

# BEZINKING: maken van adequate keuzes

B. De Clercq, D. Debusscher en P. Vanrolleghem

Vakgroep BIOMATH, Universiteit Gent, Coupure Links 653, 9000 Gent, België  
[Peter.Vanrolleghem@rug.ac.be](mailto:Peter.Vanrolleghem@rug.ac.be) <http://biomath.rug.ac.be/>

## 1 Inleiding

Het sedimentatieproces vormt een belangrijke stap in het waterzuiveringsproces. Het afvalwater is weliswaar ontdaan van de BZV, stikstof- en fosforcomponenten, maar de biologische vlokken vormen tot wel 80% van de totale effluent-CZV (waaronder eveneens de particulaire fractie resorteert). Vandaar dat het essentieel is zich een beeld te kunnen vormen van de scheidings- en indikkingsefficiëntie van de slibbezinker. Dit is sterk gecorreleerd aan de mate waarin de slibvlokken bezinken. Verschillende bezinkingsmodellen worden verder in de tekst aangehaald.

De bezinkingssnelheid wordt bepaald door de slibkarakteristieken. Verschillende factoren kunnen een invloed hebben op het biologisch systeem en bijgevolg ook de slibkarakteristieken: systeemconfiguratie, temperatuur, menging, pH, beluchting, aanwezigheid van anoxische en/of anaërobe zones, slibleeftijd, slib- en zuurstofconcentratie.

Voor een goede bezinking dient een evenwichtige toestand tussen filamenteuze en vlokvormende microorganismen gerealiseerd te worden. Teveel filamenteuze leidt tot zgn. *filamentous bulking*. Hierbij wordt een open vlokstructuur verkregen met als resultaat een kleine relatieve dichtheid en slechte bezinking. Vijf grote oorzaken van *filamentous bulking* kunnen aangehaald worden (Ekama et al., 1997):

- lage zuurstofconcentraties,
- lage *food/microorganism ratio* (F/M ratio),
- septisch of hoog sulfidebelast afvalwater,
- nutriëntdeficiëntie en
- lage pH.

Voornamelijk de lage F/M ratio is van groot belang. De N-verwijdering is namelijk gerelateerd aan een hoge slibleeftijd. Nochtans dient het in acht genomen te worden dat de andere factoren, naargelang de procescondities, de F/M ratio qua procesimpact kunnen overstijgen.

Opdat een efficiënte slibbezinking plaatsgrijpt, wordt aan de ingang van het bezinkingsbekken een geschikte (matig turbulente) flocculatie-omgeving gecreëerd. De flocculatie is essentieel om te komen tot een grotere relatieve dichtheid van de slibvlokken. Echter, er is altijd een bepaalde fractie die niet flocculeert en gedispergeerd in het supernatans achterblijft na bezinking. Dit vormt dan de zgn. *dispersed suspended solids* (DSS) in het effluent. Zo ontwikkelden Wahlberg et al. (1995) een complementaire test om de flocculeerbaarheid van het slib na te gaan. Na 30 minuten flocculatie bij een bepaalde mengintensiteit, gevolgd door 30 minuten van sedimentatie, wordt de zgn. *flocculated suspended solids* (FSS) bepaald. Deze FSS-test kwantificeert het flocculatiepotentiaal van een slibstaal door de simulatie van de optimale graad van flocculeren.

## 2 Het ene model is het andere niet

Net zoals voor de andere proceseenheden van een waterzuiversinstallatie bestaan er ook voor het sedimentatiebekken (voorbezinker én nabezinker) mathematische modellen. De simpelste modellen, de zgn. *black box* modellen, bestaan uit één of andere wiskundige functie die statistisch gefit is aan gekende ingangs- en uitgangssignalen. In hun meest complexe vorm trachten de modellen de belangrijkste processen te beschrijven a.h.v. het oplossen van, al dan niet partiële, differentiaalvergelijkingen voor het behoud van massa, momentum en energie. Deze modellen resorteren onder de zgn. deterministische of *glass box* modellen. Tevens worden mathematische modellen veelal ingedeeld naargelang het aantal ruimtelijke dimensies die beschouwd worden bij de procesbeschrijving: 0D-, 1D-, 2D- of 3D-modellen...

Vooraleer het sedimentatiebekken te modelleren, dient het doel/objectief van de modelleringsoefening gekend te zijn. Het heeft immers geen zin een gedetailleerd model te ontwikkelen indien het niet voldoet aan de objectieven. Zo is een 3D-model volkomen onnodig voor de simulatie van de slibvoorraad in het sedimentatiebekken.

Algemeen kan er gesteld worden dat de graad van modelcomplexiteit bepaald wordt door de volgende modeltoepassingen:

- training van de operator,
- procesregeling en opvolging van de installatie,
- trouble-shooting,
- ontwerp van sedimentatiebekkens,
- onderzoek en onderwijs.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de mogelijke toepassingen met hun respectievelijke modelcomplexiteit. Met “gekoppelde” modellen wordt hier gerefereerd naar een koppeling tussen het model van het actiefslibproces enerzijds, en het bezinkermodel anderzijds.

Modeltoepassing	Modelcomplexiteit
Slibmanagement in actiefslibbekken	0D gekoppelde modellen
Management slibopslag/-voorraad in nabezinker	1D gekoppelde en/of 2D gekoppelde modellen
Slibrecirculatie	1D gekoppelde en/of 2D gekoppelde modellen
Slibdekenhoogte	1D gekoppelde en/of 2D gekoppelde modellen
Optimalisatie tankgeometrie	2D en/of 3D sedimentatiemodellen
Retrofitting (bv. Tussenschotten)	2D en/of 3D modellen
Effluent SS-concentratie	Circulaire bekkens: 2D ; rechthoekige bekkens: 2 en/of 3D
Bekkens onderhevig aan windkrachten	3D modellen
Densiteitstroming	ten minste 2D modellen

Alhoewel er frappante overeenkomsten bestaan tussen de voor- en nabezinker, dient men er zich bewust van te zijn dat de betreffende modellen niet zonder meer uitwisselbaar zijn: er liggen immers verschillende processen ten grondslag bij beide proceseenheden. Zo heerst de discrete vlokbezinking als belangrijkste bezinkingsmechanisme in de voorbezinker. Bij dit regime beïnvloeden de slibvlokken elkaar niet tijdens het bezinkingsproces. De vlokken bezinken met de zgn. Stokes-snelheid. In de nabezinker is de slibconcentratie voldoende hoog wat resulteert in een hydrodynamische wisselwerking tussen de verschillende vlokken. Dit bezinkingsregime wordt gerefereerd als gehinderde bezinking. Afhankelijk van het eindgebruik van het sedimentatiemodel kan het noodzakelijk zijn om processen van andere eenheidsoperaties te includeren. Zo is het sedimentatiebekken sterk gekoppeld met het actiefslibbekken inzake de slibopslag in de eerstgenoemde.

### 3 Ontwerp van nabezinkers: heden en toekomst

Een efficiënte afscheiding van het slib wordt niet enkel bepaald door de slibkarakteristieken. Het stromingspatroon in het bekken heeft een grote impact: teveel turbulentie leidt immers tot resuspensie of het eenvoudigweg gedispergeerd blijven. Bijgevolg dient zoveel mogelijk een uniform snelheidsprofiel nagestreefd te worden.

Hazen introduceerde in 1904 een geïdealiseerd beeld van het sedimentatie- en stromingproces in rechthoekige sedimentatiebekkens (Ekama et al., 1997). De volgende veronderstellingen werden gemaakt:

- uniform horizontaal stromingsprofiel, m.a.w. propstroming,
- verticale bezinking van slibvlokken,
- uitsluiting van turbulentie,
- stroming en sedimentatie zijn onafhankelijke processen, m.a.w. beide processen zijn niet gekoppeld en de stroming is vrij van densiteitsinvloeden.

Het huidig ontwerp van nabezinkers is veelal gebaseerd op het zgn. *overflow rate* (effluentdebiet / bekkenoppervlakte) concept en is rechtstreeks afleidbaar van de benadering van Hazen. Dit concept stelt dat alle slibvlokken met een bezinkingssnelheid groter dan de *overflow rate* bezinken tot op de bodem vóór de achterste muur van het bekken. Hazen's aanpak kan benaderend gebruikt worden voor de beschrijving van voorbezinkers, maar dit geldt zeker niet voor nabezinkers omwille van volgende redenen:

- het stromingsveld is inhomogeen en turbulent (d.i. eveneens geldig voor voorbezinkers),
- het optreden van (de)floculatie: dit resulteert in verschillende sedimentatieregimes, gaande van discrete bezinking tot compactie,
- densiteitstromingen.

Omwille van de sterke interactie tussen het stromingsveld en het massatransport, is de hydrodynamica van uitermate groot belang. Alhoewel dit niet expliciet beschouwd wordt bij het ontwerp en de 1D modellering, wordt het enigszins in rekening gebracht m.b.v. op ervaring beruste factoren of calibratie. Vandaar dat voor het ontwerp van nabezinkers, en zeker wat retrofitting betreft, meer en meer gegrepen zal worden naar een meer gefundeerde systeemmodellering. Eventuele modellen voor het bezinkingsbekken worden in onderhavige tekst besproken.

### 4 Mogelijke sedimentatiemodellen

In dit hoofdstuk worden de verschillende mogelijkheden voorgesteld inzake modellering van de nabezinker. De modellen worden ingedeeld naargelang het aantal ruimtelijke dimensies van de bezinker die in rekening worden genomen. Zo kan verondersteld worden dat het bezinkingsproces zich afspeelt in één punt, compleet onafhankelijk van de bekkenafmetingen en de hydrodynamica. Tevens kan de nabezinker gesimuleerd worden als een ideaal gemengde reactor. Deze twee hypothesen worden gehandhaafd in de 0D-modellen. De 1D-modellen beschrijven het proces slechts in één dimensie, namelijk de verticale dimensie. Horizontale concentratiegradiënten in de lengterichting (of radiale richting) van het bekken worden bekomen met behulp van 2D-modellen. Is daarbij nog de dwarse gradiënt gewenst, dan dient men zijn toevlucht te nemen tot de 3D-modellen.

De finale keuze betreffende de dimensie van het model wordt bepaald door de toepassing. Hierop werd reeds ingegaan in sectie 2.

## 4.1 0D-modellen

Hieronder resorteren de zgn. puntbezinkers. Deze voorstelling van het bezinkingsbekken is de meest eenvoudige. De efficiëntie van de water-slib scheiding wordt gegeven door de parameter  $f_{ns}$ , de *non-settleable fraction*. Deze fractie varieert tussen 0 en 1. Het mathematisch model van de puntbezinkers bestaat uit een eenvoudige massabalans over het bekken (zonder accumulatie van slib gezien de afwezigheid van volume) voor de bezinkbare en niet-bezinkbare slibfractie:

$$Q_f X_f f_{ns} = Q_{eff} X_{eff}$$

$$Q_f X_f (1 - f_{ns}) = Q_u X_u$$

eq. 1

waarin:

$Q_f$  = influentdebiet van de nabezinker [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]

$X_f$  = concentratie gesuspendeerd materiaal in het influent van de nabezinker [ $g \text{ SS} \cdot m^{-3}$ ]

$Q_{eff}$  = effluentdebiet van de nabezinker [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]

$X_{eff}$  = concentratie gesuspendeerd materiaal in het effluent van de nabezinker [ $g \text{ SS} \cdot m^{-3}$ ]

$f_{ns}$  = niet-bezinkbare fractie [-]

Veelal wordt verondersteld dat de effluentconcentratie  $X_{eff}$  verwaarloosd kan worden t.o.v. de andere concentraties. Zodoende kan de slibconcentratie in de onderstroom eenvoudig berekend worden. Verder worden opgeloste substanties, de substraten, ongemoeid gelaten (geen biologische of chemische reacties) en verschijnen ze in de effluent- en onderstroom zonder enige vertraging in de tijd.

Om een tijdsvertraging toch enigszins in rekening te brengen, wordt het bekkenvolume soms in het model van de puntbezinker in acht genomen. De vertraging wordt dan gemodelleerd met behulp van een nader te bepalen aantal ideaal gemengde reactoren, afgekort als CSTR's (propstroom vs. complete vermenging).

Dit soort modellen wordt slechts benut indien gekoppeld aan het actiefslibbekken waarbij de aandacht gericht is naar het actiefslibproces en in veel mindere mate naar het sedimentatieproces. Ze vergen zeer weinig rekentijd waardoor ze uiterst geschikt zijn naar procescontrolestudies van actiefslibsystemen.

## 4.2 1D-modellen

De 1D modellen beschrijven de slibbezinking in één dimensie, nl. in de verticale richting. Twee modellen worden in de literatuur teruggevonden: een partieel (PDE) en een gewoon (ODE) differentiaalmodel.

*PDE-model*

Het eerstgenoemde model bestaat uit een partiële differentiaalvergelijking die het massatransport in de verticale richting beschrijft. Hierbij worden zowel het advectief als het dispersief transport in rekening gebracht, evenals eventuele reacties (Stenstrom, 1975; Vitasovic, 1985):

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial(D\partial X)}{\partial z^2} - \frac{\partial(vX)}{\partial z} - RX$$

eq. 2

waarin:

$X$  = concentratie vaste stof [ $g \text{ SS} \cdot m^{-3}$ ]

$D$  = dispersiecoëfficiënt [ $m^2 \cdot d^{-1}$ ]

$v$  = snelheid [ $m \cdot d^{-1}$ ]

$R$  = specifieke reactiesnelheid [ $d^{-1}$ ]

De dispersiecoëfficiënt kan eventueel geschreven worden als functie van de lokale slibconcentratiegradiënt en bezinkingskarakteristieken (Watts et al., 1996). Het oplossen van dit soort modellen vraagt een gepaste ruimtelijke discretisatie in de z-richting. Verder wordt de nodige rekencapaciteit en –tijd gevraagd. Deze vereisten zijn echter niet zo streng als bij 2D- en 3D-modellen zoals verder zal besproken worden.

### ODE-modellen

Om de nodige rekenkracht, discretisaties en rekestijd te beperken, wordt de nabezinker ruimtelijk (vertikaal) gediscetiseerd. Dit resulteert in een aantal (n) CSTR's die vertikaal met elkaar zijn verbonden. De wiskundige beschrijving van deze CSTR's leidt tot een set van n gewone differentiaalvergelijkingen.

Samengevat worden volgende vereenvoudigingen (veronderstellingen) doorgevoerd om te komen tot de meest gebruikte 1D-sedimentatiemodellen:

- de concentratie gesuspendeerd materiaal binnen een horizontaal vlak in de nabezinktank is uniform (die veronderstelling was al nodig om tot een ééndimensionale vereenvoudiging te komen),
- er is geen verticale dispersie ( $D = 0$ ),
- er treden geen significante biologische reacties op die de concentratie vast materiaal wijzigen ( $R = 0$ ),
- de massaflux doorheen een infinitesimaal volume kan niet groter zijn dan de massaflux die door het volume-element er onmiddellijk onder kan bewegen,
- de gravitaire bezinkingssnelheid is enkel een functie van de concentratie gesuspendeerd materiaal, tenzij wanneer de flux overeenkomend met deze bezinkingssnelheid in strijd is met de vorige onderstelling.

Stenstrom (1975) bekeek enkel de indikkingszone van de nabezinktank, verdeelde ze in een aantal horizontale lagen en stelde, rekening houdend met bovengenoemde vereenvoudigingen, voor elk van deze lagen (met index i) een massabalans op:

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{v_{dn}(X_{i-1} - X_i) + \min(J_{s,i}, J_{s,i-1}) - \min(J_{s,i}, J_{s,i+1})}{z_i} \quad \text{eq. 3}$$

waarin:

$J_{s,i}$  = flux door gravitaire bezinking ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), berekend als:

$$J_{s,i}(X_i) = v_{s,i}(X_i) \cdot X_i \quad \text{eq. 4}$$

met:

$v_{s,i}$  = bezinkingssnelheid [ $\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ ]

$z_i$  = hoogte van laag i [m]

$v_{dn}$  = neerwaartse snelheid van de bulkvloeistof [ $\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ ], gedefinieerd als:

$$v_{dn} = \frac{Q_u}{A} \quad \text{eq. 5}$$

met:

$Q_u$  = debiet van de onderstroom [ $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ]

$A$  = oppervlakte van de nabezinker [ $\text{m}^2$ ]

De randvoorwaarde voor de bovenste laag (i=1) houdt rekening met de hoeveelheid slib die naar de bezinktank getransporteerd wordt (dit kan slechts als enkel de indikkingszone gemodelleerd wordt):

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{\frac{Q_f X_f}{A} - v_{dn} X_1 - \min(J_{s,1}, J_{s,2})}{Z_1} \quad \text{eq. 6}$$

De onderste randvoorwaarde volgt uit de hoeveelheid slib die de tank met de onderstroom verlaat:

$$\frac{dX_n}{dt} = \frac{v_{dn} (X_{n-1} - X_n) - \min(J_{s,n-1}, J_{s,n})}{Z_n} \quad \text{eq. 7}$$

waarin n het aantal lagen in de nabezinktank voorstelt.

Om rekening te kunnen houden met het gedrag van de lagen boven het voedingspunt, breidde Vitasovic (1985) het model uit om ook de klaringszone te beschrijven. De tank wordt dan denkbeeldig ingedeeld in n lagen, waarbij de voeding binnenkomt in laag m (Fig. 1). Vitasovic veronderstelde wel dat de aangevoerde vloeistof en de stoffen in suspensie onmiddellijk over het volledige volume van de voedingslaag verspreid worden.

In de lagen boven de voedingslaag wordt een grensconcentratie  $X_i$  gedefinieerd. Er wordt aangenomen dat de zone met gehinderde bezinking begint bij concentraties lager dan deze grensconcentratie. Het slibdeken wordt gedefinieerd als die zone waar de slibconcentratie hoger is dan een bepaalde waarde, hier gedefinieerd als  $X_{\text{slibdeken}}$ . Dit geeft in de klaringszone aanleiding tot de volgende vergelijkingen:

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{J_{up,i+1} + J_{clar,i-1} - J_{up,i} - J_{clar,i}}{Z_i} \quad \text{eq. 8}$$

waarin:

$$J_{up,i} = v_{up} X_i \quad \text{eq. 9}$$

$$v_{up} = \frac{Q_e}{A} \quad \text{eq. 10}$$

met:

$$Q_e = \text{overstortdebiet [m}^3 \cdot \text{d}^{-1}\text{]}$$

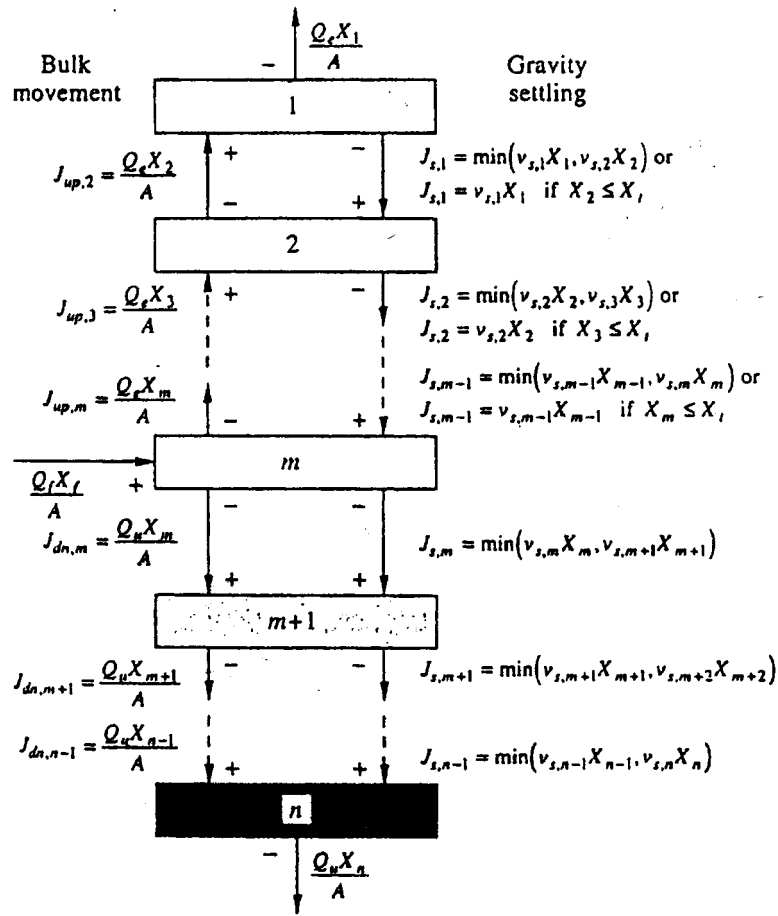


Fig. 1 Algemene beschrijving van het traditionele eendimensionale model van Vitasovic (1985) met equidistante lagen en een constante doorsnede (Takács et al., 1991)

De flux aan vaste stoffen in de klaringszone wordt gedefinieerd als:

$$J_{clar,i} = \begin{cases} J_{s,i} & \text{als } X_{i+1} \leq X_t \\ \min(J_{s,i}, J_{s,i+1}) & \text{als } X_{i+1} > X_t \end{cases} \quad \text{eq. 11}$$

In de toplaat ( $i = 1$ ) valt de term  $J_{clar,i-1}$  uit vergelijking 8 weg:

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{J_{up,2} - J_{up,1} - J_{clar,1}}{Z_1} \quad \text{eq. 12}$$

In tegenstelling tot het model volgens Stenstrom (1975) treedt hier in de voedingslaag zowel een opwaartse als een neerwaartse vloeistofflux op:

$$\frac{dX_m}{dt} = \frac{\frac{Q_f X_f}{A} + J_{clar,m-1} - (v_{up} - v_{dn})X_m - \min(J_{s,m}, J_{s,m+1})}{Z_m} \quad \text{eq. 13}$$

De volledige beschrijving van het traditionele ééndimensionale model van de nabezinker wordt dus gegeven door (zie Fig. 1):

- voor de toplaag ( $i = 1$ ): vergelijking 12,
- voor de klaringszone ( $2 < i < m$ ): vergelijking 8,
- voor de voedingslaag ( $i = m$ ): vergelijking 13,
- voor de indikkingszone ( $m < i < n$ ): vergelijking 3,
- voor de bodemlaag ( $i = n$ ): vergelijking 7.

In het meerlagenmodel zijn twee parameters van belang (naast de parameters van de bezinkingssnelheidsfunctie): de hoogte van de influentlaag en het aantal lagen. Vitasovic (1989) en Takacs et al. (1991) stellen 10 lagen voor als zijnde voldoende. Nochtans tonen Jeppsson en Diehl (1996) aan dat tenminste 30 lagen nodig zijn om treffelijke resultaten te bekomen. Dit gaat echter wel ten koste van de rekensnelheid. Wat betreft de hoogte van de influent laag dient er gesteld dat de modelinlaat zelden overeenkomt met de geometrische inlaatpositie van de nabezinker (Dupont en Henze, 1992).

### *Bezinkingssnelheidsfuncties*

Een bijzonder belangrijk onderdeel van elk bezinkingsmodel vormt de wiskundige vertaling van de afhankelijkheid van de bezinkingssnelheid aan de slibconcentratie. De eerste functies die werden opgesteld om de bezinkingssnelheid te beschrijven, hadden voornamelijk betrekking op zones met een hoge concentratie. Veelgebruikte uitdrukkingen zijn:

$$v_s = ke^{-nX} \quad \text{Vesilind (1968)} \quad \text{eq. 14}$$

$$v_s = k' X^{-n'} \quad \text{Dick \& Young (1972)} \quad \text{eq. 15}$$

$$v_s = l \frac{(1-mX)^4}{X} \quad \text{Cho et al. (1993)} \quad \text{eq. 16}$$

$$v_s = k'' \frac{e^{-n''X}}{X} \quad \text{Cho et al. (1993)} \quad \text{eq. 17}$$

$$v_s = fV_{si,0} + (1-f)V_s^* e^{-r_h' X} \quad \text{Mazzolani et al. (1998)} \quad \text{eq. 18}$$

waarin:

$k, k', k'', l, m, n, n', n''$  en  $r_h'$  = modelparameters

$f$  = Mazzolani's partitioneringscoëfficiënt [-]

$V_{si,0}$  = onverstoorde bezinkingssnelheid [m.d<sup>-1</sup>]

$V_s^*$  = Mazzolani's gemiddelde onverstoorde bezinkingssnelheid [m.d<sup>-1</sup>]

Bovenstaande vergelijkingen zijn echter enkel geldig bij gehinderde bezinking. Aangezien de slibconcentratie in de bovenste lagen van de nabezinktank lager is, geven de vermelde vergelijkingen hier



onredelijk hoge bezinkingsnelheden. Ze kunnen dus niet gebruikt worden om de concentratie gesuspendeerd materiaal in het effluent te voorspellen.

Daarom stelden Takács et al. (1991) een dubbel-exponentiële snelheidsfunctie voor (Fig. 2):

$$v_{sj} = v_0 e^{-r_h(X_j - X_{\min})} - v_0 e^{-r_p(X_j - X_{\min})}$$

met  $0 \leq v_{sj} \leq v'_0$  eq. 19

waarin:

$v_{sj}$  = bezinkingsnelheid van de vaste deeltjes in laag j [ $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ]

$v_0$  = maximale theoretische bezinkingsnelheid [ $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ]

$v'_0$  = maximale praktische bezinkingsnelheid [ $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ]

$r_h$  = parameter geassocieerd met gehinderde bezinking [ $\text{m}^3 \cdot (\text{g SS})^{-1}$ ]

$r_p$  = parameter geassocieerd met bezinking bij lage slibconcentraties [ $\text{m}^3 \cdot (\text{g SS})^{-1}$ ]

$X_{\min}$  = minimaal haalbare concentratie gesuspendeerde stoffen in het effluent [ $\text{g SS} \cdot \text{m}^{-3}$ ], op zijn beurt een functie van de concentratie gesuspendeerd materiaal in het influent van de nabezinker:

$$X_{\min} = f_{ns} X_f$$
 eq. 20

waarin:

$X_f$  = concentratie gesuspendeerde stoffen in het influent van de nabezinker [ $\text{g SS} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

$f_{ns}$  = niet-bezinkbare fractie van  $X_f$  [-]

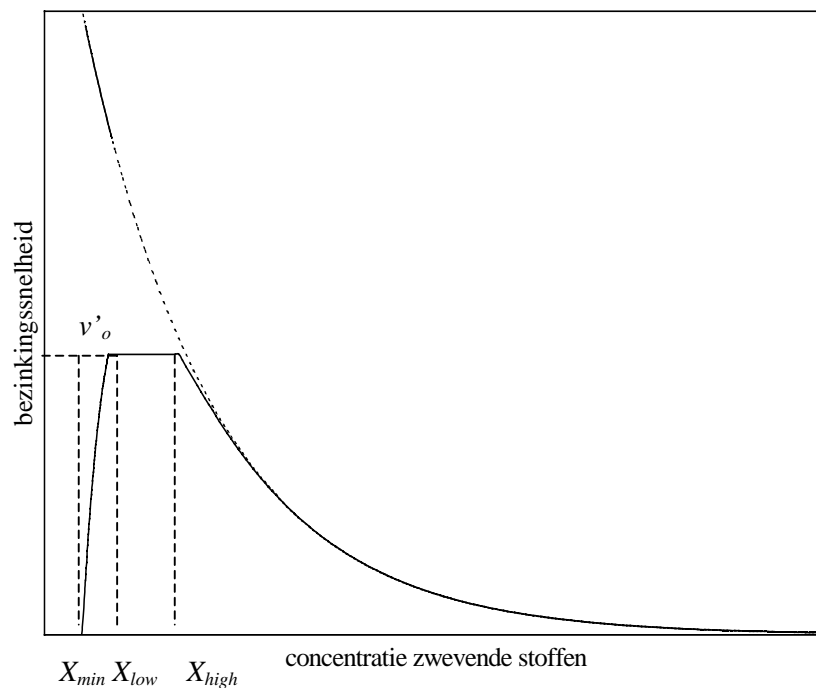


Fig. 2 Schematische voorstelling van de dubbel-exponentiële snelheidsfunctie (Takács et al., 1991)

Grijspeerdt et al. (1995) vergeleken de verschillende snelheidsfuncties op hun voorstellingsvermogen van de realiteit. Uit de studie concludeerden Grijspeerdt et al. (1995) dat de dubbel-exponentiële snelheidsfunctie de beste keuze is. Nochtans wordt de bezinkingsfunctie van Vesilind nog steeds het meest toegepast in de praktijk (Ozinsky en Ekama, 1995; Jeppsson, 1996; Bye en Dold, 1998).

De functies kunnen eveneens gebruikt worden als basis voor afgeleide modellen. Zo manipuleert Vanderhasselt et al. (1999) de functie van Vesilind om de flocculatieverbeterende invloed van polymeer te beschrijven.

### *Vereenvoudiging van het meerlagenmodel*

Figuur 3 toont een sterk vereenvoudigde versie van het meerlagenmodel. Dit model bestaat slechts uit twee lagen (Siegrist et al., 1995): één voor het slibbed en één voor het supernatans. De hoogte van het slibbed wordt berekend a.h.v. een gegeven DSVI, oppervlaktebelasting en slibconcentratie van de recirculatiestroom. In het slibbed wordt ondersteld dat de concentratie lineair afneemt met de hoogte in de nabezinker (Bertrand-Krajewski et al., 1996). De dynamica van de slibdekenhoogte kan dan berekend worden a.h.v. de respectievelijke massabalansen opgesteld over de elementen van het gekoppeld systeem actiefslib / nabezinker.

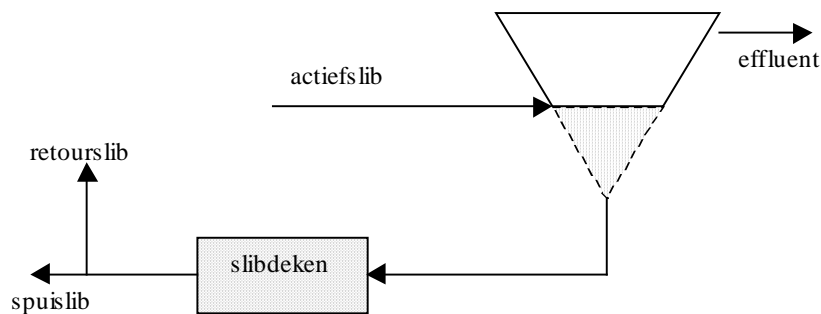


Fig. 3 Voorstelling van het tweelagenmodel mét denitrificatie (Siegrist et al., 1995)

### *Koppeling met ASM No.1*

In de praktijk dienen veelal zowel het actiefslibbekken als de nabezinker gemodelleerd te worden. De besproken 1D-sedimentatiemodellen worden dan gebruikt in combinatie met het ASM No.1 (het laatste wordt gebruikt voor de biologische modellering in het actiefslibbekken). Tussen beide is een uitwisseling van data noodzakelijk wat betreft particulaire en opgeloste fracties. Niet verenigbare data tussen de twee modellen kan tot, al dan niet, ernstige modelfouten leiden.

In het ASM No.1 worden verschillende particulaire fracties gebruikt. Uit het voorgaande werd echter duidelijk dat bij de modellering van de nabezinker geen onderscheid wordt gemaakt tussen de verschillende fracties. Traditioneel worden deze fracties samengevoegd en vormen de “totale” slibconcentratie in de bezinkerinlaat. Tijdens het slibtransport doorheen de bezinker wordt er aldus geen rekening gehouden met deze fracties. In de onderstroom wordt het slib wederom opgesplitst op basis van de respectievelijke fracties aan de inlaat. Het is echter duidelijk dat de onderlinge massaverhouding van de fracties kan wijzigen tijdens het verblijf in de nabezinker. Om deze dynamica beter te beschrijven, dient het bezinkingsmodel dus niet enkel de slibconcentratie per laag te beschouwen, maar tevens de massabalansen voor de verschillende particulaire fracties mede door te rekenen (Jeppsson, 1996). Een dergelijk model wordt dan uiteraard een stuk complexer, met de nodige weerslag op de berekeningssnelheid. In veel gevallen is dergelijke uitbreiding

onnodig. Een tweede fenomeen waardoor de uitgaande fractionering niet gelijk mag gesteld worden aan de ogenblikkelijke waarde van de ingaande fractionering is dat biologische reacties kunnen optreden en dienen gemodelleerd te worden. Zo beschreven Lessard en Beck (1988) de hydrolyse in de nabezinker waarbij particuliere stoffen wordt opgezet naar opgeloste.

Ook wat betreft de opgeloste componenten komen in de gepresenteerde modellen geen biologische reacties voor. Meestal worden de opgeloste componenten eenvoudigweg rechtstreeks naar het effluent geleid (zie Fig. 4A).

Om het biologisch aspect toch enigszins in rekening te brengen, en dan vooral het denitrificatieproces in het slibbed, beschouwden Siegrist et al. (1995) het volledige slibbed als één gemengde reactor (zie Fig. 3 en 4B) waarin denitrificatie werd gemodelleerd. Indien dit biologisch proces uitdrukkelijk aanwezig is, kunnen slibvlokken met de  $N_2$ -bellen naar het oppervlak stijgen. Dit geeft een verminderde effluentkwaliteit. Volgens Henze et al. (1993) dienen  $N_2$ -concentraties van meer dan 6 mg/l vermeden te worden opdat een dergelijke verstoring van de bezinking niet zou optreden.

Vergaemenend kan het ASM No.1 van Henze et al. (1987) toegepast worden op elke laag van het eerder vermelde meerlagenmodel (zie Fig 4C).

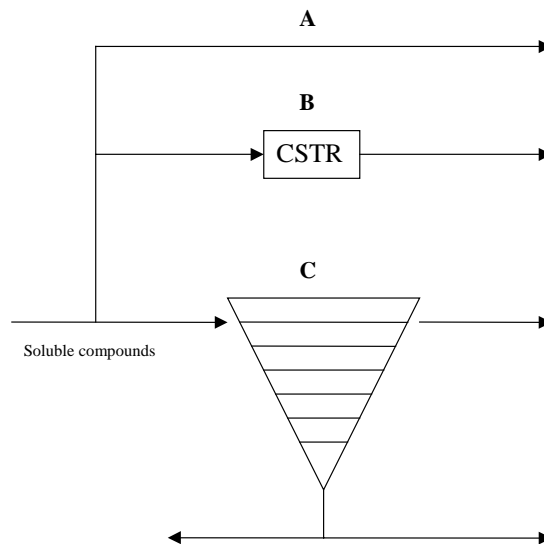


Fig. 4 Mogelijke voorstellingswijzen van biologische reacties in nabezinkers

### 4.3 2D en 3D hydraulische modellen

De 1D modellen hebben reeds bewezen adequaat te opereren wat betreft de koppeling van sedimentatiemodellen met actiefslibmodellen. Zo geven ze een redelijke benadering van de slibmassabalans en zijn, bijvoorbeeld, in staat de massaverschuiving van het beluchtingsbekken naar de nabezinker te voorspellen (waar het slib gedeeltelijk wordt opgeslagen gedurende regenweercondities). Een eerder vermeld, en zeker niet te onderschatten, voordeel is de geringe rekencapaciteit.

Nochtans zijn er in een reële installatie verschillende complexe interacties die zich niet reflecteren in een “simpel” 1D model. Zo kunnen drie categorieën geïdentificeerd worden:

- geometrie: bekkenvorm, inlaat- en uitlaatstructuur,

- stroming: densiteitseffecten, kortsluitstromen, resuspensie van bezonken slibvlokken en turbulentie-effecten,
- slibverwijderingsproces: bv. slibverdunding aan de bodem

De voorspellingsefficiëntie van de 1D modellen is slechts een kwestie van calibratie. Door de aanpassing van de parameters worden modelfouten opgevangen.

Hydrodynamische modellen vergen minder calibratie maar dit is dan wel complexer om uit te voeren. Deze modellen zijn gebaseerd op de Navier-Stokes vergelijkingen die het behoud van massa (continuïteitsvergelijking) en momentum uitdrukken. Het probleem zou minder complex zijn, mocht turbulentie niet optreden. Dat turbulentie nog een (relatief) onopgelost probleem is binnen de fysica verklaart de complexiteit. Turbulentiemodellen staan ter beschikking van de ingenieur maar de geloofwaardigheid is betwistbaar gezien de (relatief ongekeerde) interactie van de verschillende fasen (in nabezinkers: vast en vloeibaar). Het slibtransport wordt veelal beschreven door een scalaire transportvergelijking en kan verschillende fluxen includeren, zoals o.a. de gravitaire flux. Ter illustratie wordt het stelsel vergelijkingen voor het slibtransport in een rechthoekige bezinkingstank gegeven:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0 \quad \text{eq. 21}$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + 2 \frac{\partial}{\partial x} \left( v_t \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( v_t \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( v_t \frac{\partial v}{\partial x} \right) \quad \text{eq. 22}$$

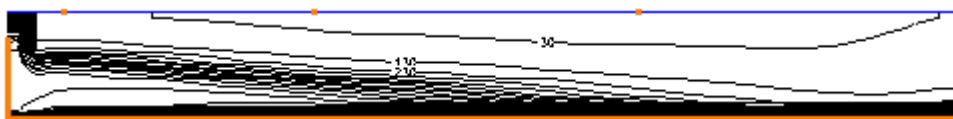
$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left( v_t \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( v_t \frac{\partial u}{\partial y} \right) + 2 \frac{\partial}{\partial y} \left( v_t \frac{\partial v}{\partial y} \right) + g \frac{\rho - \rho_r}{\rho}$$

$$\frac{\partial X}{\partial t} + u \frac{\partial X}{\partial x} + v \frac{\partial X}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( v_{sx} \frac{\partial X}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( v_{sy} \frac{\partial X}{\partial y} + V_s X \right) \quad \text{eq. 23}$$

$$\rho = \rho_r + X \left( 1 - \frac{\rho_r}{\rho_s} \right) \quad \text{eq. 24}$$

In deze balansen zijn  $u$ ,  $v$ ,  $p$  en  $X$  respectievelijk de horizontale snelheid, verticale snelheid, druk en slibconcentratie. Daarnaast staan  $V_s$  en  $g$  voor de bezinkingssnelheid en de valversnelling.  $v_t$ ,  $v_{sx}$  en  $v_{sy}$  stellen daarentegen respectievelijk de eddy viscositeit en de turbulente massadiffusies in de  $x$ - en  $y$ -richting voor. De laatgenoemde parameters worden gemodelleerd en worden bepaald door de turbulente omgeving. Verder dienen nog  $\rho$ ,  $\rho_r$  en  $\rho_s$  vermeld te worden. Dit zijn de dichtheden van respectievelijk het slibmengsel, de referentievloeistof (water) en de slibpartikels. Het dient wel te vermelden dat het bovenstaande stelsel van PDE's niet volledig is. De turbulentievergelijkingen, ter modellering van de eddy viscositeit, maken het stelsel compleet.

In Fig. 5 wordt een voorbeeld gegeven van berekende snelheden en slibconcentraties in een nabezinker met behulp van een 2D-model.



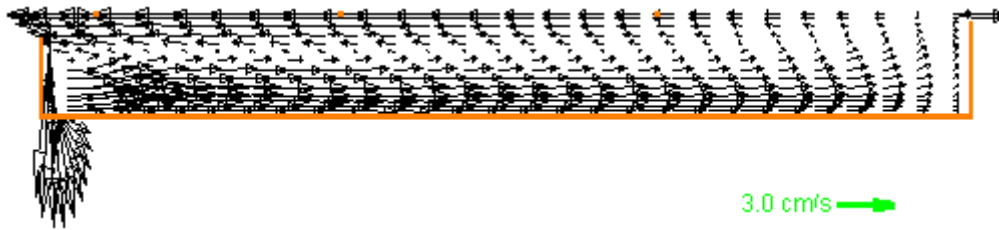


Fig. 5 Voorbeeld van een berekend slibconcentratie- (boven) en snelheidsprofiel (onder)

In de hydrodynamische modellen worden verschillende parameters benut. Deze zijn allen gerelateerd aan de beschrijving van de turbulentie en werden bekomen door calibraties met water als vloeistof. De invloed van partikels op turbulentie is relatief ongekend. Rodi (1984) maakte de eddy viscositeit afhankelijk van de slibconcentratie, maar hierover is geen algemene eensgezindheid in de literatuur. Desaltemin zal het zeker een invloed hebben op het stromingsregime. Een ander probleem binnen dit genre van modellen is, naast de convergentie van de oplossing, de nodige rekentijd. De simulatietijd is veelal te groot om het model te benutten voor niet-stationaire simulaties. Vandaar dat de toepassing voornamelijk te zoeken is bij het ontwerp van bezinkers en statische procesoptimalisaties (Krebs, 1991; Krebs et al., 1992 and 1995; Vitasovic et al., 1997)...

## 5 Referenties

- Bertrand-Krajewski J.-L., Lefevre M. and Chatellier P. (1996). Impact of storm events on activated sludge transfers in a small waste water treatment plant: measurements and modelling. Proceedings 7<sup>th</sup> Int. Conf. On Urban Storm Drainage, Hannover, Vol. I, 593-598.
- Bye C.M. and Dold P.L. (1998). Sludge volume index settleability measures: effects of solids characteristics and documentation. Water Environment Research, 70, 87-93.
- Cho S.H., Colin F., Sardin M. and Prost C. (1993). Settling velocity of activated sludge. Water Research, 27, 1237-1242.
- Dick R.I. and Young K.W. (1972). Analysis of thickening performance of final settling tanks. Proceedings of the 27<sup>th</sup> Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, Indiana (ed. J. Ball), 33-54.
- Dupont R. and Henze M. (1992). Modelling of the secondary clarifier combined with the activated sludge model No. 1. Water Science and Technology, 25(6), 285-300.
- Ekama G.A., Barnard J.L., Gunthert F.W., Krebs P., McCorquodale J.A., Parker D.S. and Wahlberg E.J. (1997). Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling, Design and Operation, IAWQ Scientific and Technical Report No. 6, IAWQ, London, 216p.
- Grijpspeerd K., Vanrolleghem P. and Verstraete W. (1995). Selection of one-dimensional sedimentation: models for on-line use. Water Science and Technology, 31, 193-204.
- Henze M., Dupont R., Grau P. and de la Sota A. (1993). Rising sludge in secondary settlers due to denitrification. Wat.Res., 27, 231-236.
- Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. (1987). Activated Sludge Model No.1. London, International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC, now IAWQ), Scientific and Technical Report No.1, 33p.
- Jeppsson U. (1996). Modelling aspects of wastewater treatment process. Doctoral dissertation, Lund University, 428p.
- Jeppsson U. and Diehl S. (1996). An evaluation of a dynamic model of the secondary clarifier. Water Science and Technology, 34(5-6), 19-26.
- Krebs P. (1991). The hydraulics of final settling tanks. Water Science & Technology, 23, 1037-1046.
- Krebs P. (1995). Success and shortcomings of clarifier modelling. Water Science & Technology, 32(2), 181-191.
- Krebs P., Vischer D. and Gujer W. (1992). Improvement of secondary clarifiers efficiency by porous walls. Water Science & Technology, 26(5-6), 1147-1156.

- Krebs P., Vischer D. and Gujer W. (1995). Inlet-structure design for final clarifiers. *Journal of Environmental Engineering*, 121(8), 558-564.
- Lakehal D., Krebs P., Krijgsman J. and Rodi W. (1999). Computing shear flow and sludge blanket in secondary clarifiers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(3).
- Lessard P. and Beck M.B. (1988). Dynamic modeling of primary sedimentation. *Journal of Environmental Engineering Division (ASCE)*, 114, 753-769.
- Lyn D.A., Stamou A.I. and Rodi W. (1992). Density currents and shear-induced flocculation in sedimentation tanks. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(6), 849-867.
- Mazzolani G., Pirozzi F. and d'Antonio, G. (1998). A generalized settling approach in the numerical modeling of sedimentation tanks. *Water Science & Technology*, 38(3), 95-102.
- Ozinsky A.E. and Ekama G.A. (1995). Secondary settling tank modelling and design. Part 2: linking sludge settleability measures. *Water SA*, 21, 333-349.
- Rodi W. (1984). Turbulence models and their application in hydraulics – a state of the art review. *International Association for Hydraulic Research, Delft, the Netherlands*.
- Siegrist H., Krebs P., Bühler R., Purtschert I., Röck C. and Rufer R. (1995). Denitrification in secondary clarifiers. *Water Science and Technology*, 31(2), 205-214.
- Stenstrom M.K. (1975). A dynamic model and computer compatible control strategies for wastewater treatment plants. Ph.D.-thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina, U.S.A.
- Szalai L., Krebs P. and Rodi W. (1994). Simulation of flow in circular clarifiers with and without swirl. *Journal of Hydraulic Engineering*, 120(1), 4-21.
- Takacs I., Patry G. and Nolasco D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25, 1263-1271.
- Vanderhasselt A., De Clercq B., Vanrolleghem P., Vanderhaegen B. and Verstraete W. (1999). On-line control of polymer addition to prevent massive sludge wash-out from the settler. *Journal of Environmental Engineering*, 125(11), 1014-1022.
- Vesilind P.A. (1968). Theoretical considerations: Design of prototype thickeners from batch settling tests. *Water & Sewage Works*, 115-302.
- Vitasovic Z., Zhou S., McCorquodale J.A. and Lingren K. (1997). Secondary clarifier analysis using data from the Clarifier Research Technical Committee Protocol. *Water Environment Research*, 69, 999-1007.
- Vitasovic Z. (1989). Continuous settler operation: a dynamic model. In: *Dynamic modelling and expert systems in wastewater engineering*. Eds. Patry G.G. and Chapman D. Lewis Chelsea, Michigan, 59-81.
- Wahlberg E.J., Merrill D.J. and Parker D.S. (1995). Trouble-shooting activated sludge secondary clarifier performance using simple diagnostic tests. In: *Proceedings of the 68<sup>th</sup> Annual WEF Conference and Exposition, Miami, Vol. 1*, 435-444. WEF, Alexandria, Virginia.
- Watts R.W., Svoronos S.A. and Koopman B. (1996). One-dimensional modeling of secondary clarifiers using a concentration and feed velocity-dependent dispersion coefficient. *Water Research*, 30(9), 2112-2124.
- Zhou S. and McCorquodale J.A. (1992). Modeling of rectangular settling tanks. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(10), 1391-1405.