

VERKENNING VAN DE HAALBAARHEID VAN SLIBVERWERKING MET MICROSCHAALDIEREN



RAPPORT

2014
W03

VERKENNING VAN DE HAALBAARHEID VAN SLIBVERWERKING
MET MICROSCHAALDIEREN

RAPPORT

2014
w03



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Anthony Verschoor (Duplaco)
Marcel Oogink (Duplaco)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE
Coert Petri (Waterschap Rijn en IJssel)
Heleen Pinkse (Waterschap Groot Salland),
Doy Schellekens (Waterschap De Dommel)
Cora Uijterlinde (STOWA)

Met dank aan Hardy Temmink (Milieutechnologie, Wageningen Universiteit)
Rob van den Boomen (Witteveen+Bos) en Ruud Kampf (Rekel)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2013-W03

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

SAMENVATTING

Microschaaldieren zijn kleine kreeftachtigen die slibdeeltjes kunnen eten. Dit levert mogelijk een nieuw proces op, waarbij naast verwerking van slib ook waardevolle biomassa geproduceerd wordt. Met deze studie is onderzoek gedaan naar de haalbaarheid van een proces gebaseerd op microschaaldieren dat direct in de sliblijn toegepast zou kunnen worden.

Uit de literatuur zijn alleen kwantitatieve gegevens bekend over watervlooien, een belangrijke groep binnen de microschaaldieren, en dan met name de Daphnia-familie. Daarom zijn de meeste gegevens in dit rapport gebaseerd op watervlooien (Daphnia).

De groei en activiteit van watervlooien is sterk afhankelijk van de watertemperatuur: dit bereik zit tussen 0°C en 35°C, met een optimum temperatuur rond 25°C. De pH dient neutraal tot licht alkalisch te zijn (pH 6,5-9,5) en het zuurstofgehalte hoger dan 0,1 mg l⁻¹, hoewel goede groei pas plaatsvindt boven 1 mg l⁻¹. Zout wordt verdragen tot enkele grammen per liter, maar watervlooien zijn gevoelig voor koper (tot 10µg l⁻¹). Verder zijn watervlooien gevoelig voor ammoniak (hooguit 0,15 mg l⁻¹) en waterstofsulfide (maximaal 0,4 mg l⁻¹), welke voor kunnen komen bij hogere pH van het water.

Watervlooien eten vooral de fijne slibfractie (1-30 µm), welke wordt omgezet in biomassa. De verwijdering door directe consumptie bedraagt 30% van de totale slibmassa, wat vergelijkbaar is met de slibreductie door slibgisting. Hierna blijven relatief grotere slibdeeltjes over, welke sneller bezinken, al dan niet geholpen door extra vlokvorming van de deeltjes. Deze snellere bezinking zorgt voor het grootste deel van de slibverwijdering uit het systeem, ongeveer 70% van de slibverwijdering. Schattingen gebaseerd op literatuur komen op een slibverwijderings-snelheid tussen 0,36 en 5,96 gram slib per gram Daphnia per dag; bij een dichtheid van 200 Daphnia per liter zou dit neerkomen op 5 tot 100 gram slib per m³ Daphnia-reactor per dag. Dit houdt in dat de benodigde reactoren bij een standaardconcentratie slib (6 g l⁻¹) honderden tot duizenden malen groter zouden moeten zijn dan het te behandelen slibvolume.

Bij het beoordelen van de business case is het goed om een beeld te hebben van hoe een Daphnia-reactor zou presteren onder optimale omstandigheden (best case). Onder de meest gunstige aannames (jaarrond 25°C, 2000 Daphnia per liter) zou de benodigde reactor voor het behandelen van het spuislib nog steeds ruim 5x zo groot dienen te zijn als het te behandelen slibvolume. Dit is ongeveer zo groot als het totale volume aan nabezinktanks op een middelgrote zuivering (100.000 i.e.). De kosten van deze reactor zijn het meest gevoelig voor energiekosten, terwijl de baten het meest gevoelig zijn voor de opbrengsten van de biomassa. Bij de huidige stand der kennis zijn microschaaldieren niet interessant voor toepassing in intensieve slibverwerking.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie. Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

VERKENNING VAN DE HAALBAARHEID VAN SLIBVERWERKING MET MICROSCHAALDIEREN

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Concept	1
	1.3 Doelstelling	2
	1.4 Gebruikte methoden	2
2	VERWIJDERING VAN SLIB DOOR MICROSCHAALDIEREN	3
	2.1 Wat zijn microschaaldieren?	3
	2.2 Microschaaldieren in waterzuiveringsinstallaties	4
	2.3 Randvoorwaarden omgeving	4
	2.3.1 Watertemperatuur	4
	2.3.2 Zuurstof	4
	2.3.3 pH	4
	2.3.4 Zout	4
	2.3.5 Waterstofsulfide en ammoniak	5
	2.3.6 Microverontreinigingen.	5
	2.4 Effect van microschaaldieren op slib	5
	2.5 Snelheid van slibverwijdering	6
	2.5.1 Mineralisatiesnelheid van bacterieslib in het laboratorium	7
	2.5.2 Bezinkvijver met watervlooiën	7
	2.5.3 Groeimodel met temperatuursafhankelijkheid	7
	2.5.4 Extrapolatie van in het laboratorium gemeten klaringsnelheden	8
	2.5.5 Vergelijking van snelheden van slibverwijdering	8
	2.6 Temperatuursgevoeligheid – scenario's	9

3	DISCUSSIE: SLIBVERWERKING MET WATERVLOOIEN	11
3.1	Inleiding: onderbouwing van de best case	11
3.2	Kosten: best case	12
3.3	Baten: best case	13
3.4	Kansen	14
3.5	Risico's	15
	3.5.1 Capaciteit	15
	3.5.2 Kwaliteit	15
4	CONCLUSIES	17
5	GERAADPLEEGDE LITERATUUR	18
	BIJLAGEN	
1	BASISONTWERP REACTOR	21
2	WAARDEBEPALING VAN DE GEORGSTE BIOMASSA	22

1

INLEIDING

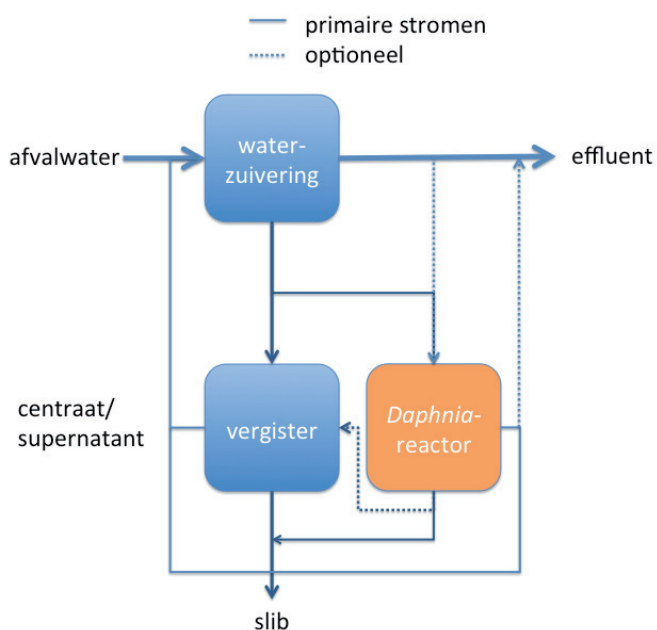
1.1 AANLEIDING

Actief slib bestaat grotendeels uit eiwithoudende deeltjes die moeilijk bezinkbaar zijn. De conventionele benadering om het overtollige slib te verwerken is indikken en vergisten, waarbij het organische stof wordt afgebroken tot ammoniak, kooldioxide en methaan. De centrale gedachte achter slibverwerking met microschaaldieren is de al in het water aanwezige bouwstenen niet verder af te breken tot eenvoudige componenten die alleen als energie of meststof te gebruiken zijn. Deze bouwstenen worden verwaard tot hoogwaardige organische stoffen, in dit geval in de vorm van microschaaldieren. Op deze wijze wordt slibverwijdering gecombineerd met de productie van nuttige biomassa.

1.2 CONCEPT

Microschaaldieren zoals watervlooien (*Daphnia*) zijn zeer efficiënte filteraars die op biologische wijze moeilijk bezinkbare zwevende deeltjes uit het water verwijderen. Uit de natuur is bekend dat microschaaldieren zeer snel kunnen groeien, ook in het Nederlandse klimaat. Dat deze dieren goed kunnen groeien op effluent van zuiveringsinstallaties is al gebleken uit eerder onderzoek, in Nederland met name de Waterharmonica (Van den Boomen et al., 2012a). Vanwege de potentieel hoge groeisnelheden is het idee ontstaan of het wellicht ook mogelijk is deze microschaaldieren toe te passen in een intensief proces als slibverwijdering in een waterzuiveringsinstallatie (figuur 1).

FIGUUR 1

CONCEPTUEEL SCHEMA VAN EEN *DAPHNIA*-REACTOR NAAST EEN CONVENTIONELE SLIBGISTING

Ter beoordeling van de kansen van een dergelijk concept dient meer inzicht verkregen te worden in de onderliggende kosten en baten. Wanneer een watervlooiënreactor een alternatief of voorbewerking vormt voor de slibgisting, dan is sprake van twee heel vergelijkbare processen. In de reactor wordt (een deel van) het slib verwerkt, en ontstaan afvalwater dat naar de waterlijn moet worden afgevoerd (centraat/supernatant), onverteerd slib en een nuttig product met een bepaalde marktwaarde (biogas versus *Daphnia*-biomassa). Door het op deze wijze te berekenen kunnen kosten en baten van een *Daphnia*-reactor goed vergeleken worden.

1.3 DOELSTELLING

Dit rapport onderbouwt de haalbaarheid van slibverwerking met microschaaldieren brengt de randvoorwaarden en de risico's beter in beeld. Op basis van deze informatie kan besloten worden of, en onder welke randvoorwaarden, het zinvol is om nader onderzoek te doen aan deze technologie.

1.4 GEBRUIKTE METHODEN

De hierin gepresenteerde gegevens zijn zoveel mogelijk gebaseerd op data uit de literatuur, aangevuld met kennis en opmerkingen vanuit de begeleidingscommissie en externe experts. Als referentiewaterzuivering is gezocht zijn gegevens gebruikt van een middelgrote rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI). Het betreft RWZI Sint-Oedenrode, een middelgrote RWZI in het beheersgebied van Waterschap De Dommel (95.000 i.e. à 136 g TZV d⁻¹, debiet 15.000 m³ d⁻¹).

2

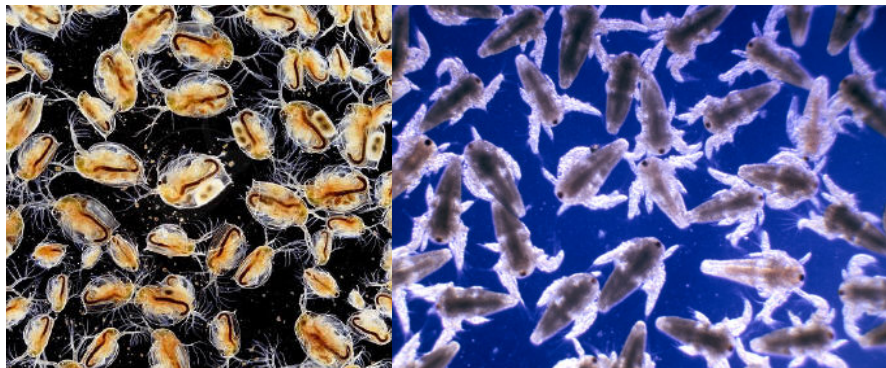
VERWIJDERING VAN SLIB DOOR MICROSCHAALDIEREN

Dit hoofdstuk gaat in op wat microschaaldieren zijn (4.1.), welke soorten zijn aangetroffen op waterzuiveringsinstallaties (4.2.) en welke eisen zij stellen aan hun omgeving (4.3.). Vervolgens wordt verder ingegaan op het effect dat microschaaldieren hebben op slib (4.4.). Vervolgens worden verschillende schattingen gemaakt van de te verwachten snelheid van slibverwijdering door *Daphnia* (4.5) en hoe afhankelijk dit proces is van de omgevingstemperatuur (4.6).

2.1 WAT ZIJN MICROSCHAALDIEREN?

Microschaaldieren zijn diertjes die vrij in het water leven (zoöplankton) en behoren tot de Crustacea of kreeftachtigen. Bekende groepen microcrustacea zijn de watervlooien (Cladocera, zoals *Daphnia* en *Moina*), roeipootkreeftjes (Copepoda), pekelkreeftjes (Anostraca) en mosselkreeftjes (Ostracoda).

FIGUUR 1 EEN VOORBEELD VAN MICROSCHAALDIEREN DIE OP GROTE SCHAAL GEKWEEST WORDEN: LINKS DAPHNIA SP. (WATERVLO), RECHTS ARTEMIA SALINA (PEKELKREEFTJE)



Microschaaldieren zijn doorgaans 0,2-5 mm groot. Het zijn natuurlijke filter feeders: ze leven van zwevende (plankton)deeltjes tussen 0,1 en 50 μm groot (Burns, 1968; Gliwicz, 1990). Dit zijn vaak micro-algen, maar kunnen ook bacteriën, gisten, schimmels of dood organisch materiaal (detritus) zijn. De voederwaarde van detritus hangt af van de oorsprong (dierlijk/plantaardig) en de leeftijd ervan (Rottman et al. 1992). In het open buitenwater vormen microschaaldieren vaak een belangrijke schakel tussen algen en grotere dieren zoals vissen. Het voorkomen van microschaaldieren wordt in belangrijke mate bepaald door predatie door vissen en ongewervelden (Brooks & Dodson, 1965), temperatuur en voedselaanbod (Pau et al., 2013). In het voorjaar kunnen microschaaldieren daarom soms in korte tijd massaal opkomen door een stijgende watertemperatuur, een groter voedselaanbod (algen) en een nog lage predatiedruk door vissen.

2.2 MICROSCHAALDIEREN IN WATERZUIVERINGSINSTALLATIES

Ook in waterzuiveringsinstallaties worden microschaaldieren aangetroffen, zoals in oxidatievijvers en/of in nabezinktanks (Cauchie et al., 2000). In de (sub)tropen komen deze gedurende het hele jaar hier voor (Jana, 1998; Yan & Wang, 1998), in gematigde streken is het voorkomen van watervlooien net als in het oppervlaktewater meer aan de seizoenen gebonden (Hathaway & Stefan, 1992; Cauchie et al., 2000). De in de literatuur vermelde microschaaldieren van zuiveringsinstallaties behoren vrijwel uitsluitend tot de watervlooien (Cladocera), en dan voornamelijk vanuit de families *Moina* en *Daphnia*. De meeste berekeningen voor microschaaldieren in dit rapport zijn gebaseerd op *Daphnia*, omdat hierover de meeste kwantitatieve gegevens beschikbaar waren.

2.3 RANDVOORWAARDEN OMGEVING

Verwijdering van slib door *Daphnia* is te verwachten wanneer groei en (filter)activiteit maximaal zijn. Dit is afhankelijk van zaken als watertemperatuur en waterkwaliteit. Omdat microschaaldieren in het water leven en hierbij grote hoeveelheden water filteren is de waterkwaliteit erg belangrijk.

In de volgende paragrafen wordt verder ingegaan op de omstandigheden waarbij deze zaken optimaal zijn, en wanneer niet.

2.3.1 WATERTEMPERATUUR

De watertemperatuur is belangrijk voor mate van activiteit en groeisnelheid van de microschaaldieren. Voor soorten van gematigde streken ligt de temperatuur waarbij maximale groei doorgaans plaatsvindt tussen 20 en 30 °C (Giebelhausen & Lampert 2001; Mitchell et al., 2004). De optima voor voedselinname liggen tussen 15 en 20 °C. Deze temperaturen zijn hoger dan de gemiddelde temperatuur van de buitenlucht (10,3 °C), en ook hoger dan de gemiddelde temperatuur in een actief-slibstelsel in een Nederlandse waterzuivering (14,8 °C; Tessel & Van der Pijl, 2006). Bij lagere temperaturen vindt lagere groei en activiteit (en verwijdering van slibdeeltjes) plaats.

2.3.2 ZUURSTOF

Het zuurstofgehalte is een belangrijke parameter. Watervlooien hebben zuurstof nodig voor hun lichaamsfuncties, maar zijn redelijk tolerant voor schommelingen in het zuurstofgehalte. Voor een goede activiteit dient het zuurstofgehalte tenminste 0,5-2 mg l⁻¹ te zijn, maar tijdelijk kunnen tot 0,1 mg l⁻¹ verdragen worden (Hathaway & Stefan, 1992).

2.3.3 PH

De zuurgraad beïnvloedt in belangrijke mate de mate waarin stoffen als (di)waterstofsulfide (H₂S) en ammoniak (NH₃) toxisch zijn voor microschaaldieren. heeft de zuurgraad ook een direct effect op *Daphnia*. El-Deeb Ghazy et al. (2011) vonden dat de gewenste zuurgraad voor *Daphnia magna* in kunstmatig medium ligt tussen pH 4,55 en pH 10,13, met een optimum tussen pH 7,9 en pH 8,3. De meeste soorten komen voor in het pH-bereik 6,5-9,5, met optima tussen 7,2 en 8,5 (Ebert, 2005).

2.3.4 ZOUT

Microschaaldieren zijn redelijk tolerant voor schommelingen in het zoutgehalte. De meeste watervlooien gedijen in zoutgehaltes tot 1,5 g l⁻¹, *Daphnia magna* verdraagt zoutgehaltes tot 6-8 g l⁻¹, 20% zeewater (Ebert, 2005).

2.3.5 WATERSTOFSULFIDE EN AMMONIAK

Uit (anaerobe) afbraak van eiwitten kunnen waterstofsulfide (H_2S) en ammoniak (NH_3) ontstaan. Beide stoffen zijn toxisch voor *Daphnia*, waarbij de toxiciteit –mede afhankelijk is van pH en temperatuur: bij hogere pH en temperatuur zijn hogere concentraties van deze stoffen aanwezig. *Daphnia* komt daarom vaker voor bij lagere pH (Hathaway & Stefan, 1992). Voor een optimale activiteit dient het H_2S -gehalte onder de $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ te blijven, hoewel tijdelijk concentraties tot 3 mg l^{-1} verdragen worden. Het ammoniakgehalte dient lager dan $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ te zijn voor optimale activiteit, maar gehalten tot $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ worden verdragen. Bovendien blijken grotere *Daphnia*-soorten beter bestand tegen ammoniak dan kleine (Hathaway & Stefan, 1992). Toxiciteit van H_2S en NH_3 is dus vooral problematisch bij relatief hoge pH.

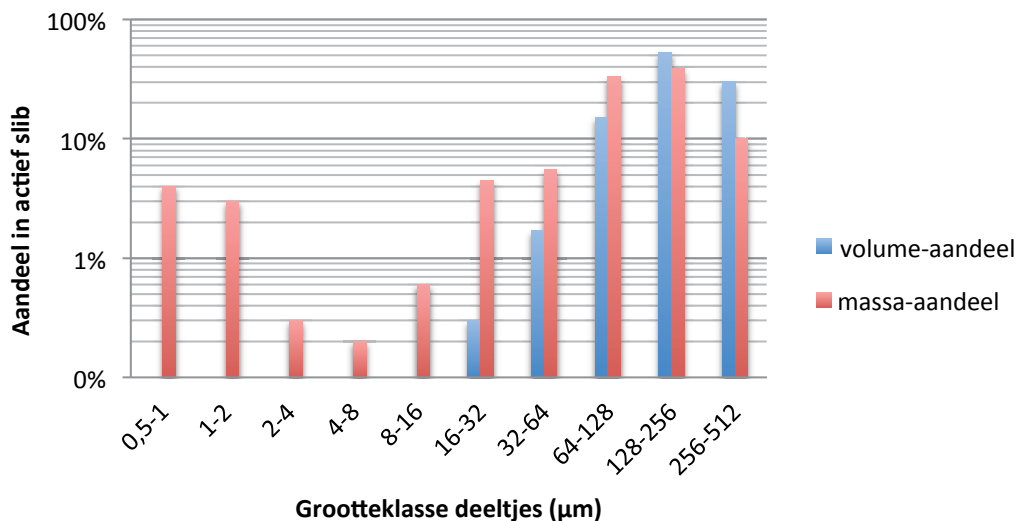
2.3.6 MICROVERONTREINIGINGEN.

Microverontreinigingen zowel organisch als anorganisch (zware metalen), kunnen toxisch zijn voor *Daphnia*. *Daphnia* is bijzonder gevoelig voor koper: al bij een concentratie van $10 \mu\text{g}$ per liter zijn toxische effecten waar te nemen (minder beweging). De toxiciteit van deze stoffen hangt mede af van de conditie (voedingsstaat) van de microschaaldieren (Hathaway & Stefan, 1992). In een waterzuivering zit het grootste deel van de microverontreinigingen aan het slib gebonden en is het dus minder waarschijnlijk dat vrije concentraties van microverontreinigingen op kunnen lopen tot concentraties die schadelijk kunnen zijn. Eerder onderzoek aan de laagbelaste vijvers (Waterharmonica) liet zien dat er ook geen toxische effecten te verwachten zijn bij het gebruik van slib als voeding voor de watervlooien (Van den Boomen et al., 2012a;b).

2.4 EFFECT VAN MICROSCHAALDIEREN OP SLIB

Microschaaldieren eten slibdeeltjes van een bepaalde grootte. De ideale deeltjesgrootte van *Daphnia* ligt tussen 1 en $30 \mu\text{m}$, waarbij deeltjes tot $70 \mu\text{m}$ nog gegeten kunnen worden (Burns, 1968; Ebert, 2005). Wanneer dit afgezet wordt tegen de grootteverdeling van actief slib (figuur 2) dan is te zien dat maar een zeer klein deel van het totale slibvolume geconsumeerd kan worden. Omdat deze kleinere deeltjes relatief zwaarder zijn, zou op basis van deze aannames toch nog een redelijk deel van de slibmassa verwijderd worden door consumptie: rond 20%.

FIGUUR 2 GROOTTEVERDELING VAN ACTIEF SLIB OVER VERSCHILLENDE GROOTTEKLASSEN, ZOWEL NAAR VOLUME-AANDEEL ALS NAAR MASSA-AANDEEL. DATA AFKOMSTIG UIT LI & GANCZARZYK (1991)



Naast consumptie zorgen microschaaldieren voor een verhoogde bezinksnelheid van het resterend slib: door het wegeten van de allerkleinste slibdeeltjes treedt een verschuiving op van de gemiddelde deeltjesgrootte naar grotere deeltjes. Het verwijderen van zeer fijne deeltjes verbetert de ontwaterbaarheid van het resterende slib (Korving 2012). Verder wordt een deel van het gegeten slib omgezet in faeces, welke ervoor kan zorgen dat deeltjes makkelijker aan elkaar plakken. Al deze effecten zorgen voor toename van de gemiddelde deeltjesgrootte. Door de toegenomen deeltjesgrootte neemt de bezinksnelheid toe. Dit is daarom een belangrijk effect in de totale verwijdering van slib uit het systeem. Metingen onder laboratoriumomstandigheden hebben laten zien dat 62% van de deeltjesverwijdering bij aanwezigheid van watervlooien toe te schrijven is aan bezinking (Pau et al., 2013), waardoor de directe consumptie op 38% zit. Dit is hoger dan wat puur op basis van voorkeur voor deeltjesgrootte verwacht zou worden (figuur 2), wat aangeeft dat ook nog grotere deeltjes verwijderd worden. Het grootste deel van de slibverwijdering vindt dus plaats door bezinking, wat meegenomen dient te worden in een eventueel ontwerp van een *Daphnia*-reactor (Bijlage I). De slibreductie door directe consumptie zit dus rond 30%, wat sterk vergelijkbaar is met slibreductie door vergisting (Van Nieuwenhuizen et al., 2011).

2.5 SNELHEID VAN SLIBVERWIJDERING

Er is nog weinig onderzoek gedaan naar slibverwerking met microschaaldieren. Dit maakt het lastig om in te schatten wat de daadwerkelijke snelheid van slibverwijdering (kort: eetsnelheid) zal worden. Daarom wordt deze geschat aan de hand van verschillende bronnen, elk met eigen uitgangspunten:

- 1 Mineralisatiesnelheid van bacterieslib in het laboratorium
- 2 Een bezinkvijver met watervlooien (Waterharmonica Eversteekoog);
- 3 Een algemeen groeimodel met temperatuursafhankelijkheid, waarin bepaalde aannames worden gedaan over de voedselkwaliteit van het slib;
- 4 Extrapolatie van in het laboratorium gemeten filtersnelheden.

Om de verwerkingscapaciteit van een *Daphnia*-reactor te kunnen bepalen, en om de snelheid van slibverwijdering goed te kunnen vergelijken tussen verschillende bronnen, zijn enkele gestandaardiseerde snelheden uitgerekend:

- De massaspecifieke verwijderingssnelheid;
- De volumespecifieke verwijderingssnelheid;
- De volumespecifieke verblijftijd.

Deze maten zijn uitgerekend voor een typische spuislibconcentratie van 6 gram droge stof per liter en een *Daphnia*-concentratie van 200 individuen per liter. De massaspecifieke verwijderingssnelheid is het aantal gram slib dat per dag verwerkt kan worden door een gram *Daphnia* (alles in droge stof). De volumespecifieke verwijderingssnelheid is het aantal gram slib (droge stof) dat in een dag verwerkt kan worden in een liter reactor. De volumespecifieke verblijftijd tenslotte is de tijd die nodig is om 1 liter spuislib te verwijderen in 1 liter *Daphnia*-reactor. Dit geeft tevens aan hoeveel groter de *Daphnia*-reactor zal moeten worden ten opzichte van de slibstroom: als de volumetrische verblijftijd 1000 dagen is dan zal de *Daphnia*-reactor 1000 liter moeten (bij 200 *Daphnia*'s per liter) zijn om een slibstroom van een liter in een dag te verwerken. Deze verwijderingssnelheden staan weergegeven in tabel 1, waarbij de berekening in de volgende paragrafen verder wordt toegelicht.

TABEL 1 UIT DE LITERatuur GESCHATTE EN GESTANDAARDISEERDE SLIBVERWIJDERINGSSNELHEDEN. DE BIJBEHORENDE REFERENTIES STAAN IN DE VOLGENDE PARAGRAFEN

UITGANGSPUNT	massaspecifieke verwijderingssnelheid g [slib] g ⁻¹ [<i>Daphnia</i>] d ⁻¹	volumetrische verwijderingssnelheid g [slib] m ⁻³ [reactor] d ⁻¹	volumetrische verblijftijd d
1. Mineralisatiesnelheid van bacterieslib in het laboratorium	0,36	6,0	1.004
2. Bezinkvijver met watervlooiën	0,30	5,0	1.205
3. Groeimodel met temperatuursafhankelijkheid	6,0	99	61
4. Extrapolatie van in het laboratorium gemeten klaringssnelheden	3,5	58	104

2.5.1 MINERALISATIESNELHEID VAN BACTERIESLIB IN HET LABORATORIUM

In deze studie wordt de afbraak van (door hitte inactief gemaakt) bacterieslib gemeten aan de hand van de mineralisatiesnelheid hiervan (vorming van anorganisch koolstof: Liang et al., 2005). De hierin gemeten mineralisatiesnelheid is 0,18 mg C per mg [drooggewicht] *Daphnia* per dag. Uitgaande van een koolstofgehalte van 50% in het slib betekent dit een massaspecifieke verwerkingssnelheid (drooggewicht) van 0,36 mg per mg *Daphnia* per dag. Het individueel gewicht van *Daphnia magna* kan berekend worden als $0,025e^{0,06 \cdot T}$, waarbij T de temperatuur is in graden Celsius (hier op 20°C gesteld) (Wojewodzic et al., 2010). Dit levert een individueel gewicht op van 0,083 mg, zodat 200 *Daphnia* per liter 16,6 mg *Daphnia* bevat, met een omzettingssnelheid van 5,98 mg slib per liter per dag. Een belasting met een concentratie van 6 gram slib per liter levert dan (voor deze liter) een verblijftijd op van ruim 1.000 dagen, oftewel 2 jaar en 9 maanden.

2.5.2 BEZINKVIJVER MET WATERVLOOIEN

Op Eversteekooop op Texel bevindt zich *Daphnia* in een bezinkvijver, die gevoed wordt met actief slib (Kampf, 2004). Een schatting van de slibverwerkingssnelheid komt op 0,3 g slib per g *Daphnia* per dag (versgewicht). Beiden hebben een droge-stofgehalte van rond de 5%, zodat de massaspecifieke verwerkingssnelheid (drooggewicht) ook 0,3 mg per mg *Daphnia* per dag bedraagt. Bij dezelfde uitgangspunten als hiervoor (200 *Daphnia*/liter, 0,083 mg/individu) levert dit een omzettingssnelheid op van 4,98 mg slib per liter per dag. Bij een slibbelasting van 6 gram per liter is de benodigde verblijftijd hiervan ruim 1.200 dagen, oftewel 3 jaar en 3 maanden.

2.5.3 GROEI-MODEL MET TEMPERATUURSAFHANKELIJKHEID

Hiervoor wordt gebruik gemaakt van een algemeen model voor temperatuursafhankelijke groei van microschaaldieren (Holste & Peck, 2005):

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \left(\frac{T_{\max} - T}{T_{\max} - T_{\text{opt}}} \right)^x \cdot e^{\left[\frac{x \cdot (T - T_{\text{opt}})}{(T_{\max} - T_{\text{opt}})} \right]}$$

waarbij μ de groeisnelheid is, μ_{\max} de maximale groeisnelheid (0,7 d⁻¹), T de omgevingstemperatuur (in graden Celsius), T_{\max} de maximale temperatuur (40°C), T_{opt} de optimumtemperatuur (25°C) en x (=2) een maat is voor de temperatuursafhankelijkheid van de groei (steilheid van de respons), die wordt geschat uit de data. De waarden voor deze parameters zijn geschat aan de hand van gegevens over de groeisnelheid van verschillende watervlooiensoorten bij verschillende temperaturen (Giebelhausen en Lampert, 2001). De groeisnelheid die hieruit komt wordt gecorrigeerd voor een (verwachte) lagere voedselkwaliteit, en daarmee omzettingsefficiëntie.

Bij goede voedselkwaliteit wordt 40% van het voedsel omgezet in nieuwe *Daphnia* (mg droge stof geconsumeerd/mg geproduceerd), bij mindere kwaliteit kan deze conversie dalen tot 10% (Hall et al., 2012). Voor slib is de bruto conversie (gram *Daphnia* per gram slib aangevoerd) geschat op 15%. Bij een temperatuur van 20°C is de groeisnelheid 0,64 d⁻¹, d.w.z. dat de biomassa aan het eind van de dag $e^{0,64}$ (=1,90) maal zo groot is als aan het begin. De biomassa-aanwas bedraagt dan $(1,90-1) \cdot \text{dichtheid}[200] \cdot \text{individueelgewicht}[0,083] = 14,85 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Bij 15% slibconversie was hiervoor $(14,85/15\%) = 98,99 \text{ mg slib benodigd}$ (=omzettingssnelheid per liter per dag). De massaspecifieke verwerkingssnelheid is dus $(98,99/(200 \cdot 0,083)) = 5,96 \text{ mg slib (droge stof) per mg Daphnia per dag}$ (ook te berekenen uit $(1,90-1)/15\%$). Bij een slibbelasting van 6 g l⁻¹ wordt de benodigde volumetrische verblijftijd 60,6 dagen (2 maanden).

2.5.4 EXTRAPOLATIE VAN IN HET LABORATORIUM GEMETEN KLARINGSSNELHEDEN

Pau et al. (2013) hebben in het laboratorium en in proefbakken (mesocosms) de slibverwijdering bepaald van laagbelaste systemen (RWZI-effluent) met *Daphnia magna*. Op basis van de (batchgewijze) verwijderingssnelheid van het slib in het laboratorium is een klaringssnelheid bepaald, het volume waaruit in een bepaalde tijd alle deeltjes verwijderd kunnen worden. Deze klaringssnelheid was 1,99 ml per *Daphnia* per uur, en kwam goed overeen met waarden die eerder door Burns (1969) waren gevonden hiervoor (2 ml *Daphnia*⁻¹ h⁻¹). Bij 200 *Daphnia*'s per liter wordt dus 400 ml geklaard, m.a.w. de verwijderingssnelheid bedraagt 0,4 h⁻¹, zodat de verblijftijd uitkomt op $1/0,4 = 2,5$ uur (0,1 dag). Hierbij dient opgemerkt te worden dat 62% van de waargenomen verwijdering toe te schrijven is aan sedimentatie. Dit is te verwachten, omdat maar een deel van het slib daadwerkelijk opgegeten kan worden (figuur 4). De korte verblijftijd van 2,5 uur is echter het gevolg van een zeer lage slibconcentratie in het effluent, waarop *Daphnia* zich aanpast door met maximale snelheid te filteren. Wanneer hieruit de massa- en volumespecifieke graassnelheden worden berekend dan komen deze op 3,47 mg slib per mg *Daphnia* per dag en 57,6 mg slib per liter per dag. Voor een typisch effluent met 6 g zwevende stof per liter zou de reactor $6.000 \text{ (mg/g)}/6 = 1000$ maal zo groot dienen te zijn. De daadwerkelijke volumetrische verblijftijd zou dan $1000 \cdot (2,5/24 \text{ uur}) = 104$ dagen worden, een kleine 15 weken. Dit komt alweer redelijk in de buurt van de eerder berekende waarden.

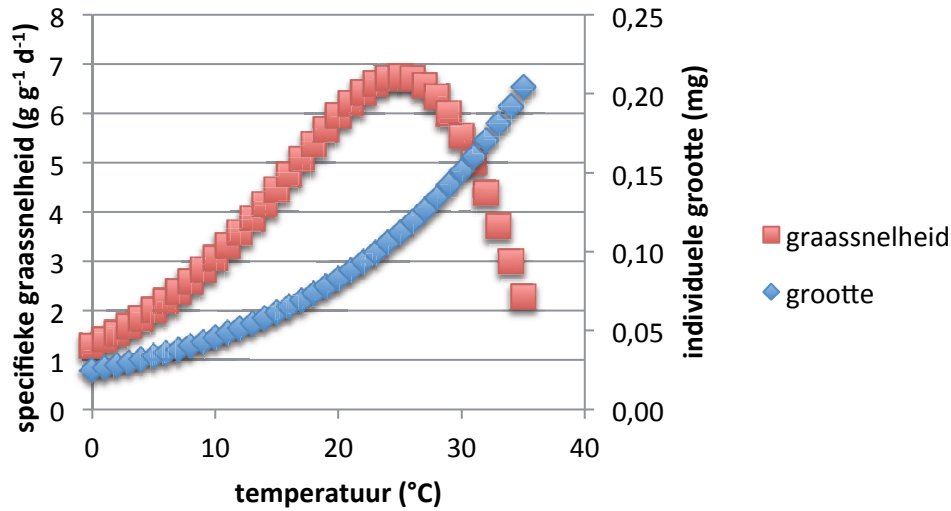
2.5.5 VERGELIJKING VAN SNELHEDEN VAN SLIBVERWIJDERING

Wanneer wordt gekeken naar de daadwerkelijke massaspecifieke slibverwerkingssnelheid, dan ligt deze in de orde van 0,3-6 mg mg⁻¹ d⁻¹. Verschillen tussen verschillende methodes zijn vooral toe te schrijven aan de gebruikte methode om slibverwijdering te meten (met of zonder bezinking), de exacte omstandigheden tijdens het experiment en aannames over conversie van slib naar biomassa. Ongeacht welke benadering liggen de bijbehorende verblijftijden in de orde van enkele maanden tot jaren, wat betekent dat reactorvolumes honderden tot duizenden malen groter dienen te zijn dan de dagelijks te verwerken slibstroom. In de volgende paragraaf wordt ingegaan op de gevoeligheid van dit proces voor temperatuur.

2.6 TEMPERATUURSGEVOELIGHEID – SCENARIO'S

Bijna alle biologische parameters van *Daphnia* variëren met de omgevingstemperatuur. Figuur 3 laat zien hoe lichaamsgrootte en eetsnelheid ('graas') afhangen van de temperatuur.

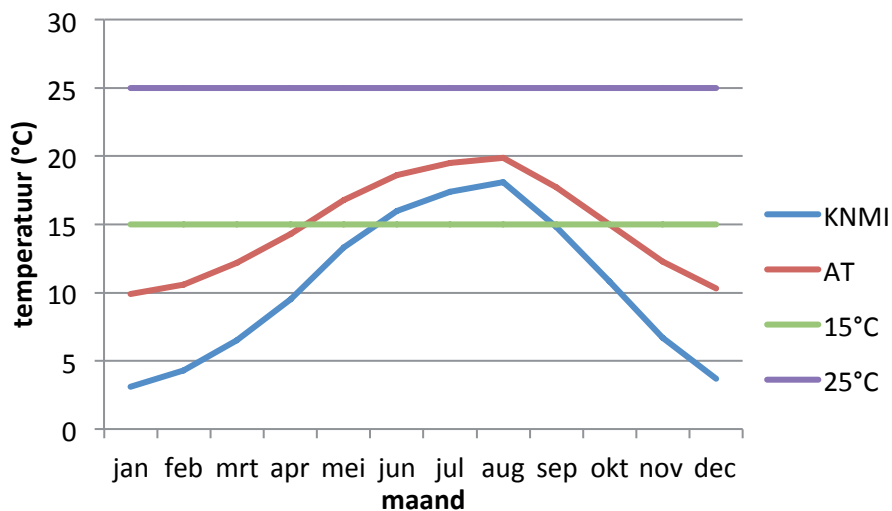
FIGUUR 3 AFHANKELIJKHEID VAN SPECIFIEKE GRAASSNELHEID (GRAM GEGETEN PER GRAM INDIVIDUPEGEWICHT PER DAG; NAAR HOLSTE & PECK, 2005) EN LICHAAMSGROOTTE (INDIVIDUPEGEWICHT; WOJEWODZIC ET AL., 2010) VAN DE TEMPERAATUUR



Door het combineren van deze twee gegevens kan worden berekend hoeveel slib gegeten wordt bij een constante dichtheid van 200 *Daphnia*'s per liter. Dit is gedaan voor enkele scenario's voor een *Daphnia*-reactor op een waterzuiveringsinstallatie (figuur 6):

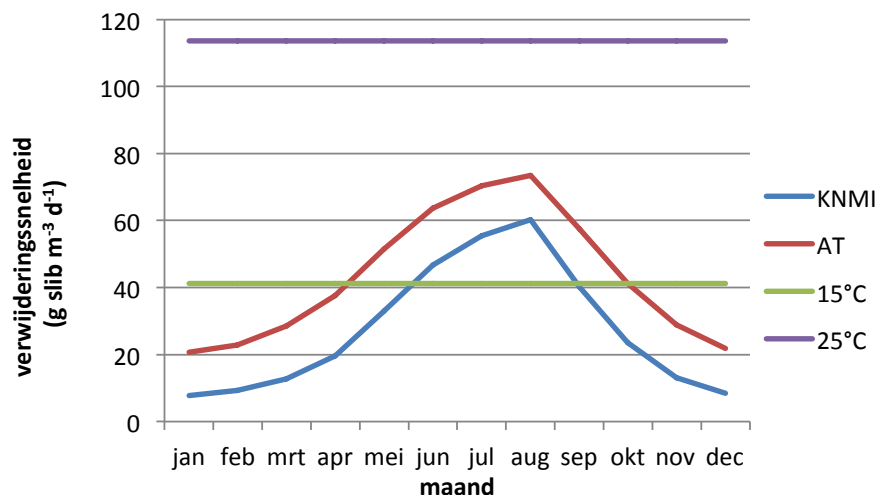
- 1 De gemiddelde maandelijkse buitentemperatuur in Nederland (KNMI);
- 2 De gemiddelde maandelijkse temperatuur van een actief-slibstelsysteem (AT: Tessel & Van der Pijl, 2006)
- 3 De gemiddelde jaarlijkse buitentemperatuur in Nederland (KNMI: 14,8°C; gemakshalve op 15°C gesteld);
- 4 Een optimale temperatuur van 25°C.

FIGUUR 4 MAANDTEMPERATUREN GEBRUIKT IN DE VERSCHILLENDE TEMPERAATUURSCENARIO'S



In figuur 5 staan de bijbehorende snelheden van slibverwijdering weergegeven, in $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$.

FIGUUR 5 VERWIJDERINGSSNELHEDEN VAN SLIB BIJ DE VERSCHILLENDE TEMPERATUURSCENARIO'S, BIJ 200 DAPHNIA PER LITER



In de grafiek is te zien dat de verwijderingssnelheid sterkt reageert op de temperatuur. In tabel 2 staan de minimale en maximale verwijderingssnelheden, de verhouding hiertussen (amplitude) en de gemiddelde waarde per scenario weergegeven. In het KNMI-scenario zit de verwijderingssnelheid rond de in de winter op $8 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ (wat neer zou komen op een volumetrische verblijftijd van 750 dagen voor slib (bij 6 g l^{-1}). In de zomer gaat deze waarde naar $60 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$, 7,8 keer zo hoog, waardoor de volumetrische verblijftijd daalt naar 100 dagen. Ten opzichte hiervan is het actief-slibscenario (AT) al een stuk stabiel, met name dankzij de hogere minimale temperatuur gedurende de winter (van 3 naar $10 \text{ }^\circ\text{C}$). De verwijderingssnelheid in de winter bedraagt nu $20 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$, in de zomer zit deze boven de $70 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$. De volumetrische verblijftijden zitten nu op 300 dagen in de winter en 83,3 dagen in de zomer, een factor 3,6 verschil. Bij 15°C zit de verwijderingssnelheid op $41 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ en bij 25°C zelfs op $114 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$, met bijbehorende volumetrische verblijftijden van bijna 150 dagen en 53 dagen.

TABEL 2 SPREIDING VAN DE VERSCHILLENDE SLIBVERWIJDERINGSSNELHEDEN ONDER VERSCHILLENDE TEMPERATUURSCENARIO'S

SCENARIO		KNMI	AT	15°C	25°C
minimale verwijderingssnelheid	$\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$	7,73	20,70	41,17	113,58
maximale verwijderingssnelheid	$\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$	60,16	73,46	41,17	113,58
amplitude (max/min)	-	7,78	3,55	n.v.t.	n.v.t.
gemiddeld	$\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$	27,47	43,16	41,17	113,58

3

DISCUSSIE: SLIBVERWERKING MET WATERVLOOIEN

3.1 INLEIDING: ONDERBOUWING VAN DE BEST CASE

Het opstellen van een business case over een concept dat momenteel nog niet bestaat is per definitie een theoretische exercitie. Momenteel is er nog geen enkele praktijkervaring is met intensieve *Daphnia*-reactoren, dat wil zeggen reactoren met hoge dichtheden watervlooiën, die specifiek zijn ingericht op verwerking van slib. Het is echter goed te beschrijven wat een *Daphnia*-reactor zou moeten doen. In functioneel opzicht (bijlage I) wordt een dergelijke reactor gevoed met spuislib, wat voor 30% wordt weggegeten (4.4). Uit de reactor komen drie producten: (loosbaar) effluent, bezonken slib (sediment) en *Daphnia*-biomassa. De verwachte kosten en baten van dit systeem kunnen worden doorgerekend op basis van de meest gunstige aannames, de best case, om een gevoel te krijgen van wat maximaal haalbaar zou moeten zijn voor een dergelijk systeem.

In de natuur zijn *Daphnia*-dichtheden tot 2000 individuen per liter gevonden, dit is dus 10x zo hoog als de tot nu toe gebruikte aannames. Als deze dichtheden worden gebruikt als uitgangspunt dan kan de dichtheid – en daarmee de verwerkingssnelheid- een factor 10 omhoog ten opzichte van de eerdere schattingen (tabel 2). Bij een optimale temperatuur (25°C jaarrond, figuur 5) wordt de verwerkingssnelheid dan 1136 g m⁻³ d⁻¹ (tabel 3). De totale spuislibproductie op RWZI Sint-Oedenrode (95.000 i.e. à 136 g TZV d⁻¹) bedraagt 704 m³ per dag. Met een slibgehalte (droge stof) van ruim 7 kg m⁻³ dient dagelijks ongeveer 5 ton slib (drooggewicht) verwerkt te worden. De benodigde installatie hiervoor zou 4962/1,136 = 4369 m³ groot dienen te worden. Dit is vrijwel gelijk aan het volume van alle nabezinktanks bij elkaar op RWZI Sint-Oedenrode (2023 m³ + 2 x 1075 m³ = 4173 m³).

TABEL 3

UITGANGSPUNTEN VAN DE BEST CASE

UITGANGSPUNTEN BEST CASE	per dag	per jaar
volume spuislib (m ³)	704	256.960
droge-stofgehalte (kg m ⁻³)	7,05	
slibstroom (kg)	4.962	1.811.130
best case: volumetrische verwerkingssnelheid (g l ⁻¹ @ 25°C)	1,136	
reactorvolume benodigd (m ³)	4.369	
conversie	15%	
directe verwijdering (kg[30%])	1489	543.339
sedimentatie (kg[70%])	3.473	1.267.791
<i>Daphnia</i> -biomassa (kg[15%])	744	271.670

In paragraaf 3.2 worden de kosten van dit proces doorberekend. Dit is gedaan aan de hand van drie mogelijke uitkomsten van de te verwachten kosten: laag, standaard en hoog. Hierna worden op dezelfde wijze de mogelijke baten van dit systeem (vermeden kosten + opbrengst van de producten) geschat in 3.3. Tenslotte worden deze met elkaar vergeleken in 5.4.

3.2 KOSTEN: BEST CASE

Voor de best case is een reactorvolume benodigd van 4369 m³. In tabel 4 worden de kosten van een dergelijke reactor verder uitgewerkt in 3 varianten: lage kosten, standaardkosten en hoge kosten. De investeringskosten zijn hierbij geraamd op €200 (laag), €400 (standaard) en €800 (hoog) per m³ reactor. Hierover worden afschrijving (15 jaar = 6,67%), 8% rente en 3% onderhoudskosten gerekend. Op basis van jaarlijkse loonkosten van €50.000 per full time equivalent (FTE) zijn de personele kosten zijn geraamd op 0,1 FTE (laag), 0,5 FTE (standaard) of 1 FTE (hoog). Voor de beluchting is gerekend met 10 kWh m⁻³ j⁻¹ (laag), 50 kWh m⁻³ j⁻¹ (standaard) en 100 kWh m⁻³ j⁻¹ (hoog), en een elektriciteitstarief van €0,12 per kWh. Voor de verwarming is de reactor beschouwd als een 10 m diepe tank waarbij het de meeste warmteverliezen optreden aan het wateroppervlak, hier dus een oppervlak van (4400/10=) 440 m². Op sommige locaties is veel laagwaardige restwarmte beschikbaar, zodat in de lage-kostenvariant geen verwarmingskosten zijn berekend. Voor de andere varianten is uitgegaan van het gebruik van gasverwarming. Als uitgangspunt is gerekend met typische verwarmingskosten voor een zwembad (300 W m² per graad temperatuursverschil, waarbij is gerekend met het handhaven van 10 graden temperatuursverschil ten opzichte van de buitenlucht), terwijl bij standaardkosten is uitgegaan van een overkapt systeem, zodat de warmteverliezen naar de buitenlucht beperkt zijn (50 W m² per graad temperatuursverschil). Dit levert een bepaalde energievraag op (1000 kWh = 3,6 GJ). Deze energiekosten zijn doorgerekend voor een verwarmingsketel met een rendement van 85%, op basis van Nederlands aardgas met een tarief van €8,00 per GJ.

TABEL 4 OVERZICHT VAN KOSTEN VAN DE BEST CASE VOOR SLIBVERWERKING MET MICROSCHAALDIEREN ONDER VERSCHILLENDE AANNAMES: LAGE KOSTEN, STANDAARDKOSTEN EN HOGE KOSTEN

Uitgangspunten kosten	Lage kosten	Standaardkosten	Hoge kosten
Investeringskosten (k€: €200; €400; €800 m-3)	880	1.760	3.520
Energie beluchting (kWh: 10, 50, 100 kWh m-3 j-1)	44.000	220.000	440.000
Energie verwarming (kWh: 0, 50, 300 W K-1 m-2)	0	535.333	3.212.000
Energie verwarming (GJ)	0	1.927	11.563
KOSTEN BEST CASE (k€)			
Afschrijving en rente (k€: 15 j, 8% j-1)	129	258	516
Onderhoudskosten (k€: 3% j-1)	26	53	106
Personele kosten (k€ j-1: 0,1; 0,5; 1 FTE@€50.000 j-1)	10	25	50
Kosten elektra beluchting (k€: €0,12 kWh-1)	5	26	53
Kosten gasverwarming (k€: €8,00 GJ-1, 85% rendement)	0	18	109
TOTALE KOSTEN (k€)	171	380	834
Kosten per ton aangevoerd spuislib (0,7%DS, € m-3)	€ 0,66	€ 1,48	€ 3,24
Kosten per ton ontwaterd slib (21,6% DS, € m-3)	€ 68	€ 151	€ 331
Kosten per ton verwijderd slib (€/1000 kg DS)	€ 314	€ 700	€ 1.534

De totale kosten bedrijfsvoering zijn uiteindelijk teruggerekend naar de hoeveelheid slib: op RWZI Sint-Oedenrode wordt dagelijks 704 ton (m^3) slib verwerkt, dus 257 kiloton per jaar. Dit levert kosten op tussen €0,66 en €3,24 per ton spuislib. Bij een droge-stofgehalte van $7 \text{ kg } m^{-3}$ droge stof in het spuislib wordt jaarlijks zo'n 1800 ton droge stof verwerkt (tabel 3). Hiervan wordt echter maar 30% daadwerkelijk verwijderd (544 ton). Teruggerekend naar deze stroom bedragen de uiteindelijke kosten €70-330 euro per ton ontwaterd slib verwijderd, of €300-1500 per ton droge stof verwijderd spuislib. De grootste variabiliteit in deze berekening vormen de te verwachten kosten voor energie, welke ruim een factor 30 kunnen variëren, afhankelijk van de aannames.

3.3 BATEN: BEST CASE

De totale baten staan weergegeven in tabel 5. Ook deze baten zijn weer teruggerekend naar de totale hoeveelheid spuislib, en naar de hoeveelheid droge stof hierin. Hier is ook weer teruggerekend naar de baten per ton verwijderd slib, maar hierbij dient opgemerkt te worden dat niet alle baten uit slibverwijdering komen: de *Daphnia*-productie is immers het resultaat van de totale hoeveelheid aangevoerd slib, en de besparing op vlokmiddel betreft juist de niet-verwijderde fractie uit het slib.

De baten van een *Daphnia*-reactor bestaan in de eerste plaats uit de besparing op de kosten van slibeindverwerking. De afzetkosten van slib naar de slibeindverwerking worden geschat tussen 150 euro per ton droge stof (Hermans & Postma 2012) en 600 euro per ton slib (Tamis et al, 2010).

Bij een bruto conversie van 15% wordt de helft van het opgegeten slib omgezet in *Daphnia*-biomassa, wat neerkomt op 744 kg per dag (tabel 3). Bij lage baten is de waarde van deze biomassa geschat op negatief: immers, de biomassa dient afgevoerd te worden naar slibeindverwerking tegen de bij dit batenscenario horende kosten van 150 euro per ton, -€0,15 per kg droge stof. Voor positieve opbrengsten van de biomassa wordt verwezen naar bijlage II, waar een indicatieve waardebeoordeling wordt gedaan van deze biomassa, op basis van gemiddelde samenstelling. Bij standaardbaten is uitgegaan van de in bijlage II geschatte netto opbrengst als laagwaardige biomassa (€0,71 per kg droge stof). Omdat het niet realistisch wordt geacht dat op slib gekweekte *Daphnia* in het hoogste segment kan worden afgezet is bij hoge baten uitgegaan van een maximale waarde van €10,00 per kg droge stof.

Voor de resterende 70% worden kosten bespaard op indikking van het spuislib. De baten hiervan zitten met name in de besparing op vlokmiddel (floculant). Vlokmiddel (kationisch polymeer) kost €3,50 per kg en wordt gedoseerd op 4 kg per 1000 kg droge stof, zodat totale polymeerkosten €14,00 bedragen per 1000 kg droge stof. In het meest ongunstige geval (lage baten) vindt er geen besparing plaats op vlokmiddel, bij gemiddelde baten is uitgegaan van 50% besparing en bij hoge baten hoeft helemaal geen vlokmiddel meer gebruikt te worden (100% besparing).

TABEL 5 OVERZICHT VAN BATEN VAN DE BEST CASE VOOR SLIBVERWERKING MET MICROSCHAALDIEREN ONDER VERSCHILLENDE AANNAMES: LAGE KOSTEN, STANDAARDKOSTEN EN HOGE KOSTEN

UITGANGSPUNTEN	Lage baten	Standaard-baten	Hoge baten
waardering <i>Daphnia</i> -biomassa (€ kg-1)	€ 0,15-	€ 0,71	€ 10,00
reductie polymeerverbruik	0	50%	100%
polymeerverbruik (kg @ 4 g kg-1)	0	2.536	5.071
afzetkosten slibeindverwerking (€ per 1.000 kg)	€ 150	€ 300	€ 600
BATEN BEST CASE (k€)			
vermeden kosten slibeindverwerking (k€)	82	163	326
opbrengst <i>Daphnia</i> -biomassa (k€)	-41	194	2.717
vermeden kosten polymeer (k€: @ €3,50 kg-1)	0	9	18
TOTALE BATEN (k€)	41	366	3.061
baten per ton aangevoerd spuislib (0,7%DS, € m-3)	€ 0,16	€ 1,42	€ 11,91
baten per ton aangevoerd spuislib (€/1.000 kg droge stof)	€ 22	€ 202	€ 1.689
baten per ton verwijderd slib (€/1.000 kg droge stof)	€ 75	€ 673	€ 5.633

In tabel 5 is goed het effect van verschillende factoren te zien: de vermeden kosten van polymeerverbruik hebben nauwelijks effect op het eindresultaat, de vermeden kosten van slibeindverwerking hebben effect wanneer de baten van de biomassa laag zijn, en baten van de biomassa kunnen een zeer sterk effect hebben op het eindresultaat. Dit komt vooral door het feit dat geen eenduidige waarde van kan worden bepaald.

3.4 KANSEN

De grootste onzekerheden van de business case van slibverwerking met microschaaldieren zitten aan de kostenkant aan het verwachte energieverbruik, en aan de batenkant in de opbrengst van de biomassa.

Wanneer de waarde van de biomassa buiten beschouwing wordt genomen is te zien dat de kosten van slibverwerking bij lage- en standaardkosten in hetzelfde bereik liggen als de kosten van slibeindverwerking, namelijk 300-700 euro per ton (tabel 4). Dit betekent dat het onder deze aannames haalbaar zou zijn om microschaaldieren in te zetten voor slibverwerking. Het is met de kennis van nu niet te zeggen in hoeverre deze best case daadwerkelijk gerealiseerd kan worden tegen beperkte kosten.

Zoals genoemd zijn de totale baten zeer gevoelig zijn voor de opbrengsten van *Daphnia*-biomassa: lage baten (extra afzetkosten voor *Daphnia*-biomassa) zorgen ervoor dat hier nooit een positieve business case uit zal kunnen komen, bij standaardopbrengsten zal dit sterk afhangen van de kosten, terwijl in het extreem gunstige geval van hoge waarde de baten altijd alle kosten zullen rechtvaardigen. Uit het hoge-batenscenario in tabel 5 komen biomassa-opbrengsten die ruim 400x zo hoog zijn als de baten voor vermeden kosten van de slibeindverwerking. Deze baten zijn ook nog eens 100-1000x zo hoog als de mogelijke kosten. Onder deze omstandigheden zal separate kweek of oogst van biomassa veel aantrekkelijker zijn dan de doelstelling om al het slib te hoeven verwerken. Het doel wordt dan productie van biomassa tegen geringe kosten, waarbij slibverwerking ondergeschikt wordt gemaakt en hooguit een gunstig neveneffect is. Deze hoge waarde is uiteraard gunstig voor een business case, maar hierbij dient wel bedacht worden of het reëel is dat deze waarde überhaupt kan worden toegekend aan *Daphnia* gekweekt op zuiveringslib.

Met het loslaten van de doelstelling om altijd alle slib te verwerken kan ook nog een mengvorm ontstaan: hierbij kunnen *Daphnia*'s gekweekt worden op een deelstroom van het proces, tijdens een beperkt deel van het jaar of worden gecombineerd met bestaande reactoren. In de voorbeelden uit het buitenland worden vaak al watervlooiën gekweekt op slib of geoogst uit waterzuiveringen (Rottman et al., 1992; Jana, 1998; Yan & Wang, 1998; Cauchie et al., 2002). In Nederland zou dit aan kunnen sluiten bij ontwikkelingen om de RWZI als grondstoffenfabriek te gebruiken. Opties voor een dergelijke “*Daphnia*-fabriek” zijn bijvoorbeeld:

- Kweek beperkt houden tot de zomer;
- Kweek in een nabezinktank om de investeringskosten in de hand te houden.

Het zou te ver gaan om hier nu heel gedetailleerd op in te gaan. De haalbaarheid van deze varianten kan pas beter worden ingeschat als meer bekend wordt over de technische haalbaarheid van slibverwerking met microschaaldieren.

3.5 RISICO'S

In de voorgaande paragraaf zijn enkele kansen genoemd voor slibverwerking met microschaaldieren. Deze kansen dienen echter ook goed beoordeeld te worden in het licht van bepaalde risico's. Deze risico's liggen met name bij de capaciteit van de *Daphnia*-reactor en de kwaliteit van de geproduceerde biomassa.

3.5.1 CAPACITEIT

Vanuit het oogpunt van slibverwerking is het grootste risico dat de geplande verwerkingscapaciteit niet wordt gehaald door bijvoorbeeld een te lage dichtheid in de reactor en/of verminderde activiteit en groei, welke mede afhangen van temperatuur, voedselkwaliteit en zuurstofgehalte. Om het zuiveringsproces te intensiveren zijn voorzieningen nodig als verwarming en beluchting/zuurstof, wat echter zorgt voor hogere investeringskosten en kosten bedrijfsvoering. Daarnaast kunnen stoffen als ammoniak of microverontreinigingen (zware metalen) verstorend werken op het zuiveringsproces, wat het proces minder robuust zou kunnen maken.

3.5.2 KWALITEIT

In de eerdere paragraaf over kansen is de aandacht verschoven van slibverwerking naar het produceren van *Daphnia* op een waterzuiveringsinstallatie. Naast de kansen die dit biedt (slib als goedkope grondstof) zijn er ook duidelijke risico's hieraan verbonden, vooral voor wat betreft de kwaliteit van de geproduceerde *Daphnia*. Voor verse toepassingen in voeding, zowel voor mens als dier, kunnen eventueel aanwezige pathogenen een risico vormen. Zo hecht de veroorzaker van cholera, de ziekteverwekkende bacterie *Vibrio cholerae*, zich aan de pantsers van microschaaldieren (Kirn et al., 2005). Ook eventueel nog aanwezige microverontreinigingen zouden kunnen ophopen in *Daphnia*-biomassa, hoewel daar tot nu toe weinig concreet bewijs voor is gevonden (Blankendaal et al., 2003).

Zoals eerder is gebleken zijn de uiteindelijke baten sterk afhankelijk van de waarde van de biomassa, welke in zeer grote mate zullen afhangen van de productkwaliteit. De perceptie van de consument zou hierin nog een veel belangrijker rol kunnen spelen: zelfs als de kwaliteit technisch perfect is kan de associatie met vies rioolwater immers een belemmering vormen voor verdere vermarkting van het product. Dit zal niet zo sterk gelden voor technische producten (bijvoorbeeld als vlokmiddel of meststof), maar des te meer voor voeders in

de hogere segmenten. Voor producenten van microschaaldieren voor deze segmenten zal een afweging gemaakt dienen te worden tussen de beschikbaarheid van goedkoop/gratis voedsel met bijbehorende risico's vanden, en het gebruik van duurder voedsel zonder deze risico's.

4

CONCLUSIES

Op basis van literatuurgegevens zijn microschaaldieren niet interessant voor toepassing in intensieve slibverwerking. Door de naar verwachting grote reactorvolumes zijn hoge investeringskosten nodig, met waarschijnlijk een hoog energieverbruik. De verwachte opbrengst van de biomassa is te laag om deze extra investeringskosten te rechtvaardigen.

Het is mogelijk om microschaaldieren zoals de watervlo *Daphnia* te laten groeien op slib, zodat hierdoor een nieuwe wijze van slibverwerking ontstaat. Schattingen van de slibverwijderingssnelheid laten enige spreiding zien, maar de verschillen hiertussen zijn niet extreem groot en redelijk consistent. In algemene zin zijn de haalbare verwijderingssnelheden laag en is het proces gevoelig voor temperatuur. Dit maakt het lastig om een slibverwerkingssysteem gebaseerd op microschaaldieren in te passen in een intensief proces als een communale waterzuivering. Slibverwerking door microschaaldieren is daarom alleen rendabel onder de meest optimistische aannames voor wat betreft te behalen dichtheden en groei (slibverwijderingscapaciteit), waarbij de kosten ook nog eens beperkt dienen te blijven.

Als niet wordt voldaan aan deze aannames maar indien de baten van de biomassa voldoende hoog genoeg zijn dan valt separate kweek van *Daphnia*'s te overwegen. Hierbij wordt de verwijdering van slib van ondergeschikt belang aan het kweken van waardevolle biomassa. Deze kweek kan daarom ook op bijvoorbeeld een deelstroom van het proces, tijdens een beperkt deel van het jaar of geïntegreerd met bestaande reactoren. De haalbaarheid van deze optie hangt volledig af van de opbrengsten en afzetmogelijkheden van de biomassa, welke voor een groot deel afhankelijk zijn van de kwaliteit hiervan.

5

GERAADPLEEGDE LITERATUUR

- Andersen, T., & D.O. Hessen, 1991. Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 36(4): 807-814.
- Blankendaal, V. G., Foekema, E. M. & Goedhart, P. C. (2003). Ecotoxicologische aspecten van rwzi-effluenten met behulp van biomassakweek. (rapport nr. 2003-12). Stowa, Utrecht.
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson (1965) Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Burns C.W., 1968. The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* 13: 675-678.
- Burns, C.W., 1969. Relation between filtering rate, temperature and body size in four species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* 14: 693-700.
- Cauchie, H.-M., M.-F. Jaspas-Versali, L. Hoffmann, & J.-P. Thomé, 1999. Analysis of the seasonal variation in biochemical composition of *Daphnia magna* Straus (Crustacea : Branchiopoda : Anomopoda) from an aerated wastewater stabilisation pond. *Annales de Limnologie* 35(4): 223-231
- Cauchie, H.-M., L. Hoffmann & J.-P. Thomé, 2000. Metazooplankton dynamics and secondary production of *Daphnia magna* (Crustacea) in an aerated waste stabilization pond. *Journal of Plankton Research* 22 (12): 2263-2287.
- Cauchie, H.-M., M.-F. Jaspas-Versali, L. Hoffmann, & J.-P. Thomé, 2002. Potential of using *Daphnia magna* (crustacea) developing in an aerated waste stabilisation pond as a commercial source of chitin. *Aquaculture* 205(1): 103-117.
- Burns, C., 1968. The relationship between body size of filter- feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* 13, 675-678.
- Burns, C.W., 1969. Relation between filtering rate, temperature and body size in four species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* 14, 693-700.
- DeMott, W.R., 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography* 27: 518-527.
- Ebert, D., 2005. Ecology, epidemiology, and evolution of parasitism in *Daphnia*. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information.
- El-Deeb Ghazy, M.M., M.M. Habashy & E.Y. Mohammady, 2011. Effects of pH on Survival, Growth and Reproduction Rates of The Crustacean, *Daphnia Magna*. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 5(11): 1-10.
- Giebelhausen, B. & W. Lampert, 2001. Temperature reaction norms of *Daphnia magna*: the effect of food concentration. *Freshwater Biology* 46: 281-289.
- Gliwicz, Z.M., 1990. Food thresholds and body size in Cladocerans. *Nature* 343: 638-640.

- Hall, S.R., C.R. Becker, M.A. Duffy & C.E. Cáceres, 2012. A power-efficiency tradeoff in resource use alters epidemiological relationships. *Ecology* 93:645–656.
- Hathaway, C.J., & H.G. Stefan, 1992. Modeling *Daphnia* Populations In Wastewater Stabilization Ponds in Minnesota. University of Minnesota, St. Anthony Falls Hydraulic Laboratory, Project Report No. 328.
- Hermans, P. & P. Postma, 2012. Businesscase thermofiele slibgisting. STOWA rapport 2012-W15.
- Holste, L., & M.A. Peck, 2005. The effects of temperature and salinity on egg production and hatching success of Baltic *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida): a laboratory investigation.
- Jana, B.B., 1998. Sewage-fed aquaculture: the Calcuta model. *Ecological Engineering* 11: 73-85.
- Kampf, R., 2004. http://www.rekel.nl/water/ushn/decocksdorp/growing_Daphnia1.htm
- Kirn, T.J., B.A. Jude & R.K. Taylor, 2005. A colonization factor links *Vibrio cholerae* environmental survival and human infection. *Nature* 438 (8):863-866.
- Korving, L., 2012. Trends in slibontwatering. STOWA-rapport 2012-46.
- LEI, 2013. BINternet: Prijzen volgens Prijs-Informatie Desk. http://www3.lei.wur.nl/bininternet_asp/Index.aspx?Database=Prijzen
- Li, D. & J. Ganczarzyk, 1991. Size Distribution of Activated Sludge Flocs. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 63(5): 806-814.
- Liang, P., X. Huang, Y. Qian, Y. Wei & G. Ding, 2005. Determination and comparison of sludge reduction rates caused by microfaunas' predation. *Bioresource Technology* 97: 854–861.
- Mitchell, S.E., Halves J., & Lampert W., 2004. Coexistence of similar genotypes of *Daphnia magna* in intermittent populations: response to thermal stress. *Oikos* 106: 469–478.
- Pau, C., T. Serra, J. Colomer, X. Casamitjana, L. Sala & R. Kampf, 2013. Filtering capacity of *Daphnia magna* on sludge particles in treated wastewater. *Water Research* 47: 181-186.
- Peters, R.H., & R. de Bernardi, 1987. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, Vol. 45: *Daphnia*. Verbania Palanza, Palanza, Italië.
- Rottmann, R.W., J.S. Graves, C. Watson & R.P.E. Yanong, 1992. Culture Techniques of *Moina* : The Ideal *Daphnia* for Feeding Freshwater Fish Fry. Circular 1054 (rev. 2011), Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.
- Roche, K.F., 1998. Growth potential of *Daphnia magna* Straus in the water of dairy waste stabilization ponds. *Water Research*: 32(4): 1325-1328.
- Tamis, J., G. van Schouwenburg & H. Bronckhorst, 2010. Slibafbraak door oligochaeten. STOWA rapport 2010-09.
- Tessel, P.J. & P.P. van der Pijl, 2006. Communaal afvalwater op temperatuur houden voor actiever slib in RWZI's. Uitvoering van empirisch en modelmatig onderzoek. STOWA rapport 2006-15.
- Van den Boomen, R. M., & R. Kampf, 2012. Waterharmonica's in Nederland (1996-2011), van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater (rapport nr. 2012_12). Stowa, Amersfoort.
- Van den Boomen, R. M., R. Kampf & B.T.M. Mulling, 2012a. Waterharmonica, onderzoek naar zwevend stof en pathogenen, hoofdrapport (rapport nr. 2012_10). Stowa, Amersfoort.

Van den Boomen, R. M., R. Kampf & B.T.M. Mulling, 2012b. Waterharmonica, onderzoek naar zwevend stof en pathogenen,, deelstudierapporten (rapport nr. 2012_11). Stowa, Amersfoort.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., E. Koornneef, J. Roeleveld, A. Visser, D. Berkhout, F. van den Berg van Saparoea, V. Miska, E. van Voorthuizen & C. van Erp Taalman Kip, 2011. Handboek Slibgisting. STOWA rapport 2011-16.

Wojewodzic, M.W., M. Kyle, J.J. Elser, D.O. Hessen & T. Andersen, 2010. Joint effect of phosphorus limitation and temperature on alkaline phosphatase activity and somatic growth in *Daphnia magna*. - *Oecologia* 165(4):837-846.

Yan, J., Wang, R., 1998. The fundamental principles and ecotechniques of wastewater aquaculture. *Ecological Engineering* 10: 191-208.

BIJLAGE I

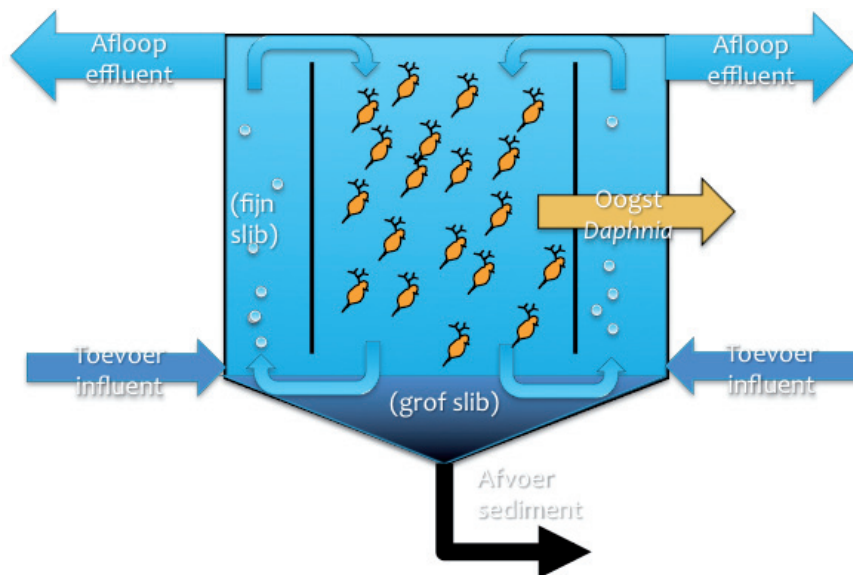
BASISONTWERP REACTOR

Om microschaaldieren in een intensief proces als een waterzuivering te kunnen gebruiken zal een nieuw type reactor ontworpen dienen te worden, welke in het bestaande waterzuiveringsproces kan worden ingepast. Een Daphnia-reactor zal daarbij de volgende functionaliteit dienen te hebben:

- Aanvoer: influent (water met slibdeeltjes), lucht voor zuurstofvoorziening;
- Afvoer: geogste Daphnia-biomassa, bezonken slib/faeces, effluent (supernatant);
- Verwijderingsprocessen: filteren, bezinking (al dan niet met vlokvorming).

In figuur 6 staat een impressie weergegeven van een mogelijke reactor. De beluchting in de zijcompartimenten zorgt voor een opwaartse stroom (airlift). Het influent aangevoerd in deze zijcompartimenten, waarin het fijne slib omhoog wordt getransporteerd en aan het oppervlak terecht komt in het centrale (Daphnia-) compartiment. Het grove slib bezinkt direct bij invoer, danwel in het centrale compartiment. Uit het centrale compartiment wordt de Daphnia-biomassa geoogst. Het bezonken materiaal wordt separaat afgevoerd.

FIGUUR 6 FUNCTIONEEL SCHEMA VAN EEN MICROSCHAALDIERENREACTOR. NAAST DEZE NATTE STROMEN VINDT OOK NOG BELUCHTING PLAATS IN DE REACTOR, OMWILLE VAN HET OVERZICHT STAAT DIT NIET ALS MASSASTROOM VERMELD

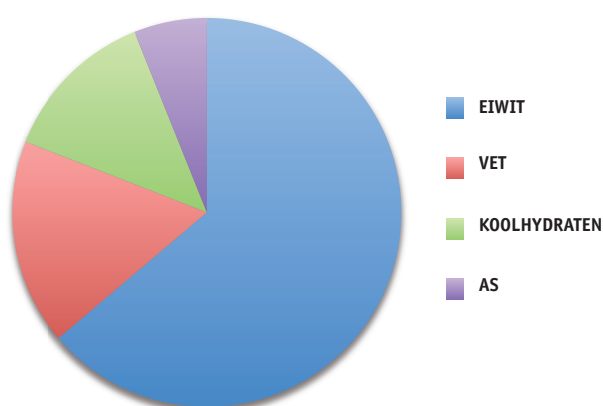


BIJLAGE II

WAARDEBEPALING VAN DE GEOOGSTE BIOMASSA

Microschaaldieren worden momenteel zeer beperkt verhandeld, wat het lastig maakt om de biomassa een exacte waarde te geven. De ruwe samenstelling van microschaaldieren is echter redelijk goed bekend (figuur 7): 59% (19%-75%) eiwit, 16% (6%-24%) vet, 12% (5%-17%) koolhydraten en 12% (1%-30%) as (Rottman et al., 1992; Cauchie et al., 1999).

FIGUUR 7 TYPISCHE SAMENSTELLING MICROSCHAALDIEREN



Met deze ruwe samenstelling kan de waarde worden geschat van de verschillende componenten wanneer deze in verschillende segmenten zouden worden afgezet. Zo kan de component eiwit bijvoorbeeld afgezet worden in het lage (non-food) segment als organische stikstofmest (€0,50 per kg droge stof), in het middensegment als eiwitbron (te vergelijken met vismeelpellets, rond €1,40 per kg droge stof) en in het hoge segment als speciaalvoer voor siervis (€500 per kg droge stof). De component eiwit heeft dan een waarde-aandeel van $(59\% \times €0,50) = €0,30$ in een kilogram *Daphnia* in het lage segment, $(59\% \times €1,40) = €0,83$ in het middensegment en $(59\% \times €500,00) = €296,60$ in het hoge segment. Door deze waarde-aandelen op te tellen kan een indicatieve waarde worden gegeven van de biomassa als geheel, afhankelijk van kwaliteit en het aandeel van de biomassa-component (Tabel 6). Voor de genoemde prijzen is zoveel mogelijk gezocht naar actuele prijzen voor grondstoffen in bulk, met name de prijsinformatiedesk van het Landbouweconomisch Instituut (LEI, 2013). In deze prijzen dienen echter ook de kosten voor verwerking meegenomen te worden. Hier is nog geen ervaring mee, maar over het algemeen kan gesteld worden dat de relatieve verwerkingskosten toenemen naarmate de producten hoogwaardiger zijn. De relatieve verwerkingskosten zijn daarom arbitrair geschat op 20%, 30% en 50%. De hoogste waarde van *Daphnia* is echter niet alleen afhankelijk van de gemiddelde opbrengst van de bestanddelen en de verwerkingskosten, maar ook van de kwaliteit van de biomassa. Bij *Daphnia* gekweekt op een rioolwaterzuivering is het niet waarschijnlijk dat deze stoffen van farmaceutische kwaliteit op kan leveren. Daarom is in het rapport een netto waarde van €10,00 per kg als hoogste waarde aangehouden voor *Daphnia*-biomassa.

TABEL 6 INDICATIEVE WAARDERING VAN MICROSCHAALDIERENBIOMASSA, GEBASEERD OP RUWE SAMENSTELLING EN GECORRIGEERD VOOR VERWERKINGSKOSTEN (€/KG DROGE STOF)

component	laag segment (€/kg)	middensegment (€/kg)	topsegment (€/kg)
eiwit	organische mest € 0,50	vismeel € 1,40	speciaalvoer € 500
vet	biodiesel € 1,00	visolie € 3,00	omega-3 € 500
koolhydraten	chitine € 4,50	chitosan food € 12,00	chitosan farma € 1.000
as	kunstmest € 0,40	kunstmest € 0,40	gazonmest € 1,00
gewogen totaal	€ 1,02	€ 2,78	€ 497
netto opbrengst	€ 0,71	€ 1,95	€ 249