakken nog weinig wordt toegepast.

Toch komen hierbij de toepassingen ook dichterbij (deelstroomontzouting en verlaging NO_3/SO_4 bij drinkwater, verwijdering zware metalen en microverontreinigingen bij afvalwater).

Van de biologische processen zien we dat:

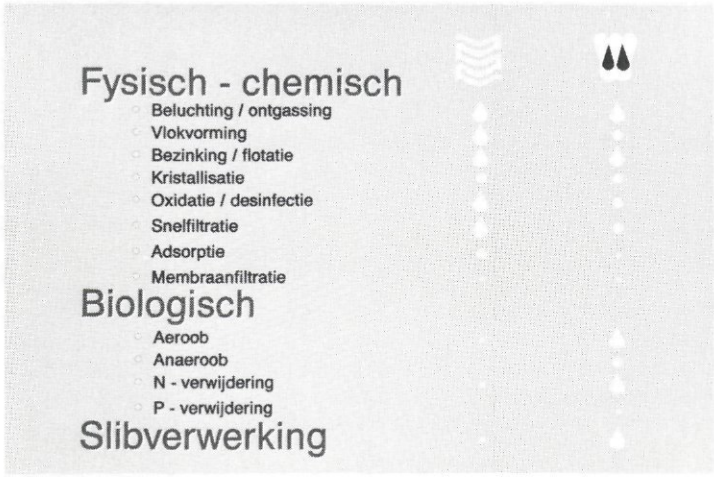
- aërobe zuivering de basistechniek bij de afvalwaterzuivering is, terwijl het bij drinkwater in beperkte mate toegepast wordt (langzame zandfiltratie, biologische werking actieve koolfiltratie);
- anaërobe zuivering bij drinkwater niet en bij afvalwater in beperkte mate gebruikt wordt;
- biologische N-verwijdering bij afvalwater op grote schaal wordt toegepast; bij drinkwater wordt nitrificatie, met name bij grondwaterfiltratie, veelvuldig toegepast maar denitrificatie nog niet op praktijkschaal;
- biologische P-verwijdering bij afvalwater in toenemende mate en bij drinkwater niet toegepast wordt.

Slibverwerkingstechnieken tenslotte worden bij afvalwater op grote schaal toegepast (ontwatering, hergebruik, verbranden), terwijl dit bij drinkwater pas van de grond begint te komen.

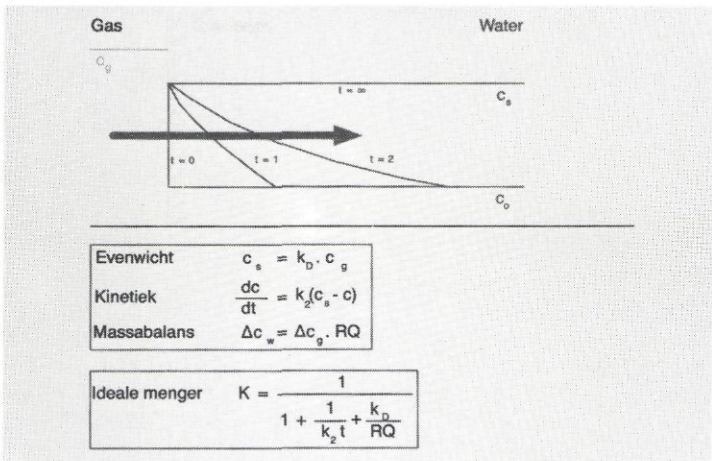
Dit simpele overzicht geeft al duidelijk aan dat er geen sprake is van een tweedeling tussen drinkwaterzuivering en afvalwaterbehandeling, maar dat dezelfde waterzuiveringsprocessen voor verschillende toepassingen gebruikt worden.

Daarnaast is het evident dat de zwaartepunten met betrekking tot kennis en ervaring verschillend liggen en dat de beide bedrijfstakken daarmee een opgelegde kans hebben om van elkaars ervaringen te profiteren, temeer daar de toenemende milieuvervuiling en strengere eisen op het gebied van waterzuivering tot een steeds grotere overlap gaan leiden.

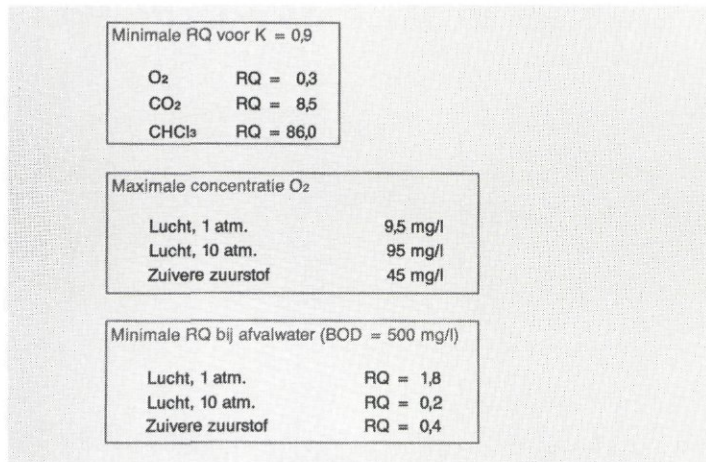
Het behoeft geen betoog dat de drinkwaterervaringen met snelfiltratie van groot



Afb. 1 - Overzicht zuiveringsprocessen.



Afb. 2 - Principe beluchting/ontgassing



Afb. 3 - Berekeningen beluchting/ontgassing.

belang zijn voor de afvalwatersector, terwijl omgekeerd de afvalwater-ervaringen met slibverwerking essentieel zijn voor de drinkwatersector!
Het zou interessant zijn alle zuiverings-processen gedetailleerd te bezien om overeenkomsten en verschillen bij de beide bedrijfstakken toe te lichten.
In verband met de beschikbare ruimte zal in dit artikel slechts een vijf-tal processen behandeld worden, te weten:
- beluchting/ontgassing;
- kristallisatie;
- snelfiltratie;
- adsorptie;
- biologische N-verwijdering.

Beluchting/ontgassing

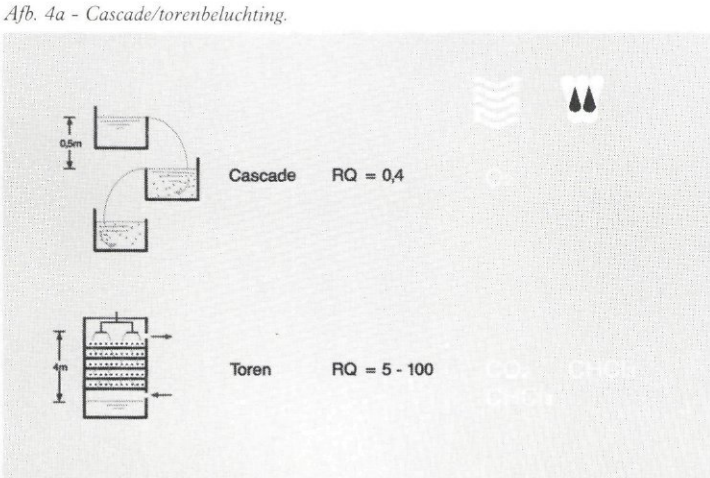
Afb. 2 geeft het principe en de basis-formules van beluchting/ontgassing.
We zien een grensvlak gas/water met links in de gasfase een concentratie c_g van het betreffende gas. In de vloeistoffase zien we een aanvangsconcentratie c_0, die lager is dan de evenwichtsconcentratie c_s waardoor er transport van de gasfase naar de vloeistoffase plaatsvindt zoals het geval is bij de beluchting. Uiteraard kan het gastransport ook in de omgekeerde richting plaatsvinden, wat we dan ontgassing noemen. Na een oneindige tijd is in beide gevallen in de vloeistoffase de evenwichtsconcentratie c_s bereikt.

De basisformules van beluchting/ ontgassing zijn de wet van Henry (c_s is afhankelijk van c_g en de stofgebonden parameter k_d), de wet van Fick

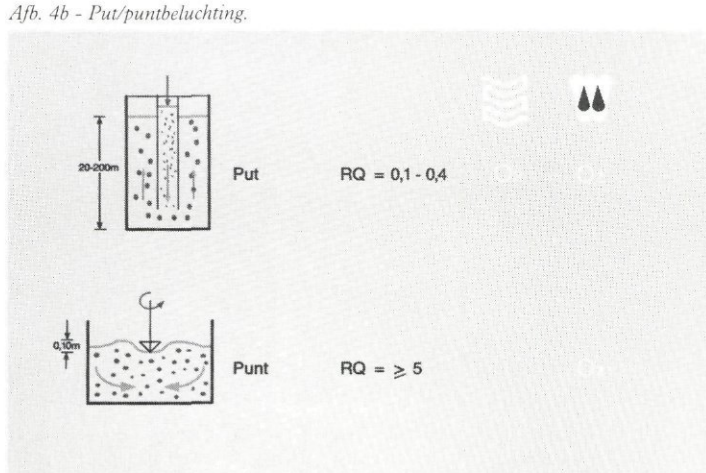
($\frac{dc}{dt}$ is afhankelijk van de drijvende kracht $c_g - c_s$ en een parameter k_z die de mate van grensvlakvernieuwing weergeeft) en de massabalans ($\Delta c_w = \Delta c_g$ x verhouding lucht/waterdebiet RQ).
Met behulp van deze basisformules kan een oplossing afgeleid worden voor het rendement K van een beluchter/ontgasser, afhankelijk van het stromingspatroon (meestroom, tegenstroom, ideale menger). De afbeelding geeft de oplossing van een ideaal gemengd systeem, waaruit blijkt dat het rendement bepaald wordt door twee factoren.
1. $k_z t$ (mate van oppervlaktevernieuwing x verblijftijd). Deze factor is apparaat-gebonden en bepaalt de kinetiek van de stofoverdracht (geeft aan in hoeverre het evenwicht benaderd wordt).
2. $\frac{k_d}{RQ}$ (Henry-coëfficiënt gedeeld door lucht/waterverhouding).
Deze factor is stofgebonden en geeft aan in hoeverre de evenwichtsconcentratie verschoven wordt door de stofoverdracht (bijvoorbeeld bij het uitdrijven van een vluchtige component in hoeverre ophoping in de gasfase optreedt, waardoor c_s wordt verhoogd).

Afbeelding 3 geeft enkele relevante illustraties van de basisformules van beluchting/ontgassing.
In de eerste plaats is met behulp van de formule voor een ideale menger uit-gerekend wat de minimale lucht-water-verhouding moet zijn om bij verschillende gassen (dus verschillende k_d) een rendement van 90% te bereiken (bij oneindig lange verblijftijd).
Voor een slecht oplosbaar gas als O_2 volstaat een zeer lage RQ, terwijl voor een

Afb. 4a - Cascade/torenbeluchting.



Afb. 4b - Put/puntbeluchting.



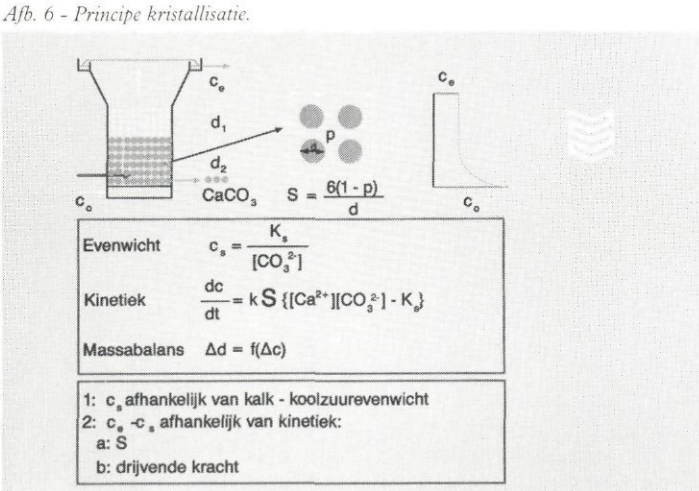
Afb. 5 - Cascadebeluchting PS Noordbergum, WLF.

goed oplosbaar gas als $CHCl_3$ een zeer hoge RQ nodig is.
Het is duidelijk dat dit grote consequenties heeft voor de toepasbaarheid van verschillende typen beluchters/ontgassers.
In de tweede plaats is met behulp van de formule van Henry aangegeven wat de verzadigingsconcentratie is van O_2 in contact met atmosferische lucht (9,5 mg/l zoals bekend), met lucht bij een druk van 10 atmosfeer (95 mg/l, van belang bij putbeluchters) en in contact met zuivere zuurstof (45 mg/l).
Deze getallen zijn relevant om een beeld te geven van de grote zuurstofbehoefte in de afvalwaterbehandeling, waarbij zuurstofbehoeftes van honderden mg/l normaal zijn. Dit betekent dat een dergelijke zuurstofbehoefte niet gedekt kan worden met een enkelvoudige beluchting, maar dat een continue procesvoering vereist is.

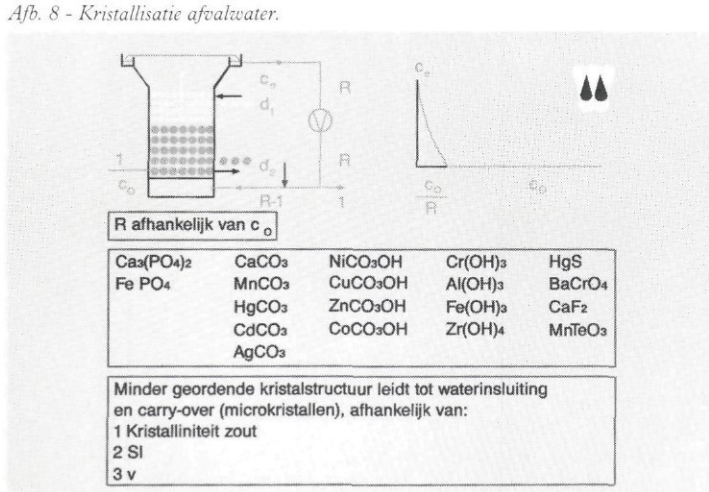
De laatste tabel geeft de consequenties van deze grote zuurstofbehoefte.
De minimale RQ om louter op basis van de massabalans een zuurstofbehoefte van 500 mg/l te kunnen leveren, bedraagt bij atmosferische lucht 1,8; bij lucht onder een druk van 10 atmosfeer 0,2 en bij zuivere zuurstof 0,4.

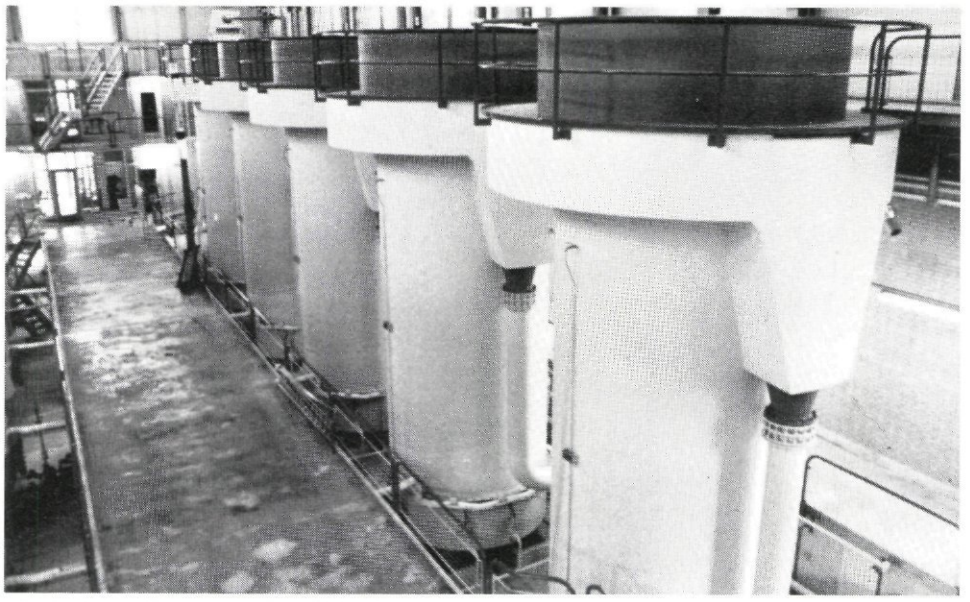
De afbeeldingen 4a en b geven praktische voorbeelden van een aantal typen beluchters/ontgassers en de toepassingen bij drink- en afvalwaterzuivering.
Afbeelding 5 toont een fascinerend beeld van het ontegenzeggelijk mooiste systeem van beluchting, te weten cascades.
De gasoverdracht vindt bij cascades primair plaats via meegezogen luchtbellen in de cascadebak. Aangezien dit slechts een geringe hoeveelheid is (RQ circa 0,4) zien we het systeem alleen bij de drinkwaterzuivering en vooral voor het inbrengen van O_2. Overigens kunnen cascades ook gebruikt worden voor het uitdrijven van het slecht oplosbare CH_4 en in mindere mate ook voor CO_2 (door vele trappen toe te passen).
Bij torenbeluchters vindt de gasoverdracht plaats via het continu vormen van nieuwe waterdruppels bij de val op het contactmateriaal. De RQ kan hier zeer hoog gekozen worden waardoor het systeem zeer geschikt is voor het uitdrijven van goed oplosbare microverontreinigingen zoals $CHCl_3$, tri, per e.d.
Toepassing vinden we vooral bij de reiniging van verontreinigd grondwater, zowel bij de waterleidingbedrijven als in saneringssituaties.
Bij putbeluchters vindt de gasoverdracht evenals bij cascades plaats via een geringe hoeveelheid meegezogen of meegeperste luchtbellen, zodat het systeem primair geschikt is voor het inbrengen van O_2.
Door de hogere druk is de evenwichtsconcentratie nu sterk verhoogd waardoor het systeem zeer efficiënt is.
Toepassingen zien we zowel bij de drinkwaterzuivering (ondiepe putten omdat de zuurstofbehoefte beperkt is, Leidse en Haagse put) als bij de afvalwaterzuivering (zeer diepe putten, omdat de zuurstofbehoefte groter is, deep shaft en multireactor).
Bij putbeluchters vindt de gasoverdracht eveneens primair plaats via meegevoerde luchtbellen in de waterfase.
Doordat continu verse lucht wordt ingeslagen is de RQ bij opstelling in de buitenlucht niet beperkend. Bij afdekking van zuiveringsinstallaties dient een gecontroleerde luchtverversing plaats te vinden met een RQ van circa 5. Vanwege de hoge efficiency en de continu procesvoering waarbij grote hoeveelheden zuurstof worden ingebracht, worden puntbeluchters veel toegepast bij de afvalwaterzuivering.
Deze eenvoudige voorbeelden maken al

Afb. 6 - Principe kristallisatie.



Afb. 8 - Kristallisatie afvalwater.





Afb. 7 - Onthardingsreactoren PS Leiduin, GW Amsterdam.

duidelijk dat de verschillende toepassingen van beluchting/ontgassing zeer goed verklaarbaar zijn uit de basisvergelijkingen en de eisen gesteld bij de drinkwaterbereiding en de afvalwaterbehandeling.

Kristallisatie

Afbeelding 6 geeft het principe en de basisformules van kristallisatie van $CaCO_3$ zoals dit ontwikkeld is bij de drinkwaterzuivering (afbeelding 7).
Het water wordt zoals bekend in opwaartse richting door een cylindrische reactor (gevuld met zand) gepompt met een zodanige snelheid, dat een gefluïdiseerd bed ontstaat. Onderin de reactor wordt door een verdeelconstructie loog, soda of kalk gedoseerd, waardoor de vloeistof oververzadigd wordt met betrekking tot $CaCo_3$ en kristallisatie op het entmateriaal plaatsvindt.
De concentratie daalt van c_0 naar c_e, terwijl de korrels aangroeien van d_1 naar d_2. De basisformules voor kristallisatie zijn het chemische evenwicht (weergegeven door het oplosbaarheidsprodukt K_s en de concentratie aan CO_3^-), de kinetiek van de kristallisatie

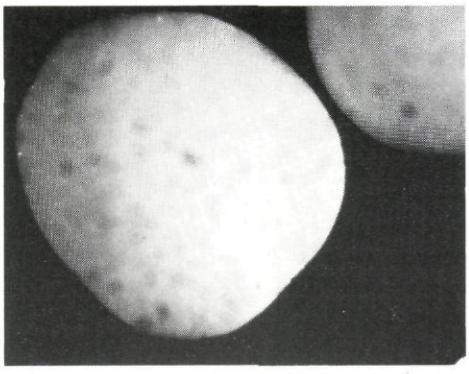
($\frac{dc}{dt}$ is afhankelijk van het specifieke oppervlak S en de drijvende kracht $Ca \times CO_3 - K_s$) en de massabalans die weergeeft dat de Δ c uit de waterfase omgezet wordt in korrelgroei (Δ d).
Deze basisformules zijn numeriek op te lossen zoals onlangs in H_2O is gepubliceerd [1]. Zonder al te gedetailleerd daarop in te gaan tonen de basisformules al dat c_s afhankelijk is van het chemisch evenwicht en dat de mate waarin het chemisch evenwicht wordt benaderd ($c_e - c_s$) bepaald wordt door twee factoren:
- het specifiek oppervlak S (en daarmee de fysische factoren in het gefluïdiseerd bed v, L, d_1, d_2);
- het verloop van de drijvende kracht ($Ca \times CO_3 - K_s$).

Deze laatste factor is zeer interessant en verklaart onder andere het al meermalen gesignaleerde verschijnsel dat bij een diepere ontharding soms een lagere oververzadiging verkregen wordt (bij een diepere ontharding is $Ca \times CO_3$ groter, dus de drijvende kracht groter).

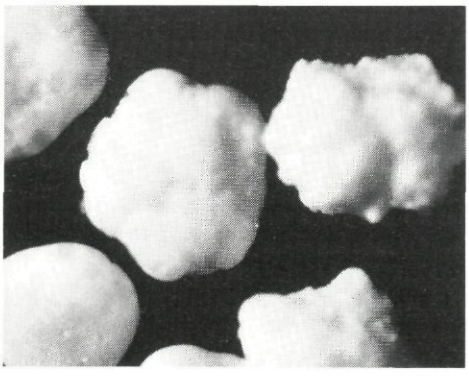
Afbeelding 8 toont de toepassing van kristallisatie bij de afvalwaterzuivering. In dit geval wordt door de hoge aanvangsconcentraties in het algemeen gebruik gemaakt van een recirculatiesysteem.
Het metaalhoudende afvalwater wordt nu in plaats van het chemicalie in de reactor geïnjecteerd en opgemengd met recirculaat, waardoor de concentratie sterk daalt, bijvoorbeeld van c_0 naar $\frac{c_0}{10}$.
In de reactor vindt dan een verdere reductie plaats van $\frac{c_0}{10}$ naar c_e.
Het effluent met een concentratie c_e wordt voor een klein deel geloosd en voor het grootste deel gerecirculeerd, waarbij in de recirculatieleiding het gebruikte chemicalie (vaak soda) gesuppleerd wordt.
De recirculatieverhouding R is uiteraard afhankelijk van de beginconcentratie c_0; bij geconcentreerde stromen hoger en bij verdunde stromen lager.

Inmiddels is gebleken dat het mogelijk is om vele metalen en vele zouten met behulp van de korrelreactor te verwijderen en terug te winnen.
Afbeelding 9 geeft een aantal voorbeelden. Enkele frappante resultaten van deze ontwikkelingen in de afvalwatersector zijn:
1. Het blijkt goed mogelijk ook minder kristallijne zouten te verwijderen met behulp van de korrelreactor. Zelfs bij amorfe verbindingen als $Cr(OH)_3$ en $Fe(OH)_3$ blijkt het mogelijk een relatief compacte korrel te produceren, die dan wel een minder geordende structuur heeft, waarin circa 30% water ingesloten is en die afschuringsgevoeliger is. Een Japans onderzoek beschrijft zelfs een succesvolle toepassing voor de vlokvorming/vlok-

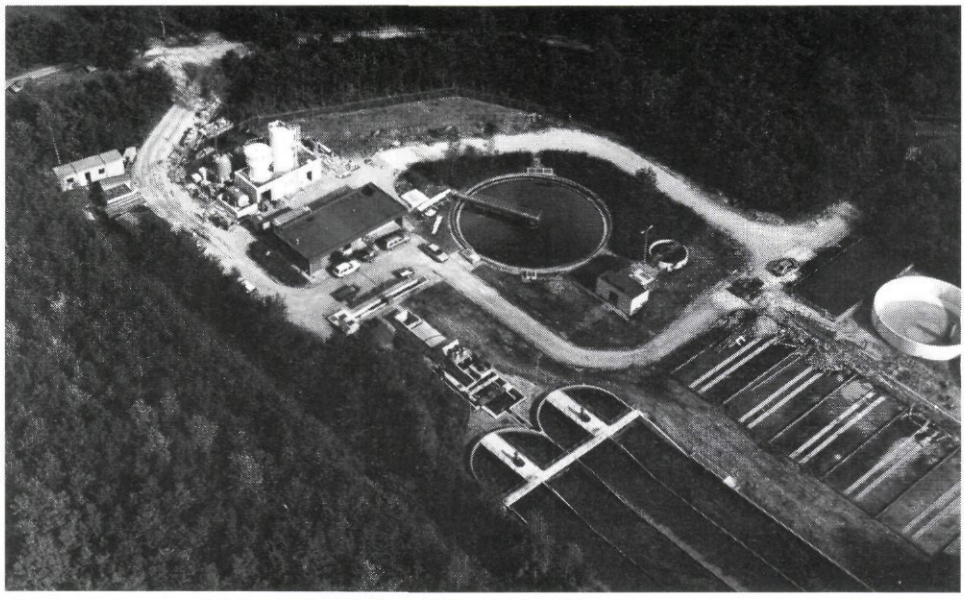
Afb. 9 - Verzameling korrelmonsters.



Afb. 10a - Microscoopopname $CaCO_3$-korrels (lage SI).



Afb. 10b - Microscoopopname $CaCO_3$-korrels (hoge SI).



Afb. 11 - Luchtopname defosfateringsinstallatie rwzi Westerbork, ZS Drenthe.

verwijdering bij oppervlaktewater waarbij goede compacte korrels met een drogestofgehalte van circa 30% worden verkregen. Kennelijk is het enorme contactoppervlak van het entzand zeer gunstig om een compacte structuur van de kristallen/vlokken te bereiken.

2. Een minder geordende kristalstructuur leidt tot waterinsluiting en carry-over (afschuring van micro-kristallen).

Dit wordt beïnvloed door de mate van kristalliniteit van het zout ($CaCO_3$ sterk kristallijn, $Fe(OH)_3$ sterk amorf), maar tevens door de mate van oververzadiging SI (hogere SI leidt tot minder geordende kristalstructuur). De afschuring wordt beïnvloed door de vloeistofsnelheid en de turbulentie veroorzaakt door de bodemconstructie.

Zeer fraaie beelden geven de beide foto's van $CaCO_3$-korrels (afbeelding 10a en b), die gevormd zijn bij lage en hoge oververzadiging.

Duidelijk is te zien dat ook bij het kristallijne zout $CaCO_3$ een minder geordende korrelstructuur ontstaat bij hoge oververzadiging. Dergelijke korrels die bij de vorming van minder kristallijne zouten heel gewoon zijn, leiden tot carry-over van micro-kristallen en verhoogde troebeling na koken.

Tenslotte geven de afbeeldingen 11 en 12 een tweetal illustratieve voorbeelden van toepassingen van de korrelreactor bij de afvalwaterzuivering.

Afbeelding 11 toont de defosfateringsinstallatie op de rioolwaterzuiveringsinstallatie te Westerbork en afbeelding 12 een schema van de toepassing van de korrelreactor voor hergebruik van Zn bij de rayonindustrie. De rayongarens worden gesponnen in een zuur bed van $ZnSO_4$. De uitsleep uit dit bad wordt behandeld in de korrelreactor, waarbij korrels van $Zn_5(CO_3)_2OH_6$ gevormd worden. De geproduceerde korrels kunnen hergebruikt worden in de primaire zinkindustrie, door ze samen met het ZnS-erts te roosten in de oven.

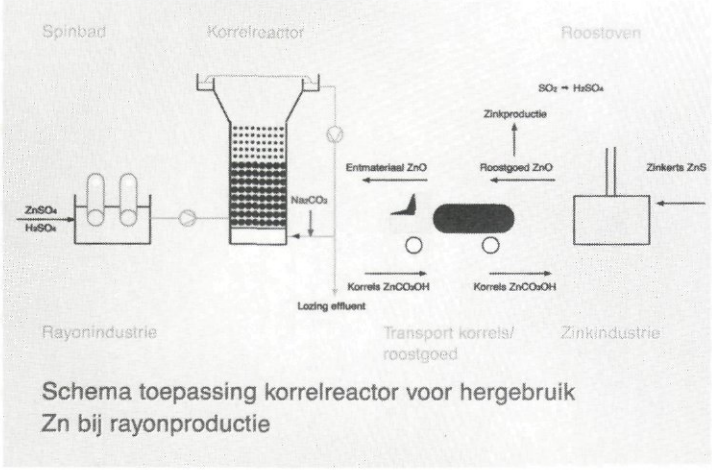
Het geproduceerd roostgoed ZnO dient als grondstof voor de elektrolytische zinkproduktie en kan daarnaast ook zeer goed als entmateriaal voor de korrelreactor gebruikt worden, zodat een directe kringloop ontstaat.

Deze kringloopgedachte heeft bij alle toepassingen van de korrelreactor vooropgestaan vanaf de oorspronkelijke ontwikkeling door GW Amsterdam.

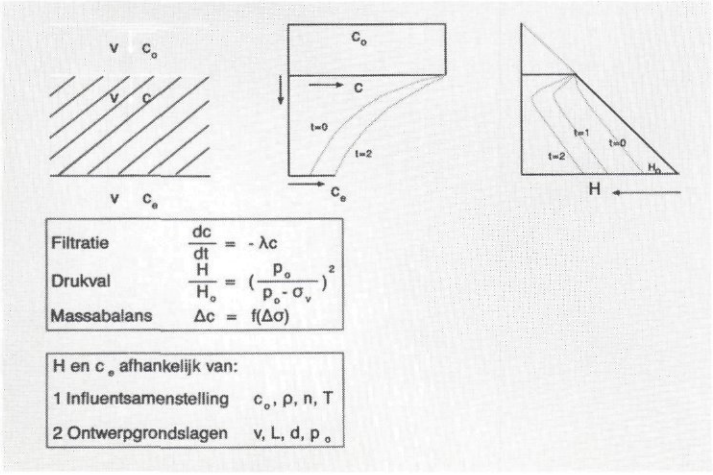
Snelfiltratie

Afbeelding 13 toont het principe en de

Afb. 12 - Toepassing korrelreactor rayonindustrie.



Afb. 13 - Principe snelfiltratie.



basisformules voor snelfiltratie. Bij doorstroming van het filterbed daalt de concentratie van de zwevende stof van c_0 naar c_e, terwijl de drukval toeneemt door het verstoppen van de poriën. De basisvergelijkingen zijn voor filtratie

$(\frac{dc}{dy} = -\lambda c)$ en drukval

$(\frac{H}{HO} = (\frac{\varrho_0}{\varrho_0 - \sigma_v})^2)$, terwijl de massabalans

beide vergelijkingen aan elkaar koppelt (Δ c leidt tot $\Delta\sigma$).

De filtratievergelijkingen kunnen zowel analytisch als numeriek opgelost worden, waarbij dan drukval en effluentconcentratie c_e uitgerekend kunnen worden als functie van:

1. influentsamenstelling c_0, ϱ, T, n
2. ontwerpgrondslagen v, d, L, ϱ_0

Een probleem is vaak dat de parameters ϱ en n niet gemeten kunnen worden.

Dit betekent dat calibratie met behulp van praktijkmetingen nodig is, waarvoor pilot plant onderzoek wordt uitgevoerd.

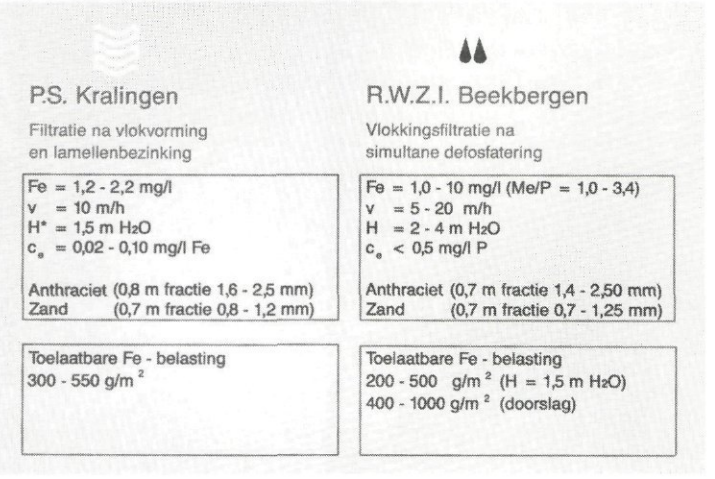
Afbeelding 14 geeft een frappante overeenkomst tussen de snelfiltratie van drinkwater en afvalwater.

Het betreft de Fe-filtratie bij PS Kralingen en rwzi Beekbergen (vlokkingsfiltratie na simultane defosfatering). Ondanks het feit dat in het ene geval $Fe(OH)_3$ gefiltreerd wordt en in het andere geval $FePO_4$/$Fe(OH)_3$ blijken de resultaten zeer goed vergelijkbaar.

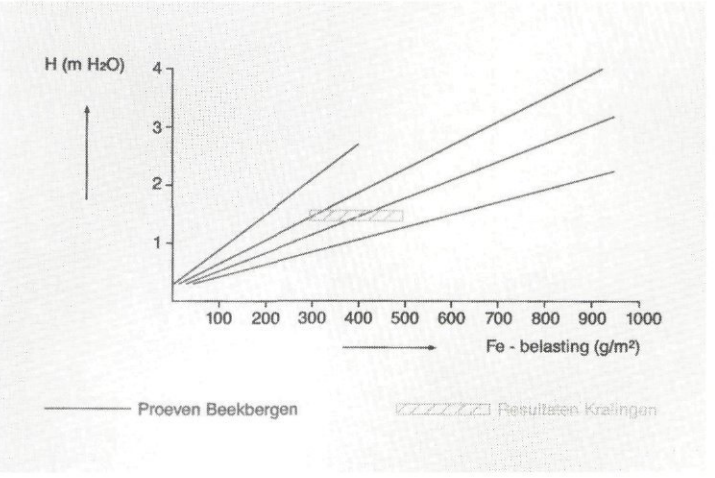
Afbeelding 15 geeft de resulterende drukopbouw als functie van de toegepaste Fe-belasting bij de filters van Kralingen en Beekbergen. Het blijkt dat de resultaten van Kralingen (waarbij de filters gespoeld worden bij een drukverlies van 1,5 m H_2O) zeer goed passen tussen de resultaten van Beekbergen (waar een veel grotere variatie in Fe-belasting en drukval is onderzocht).

Kennelijk zijn de verschillen tussen de drinkwaterbereiding en de afvalwaterbehandeling ook wel eens merkwaardig klein.

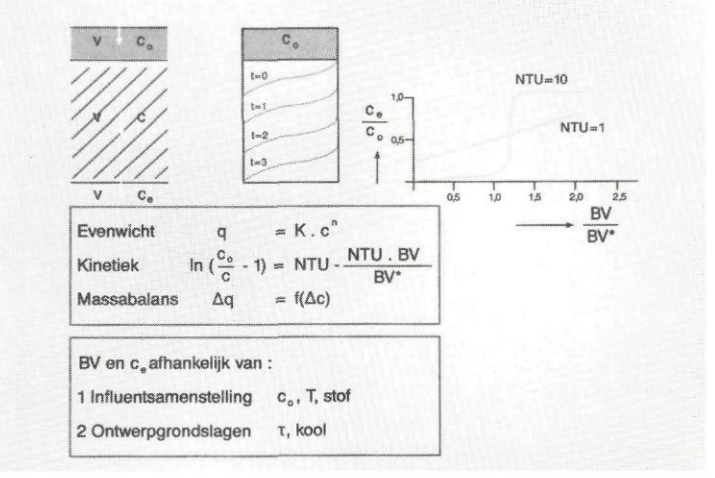
Afb. 14 - Vergelijking Kralingen/Beekbergen.



Afb. 15 - Relatie Fe-belasting-drukopbouw Kralingen/Beekbergen.



Afb. 16 - Principe actieve koolfiltratie.



Actief koolfiltratie

Afbeelding 16 geeft het principe en de basisverglijkingen van actieve koolfiltratie. Bij doorstroming van het filterbed daalt de concentratie van c_0 naar c_e, waarbij zich een beladingsfront instelt dat bij toenemende looptijd steeds dieper in de kool doordringt en uiteindelijk tot de geschetste doorslagcurve leidt.

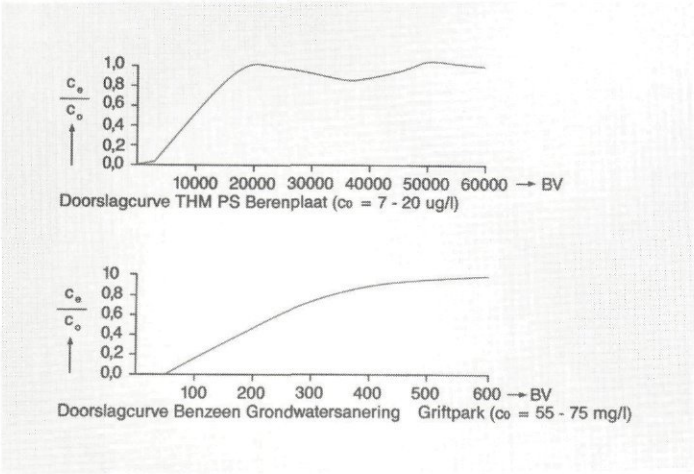
De basisvergelijkingen van actieve kool zijn de isotherm van Freundlich ($q = K \cdot c^n$), de stofoverdrachtskinetiek van Bohart-Adams (doorslagcurve wordt beschreven via een stofoverdrachtsparameter NTU, en een dimensieloze parameter die het behandelde aantal bedvolumina weergeeft) en de massabalans die de Δ c koppelt aan Δ q.

De basisvergelijkingen zijn numeriek oplosbaar, waarbij het maximale aantal bedvolumina en de effluentconcentratie c_e berekend kunnen worden als functie van

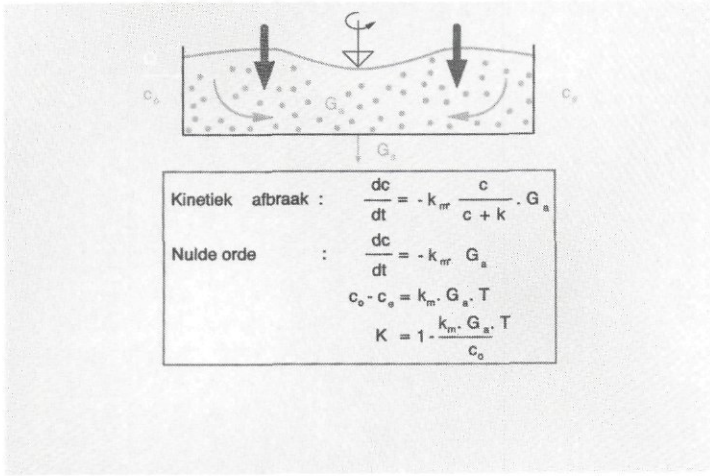
1. influentsamenstelling c_0, t, component (K, n. NTU)
2. ontwerpgrondslagen τ, kool (K, n, NTU)

Een probleem is vaak dat de parameters K, n en NTU sterk afhankelijk zijn van de belasting met andere componenten en de mate van biologische activiteit in het koolfilter. Dit betekent dat calibratie met behulp van praktijkmetingen nodig is, waarvoor vaak pilot plant onderzoek wordt uitgevoerd.

Afbeelding 17 illustreert het meest opvallende verschil tussen de toepassing



Afb. 17 - Vergelijking Berenplaat/Griftpark.



Afb. 18 - Principe biologische zuivering.

van actieve kool bij drinkwater- en afvalwaterbehandeling.
Aangezien de coëfficiënt n uit de Freundlicht-isotherm voor de meeste componenten klein is (orde van 0,2) leidt een hoge c_0 slechts tot een zeer beperkte verhoging van de toelaatbare belasting q.

Het gevolg is dat het maximale aantal bedvolumina zeer sterk daalt, zoals ook blijkt uit de doorslagcurves PS Berenplaat (belading met 7-20 μg/l THM, maximale BV 20.000, op dit moment is $c_e = c_0$ en is de werking van het actieve koolfilter nihil geworden) en de Grondwatersanering van het Griftpark in Utrecht (belading met 55-75 mg/l benzeen, maximale BV 500). Deze voorbeelden laten zien dat actieve koolfilters niet alles kunnen en bij een hoge belasting – zoals bij afvalwater kon voorkomen – slechts een zeer korte levensduur hebben.

Biologische N-verwijdering
Afbeelding 18 geeft de basisvergelijkingen voor biologische zuivering.
Het te behandelen water bevat een concentratie substraat c_0 die door bacteriën afgebroken wordt tot een concentratie c_e. De algemene basisvergelijking van biologische processen is die van Monod
($\frac{dc}{dt}$ is evenredig met de afbraaksnelheidsconstante k_m, de bacterieconcentratie G_a en een factor $\frac{c}{c+k}$)

Wanneer de substraatconcentratie niet beperkend is, dus $k << c$, vereenvoudigt deze laatste term tot 1 en ontstaat de algemeen toegepaste nulde orde vergelijking $c_0 - c_e = k_m G_a T$, met andere woorden de te verwijderen hoeveelheid substraat wordt uitsluitend bepaald door de concentratie G_a en de verblijftijd T. Het rendement K is daarom afhankelijk van het produkt van $G_a \times T/c_0$, wat afvalwatertechnologen kennen als de reciproke slibbelasting.

Het substraat wordt door de bacteriën voor een deel omgezet in celmateriaal (assimilitatie) en voor het resterende deel door zuurstof of NO_3-zuurstof omgezet in CO_2 en H_2O (dissimilatie).
Afbeelding 19a en b illustreert gebruikelijke ontwerpgrondslagen van afvalwaterzuiveringsinstallaties. We zien dat een lagere slibbelasting, zoals verwacht, leidt tot een hoger rendement en tevens tot een hogere slibleeftijd (G_s/G_a) en lagere slibproduktie (als gevolg van een groter aandeel van de endogene slibafbraak). Zeer laag belaste systemen zijn zeer aantrekkelijk vanwege hun hoge rendement en de mogelijkheid tot simultane nitrificatie/denitrificatie. Dergelijke installaties zijn op zeer grote schaal gerealiseerd zoals afbeelding 20 van de installatie van de BASF laat zien (capaciteit 14 m³/s, 10 miljoen i.e., slibproduktie 100.000 ton per jaar).
De voorwaarden voor het optreden van nitrificatie bij biologische zuivering worden vooral bepaald door de slibleeftijd. Zoals bekend wordt de nitrificatie bewerkstelligd door de autotrofe bacteriën Nitrosomonas en Nitrobacter die relatief langzamer groeien dan heterotrofe bacteriën.

Afb. 19a - Parameters aërobe zuivering/nitrificatie.

Aerobe zuivering

	Hoogbelast	Laagbelast	Oxydatiesloot
Slibbelasting (g BOD / g.d)	2,0	0,5	0,05
Rendement (-)	0,70	0,93	0,98
Slibproduktie (g / g BOD)	1,44	1,1	0,9
Slibleeftijd (d)	0,5	2	25

Nitrificatie

$NH_4^+ + 3H_2O \longrightarrow NO_3^- + 10H^+ + 8e$

Slibleeftijd > $\frac{1}{k}$, $k = f(T, pH, O_2)$

Afb. 19b - Parameters denitrificatie.

Denitrificatie

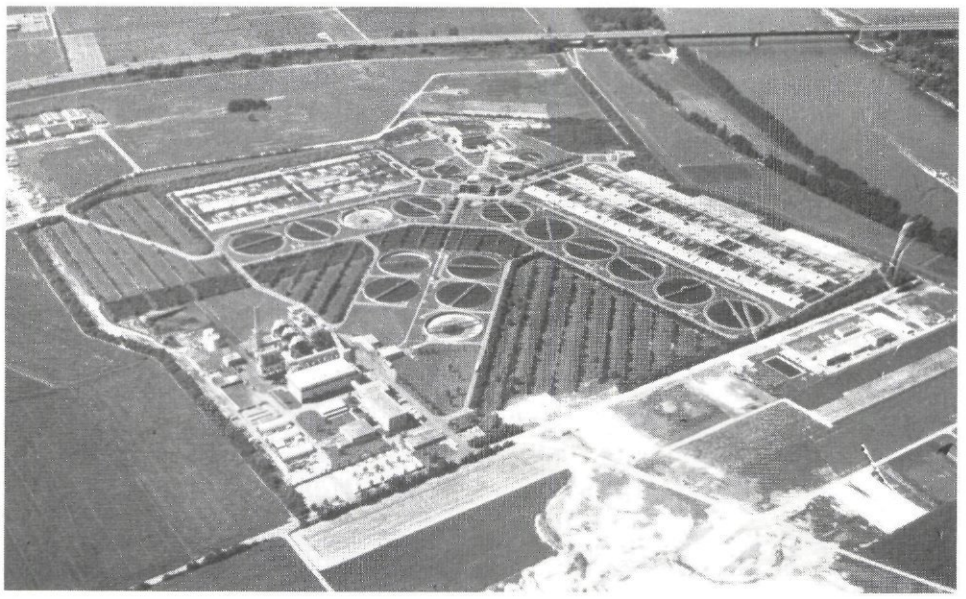
$5CH_3OH + 6NO_3^- \longrightarrow 5HCO_3^- + OH^- + 7H_2O + 2N_2$

Verbruik methanol 2,63 g / gN

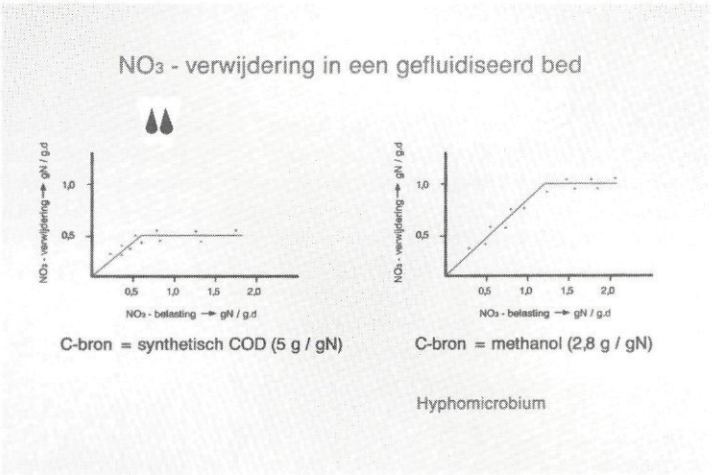
Slibproduktie 0,56 g / gN

	Gemengd slib	Gescheiden slib	Gefluidiseerd bed (methanol)
k_m (gN / g.d)	0,24	0,48	1,0
COD / N -verhouding	10	6,7	4,0

$k_m = f(T, pH, O_2)$



Afb. 20 - Luchtopname aërobe zuivering BASF Ludwigshafen (14 m³/s).



Afb. 21 - Vergelijking denitrificatie drinkwater/ afvalwater.

Om uitwassing van de nitrificerende bacteriën met het spuislib te voorkomen, moet de slibleeftijd groter zijn dan de snelheidsconstante van de toename van de nitrificeerders k, die afhankelijk van T, pH en O_2-concentratie circa 5-15 dagen^{-1} bedraagt. Dit betekent dat nitrificatie alleen bij zeer laag belaste systemen gegarandeerd is.
In dergelijke systemen kan dan tevens denitrificatie gerealiseerd worden door het ruwe afvalwater (de substraatbron) in contact te brengen met reeds genitrificeerde water. Hierbij is gebleken dat de bacteriepopulatie even goed in staat is om NO_3-zuurstof als lucht-zuurstof te gebruiken voor de afbraak van de organische stof, zodat verwijdering van N en besparing op O_2-verbruik in één klap gerealiseerd wordt.
Uiteraard is het ook mogelijk – en voor drinkwatertoepassingen meer interessant – om NO_3 biologisch te denitrificeren met behulp van een externe C-bron, zoals methanol. In dit geval volgt het verbruik uit de stoechiometrische verhouding, terwijl de slibaangroei circa 30% van de substraatdosering blijkt te bedragen.
Een interessant vergelijkend onderzoek van biologische denitrificatie bij afvalwater- en drinkwateromstandigheden is uitgevoerd door Timmermans van de KU Leuven. Hij heeft gevonden dat bij een gemengd slib, zoals gebruikt in oxydatiesloten, de maximale afbraaksnelheid 0,24 g N/g·d bedroeg en de vereiste COD/N-verhouding circa 10.

Bij een systeem met gescheiden slib, waarbij gescheiden populaties nitrificeerders en denitrificeerders gevormd worden, blijken de resultaten gunstiger. Bij een proef met een gefluïdiseerd bed met dosering van methanol werden de meeste gunstige resultaten bereikt. Dit wordt bevestigd in afbeelding 21, waarbij blijkt dat met methanol als substraat een reincultuur van *Hyphomicrobium* bacteriën gevormd wordt die een circa 2 x hogere denitrificerende capaciteit heeft dan de populatie die onder vergelijkbare omstandigheden met synthetisch afvalwater gevormd werd.
Uit deze beschouwingen over biologische N-verwijdering kunnen we concluderen dat ook bij dit proces de verschillende toepassingen goed verklaarbaar zijn uit de basistheorie en dat het zeer interessant is om uit de ervaringen in beide bedrijfstakken lering te trekken.

Besluit
Zoals de gepresenteerde voorbeelden duidelijk maken, zijn de overeenkomsten tussen drinkwater- en afvalwaterzuivering groter dan de verschillen.
Beide bedrijfstakken hebben daarom veel te winnen bij een gezamenlijke aanpak van research, procesontwikkeling en implementatie van waterzuiveringsprocessen.

Literatuur
1. Wilms, D. (1989). *Onthardingsverloop in een korrelreactor; kwantificering van de invloed van procesvariabelen.* H_2O (22), 1989, nr. 20, p. 628-632.

● ● ●

Zelf opgepompt drinkwater in Drenthe van slechte kwaliteit

Het is slecht gesteld met de kwaliteit van door particulieren zelf opgepompt drinkwater in Drenthe. Van de 76 onderzochte winningen zijn slechts dertien acceptabel. Dit blijkt uit onderzoek door de provincie Drenthe.
De overige 80% van de onderzochte winningen is zonder meer als ongeschikt te beschouwen voor drinkwaterconsumptie, voornamelijk als gevolg van het te hoge nitraatgehalte en een aantal zware metalen. In vier gevallen is in het opgepompte water het giftige dichloorpropaan aangetroffen.
In overleg met de regionale inspectie voor de volksgezondheid, de waterleidingmaatschappijen, gemeenten en betrokken particulieren zal worden gezocht naar aansluitingsmogelijkheden op het waterleidingnet. Van de 76 onderzochte watermonsters bevatte de helft een nitraatgehalte boven de maximaal toelaatbare waarde. Ook is het water onderzocht op enkele zware metalen. Zo werd in tien gevallen een te hoog aluminiumgehalte aangetroffen. (ANP)