

KWR 2022.048 | juli 2022

Hergebruik van actieve kool voor OMV verwijdering uit afvalwater

Hergebruik van actieve kool uit de drinkwaterbereiding en lactoseproductie

Samenwerkingspartners



Rapport

Hergebruik van actieve kool voor OMV verwijdering uit afvalwater

Hergebruik van actieve kool uit de drinkwaterbereiding en lactoseproductie

KWR 2022.048 | Juli 2022

Opdrachtnummer

402686

Projectmanager

Frank Oesterholt

Opdrachtgever

TKI water en maritiem

Auteurs

Nienke Koeman-Stein, Julian Muñoz Sierra, Tessa van den Brand, Martijn Bovee, Aalke Lida de Jong

Kwaliteitsborgers

Roberta Hofman-Caris, Emile Cornelissen

Verzonden naar

Consortiumpartners

Deze activiteit is mede gefinancierd met PPS-financiering uit de Toeslag voor Topconsortia voor Kennis en Innovatie (TKI's) van het ministerie van Economische Zaken en Klimaat en de resultaten zijn openbaar.

Keywords

hergebruik, organische microverontreinigingen, afvalwater, actieve kool

Jaar van publicatie
2022

Meer informatie
Nienke Koeman
T
E nienke.koeman@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR

Juli 2022 ©

Alle rechten voorbehouden aan KWR. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Samenvatting

Het gebruik van persoonlijke verzorgingsproducten, voedingssupplementen en geneesmiddelen neemt almaar toe. Dit is deels te wijten aan de vergrijzing en de groei van de bevolking. Bij het gebruik van persoonlijke verzorgingsproducten komt een (groot) gedeelte van deze producten direct in het afvalwater terecht. Voor voedingssupplementen en nog meer voor geneesmiddelen geldt dat deze na inname niet of slechts gedeeltelijk worden afgebroken in het menselijk lichaam. Ze verlaten het lichaam dan via urine of feces.

Via het afvalwater komen deze stoffen vervolgens in rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) terecht. RWZI's zijn echter niet ontworpen om deze organische microverontreinigingen (OMV's) om te zetten en/of te verwijderen. Dit betekent dat ongeveer de helft uit het rioolwater wordt verwijderd. Sommige van de OMV's worden bijna volledig verwijderd, maar andere vrijwel niet en worden dan via de RWZI op het oppervlaktewater geloosd. Dit kan nadelige effecten hebben op het milieu, maar ook problemen veroorzaken in de drinkwatervoorziening. Waterschappen maar ook drinkwaterbedrijven, die oppervlaktewater of oeverfilteraat gebruiken als bron, zien zich daarom in toenemende mate genoodzaakt om plannen te maken voor uitbreiding van de rioolwaterzuivering of drinkwaterproductieprocessen, zodat dergelijke stoffen in de toekomst effectief worden verwijderd. Naast huishoudelijk afvalwater zijn ook gewasbeschermingsmiddelen (GBM) afkomstig van tuinbouwbedrijven een bron van OMV's op RWZI's. In gebieden waar veel glastuinbouw bedrijven zijn gevestigd, bestaat soms tot wel 25% van het influent uit tuinbouwfvalwater.

Technologie

Verwijdering van organische microverontreinigingen uit afvalwater kan met verschillende technologieën worden gerealiseerd. Aangetoond is dat actieve kool dat als poederkool wordt gedoseerd aan het afvalwater hiervoor uitermate geschikt is. Verse actieve kool die uit steenkool wordt gemaakt, is echter geen duurzame bron. Daarom is in dit project onderzocht of het gebruik van poederkool die al is toegepast bij de drinkwaterproductie en poederkool die is gebruikt bij de lactoseproductie in een zuivelindustrie, geschikt zijn voor de verwijdering van OMV's uit communaal afvalwater en/of afvalwater van de tuinbouw.

Uitdaging

De beschikbare poederkool slurries als restproduct van de drinkwaterproductie en de lactoseproductie zijn bemonsterd en geanalyseerd op samenstelling, variabiliteit en beschikbaarheid. Via laboratoriumtesten is zowel de restadsorptiecapaciteit als de desorptie van reeds gebonden stoffen onderzocht. Daarbij is gebruik gemaakt van werksuspensies met gewasbeschermingsmiddelen (standaardwater) en organische microverontreinigingen (gebaseerd op de STOWA gidsstoffen). Vervolgens zijn bioreactortesten met actief slib uitgevoerd om het effect van de hergebruikte poederkool onder zuiveringscondities te testen. Naast dit praktische werk is een milieu-impact analyse uitgevoerd waarbij de hergebruikte poederkool is vergeleken met verse poederkool, is aandacht gegeven aan de juridische aspecten die gekoppeld zijn aan hergebruik van poederkool en is voor de toepassing van één van de koolsoorten een businesscase opgesteld.

Resultaat

Dit onderzoek heeft aangetoond dat hergebruik van poederkool uit de drinkwaterproductie en lactoseproductie voor de verwijdering van OMV's in een RWZI technologisch gezien mogelijk is. Desorptie van reeds gebonden OMV's aan de poederkool uit de drinkwaterproductie blijkt bij de onderzochte condities niet op te treden en de restadsorptiecapaciteit is nog ruim voldoende. De poederkool uit de lactoseproductie is sterk verzadigd met goed biologisch afbreekbare componenten (lactose, vitamine B2). In het actiefslib van de RWZI wordt deze poederkool deels geregenereerd waardoor er weer adsorptiecapaciteit ontstaat voor OMV's. Omdat door hergebruik van poederkool de productie van verse poederkool wordt vermeden is de bereikte

milieuwinst aanzienlijk (meer dan 80 % reductie ten opzichte van gebruik van verse poederkool). Er is bovendien een interessante (financiële) business case, waarbij er kansen zijn voor alle partijen om aanzienlijk te besparen op de kosten ten opzichte van het gebruik van verse poederkool. Met inprijzing van de CO₂ reductie wordt de business case nog sterker.

Om het poederkoolslib als afvalstof in te kunnen zetten dient de ontvangende RWZI vergund te zijn om als afvalverwerker deze afvalstof in te nemen. Hiertoe dient in de vergunning van de RWZI de euralcode 19.09.02 voor waterzuiveringslib opgenomen te worden.

Inhoud

Samenwerkingspartners	2
Rapport	3
Samenvatting	4
Inhoud	6
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding	9
1.2 Verwijdering van OMVs	10
1.3 Doel	11
1.4 Leeswijzer	11
2 Materiaal en methode van adsorptie experimenten	12
2.1 Actieve kool monsters	12
2.2 Werksuspensies met OMVs	12
2.3 Vaststellen restadsorptiecapaciteit met batch experimenten	14
2.4 Vaststellen restadsorptiecapaciteit met bioreactorexperimenten	15
3 Effect van desorptie bij hergebruik van poederkool	17
3.1 Desorptie van organische stof	17
3.2 Desorptie van PFAS	17
3.2.1 Mogelijkheid tot desorptie gebaseerd op literatuurwaardes	17
3.2.2 Desorptietest met steekmonster	19
4 Resultaten verwijdering met poeder actieve kool in effluent (als nazuivering).	20
4.1 Verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen	20
4.1.1 Verwijdering door Dunea-kool	20
4.1.2 Vergelijking met verse kool	21
4.2 Verwijdering van gidsstoffen	22
4.2.1 Invloed van effluent type	23
4.2.2 Restadsorptie capaciteit actieve kool FrieslandCampina (Veghel)	24
5 Resultaten verwijdering OMVs uit influent in bioreactoren met verse kool en Dunea-kool	26
5.1 Verwijdering van OMVs in bioreactoren	26
5.1.1 Effect CZV concentratie op OMV verwijdering	27

6	Resultaten verwijdering OMVs uit influent in bioreactoren met FrieslandCampina-kool	30
6.1	Inleiding	30
6.2	Resultaten	30
6.3	Conclusies en aanbevelingen FrieslandCampina kool	34
7	Consequenties van poederkool op de slibproductie en -verwerking	35
7.1	Inleiding	35
7.2	Methode	35
7.3	Resultaten	36
8	Milieu impact analyse	39
8.1	Inleiding	39
8.2	Methodiek	39
8.2.1	Scope en concept beschrijving.	39
8.2.2	Functionele eenheid	39
8.2.3	Systeemgrenzen	40
8.2.4	Rekenmethodiek	40
8.2.5	Data inventarisatie	41
8.3	Resultaten	42
8.4	Sensitiviteitsanalyse	43
8.4.1	Elektriciteit	43
8.4.2	Soorten kool	43
8.4.3	Slibverwerking	43
8.5	Vergelijking met eerder onderzoek.	43
9	Business case	45
9.1	Inleiding	45
9.2	Uitgangspunten business case	45
9.3	Resultaat berekening business case	46
9.4	Conclusie	47
10	Juridische aspecten bij hergebruik poederkoolslib	48
11	Beschikbaarheid actieve kool voor hergebruik	50
12	Conclusies en aanbevelingen	51
12.1	Conclusies	51
12.2	Aanbevelingen	52
13	Referenties	52
I	Resultaten verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen uit standaard water met Dunea-kool	54
II	Verwijdering van OMVs door verse en Dunea-kool	57
III	Ruwe data bioreactor experiment met FrieslandCampina Borculo actieve kool.	59
IV	Berekeningen slibproductie	61

V Extra figuren milieu-impact analyse

62

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Het gebruik van persoonlijke verzorgingsproducten, voedingssupplementen en geneesmiddelen neemt almaar toe. Dit is deels te wijten aan de vergrijzing en de groei van de bevolking. Bij het gebruik van persoonlijke verzorgingsproducten komt een (groot) gedeelte van deze producten direct in het afvalwater terecht. Voor voedingssupplementen en nog meer voor geneesmiddelen geldt dat deze na inname niet of slechts gedeeltelijk worden afgebroken in het menselijk lichaam. Ze verlaten het lichaam dan via urine of feces.

Via het afvalwater komen deze stoffen vervolgens in rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) terecht. RWZI's zijn echter niet ontworpen om deze organische microverontreinigingen (OMVs) om te zetten en/of te verwijderen. Dit betekent dat gemiddeld zo'n 40-60% uit het rioolwater wordt verwijderd (Berkhof, Boersma et al. 2018). Sommige van de OMVs worden bijna volledig verwijderd, maar andere vrijwel niet en worden dan via de RWZI op het oppervlaktewater geloosd. Dit kan nadelige effecten hebben op het milieu, maar ook problemen veroorzaken in de drinkwatervoorziening. Waterschappen maar ook drinkwaterbedrijven, die oppervlaktewater of oeverfiltraat gebruiken als bron, zien zich daarom in toenemende mate genoodzaakt om plannen te maken voor uitbreiding van de RWZI of drinkwaterprocessen zodat dergelijke stoffen in de toekomst effectief worden verwijderd.

Specifiek voor OMVs, zoals geneesmiddelen en hun metabolieten, bestaan op dit moment nog geen vastgestelde normen voor het effluent van afvalwaterzuiveringsinstallaties. Wel heeft de Tweede Kamer het Ministerie van Infrastructuur en Milieu aangespoord, bijvoorbeeld met de Ketenaanpak Medicijnresten uit Water, dit voortvarend op te blijven pakken. Daarnaast is het verwijderen van organische microverontreinigingen, zowel medicijnresten als gewasbeschermingsmiddelen, van belang voor het behalen van de doelen van de Kader Richtlijn Water (KRW).

Naast huishoudelijk afvalwater zijn ook gewasbeschermingsmiddelen (GBM) afkomstig van tuinbouwbedrijven een bron van OMVs op RWZI's. In gebieden waar veel glastuinbouw bedrijven zijn gevestigd, bestaat soms tot wel 25% van het influent uit tuinbouwafvalwater.

Voor de glastuinbouw is in het 'Hoofdlijnenakkoord zuivering glastuinbouw' de afspraak vastgelegd dat per 1 januari 2018

- het drainwater bij substraatteelt,
 - drainagewater bij grondgebonden teelt en
 - filterspoelwater indien voor het spoelen van het filter drainwater of bemest gietwater wordt gebruikt,
- voorafgaand aan de lozing op oppervlaktewater of het vuilwaterriool, moet worden gezuiverd. Hierbij moet ten minste 95% van de gewasbeschermingsmiddelen worden verwijderd. Voor collectieve zuiveringen was het onder voorwaarden mogelijk om uitstel te krijgen tot 1-1-2021.

Binnen de Nederlandse glastuinbouw zijn meerdere collectieven in ontwikkeling en in het afvalwater van die tuinbouwcollectieven zal vaak ook toiletspoelwater e.d. aanwezig zijn. In dit huishoudelijk afvalwater kunnen ook medicijnresten aanwezig zijn. Wanneer tuinders willen toewerken naar een volledig gesloten waterkringloop is de verwijdering van medicijnresten uit dit water een voorwaarde voor hergebruik. Daarnaast is in algemene zin de verwijdering van zowel medicijnresten als gewasbeschermingsmiddelen uit afvalwater uit afvalwaterzuiveringsinstallaties (AWZI's) en rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) ook steeds actueler, omdat er steeds meer aandacht komt voor het hergebruik van het effluent en daarmee voor de verwijdering van OMVs.

1.2 Verwijdering van OMVs

Adsorbentia worden reeds lange tijd ingezet voor de verwijdering van OMVs. Waterbedrijf Dunea gebruikt bijvoorbeeld verse poederkool in de drinkwaterbereiding, voor de verwijdering van kleur en OMVs in lage gehalten uit voorbehandeld Maaswater (Dunea 2021). Andere drinkwaterbedrijven gebruiken (soms) granulair actief kool als barrière voor micro-organismen en schadelijke stoffen, zoals organische microverontreinigingen. In met name Duitsland en Zwitserland wordt actieve kool veelvuldig toegepast als extra stap na de biologische afvalwaterzuivering. Hieruit is gebleken dat actieve kool effectief is in de verwijdering van OMVs uit afvalwater. Ook veel gewasbeschermingsmiddelen worden verregaand verwijderd door middel van actieve kool (Foo and Hameed 2010).

Eerder onderzoek naar OMV-verwijdering met poederkool is vooral uitgevoerd met verse kool. Er is veel ervaring opgedaan met het bijmengen van poederkool aan biologische afvalwaterzuiveringen in Zwitserland (Obrecht, Thomann et al. 2015), maar ook in Nederland in het PACAS project (Poeder actief kool in actief slib systeem, (Berkhof, Boersma et al. 2018)). Door poederkool te doseren aan actief slib wordt het gemiddelde verwijderingsrendement van een groot aantal OMVs aanzienlijk verhoogd. Een dosering van 15 mg poederkool per liter influent leidt tot bijna een verdubbeling van het verwijderingsrendement ten opzichte van de referentiesituatie. Deze verbetering vertaalt zich ook in een verlaging van de milieurisico's op het watermilieu door het RWZI-effluent. Negatieve effecten op de zuiveringsprestaties en bedrijfsvoering zijn niet vastgesteld in de uitgevoerde test, er is zelfs een licht positief effect waargenomen op de fosfaatverwijdering en de slibverwerking. De kosten van poederkooldosering zijn laag in vergelijking met andere technologieën voor de verwijdering van microverontreinigingen. Om poederkooldosering toe te passen is een relatief kleine investering nodig, waarmee poederkooldosering een interessante 'no-regret'-maatregel is voor RWZI's waar verwijdering van microverontreinigingen gewenst is. Het toevoegen van actieve kool aan de afvalwaterzuivering verlaagt echter wel de duurzaamheid van de zuivering. Bij gebruik van 25 mg/l verse poederkool gemaakt uit steenkool, wordt de duurzaamheidsscore 36% lager dan bij conventionele afvalwaterzuiveringen zonder poederkool of andere methode voor de verwijdering van microverontreinigingen ((Berkhof, Boersma et al. 2018)).

Vanuit duurzaamheidsoogpunt is het naar verwachting gunstig om gebruikte poederkool opnieuw te gebruiken. Mogelijke bronnen voor hergebruik van poederkool zijn drinkwaterzuiveringen of specifieke productzuiveringen in de voedingsmiddelenindustrie. In dit onderzoek is specifiek gekeken naar poederkool afkomstig van de drinkwaterzuivering van Dunea en poederkool afkomstig uit de productzuivering van Friesland Campina. Deze poederkoolstromen kunnen mogelijk worden hergebruikt in RWZI's voor de verwijdering van medicijnen en/of medicijnresten, of voor de behandeling van tuinbouwafvalwater (in een collectieve zuivering) ten behoeve van de verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen. Aangezien de OMVs anders van structuur zijn dan bijvoorbeeld de verwijderde kleurcomponenten uit de drinkwaterbronnen, is het mogelijk dat de hergebruikte kool nog voldoende adsorptiecapaciteit heeft voor OMVs. Daarnaast zullen de concentraties van OMVs in het afvalwater waarschijnlijk hoger zijn dan in drinkwaterbronnen, waardoor mogelijk nog adsorptie kan plaatsvinden, doordat een hogere evenwichtsconcentratie instelt. Een eerste oriënterende test met één monster hergebruikte actieve kool van Dunea (twee locaties) en afvalwater van RWZI Oijen wees inderdaad uit dat nog sprake is van een restadsorptiecapaciteit voor een selectief aantal OMVs is (Koeman-Stein 2019). Een aandachtspunt is de hoge concentratie organische stoffen in het afvalwater, die de adsorptie van OMVs mogelijk kunnen beperken doordat ze concurrerend adsorberen aan de kool. De resterende adsorptiecapaciteit van deze kool, en de variatie hierin bij verschillende batches of van verschillende drinkwaterzuiveringen, zal moeten worden vastgesteld. Een punt van aandacht hierbij is ook de desorptie van de stoffen die al aan de kool geadsorbeerd zijn. Welke stoffen zijn dit en in hoeverre desorberen deze onder de omstandigheden zoals aanwezig in een RWZI en AWZI?

De poederkool van FrieslandCampina is naar verwachting hoog verzadigd. Vanwege de specifieke toepassing gericht op de verwijdering van vitamine B2 bij de productie van zuivere lactose, is het denkbaar dat bij dosering van deze verzadigde poederkool op de juiste positie in een RWZI het geadsorbeerde vitamine B2 en lactose in het biologische zuiveringsproces worden afgebroken. Hierdoor ontstaat mogelijk ruimte voor nieuwe adsorptie van bijvoorbeeld OMVs. Dit is tot op heden in de praktijk nog niet getest.

Dit rapport beschrijft de resultaten van experimenten met gebruikte kool afkomstig van Dunea en Friesland Campina. Ter vergelijking worden ook experimenten met verse kool beschreven. Daarnaast is de impact op het milieu geanalyseerd in vergelijking met het gebruik van verse poederkool, en is een kosten analyse gemaakt. Ook zijn juridische aspecten die van toepassing zijn bij hergebruik van actieve kool, meegenomen.

1.3 Doel

Dit project heeft als doel om te bepalen wat de geschiktheid is van gebruikte poederkool van Dunea en Friesland Campina voor verwijdering van (resten van) geneesmiddelen en/of gewasbeschermingsmiddelen. Hierbij zijn zowel de technische haalbaarheid, als de praktische toepassing beoordeeld. Dat laatste is gedaan door het uitvoeren van een milieu-impact analyse, door het opstellen van een business case en het overwegen van juridische aspecten.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk twee zijn de experimentele methodes beschreven. In hoofdstuk drie tot en met zes zijn de experimentele resultaten beschreven. Hoofdstuk drie beschrijft de variatie in batches, en desorptie. Hoofdstuk vier beschrijft de effectiviteit van poederkool als nazuiveringsstap, hoofdstuk vijf en zes beschrijven de effectiviteit van het poederkool bij toepassing in de actief slib tanks, en hoofdstuk zeven gaat in op de consequenties van het doseren van poederkool voor de slibproductie en verwerking. Op basis van de experimentele resultaten is in hoofdstuk acht een milieu-impact analyse gedaan, en is in hoofdstuk negen de businesscase beschreven. In hoofdstuk tien komen tenslotte de juridische aspecten aan bod. Hoofdstuk elf gaat in op de beschikbaarheid van actieve kool. Hoofdstuk twaalf bevat de eindconclusies over de geschiktheid van het toepassen van hergebruikte actieve kool voor de verwijdering van organische microverontreinigingen in afvalwater.

2 Materiaal en methode van adsorptie experimenten

2.1 Actieve kool monsters

Er is in dit onderzoek gebruik gemaakt van vier verschillende soorten kool:

1. De kool van Dunea voor het experimentele onderzoek betreft een steekmonster gewonnen uit de spoelwaterbuffer op de productielocatie in Katwijk. Het is een slurry waarvan de droge stof fractie bestaat uit 27% poederkool. De overige droge stof bestaat uit zwevend stof wat is afgevangen met het zandfilter. Dit bestaat uit ijzer, mangaan, 'carry over' uit de ontharding (CaCO_3) en organisch materiaal. De zandfilters worden gemiddeld na één week gespoeld. Het zwevend stof wordt opgevangen in een spoelwaterbuffer. Daar wordt ijzerchloride toegevoegd om het bezinken te bevorderen. De buffer is bijna een jaar in gebruik geweest en het steekmonster is representatief voor kool wat gedurende alle seizoenen in een jaar belast wordt. De gebruikte actieve kool is SA Super van Cabot.
2. De kool van FrieslandCampina is afkomstig van twee locaties: Veghel en Borculo. De actieve kool van Veghel is NORIT SA2. Bij de lactose-in-oplossing worden actieve kool en decaliet (Decalite Perliet is een Aluminium, kalium en natrium complex silicaat) toegevoegd in een tank. Na een bepaalde contacttijd wordt het lactose-kool-mengsel over een filterpers geleid. Het verkregen filterkoekmengsel heeft een droge stof gehalte van gemiddeld 64%. De verkregen filterkoek valt in een container en wordt daarna afgevoerd. Het gebruikte monster is in ongeveer drie dagen genomen waarbij er ongeveer 76 oploscharges in de opslagcontainer aanwezig waren. Daarmee wordt verondersteld dat het monster representatief is voor actieve kool zoals dat door FrieslandCampina geleverd kan worden.
3. De actieve kool uit Borculo is Norit PN2. Die is gemengd met decaliet, en heeft een droge stof gehalte van 33%. Het is een steekmonster.
4. De verse kool is SAE Super van Cabot. Deze actieve kool wordt door de leverancier aangeraden voor toepassing in afvalwaterzuiveringen voor de verwijdering van microverontreinigingen. Hij heeft veel mesoporiën zodat er weinig blokkering door opgeloste organische stof plaatsvindt, en veel microporiën, waarin vervolgens de OMVs kunnen adsorberen.

Van alle vier de koolsoorten is een suspensie gemaakt in demiwater met een bekend gehalte aan droge stof, waardoor de dosering nauwkeurig kon worden uitgevoerd.

2.2 Werksuspensies met OMVs

De restadsorptie van de kool is vastgesteld voor verschillende microverontreinigingen. Voor gewasbeschermingsmiddelen (GBM) is gekozen voor standaard water in de glastuinbouw, wat tien gewasbeschermingsmiddelen met elf werkzame stoffen bevat (Tabel 2-1). De samenstelling van standaard water wordt beschreven in (Ruijven, Os et al. 2016). Naast GBM zijn ook zouten, organische stof (10 mg/l) en kleideeltjes aanwezig in het water.

Tabel 2-1: gewasbeschermingsmiddelen in standaard water

Geformuleerd product	Werkzame stof	Concentratie in Standaard Water ($\mu\text{g/l}$)
Collis	Boscalid +	10

	kresoxim-methyl	5
Vertimec	Abamectine	50
Sumicidin	Esfenvaleraat	10
Admire	Imidacloprid	4
Rovral Aquaflo	Iprodion	50
Runner	Methoxyfenozide	10
Pirimor	Pirimicarb	2
Plenum 50 WG	Pymetrozine	50
Tracer	Spinosad	10
Rizolex	Tolclofos-methyl	3

Om de restadsorptie voor geneesmiddelen te bepalen is gebruik gemaakt van de lijst met gidsstoffen en kandidaat gidsstoffen die door Stowa is vastgesteld (Stowa, I&W et al. 2020). Op basis van analyses van effluent van RWZI Dordrecht (Berkhof, Boersma et al. 2018), RWZI Gouda (5 metingen), Hapert (1 meting), en Heeswijk Dinther (12 metingen) zijn de concentraties bepaald die middels spiken worden toegevoegd aan het effluent. Er is besloten het effluent te spiken met concentraties die min of meer gelijk zijn aan de over het algemeen in effluent aangetroffen concentraties. Dit om ervoor te zorgen dat de stof zeker in voldoende hoge concentratie aanwezig is. Wanneer de stof al in het effluent aanwezig was in de representatieve concentratie, zal de concentratie ongeveer verdubbeld worden. Het effluent is vooraf niet geanalyseerd. Door te spiken is tenminste de gewenste concentratie aanwezig. Ook bij de experimenten waar influent is gebruikt, is gespiked met deze concentraties aan gidsstoffen.

Tabel 2-2: (kandidaat) gidsstoffen en de toegevoegde concentratie aan effluent (Stowa, I&W et al. 2020)

(kandidaat) gidsstoffen:	Concentratie toe te voegen	Kandidaat (k) of gidsstof (g)
	µg/l	
Som 4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool)	0,5	G
Amisulpride	0,2	K
Azitromycine	0,4	K
Benzotriazool	5	G
Candesartan	0,03	K
carbamazepine	0,5	G
Citalopram	0,1	K
Clarithromycin	0,3	G
Diclofenac;	0,25	G
Furosemide	1,5	K
Gabapentine	1	K
Hydrochloorthiazide	2	G
Irbesartan*	0	K
metoprolol	2,5	G
propranolol	0,2	G

sotalol	4	G
sulfamethoxazol	0,5	G
Trimethoprim;	0,2	G
Venlafaxine	0,2	K

* Irbesartan is aangewezen als kandidaat gidsstof maar is zeer slecht oplosbaar. Het is daarom lastig om deze stof toe te voegen. Irbesartan is wel gemonitord bij een deel van de experimenten.

2.3 Vaststellen restadsorptiecapaciteit met batch experimenten

Om de (rest)adsorptiecapaciteit voor de verschillende stoffen in de relevante matrix te bepalen, zijn batch experimenten gedaan. Om de restadsorptie voor gewasbeschermingsmiddelen te bepalen is een suspensie van slurry van Dunea-kool gemaakt (6,27 g actieve kool (AC)/l; 23,2 g slurry/l) en toegevoegd in bekende hoeveelheden (mg AC/l: 9,4; 18,8; 28,2; 37,6; 47,1; 56,5; 75,3; 94,1) aan 1,0L standaard water van de glastuinbouw (Ruijven, Os et al. 2016). Dit is synthetisch samengesteld water wat representatief is voor drainwater in de glastuinbouw (zie Tabel 2-1 voor de actieve stoffen hierin).

Om de restadsorptie van de kool voor OMVs te bepalen is een koalsuspensie (verse kool: 1,0 g/l; Dunea kool 6,27 g AC/l; FC Veghel 9,4 g AC/l) in bekende hoeveelheden toegevoegd aan 1,0L gespiked effluent van rioolwaterzuivering Heeswijk Dinther, of rioolwaterzuivering Gouda (25 november 2020, droog weer aanvoer) Tabel 2-3 geeft de concentratie actieve kool na toevoegen aan effluent in batchexperimenten. Dit effluent is gespiked met een stockoplossing (0,2 ml van een 5000x geconcentreerde stock) van organische microverontreinigingen zoals weergegeven in Tabel 2-2.

Tabel 2-3: concentratie actieve kool na toevoegen aan effluent in batchexperimenten. Voor het bepalen van de restadsorptiecapaciteit van Duneakool is effluent gebruikt van RWZI Heeswijk Dinther en RWZI Gouda. Voor de kool uit Veghel, en de verse kool is effluent van RWZI Heeswijk Dinther gebruikt.

Duneakool Concentratie actieve kool na toevoegen (mg/l)	FrieslandCampina Veghel Concentratie actieve kool na toevoegen (mg/l) Effluent Heeswijk Dinther	Vers Concentratie actieve kool na toevoegen (mg/l) Effluent Heeswijk Dinther
18,8 – Gouda	9,4	5
37,6 – Gouda	18,9	10
69,0 – Gouda	28,3	15
18,8 – Heeswijk Dinther	37,7	20
37,6 – Heeswijk Dinther	47,2	25
69,0 – Heeswijk Dinther	56,6	30
	75,5	40
	94,3	50

In alle batchexperimenten met effluent is het water minimaal 2 uur geroerd met 400 rpm bij 20°C. Vervolgens is het water gefiltreerd over een 0,45 micrometer cellulosenitraatfilter om de actieve kool af te scheiden en de adsorptie te stoppen. Er is verondersteld dat er na 2 uur een evenwichtsconcentratie is ontstaan. Voor de adsorptie van gewasbeschermingsmiddelen aan verse kool is dit een correcte veronderstelling (Koeman-Stein, Palmen et al. 2018). Voor hergebruikte kool is de kinetiek niet bepaald.

2.4 Vaststellen restadsorptiecapaciteit met bioreactorexperimenten

Om het effect van de actieve kool in de zuivering te testen, zijn bioreactorexperimenten gedaan. De gebruikte bioreactoren zijn van Applikon en gebruiken software van Applikon: BioXpert V2. Het volume was 2,5L. De volgende sensoren waren aanwezig: pH, T, DO, level-sensor om het volume constant te houden. Met de software worden de pompen en beluchting aangestuurd waardoor automatisch cycli van vullen, beluchten en afpompen ingesteld kunnen worden.

Bij de experimenten zijn influent en actief slib van de zuivering Heeswijk Dinther gebruikt. Het actief slib was een steekmonster. Het influent is een mengsel (1:1) van een steekmonster en een 24-uurs debietsproportioneel monster (het was praktisch niet mogelijk om 40L debietsproportioneel monster te ontvangen. Daarom is gekozen te mengen met een steekmonster). De monsters zijn genomen op vrijdag 12 maart 2021 (1,6 mm neerslag in De Bilt op 11 maart). Het influentmengsel is gespiked met de stockoplossing van gidsstoffen.

Bij de tweede set experimenten is weer influent van Heeswijk-Dinther gebruikt. Dit zijn steekmonsters geweest, zowel van het slib als van het influent (5x gedurende 5 weken, september – november 2021). Ook dit influent is gespiked.

De bioreactoren zijn gevuld met 2,5L slib (4,15 g/l droge stof). Daarna is gestart met een bezink en afpomp-fase (Tabel 2-4). Vervolgens is de ingestelde cyclus doorlopen.

Tabel 2-4: opzet van cyclus van de bioreactor experimenten

fase	tijdsduur
Vullen en beluchten	360 minuten
Bezinken	90 minuten
Afpompen	30 minuten
Aantal cycli per dag	3
HRT	18 uur

Bij het afpompen is 1,1L afgepompt en er is 1,1L influent toegevoegd, waardoor de hydraulische retentietijd (HRT) 18 uur is. De HRT is een RWZI is gemiddeld 16-24 uur (Ferrer-Polonio, White et al. 2018). Een HRT van 18 uur is daarmee representatief. Bij de eerste set experimenten (maart 2021) is bij de start van de eerste keer vullen, de benodigde hoeveelheid actieve kool toegevoegd voor in totaal 3,3L. Er wordt verondersteld dat het actieve kool niet wordt afgevoerd maar bezinkt. Dit is echter niet gecontroleerd.

Bij de tweede set experimenten is er bij de start van het experiment al actieve kool toegevoegd. Uitgaande van een continue dosering van 10 mg/l, een HRT van 18 uur en een slib retentietijd (SRT) van 14 dagen ontstaat in de reactor een steady state concentratie van (verzadigd) actieve kool 185 mg/l, en bij dosering van 20 mg/l is de steady state concentratie 370 mg/l, en bij 40 mg/l 748 mg/l. Dit is bij de start van het experiment al gedoseerd. Dit zal verzadigd raken met organisch materiaal uit de slibfractie. Vervolgens is er pas aan het eind van de beluchte fase actieve kool toegevoegd, proportioneel met het vers toegevoegde gespikete influent (10, 20 of 40 mg actieve kool/l influent). Doordat het pas aan het eind van de beluchte fase wordt toegevoegd, is de veronderstelling dat het BZV uit het influent al grotendeels verwijderd is door het slib, en het kool dus voornamelijk niet-biodegradeerbare stoffen adsorbeert.

Voor de experimenten met verse kool, en met kool van Dunea zijn 3 cycli doorlopen, gedurende 24 uur. Bij het experiment met de actieve kool van FrieslandCampina werd gedurende 30 dagen 3x per dag deze cyclus uitgevoerd. Het slib is een aantal keer gedeeltelijk afgevoerd doordat er aangroei van slib was. De hydraulische retentietijd was 18 uur, de slibretentietijd zal ongeveer rond de 20 dagen zijn geweest.

De concentratie organische microverontreinigingen in het gespikete effluent van RWZI Heeswijk Dinther (het influent van de bioreactor) en in het afgepompte water (effluent van de bioreactor) werd regelmatig gemeten. In

Bijlage I zijn de concentraties na het spiken gegeven. De experimenten zijn uitgevoerd met het gespikete influent. Alle concentraties in het influent liggen boven de rapportagegrens. Alle genoemde concentraties kool zijn op basis van aanwezige kool. De totaal toegevoegde massa is hoger doordat er ook nog aanhangende stoffen en water zijn gedoseerd.

3 Effect van desorptie bij hergebruik van poederkool

3.1 Desorptie van organische stof

Actieve kool wordt bij Dunea vooral ingezet voor de verwijdering van kleur. Daarnaast worden ook nog OMVs verwijderd. Indien dit andere componenten zijn dan aanwezig in het afvalwater, kunnen deze desorberen. De vraag is of dit een probleem is. Ten eerste is het organische stof gehalte in afvalwater/ influent van de RWZI veel hoger dan het gehalte organisch stof in het drinkwaterproces. De kans op desorptie is daardoor beperkt. Vervolgens kunnen de kleurcomponenten misschien ook nog biologisch afgebroken worden door het slib. Dit hangt af van de aard van de componenten.

Om de mogelijkheid tot desorptie te onderzoeken is de actieve kool in demiwater gebracht. In demiwater werd een desorptie gezien van totaal organisch koolstof (TOC). De TOC concentratie in het water nam toe van 0,71 naar 28 mg/l bij een dosering van 3,6 g actieve kool/l. Dit kwam overeen met 7,6 mg TOC/ gram actieve kool van Dunea. De TOC concentratie in drinkwater is gemiddeld <1 mg/l. De adsorptie heeft plaatsgevonden bij deze concentratie en daar is een evenwicht ingesteld. De CZV concentratie in effluent is maximaal 125 mg CZV/l. In RWZI Groote Lucht was de effluent CZV concentratie 7-15 mg/l (Been 2018). Gemiddeld in Nederland in 2019 was de CZV concentratie in het influent 526 mg/l en in het effluent 38 mg/l. (Statline 2021). Hoewel TOC en CZV niet hetzelfde zijn, zijn ze wel allebei een maat voor de hoeveelheid organisch materiaal in het water. Op grond van deze waarden kan worden vastgesteld dat de concentratie organisch materiaal in het effluent aanzienlijk hoger zal zijn dan die in het drinkwater. Het is dan ook niet waarschijnlijk dat er bij dosering in effluent, desorptie zal plaatsvinden. Er is geen specifieke meting van organische microverontreinigingen gemeten. Die zouden wel kunnen desorberen als die wel in de bron van het drinkwater aanwezig zijn, maar niet in het afvalwater.

Er zijn geen biologisch zuurstof verbruik (BOD) experimenten gedaan om te onderzoeken of het gedesorbeerde TOC afgebroken kan worden door het slib.

Actieve kool wordt bij FrieslandCampina gebruikt bij de lactoseproductie. De verwachting is dat de TOC concentratie die geadsorbeerd is, hoog is. FrieslandCampina geeft aan dat er 2% aanhangend lactose in de natte slurry van de locatie Borculo aanwezig is. Dit komt overeen met 128 mg lactose/ gram actieve kool. In demiwater werd een desorptie gezien van TOC. De concentratie in het miliQwater nam toe van 1 µg/l tot 33 mg/l bij dosering van 6,4 g actieve kool (locatie Borculo) per liter of tot 68,3 mg/l bij dosering van 12,8 g actieve kool per liter. Er is daarmee 5,2 mg C/ g actieve kool gedesorbeerd. Wanneer verondersteld wordt dat dit allemaal uit lactose bestaat, is er 12,3 mg lactose per gram actieve kool gedesorbeerd. Er was 128 mg lactose per gram actieve kool geadsorbeerd. Daarmee kan dus 9,7% van het lactose desorberen in miliQ water. Lactose is goed biodegradeerbaar in afvalwater, in de aanwezigheid van zuurstof en een stikstofbron (Janczukowicz, Zieliński et al. 2008).

3.2 Desorptie van PFAS

3.2.1 Mogelijkheid tot desorptie gebaseerd op literatuurwaardes

Adsorptie en desorptie zijn evenwichtsprocessen. De actieve kool is gedoseerd aan (een halffabricaat) van drinkwater. Hierin zijn verschillende componenten PFAS aanwezig. Een steekmonster van het actieve kool van Dunea-Katwijk bevat 89 µg/kg droge stof (ds) PFOA en 230 µg/kg ds PFOS. De droge stof van het steekmonster bevatte 27% actieve kool. Er wordt voor de berekening van uitgegaan dat PFAS adsorbeert aan de actieve kool (en

niet aan de andere componenten in de droge stof fractie). De huidige norm voor drinkwater is 100 ng/l voor PFAS (som). De hoogste gemiddelde waarden in geproduceerd drinkwater (rein water) zijn in ng/L: 8,9 PFOS, 29 PFOA, 3,3 PFHxS en 0,57 PFNA (Kools, Meekel et al. 2021). Deze waardes zijn gevonden in verschillende drinkwaterproductielocaties. Hierbij wordt niet altijd actieve kool gebruikt. De gemiddelde concentraties PFAS in drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater zijn wel hoger dan in drinkwater geproduceerd uit grondwater (RIVM 2021). Actieve kool wordt vaker toegepast in de productie van drinkwater uit oppervlaktewater. De genoemde concentratie (hoogste gemiddelde waarden) is de (maximale) concentratie waarbij er een evenwicht is ingesteld met PFAS.

Effluent van RWZI's worden gezien als een (mogelijke) bron van PFAS in oppervlaktewater. Bij vier RWZI's zijn steekmonsters genomen voor meting van een aantal PFAS stoffen (Jans and Berbee 2020). Zowel de monsters als deze RWZI's zijn niet per se representatief voor alle RWZI's in Nederland, of voor de RWZI's van de waterschappen die deelnamen aan die steekproef. Eén bemonsterde RWZI behandelt industrieel en huishoudelijk afvalwater, één bemonsterde RWZI behandelt afvalwater waar ook tapijt-verwerkende industrie op loost, één behandelt niet gespecificeerd afvalwater en één RWZI behandelt afvalwater van onder meer een producent in veiligheidskleding. Dit zijn RWZI's waar dus mogelijke bronnen van PFAS op lozen en concentraties kunnen daarom bij deze locaties juist relatief hoog zijn. Bij een tweede set metingen zijn acht RWZI's bemonsterd (Stowa 2021-46). Hierin is onderscheid gemaakt tussen hoog, matig en laag belaste RWZI's afhankelijk van het type afvalwater wat ze ontvangen (industrieel, huishoudelijk of gemixt).

Bij metingen aan de vier bovengenoemde RWZI's is PFOS in het effluent aangetroffen met een concentratie van 1,7 – 20 ng/l. Bij de tweede set metingen zijn PFOS concentraties aangetroffen in het effluent van 23-34 ng/l (hoog belast), 3,2-30 ng/l (matig belast), en 1,3 -2,7 ng/l (laag belast).

Wanneer de concentratie in het influent van de zuivering lager is dan de evenwichtsconcentratie in het reinwater waarbij de kool beladen is, kan er desorptie ontstaan. Dat zou voor PFOS dus mogelijk kunnen zijn (maximaal gevonden reinwaterconcentratie 8,9 ng/l). Bij de gewenste dosering (20 mg/l kool = 74 mg/l DS), doseren we 17 ng/l PFOS wat geadsorbeerd is. Hoewel niet alle PFOS zal desorberen, kan er mogelijk een (klein) deel desorberen (gedrag lastig te voorspellen).

De waterkwaliteitseis voor oppervlaktewater voor PFOS is 0,65 ng/l. Dat betekent dat bij een desorptie van 5% er al een probleem ontstaat bij influent wat geen PFAS bevat. Het is echter zo dat het huidige effluent de norm dus al ruim overschrijdt.

Bij metingen aan vier RWZI's is PFOA in het effluent aangetroffen met een concentratie van 8,9 – 21 ng/l. In de tweede set is de aangetroffen concentratie 15-273 ng/l (hoog belast), 5,9-14 ng/l (matig belast) en 2,3-4,5 ng/l (laag belast). De hoogste gemiddelde waarde in geproduceerd drinkwater voor PFOA is 29 ng/l (geen Dunea-locatie). Dit is de maximale concentratie waarbij de belading van het kool is ontstaan. De aangetroffen concentraties in het effluent zijn lager bij laagbelaste tot matig belaste RWZI's dan de maximaal gevonden concentraties in het drinkwater. Dat betekent dat er in de geteste RWZI's een desorptie kan plaatsvinden. Bij de gewenste dosering (20 mg/l kool = 74 mg/l DS), doseren we 6,5 ng/l PFOA wat geadsorbeerd is aan het kool. De waterkwaliteitseis voor oppervlaktewater voor PFOA is 48 ng/l. Wanneer er desorptie optreedt, hoeft dit niet te leiden tot een overschrijding van de norm, hoewel er gestreefd zou moeten worden naar een situatie waarin er helemaal geen PFAS desorbeert. Het is ongewenst dat desorptie van PFAS van de kool bijdraagt aan verhoogde PFAS concentratie in het effluent.

Het PFAS wat niet desorbeert, komt terecht in het slib van de RWZI. Dit slib wordt verwerkt. Veel slib wordt vergist, waarna het restproduct verbrand wordt. Bij de verbranding kan PFAS in de lucht terecht komen, omdat de temperatuur over het algemeen niet hoog genoeg zal zijn voor de afbraak van PFAS. Daarvoor zijn zeer hoge temperaturen nodig. PFOS verbrandt bijvoorbeeld pas bij > 1100°C.

3.2.2 Desorptietest met steekmonster

Er zijn desorptietesten uitgevoerd waarbij 50 mg Dunea kool (locatie Katwijk, 185 mg droge stof) is gedoseerd aan 1L effluent van RWZI Utrecht (3 juni 2021, droog weer). Het RWZI effluent bevatte reeds 10 ng/l PFOA en 63 ng/l PFOS. Het PFOA gehalte is daarmee vergelijkbaar met analyses van steekmonsters van andere RWZI's. Het gehalte PFOS was hoger dan in vergelijking met de steekmonsters van andere RWZI's (Jans and Berbee 2020). De verwachting is dat er in de praktijk minder dan 50 mg/l actieve kool van Dunea gedoseerd hoeft te worden (zie hoofdstuk 4.2 en 5). Door meer te doseren in dit experiment dan verwacht in de praktijk, kan er (in theorie) ook meer desorberen dan in de praktijk verwacht wordt.

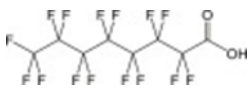
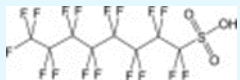
Na 7 dagen contact (constant roeren 300 rpm, 20°C) is het gehalte aan PFOA en PFOS in de oplossing bepaald. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3-1. Zowel van PFOA als van PFOS is de concentratie afgenomen. Het is daarmee te verwachten dat er geen desorptie van PFAS zal plaatsvinden maar dat er nog adsorptiecapaciteit voor deze stoffen resteert.

Tabel 3-1: PFAS gehalte in RWZI effluent en na 7 dagen contact met 50 mg/l Dunea kool

Watermonster	PFOA (ng/l)	PFOS
Effluent RWZI Utrecht (vers)	10	63
Effluent met Dunea kool op t=7d	7,1	26

Het experiment is niet representatief voor de daadwerkelijke situatie maar geeft wel een beeld van wat er te verwachten valt. Doordat een relatief hoge concentratie Dunea-kool is gedoseerd, is er daarmee ook een relatief hoge hoeveelheid PFAS (geadsorbeerd aan de kool) gedoseerd. Dit is echter netto niet gedesorbeerd. Daarmee is ook te verwachten dat er geen PFOA zal desorberen bij een lagere dosering actieve kool, omdat de concentratie in het effluent representatief lijkt te zijn voor RWZI effluent. De concentratie PFOS in het effluent was echter wel hoger dan verwacht. Bij een (veel) lagere concentratie PFOS in het effluent, is het niet duidelijk of er ook adsorptie plaatsvindt. De adsorptiecapaciteit van actieve kool voor PFOS lijkt hoger dan voor PFOA (Park, Wu et al. 2020). Tabel 3-2 geeft een aantal kenmerken voor PFOA en PFAS die een rol spelen bij de adsorptie aan actieve kool.

Tabel 3-2: Namen, afkortingen, aantal koolstoffen, structuren, octanol-water-verdelingscoëfficiënt (Log Kow), octanol-water-verdelingscoëfficiënt bij pH 7 (Log Dow bij pH 7), bulkdiffusiviteit (D) en minimale/maximale projectiediameterwaarden van de gemeten PFAS.

Component, aantal C atomen	Structuur	Log K _{ow}	Log D _{ow} bij pH7	Db (cm ² /sec)	Minimale/maximale projectiediameter (nm)a
Perfluorooctanoic acid (PFOA), C8		5,11	1,58	5,63 × 10 ⁻⁶	0,78/1,3
Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), C8		5,43	3,05	5,21 × 10 ⁻⁶	0,80/1,3

PFOS en PFOA zijn beide PFAS met een C-keten van 8 koolstoffen maar hebben een verschillende eindgroep. Deze verschillen veroorzaken een significant verschil in adsorptiegedrag. Met acht koolstoffen zijn het relatief grote PFAS. Deze adsorberen relatief goed. Kleinere PFAS adsorberen minder goed aan actieve kool. Dat betekent dat er met de actieve kool van Dunea minder kleine PFAS gedoseerd zal worden in de RWZI, maar ook dat de gedoseerde kool minder zal bijdragen aan het verwijderen van kleine PFAS uit RWZI water. Hoewel desorptie een aandachtspunt is, is het naar verwachting geen probleem.

Uit de experimentele resultaten blijkt dat er nog restadsorptiecapaciteit is voor de adsorptie van PFAS. Zeker bij hogere concentraties PFAS in het afvalwater kan actieve kool, ook het hergebruikte actieve kool van Dunea, een bijdrage leveren aan het verlagen van PFAS concentraties in het effluent.

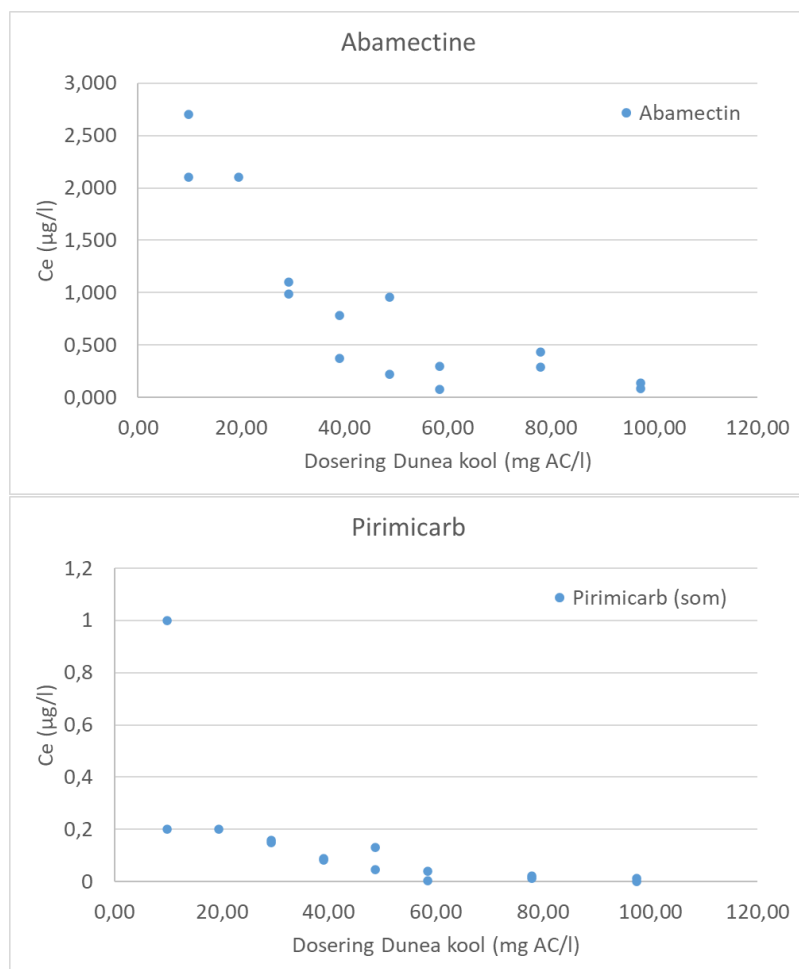
4 Resultaten verwijdering met poeder actieve kool in effluent (als nazuivering).

4.1 Verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen

De verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen met hergebruikte kool is onderzocht door middel van batch experimenten zoals beschreven in paragraaf 2.3. Hierbij is actieve kool gedoseerd aan standaard water van de glastuinbouw: water wat representatief is voor worst case afvalwater in de glastuinbouw.

4.1.1 Verwijdering door Dunea-kool

Het was mogelijk om met de kool van Dunea (locatie Katwijk) alle gewasbeschermingsmiddelen te verwijderen. Figuur 4-1 geeft de evenwichtsconcentraties van abamectine en pirimicarb als voorbeeld van de verwijdering van de elf actieve stoffen na dosering van Duneakool. De overige resultaten staan in Bijlage I.



Figuur 4-1: evenwichtsconcentratie na dosering van Duneakool (Katwijk). De gedoseerde hoeveelheid is aangegeven in mg actieve kool/l. De droge stof bestaat voor 27% uit actieve kool.

Om het in te zetten als alternatief voor verse kool om te kunnen voldoen aan de zuiveringsplicht, moet er minimaal 95% van alle individuele stoffen verwijderd worden (Nederland 2016).

Tabel 4-1: Freundlich adsorptie isothermen van Dunea-kool per stof. Standaard formule $q_e = K \cdot C_e^{1/n}$. Benodigde hoeveelheid kool voor 95% verwijdering van de individuele componenten, *benodigde hoeveelheid actieve kool voor verwijdering van 99,5% imidacloprid. R^2 geeft de mate van betrouwbaarheid van de isotherm weer tussen 0 en 1. Een hogere waarde geeft een betrouwbaardere curve. De droge stof bestaat voor 27% uit actieve kool

Component	K	n	R ²	benodigde kool	benodigde droge stof
				g AC/m ³	g/m ³
Abamectine	233,8	1,9	0,7	33,9	125,7
Boscalid	350,8	2,6	0,7	9,5	35,2
Imidacloprid	103,8	2,6	0,7	18,5	68,4
				47,3*	175,2*
Kresoxim methyl	108,0	3,1	0,8	18,7	69,1
Methoxyfenozide	61,0	4,0	0,6	50,0	185,1
Pirimicarb	38,4	2,8	0,7	30,5	112,9
Pymetrozine	488,7	3,8	0,7	20,7	76,6
Spinosad	204,7	2,6	0,6	16,4	60,6
Tolclofos methyl				<9,7	<36
Iprodion	396,8	3,4	0,7	24,7	91,4
Fenvaleraat				<9,7	<36

Voor tolclofos methyl en fenvaleraat kon geen betrouwbare isotherm berekend worden. Al bij de minimaal gedoseerde hoeveelheid kool, werd een verwijdering van >95% gemeten, en bij alle andere doseringen was de concentratie onder de detectiegrens.

Om alle stoffen met minimaal 95% te verwijderen moet minimaal 50 mg/l actieve kool, overeenkomend met 185,1 mg/l droge stof, worden toegevoegd. Dan wordt imidacloprid ook met minimaal 99,5% verwijderd.

Methoxyfenozide is de slechts adsorberende stof, en daarmee bepalend voor de benodigde hoeveelheid kool.

4.1.2 Vergelijking met verse kool

In 2018 zijn er testen gedaan met standaard water en adsorptie aan verse kool (Koeman-Stein, Palmen et al. 2018). Hiervoor zijn twee granulaire actieve kolen, en twee actieve poederkoolsoorten getest. Deze actieve koolsoorten zijn aangeraden door de leveranciers (Chemviron en Cabot) voor gebruik in afvalwater. De kool die door Dunea is gebruikt (SA Super), is aangeraden voor gebruik bij drinkwaterproductie. Dit is een kool die een hogere adsorptiecapaciteit heeft.

Tabel 4-2: minimaal benodigde hoeveelheid actieve kool van vijf soorten kool om aan de lozingseis te voldoen

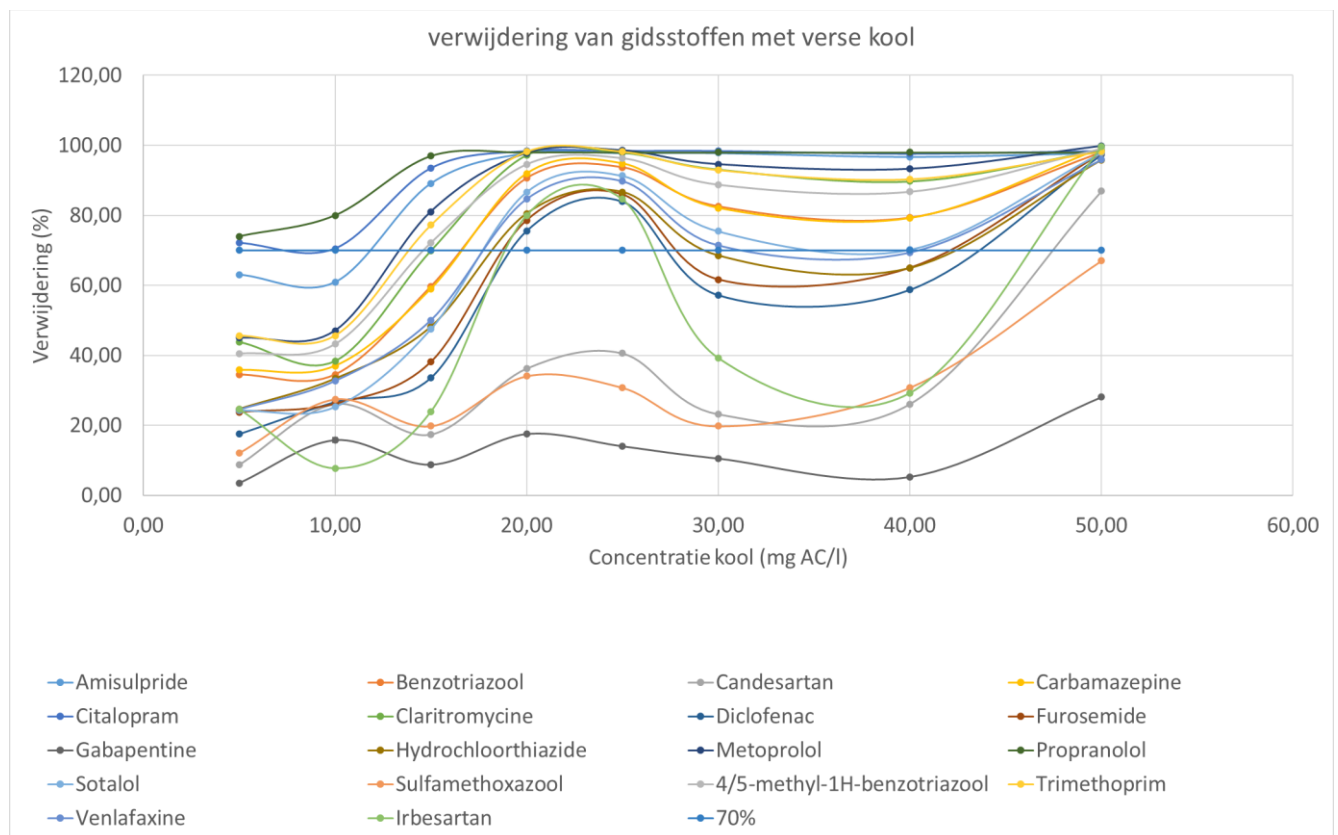
Soort kool	Minimaal benodigde hoeveelheid actieve kool voor verwijdering van 95% van alle stoffen en 99,5% imidacloprid (g AC/m ³)	Stof die hoeveelheid bepaalt
Dunea koolslurry (SA Super)	50,0	Methoxyfenozide
GAC400 (granulair kool)	391	Abamectine

HPC Super (granulair kool)	116	Abamectine
SAE Super (poeder kool)	255	Fenvaleraat
Pulsorb WP 235 (poeder kool)	71,3	Abamectine

De hoeveelheid kool van Dunea die nodig is, is lager dan van de verse koolsoorten die eerder zijn getest (Tabel 4-2). Het is duidelijk dat deze kool nog een hoge restadsorptie heeft. De kool zit in een slurry, en is maar 27% van het droge stof gehalte. Er is dus 185,1 g/l nodig op basis van droge stof gehalte. Dit is vergelijkbaar met de verse koolsoorten. Dit biedt perspectief voor het vervangen van verse kool door poederkool van Dunea, aangezien de hoeveelheid slurry hiermee niet significant toeneemt ten opzichte van het gebruik van bijvoorbeeld SAE Super.

4.2 Verwijdering van gidsstoffen

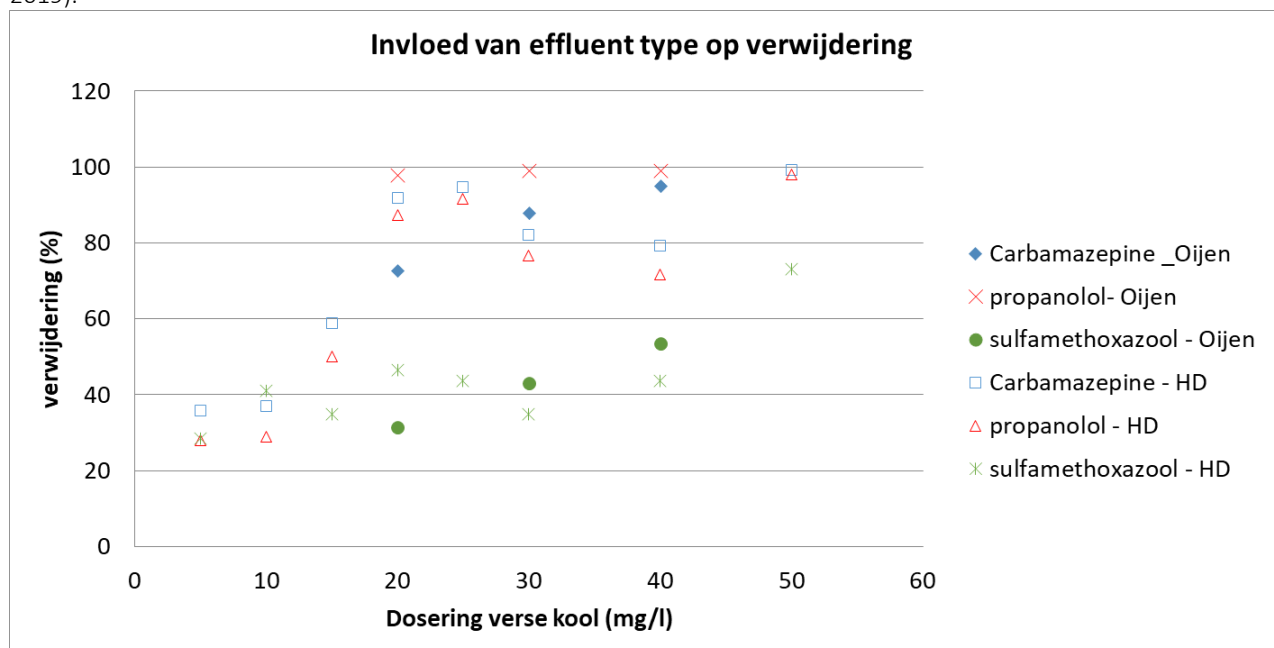
Er zijn 17 (kandidaat) gidsstoffen toegevoegd aan het effluent van RWZI Heeswijk Dinther en RWZI Gouda. Aan het effluent van RWZI Heeswijk Dinther is verse kool toegevoegd, en zijn 18 (kandidaat) gidsstoffen geanalyseerd. Er wordt gestreefd om minimaal 70% verwijdering te behalen van de gidsstoffen (rekenkundig gemiddelde van 7 stoffen, Stowa 2021-15. Verwijdering in totale proces, dus influent t.o.v. effluent). Bij het toevoegen van 15 mg/l verse kool werd voor 6 van de 18 stoffen een verwijdering van >70% behaald. De gemiddelde verwijdering van 7 van de 11 meest verwijderde gidsstoffen is echter 71% (benzotriazool, carbamazepine, metoprolol, propranolol, sotalol, 4/5-methyl-1H-benzotriazool, trimethoprim). Bij het toevoegen van 20 mg/l werd voor 16 van de 18 stoffen een verwijdering van >70% behaald. De stoffen die het slechtste te verwijderen zijn met deze kool, zijn gabapentine, sulfomethaxool en candesartan. De stoffen die bij 15 mg/l nog met < 70% verwijderd werden, maar bij 20 mg/l kool met >70% verwijderd werden zijn: diclofenac, furosemide, sotalol, hydrochloorthiazide, venlafaxine, carbamazepine, en benzotriazool. Irbesartan is niet in alle monsters gemeten. De verwijdering bij 40 mg/l was (voor alle stoffen) onverwacht laag. De weergegeven resultaten zijn een gemiddelde van twee experimenten (Figuur 4-2).



Figuur 4-2: Verwijderingsrendement van gidsstoffen bij toenemende dosis SAE Super (verse kool), effluent van RWZI Heeswijk Dinther.

4.2.1 Invloed van effluent type

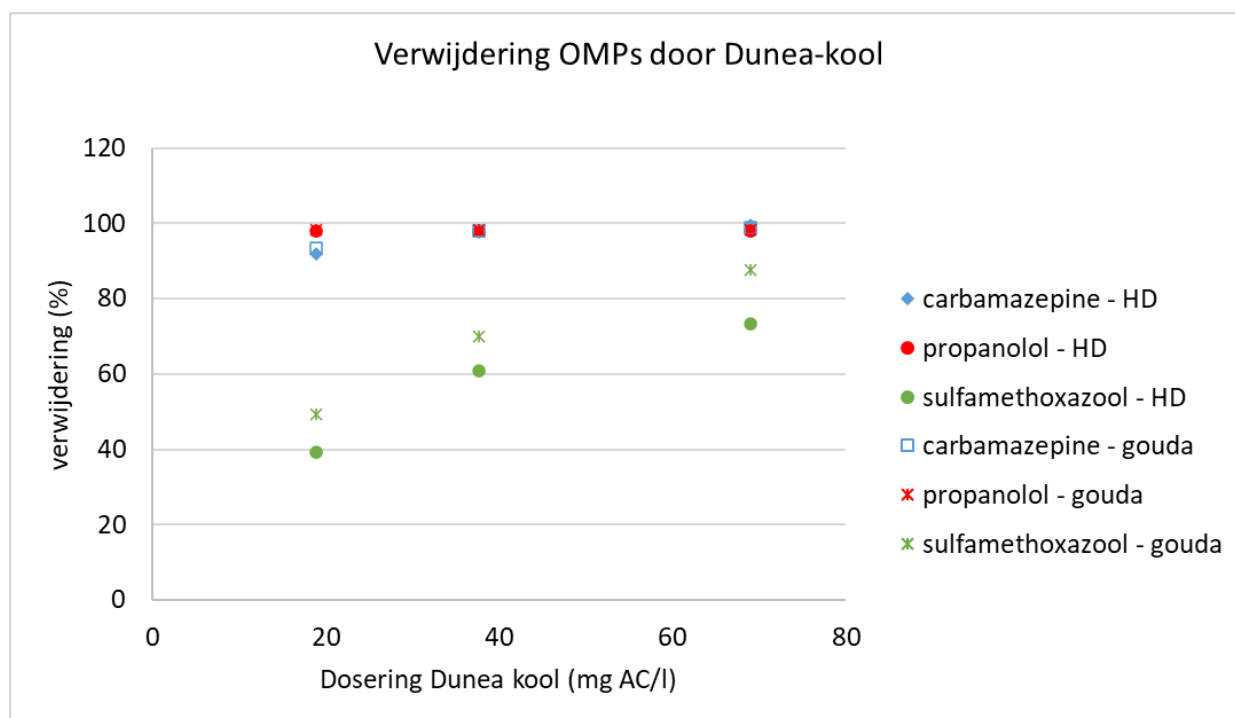
Er is verse kool toegevoegd aan effluent van Heeswijk Dinther (2020) en aan effluent van RWZI Oijen (2018 en 2019).



Figuur 4-3: Invloed van effluent op verwijdering met verse kool

De verwijdering van drie stoffen is vergeleken (Figuur 4-3): sulfamethoxazool, de slechtst te verwijderen gidsstof, carbamazepine, een matig te verwijderen stof, en propranolol, een zeer goed te verwijderen stof. De verwijdering van sulfamethoxazool is bij beide RWZI's en bij dezelfde hoeveelheid toegevoegd actieve kool vergelijkbaar. Dit geldt ook voor carbamazepine bij 30 en 40 mg/l kool. De verwijdering van propranolol bij RWZI Oijen lijkt iets hoger dan bij Heeswijk Dinther. De concentratie propranolol was (na spiken) 0,46 ug/l in Oijen en 0,26 ug/l bij Heeswijk Dinther. Niet alleen het verwijderingsrendement, maar ook de absolute verwijdering was hoger bij Oijen. Dit kan te maken hebben de totale last aan stoffen die aanwezig was. In Oijen waren slechts 7 OMVs toegevoegd. Bij RWZI Heeswijk Dinther zijn 19 stoffen gespiked waardoor de totale last aan OMVs hoger is dan bij Oijen. De CZV concentraties in het effluent zijn rond de 30mg/l. Het verschil in belasting van OMV's zou daarbij waarschijnlijk geen grote rol spelen omdat ook andere organische componenten, die in veel hogere concentratie aanwezig zijn, geadsorbeerd kunnen worden.

Er is Dunea kool gedoseerd aan RWZI effluent van RWZI Heeswijk Dinther en RWZI Gouda. Sulfamethoxazool werd iets beter verwijderd uit het effluent van Gouda dan uit het effluent van Heeswijk Dinther. De verwijdering van propranolol en carbamazepine was vergelijkbaar voor de twee RWZI effluenten (zie Figuur 4-4). Ook bij Dunea-kool zien we dat het een robuuste technologie is. De verwijdering is niet significant beïnvloed door de achtergrond matrix, het effluent.



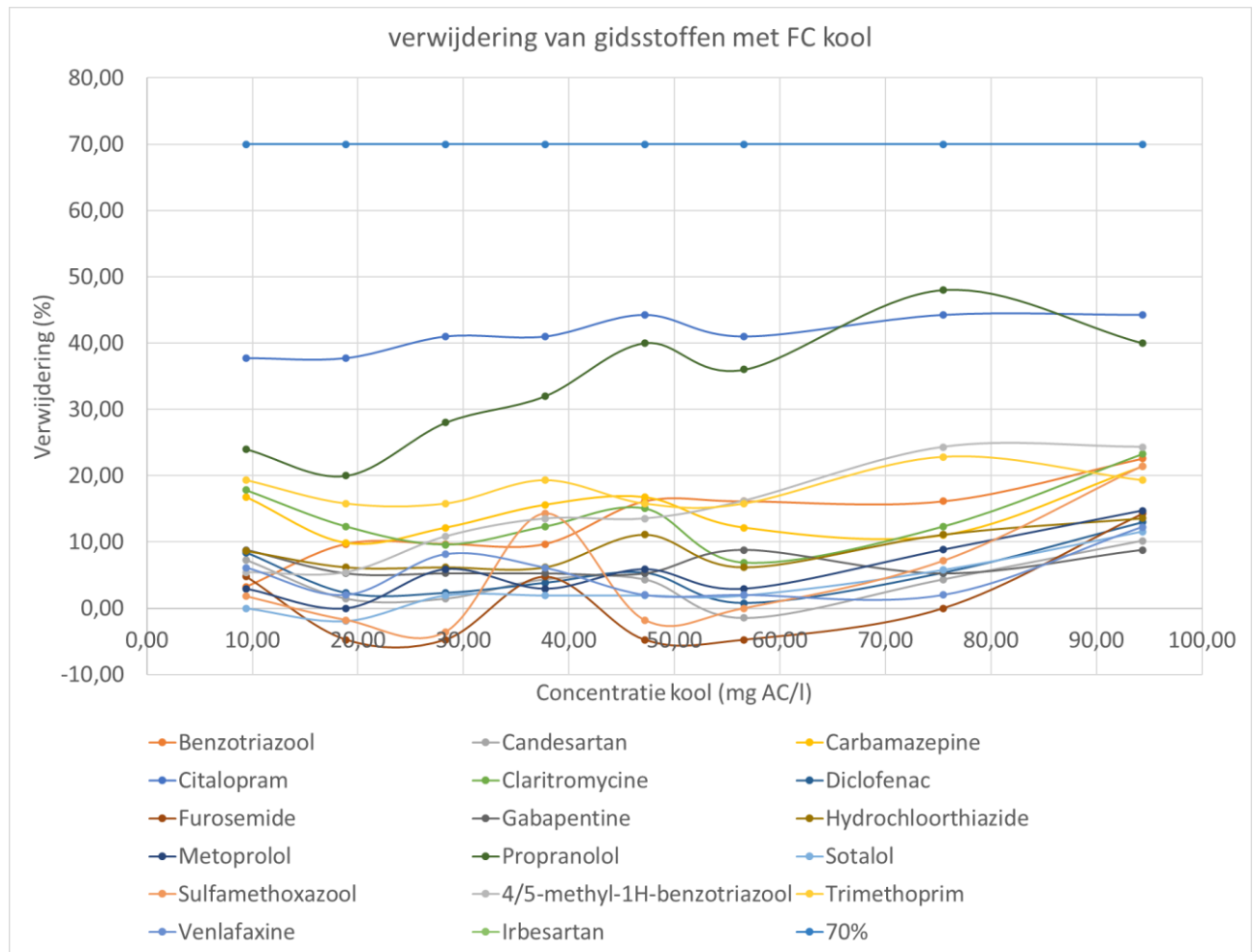
Figuur 4-4: Invloed van effluent op verwijdering met Dunea kool

Bij beide vergelijkingen is voor alle gedoseerde componenten de invloed beoordeeld (Bijlage II). Het beeld is daarbij hetzelfde als in de stoffen die ter illustratie in de grafieken zijn weergegeven. Er is geen groot verschil in verwijdering door de invloed van de achtergrondmatrix.

4.2.2 Restadsorptie capaciteit actieve kool FrieslandCampina (Veghel)

De resultaten met de actieve kool van Friesland Campina Veghel lieten zien dat er nauwelijks restadsorptie is (zie Figuur 4-5). Hoewel bij toenemende actieve kool concentratie de verwijdering wel in enige mate toeneemt, is dat niet veel. De doelstelling was om van 7 stoffen een gemiddelde verwijdering van >70% te bereiken. Bij de toegevoegde hoeveelheden is dat niet bereikt. Hoewel bij toenemende actieve kool concentratie de verwijdering

wel in enige mate toeneemt, is dat niet veel. Ook is de verwachting dat een hogere dosering, de doelstelling niet bereikt zal worden.



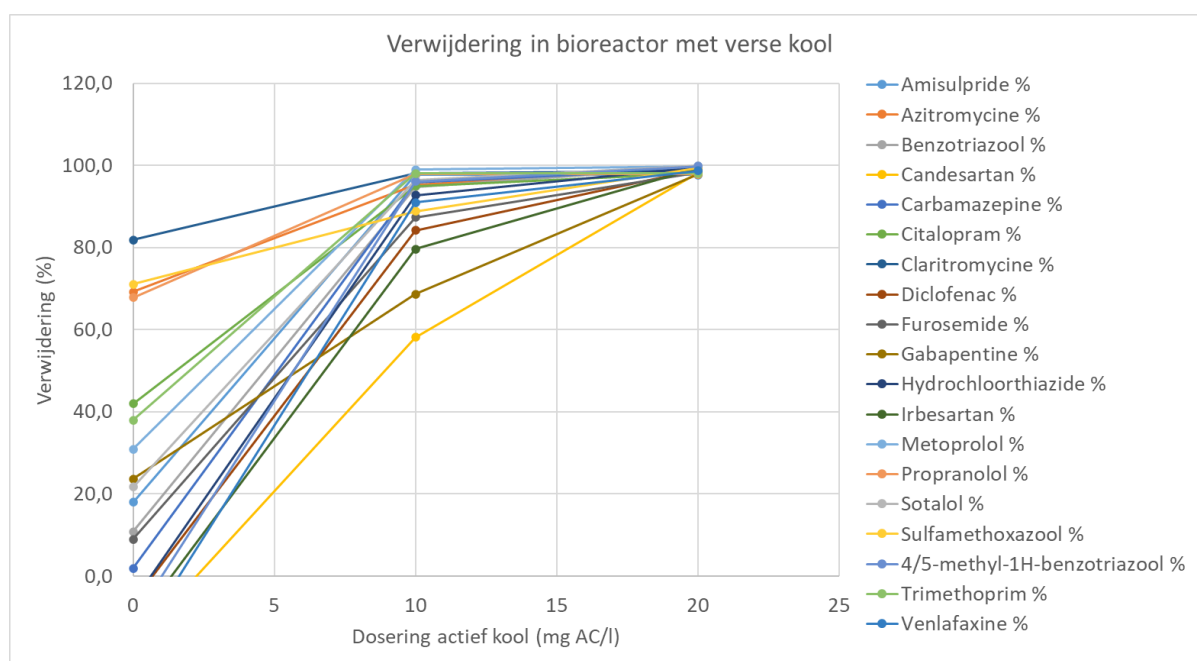
Figuur 4-5: verwijderingsrendement van gidsstoffen bij toevoeging van Friesland Campina poederkool (Veghel) aan gespiked RWZI effluent

De resultaten zijn weergegeven op basis van hoeveelheid toegevoegde kool. Het aandeel actieve kool in de slurry is 13,9%. De toegevoegde massa is dus 7,7x zo hoog.

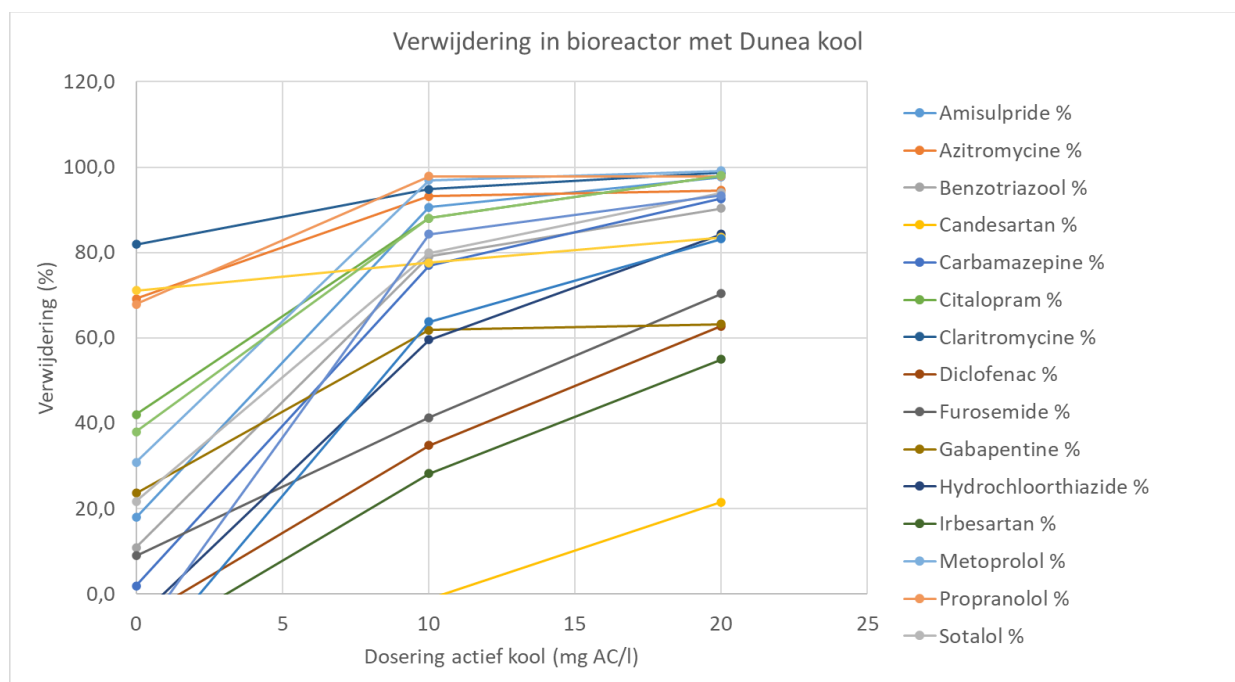
5 Resultaten verwijdering OMVs uit influent in bioreactoren met verse kool en Dunea-kool

5.1 Verwijdering van OMVs in bioreactoren

De gespikete OMVs konden in de bioreactoren deels verwijderd worden door het slib. Door het doseren van poeder actieve kool konden de OMVs vergaand verwijderd worden. Zowel bij dosering van verse kool (Figuur 5-2) als bij dosering van Dunea-kool (Figuur 5-2) nam de verwijdering van OMVs toe.



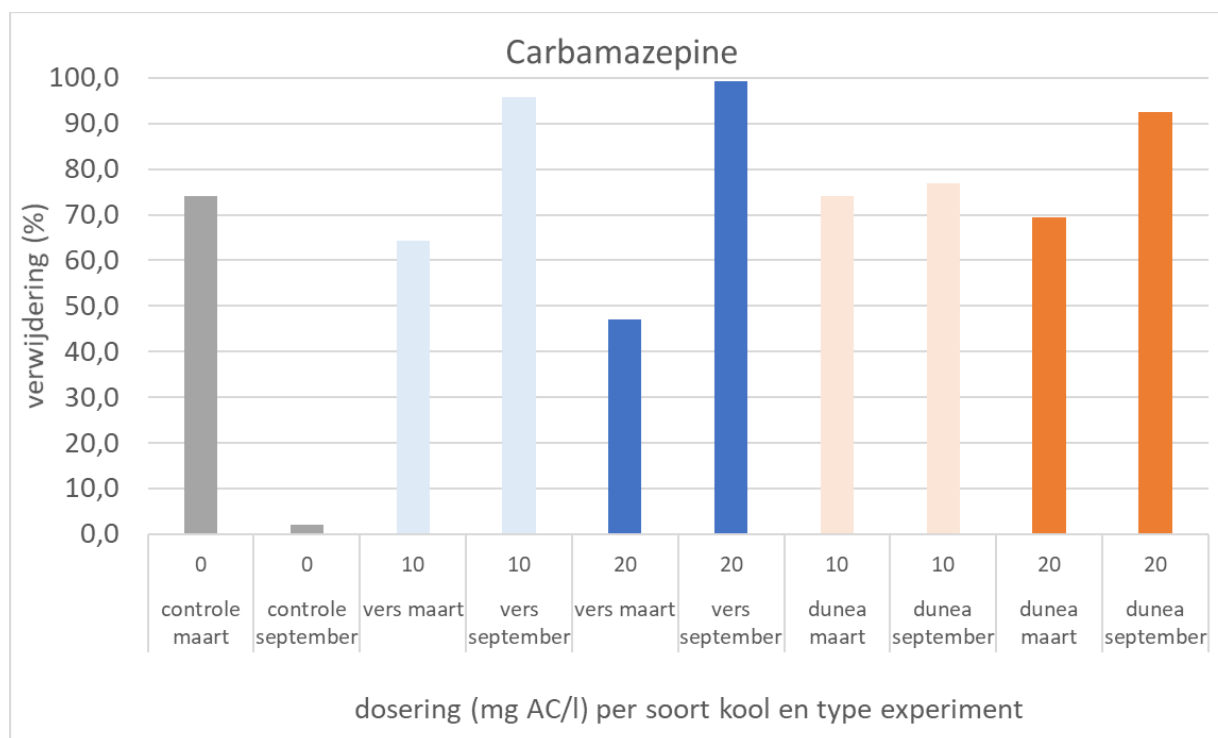
Figuur 5-1: Verwijdering in bioreactor met verse kool



Figuur 5-2: Verwijdering in bioreactor met Dunea kool

5.1.1 Effect CZV concentratie op OMV verwijdering

Er zijn twee sets met experimenten gedaan waarbij actieve kool is toegevoegd aan de bioreactoren (die worden bedreven zodat ze representatief zijn voor een RWZI). Bij de eerste set is de actieve kool voor het totale volume van het experiment direct toegevoegd met het gespikte influent. Bij de tweede set is er een evenwichtsconcentratie die ontstaat bij een SRT van 18 dagen toegevoegd voor de start van het experiment (op t=0) en is vervolgens actieve kool pas toegevoegd aan het eind van de beluchte fase die nodig is voor de toegevoegde hoeveelheid vers afvalwater. Door het toevoegen van het actieve kool aan het eind van de beluchte fase is (een groot deel van) de BZV al verwijderd door het actief slib. Deze kan dan niet meer adsorberen aan de actieve kool. Zo blijft er meer capaciteit over om de OMVs en andere slecht biodegradeerbare stoffen te adsorberen. Dit is ook terug te zien in de adsorptie van de OMVs zoals van carbamazepine (Figuur 5-3).



Figuur 5-3: verwijdering van carbamazepine zonder kool (controle), met verse kool en met Duneakool (Katwijk). In maart is er direct gedoseerd, in september pas aan het eind van de beluchte fase.

Er wordt verondersteld dat de tweede set experimenten dichterbij de praktijk ligt. PACAS systemen worden zo bedreven dat de actieve kool pas aan het eind van de beluchte fase wordt gedoseerd. Daarnaast vindt er ophoping (tot een steady state concentratie) plaats in het slib. Dit is ook gesimuleerd in de tweede set door aan het begin de (hoge) steady state concentratie actieve kool te doseren, en steeds aan het eind van de beluchte fase actieve kool bij te doseren. Doordat we veronderstellen dat de situatie van september het dichtste bij de situatie in de praktijk komt, worden die resultaten verder uitgewerkt:

Wanneer er actieve kool wordt gedoseerd worden OMVs verder verwijderd dan zonder toevoeging van actieve kool. Zonder actieve kool worden twee stoffen (Clarithromycine en Sulfamethoxazool) al meer dan 70% verwijderd door het slib. Deze stoffen zijn redelijk tot goed biologisch afbreekbaar. Azitromycine wordt >69% afgebroken. Bij dosering van 10 mg/l verse kool werden 17 van de 19 stoffen met >70% verwijderd. Bij dosering van 20 mg/l verse kool waren dat er 19.

Bij dosering van 10 mg AC/l Duneakool werden 12 stoffen >70% verwijderd, en bij dosering van 20 mg AC/l 15 stoffen. Stowa maakt onderscheid tussen gidsstoffen en kandidaat gidsstoffen. In Tabel 5-1 wordt daar ook onderscheid in gemaakt.

Tabel 5-1: aantal (kandidaat) gidsstoffen met >70% verwijderd bij dosering van actieve kool in een bioreactor.

Aantal gidsstoffen met >70% verwijderd:	Kandidaat + gids	Alleen gids
controle	3	2
dosering 10 mg AC/l vers (SAE Super)	17	11
dosering 20 mg AC /l vers (SAE Super)	19	11
dosering 10 mg AC /l Dunea Katwijk	12	9
dosering 20 mg AC /l Dunea Katwijk	15	10

Tabel 5-2: verwijdering van OMVs door bioreactoren na dosering van actieve kool aan het eind van de beluchte fase. Kleur cellen als mate van verwijdering: bruin: geen (gemiddelde negatief), wit: 0-70%, lichtgroen: 70-90% en donkergroen>90%

		controle september	vers september	vers september	dunea september	dunea september
Dosering actieve kool	mg AC/l	0	10	20	10	20
Amisulpride	%	18,0	97,7	97,7	90,6	97,7
Azitromycine	%	69,2	95,2	99,3	93,2	94,5
Benzotriazool	%	10,8	94,8	99,6	79,0	90,3
Candesartan	%	-16,9	58,1	98,3	-1,2	21,5
Carbamazepine	%	1,9	95,9	99,2	76,9	92,6
Citalopram	%	42,0	95,0	98,0	88,0	98,0
Claritromycine	%	81,9	98,1	98,7	94,8	98,7
Diclofenac	%	-6,2	84,2	99,1	34,8	62,7
Furosemide	%	9,0	87,3	98,3	41,3	70,3
Gabapentine	%	23,6	68,6	97,8	61,8	63,2
Hydrochloorthiazide	%	-6,2	92,8	99,7	59,6	84,3
Irbesartan	%	-12,5	79,6	99,5	28,2	55,0
Metoprolol	%	30,9	99,0	99,8	97,0	99,2
Propranolol	%	67,9	97,9	97,9	97,9	97,9
Sotalol	%	21,7	96,4	99,9	79,9	94,0
Sulfamethoxazool	%	71,1	88,8	99,3	77,6	83,6
4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool)	%	-10,8	96,1	99,8	84,3	93,4
Trimethoprim	%	38,0	98,0	98,0	88,0	98,0
Venlafaxine	%	-17,7	90,9	98,7	63,8	83,2

Een negatieve verwijdering is kan alleen als een stof het metaboliet is van de afbraak van een andere stof. De gemeten stoffen zijn synthetisch geproduceerde stoffen en daarmee is productie in de zuivering niet waarschijnlijk. De gegeven waarden zijn gemiddeldes van 3 influent waarden en 2 effluent waarden, waardoor er een negatief gemiddelde verwijdering kan ontstaan. In werkelijkheid is hier sprake van een verwaarloosbare verwijdering.

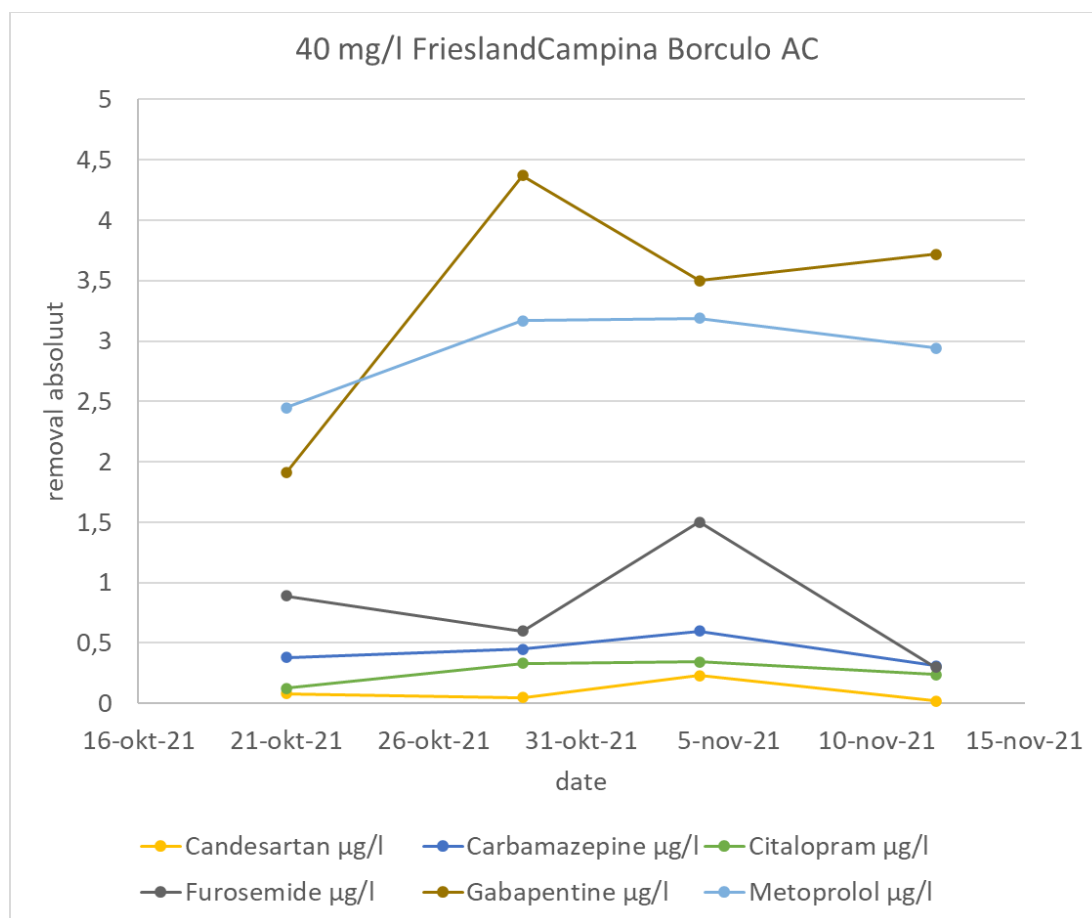
6 Resultaten verwijdering OMVs uit influent in bioreactoren met FrieslandCampina-kool

6.1 Inleiding

FrieslandCampina gebruikt poederkool voor de behandeling van waterstromen waar vitamineB2 en lactose in aanwezig zijn. Wanneer deze actieve kool gebruikt is, is er wellicht nog een toepassing mogelijk in de afvalwaterzuivering. Om de restadsorptie capaciteit van de actieve kool te bepalen zijn experimenten gedaan met effluent wat gespiked was met organische microverontreinigingen. Hieruit bleek dat de restadsorptiecapaciteit erg laag was (zie 4.2). Er is echter een hypothese dat wanneer de actieve kool een lange retentietijd in de waterzuivering heeft, er (biologische) degradatie van de geadsorbeerde stoffen (lactose en vitamine B2) kan plaatsvinden waardoor de adsorptiecapaciteit van organische microverontreinigingen kan toenemen. Deze hypothese is getoetst door langdurende experimenten in een bioreactor. De resultaten daarvan worden beschreven in dit hoofdstuk.

6.2 Resultaten

De hypothese is dat de verwijdering van OMVs toeneemt naarmate de actieve kool langer in de bioreactor aanwezig is, doordat eerder geadsorbeerde componenten dan worden afgebroken en er daarmee adsorptiecapaciteit voor OMVs ontstaat. We zien dat dit bij enkele stoffen ook het geval is. Bij enkele stoffen zien we dat die in de bioreactor al direct redelijk verwijderd worden (Figuur 6-1). Dit is dan mede door biologische afbraak.



Figuur 6-1: verwijdering van enkele stoffen in de bioreactoren in de tijd

Het streven is om stoffen met minimaal 70% te verwijderen. Het experiment is gestart op 15-10-2021 en er zijn monsters genomen op 21-10, 29-10, 4-11, en 12-11-2021. De influentconcentratie variëren iets over de tijd. Daarom wordt aangegeven of de stof meer dan 90% (donkergroen), 70-90% (lichtgroen) of minder dan 70% (wit) verwijderd wordt (Tabel 6-1).

Tabel 6-1: relatieve verwijdering van de gemeten stoffen. wit<70% verwijdering, lichtgroen verwijdering 70-90%; donkergroen verwijdering>90%

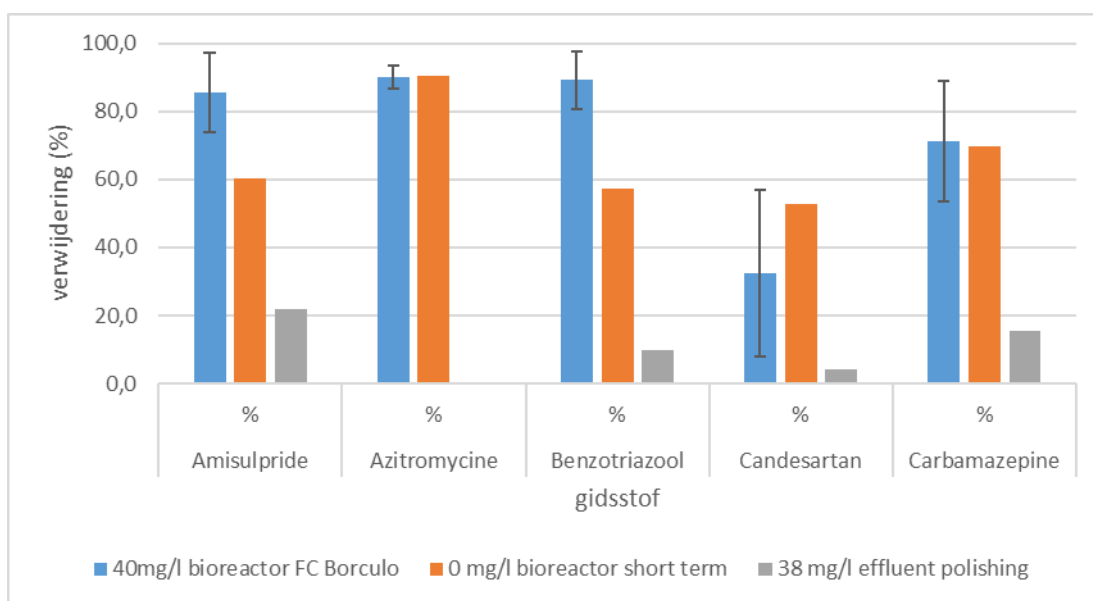
Component	21-okt-21	29-okt-21	4-nov-21	12-nov-21	gemiddeld
Amisulpride	Donkergroen	Lichtgroen	Donkergroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Azitromycine	Donkergroen	Donkergroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Donkergroen
Benzotriazool	Donkergroen	Lichtgroen	Donkergroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Candesartan	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Carbamazepine	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Citalopram	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Lichtgroen	Donkergroen
Claritromycine	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen
Diclofenac	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Furosemide	Lichtgroen	Lichtgroen	Donkergroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Gabapentine	Lichtgroen	Donkergroen	Lichtgroen	Donkergroen	Lichtgroen
Hydrochloorthiazide	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Irbesartan	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen	Lichtgroen
Metoprolol	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen
Propranolol	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen	Donkergroen

Sotalol					
Sulfamethoxazool					
4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool)					
Trimethoprim					
Venlafaxine					

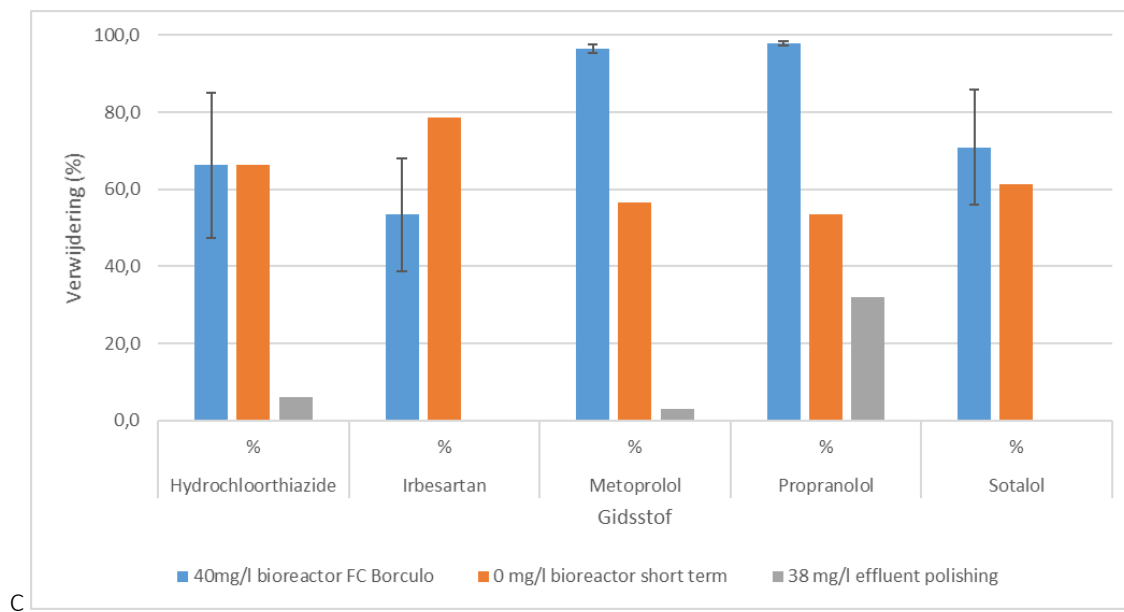
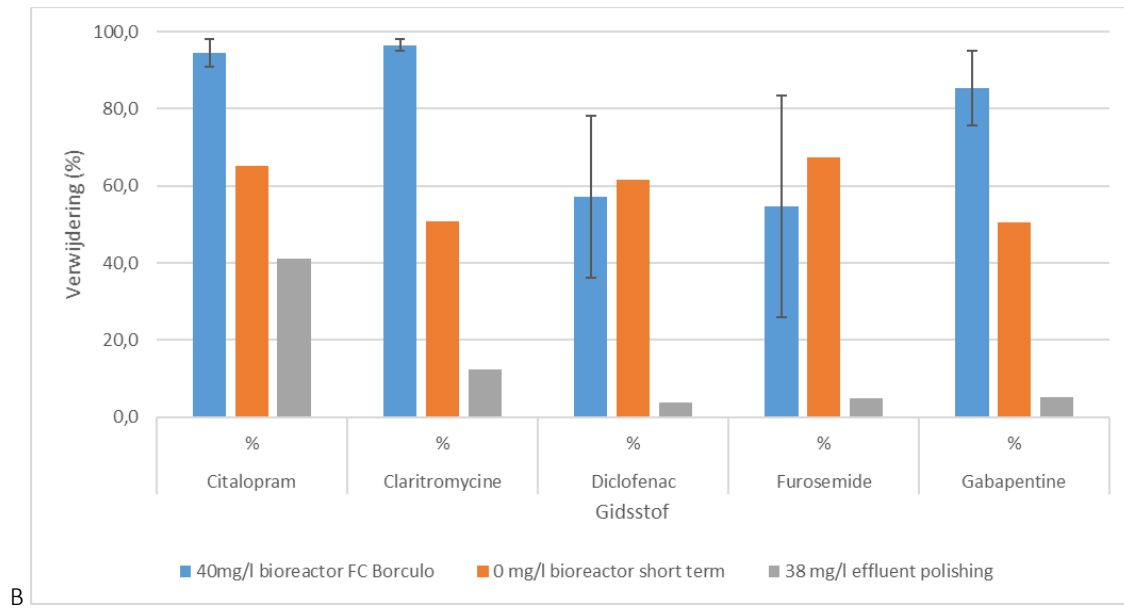
Dertien van de negentien stoffen worden gemiddeld voor > 70% verwijderd.

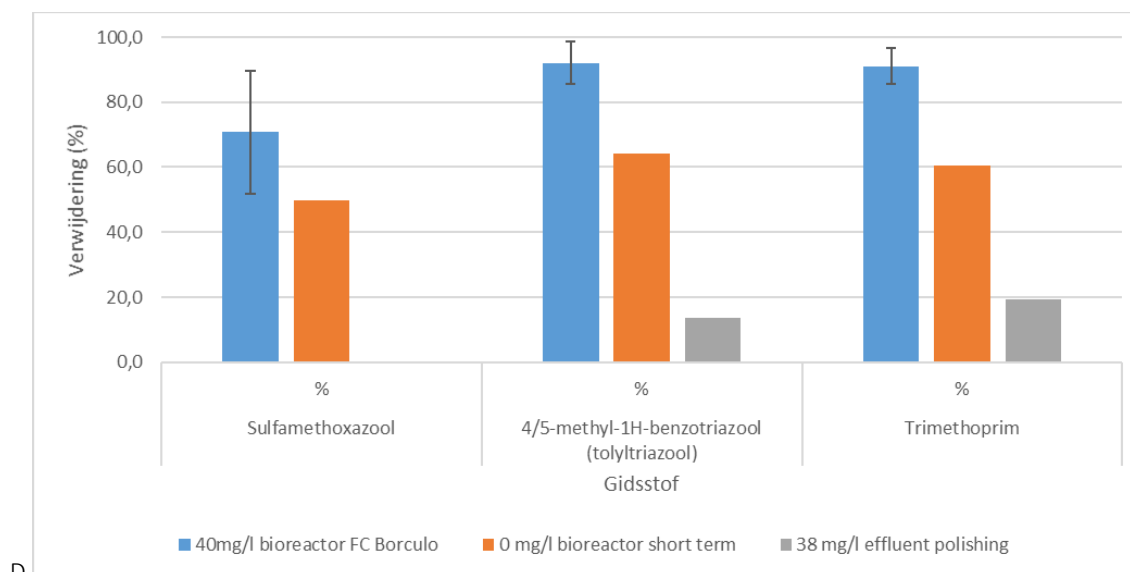
Om een onderscheid te kunnen maken tussen biologische afbraak, directe adsorptie op de actieve kool van FrieslandCampina, en de adsorptiecapaciteit die vrijkomt door biologische regeneratie van het actieve kool, zijn de diverse experimenten met elkaar vergeleken (Figuur 6-2). Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de adsorptie aan effluent is gedaan met actieve kool van de locatie Veghel (NORIT SA2), en de bioreactor testen met actieve kool van de locatie Borculo (NORIT PN2). De gebruikte koolsoort is anders, en ook de hulpstoffen en het percentage aanhangend lactose verschillen tussen deze twee locaties. De vergelijking is gemaakt op basis van massa kool (en niet op basis van massa slurry).

Wanneer de lange termijn proeven een hogere verwijdering opleveren dan de optelsom van de biologische afbraak (0 mg/l actieve kool), en de verwijdering aan het effluent, dan is er sprake van extra adsorptiecapaciteit door de lange retentietijd van het slib. Bij negen stoffen (benzotriazool, citalopram, Hydrochloorthiazide, Metoprolol, Propranolol, Sotalol, 4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool), Trimethoprim, Venlafaxine) is dit effect duidelijk zichtbaar. Hierbij is de gezamenlijke verwijdering (bioreactor 0 mg/l + 38 mg/l effluent polishing) kleiner dan de verwijdering in de bioreactor, waarbij rekening is gehouden met de standaard deviatie van de metingen in de bioreactor. Voor de volgende stoffen is dit effect te zien: Van Azitromycine en Irbesartan zijn geen goede data van de restadsorptie beschikbaar waardoor hier geen uitspraak over gedaan kan worden. Bij de overige stoffen werd geen duidelijk effect gezien van het lang aanwezig zijn in de bioreactor, en daarmee mogelijke regeneratie.



A





D

Figuur 6-2: verwijdering van gidsstoffen in een bioreactor met actieve kool (FrieslandCampina Borculo), zonder actieve kool, en verwijdering door actieve kool van FrieslandCampina uit effluent (A-D voor verschillende actieve stoffen).

6.3 Conclusies en aanbevelingen FrieslandCampina kool

In de bioreactor vindt zowel biologische afbraak plaats als adsorptie aan de actieve kool. Uit experimenten met als doel verwijdering van gidsstoffen uit het effluent, bleek dat de rest-adsorptiecapaciteit van het actieve kool uit Veghel beperkt was. Wanneer de actieve kool echter lange tijd in de bioreactor, of de afvalwaterzuivering, aanwezig is, neemt de totale verwijdering toe voor een aantal stoffen, ten opzichte van de verwachte verwijdering op basis van de restadsorptiecapaciteit, en de biologische verwijdering. Hieruit kan verondersteld worden, dat er enige regeneratie van het actieve kool plaatsvindt in de zuivering.

De actieve kool van FrieslandCampina heeft een lage restcapaciteit voor adsorptie van OMVs. Er is veel lactose aangehecht. Dit kan de poriën mogelijk blokkeren. De biomassa in het slib kan lactose gebruiken als voedingsstof. Wanneer de actieve kool van FrieslandCampina wordt gedoseerd aan het slib, en daar langdurig aanwezig is doordat het, net als het slib, een lange retentietijd in de bioreactor heeft, lijkt het mogelijk om het kool te laten regenereren door het slib. De proeven met FrieslandCampina kool zijn uitgevoerd met vergelijkbare hoeveelheden actieve kool maar deze kwamen wel van twee verschillende locaties.

Bij een dosering van 40 mg AC/l van de actieve kool van FrieslandCampina Borculo konden 13 van de 19 (kandidaat) gidsstoffen verwijderd worden voor >70%.

7 Consequenties van poederkool op de slibproductie en -verwerking

7.1 Inleiding

Door het toevoegen van actieve kool aan het afvalwater op een RWZI, neemt de totale massa van het slib toe. Door vers poederkool te vervangen door hergebruikt poederkool van bijvoorbeeld Dunea worden ook nog andere stoffen als inerte massa toegevoegd aan het slib zoals ijzer, mangaan en calciumzouten (zie 2.1).

Uit eerder onderzoek (Berkhof, Boersma et al. 2018) bleek echter dat de ontwaterbaarheid van het slib kan toenemen als er actieve kool wordt toegevoegd. De ontwaterbaarheid van het slib is voor de slibverwerking zeer belangrijk. Een betere ontwaterbaarheid, met als resultaat een hogere droge stof concentratie, levert een voordeel op in slibvolume en daarmee in slibtransport.

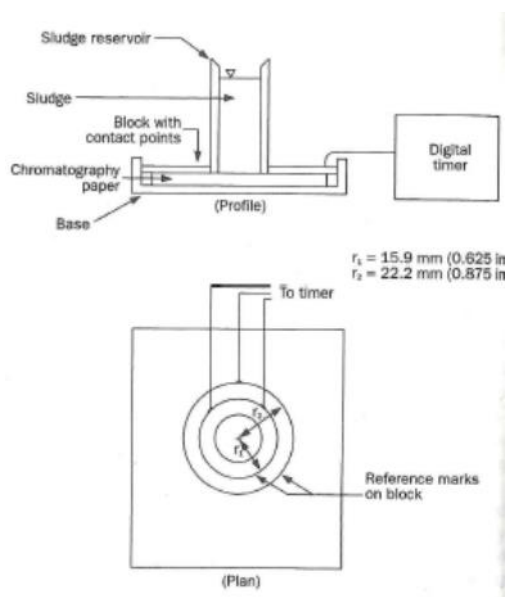
De vraag is of het toevoegen van het actieve kool van FrieslandCampina of van Dunea een voordeel oplevert voor de ontwaterbaarheid, en hoe dat uitwerkt in het totale slibvolume.

7.2 Methode

Om meer duidelijkheid te krijgen over de effecten van poederkooldosering op de ontwaterbaarheid van slib is de capillary suction time (SCT) gemeten van verschillende slibmonsters (zonder PAC, met verse PAC, met hergebruikte PAC van zowel Dunea als van FC. De monsters zijn genomen na de bioreactor experimenten, uit de bioreactoren.). De SCT is een maat voor de ontwaterbaarheid van het slib. Wanneer de SCT lager is, is het slib beter te ontwateren. Een schematische weergave van het SCT apparaat is weergegeven in Figuur 7-1. Slib is in de test cel gebracht. Het CST-apparaat begint met tijdmeting als vloeistof die in het papier wordt gezogen de binnenste elektrode bereikt. De tijdmeting eindigt wanneer de buitenste elektrode is bereikt.

De SCT van het slib is gemeten waarbij een concentratie actieve kool aanwezig was die in de praktijksituatie zal ontstaan (steady state, tweede set experimenten).

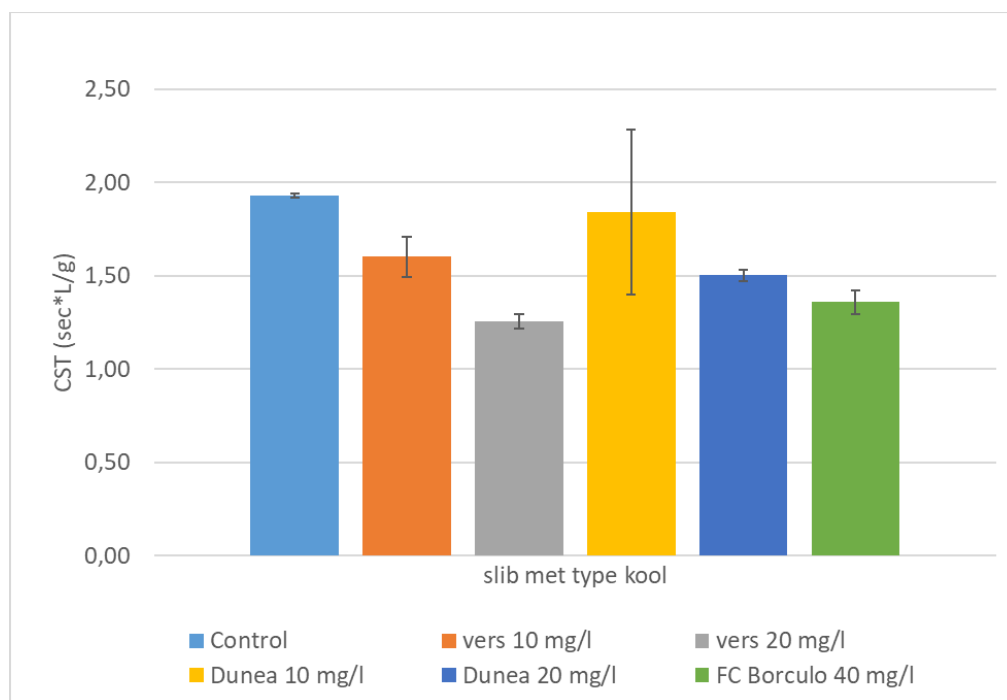
Daarnaast zijn berekeningen uitgevoerd om de slibvolumes beter in beeld te krijgen. Hiertoe zijn de resultaten van de experimenten geëxtrapoleerd naar de schaal van een RWZI.



Figuur 7-1: schematische weergave van CST apparaat. boven: dwarsdoorsnede, onder: bovenaanzicht. Slib wordt in het reservoir gebracht waarna het water via het papier uit het monster wordt 'gezogen'. Wanneer het water de 2e elektrode bereikt, wordt de tijdmeting gestopt. De duur van de tijdmeting is een maat voor de ontwaterbaarheid van het slibmonster.

7.3 Resultaten

Op basis van de resultaten in Figuur 7-2 is duidelijk te zien dat het toevoegen van verse actieve kool leidt tot een betere ontwaterbaarheid in vergelijking met de controle, waarbij geen actieve kool aanwezig was. Het toevoegen van meer kool (10 vs. 20 mg/l) leidt tot een verbeterde ontwaterbaarheid (bij deze concentraties en type kool). Het toevoegen van de kool van Dunea lijkt iets minder effect te hebben, maar ook bij toevoeging van 20 mg/l is er een duidelijke verbetering van de ontwaterbaarheid. Ook bij de experimenten met FrieslandCampina kool (Borculo) is de ontwaterbaarheid verbeterd. Hier is 40 mg/l toegevoegd. De resultaten van FrieslandCampina geven een iets vertekend beeld doordat die meting enige dagen na het bioreactor experiment zijn gedaan. Bij een meting gelijk na het experiment, zou de waarde van de SCT waarschijnlijk nog lager (en dus gunstiger) zijn.



Figuur 7-2: SCT van het slib (experimenten september)

Voor een RWZI van 100.000 inwoners equivalenten (ie) is vervolgens berekend wat het effect op het totale slibvolume zou zijn bij gebruik van verse actieve kool, en bij de hergebruikte actieve kool. Hierbij is uitgegaan van een droge stof gehalte van ontwaterd slib zonder kool van 23% en van ontwaterd slib met actieve kool van 26%. Een ontwaterbaarheid van 26% is gevonden in het PACAS project waarbij 25 mg/l verse kool (Pulsorb WP235) werd gedoseerd (Berkhof, Boersma et al. 2018). Hoewel we zien dat het effect van het toevoegen van actief kool op de slibontwaterbaarheid niet in alle situaties hetzelfde is (Figuur 7-2), is dit wel als uitgangspunt gebruikt voor de berekening van het slibvolume bij een RWZI van 100.000 ie.

De experimenten zoals beschreven in de vorige hoofdstukken zijn gedaan met actieve kool van Dunea van de locatie Katwijk. Het droge stof bestaat hierbij voor 27% uit actieve kool. Wanneer wordt gekeken naar de totale productie bij Dunea van drie locaties, bestaat het droge stof voor 33% uit actieve kool. Bij dezelfde toevoeging van actieve kool (bijvoorbeeld 20 mg/l) wordt er minder inerte stof toegevoegd bij gebruik van alle beschikbare slurry van Dunea, dan wanneer alleen de slurry van Katwijk wordt gebruikt. Voor de berekening van de toename van het slibvolume is dan ook uitgegaan van 33% actieve kool (gram actieve kool/ gram droge stof).

De actieve kool van FrieslandCampina bestaat op de locatie Borculo voor 39% uit actieve kool, en in Veghel voor 21%. Voor beide locaties is apart het effect op het slibvolume berekend.

In Tabel 7-1 is aangegeven wat het berekende effect is van dosering van actieve kool op de natte slib massa wanneer de ontwaterbaarheid 26% is, ten opzichte van de natte slib massa zonder actieve kool dosering, en een ontwaterbaarheid van 23%. Bij dosering van verse kool, is er minder natte slib massa (ton/jaar) dan zonder dosering van slib. Ondanks dat de totale massa van slib+actieve kool groter is dan de massa van actief slib (zonder toevoeging van kool), is het volume lager doordat de ontwaterbaarheid beter is (26% bij slib+kool vs. 23% bij alleen slib))

Bij dosering van actieve koolslurry van Dunea, neemt totale hoeveelheid slib toe, ondanks de betere ontwaterbaarheid. Dit komt omdat er in totaal 18% (bij 10 mg/l dosering) of 36% (bij 20 mg/l dosering) extra massa droge stof wordt gedoseerd. Er wordt naast de kool ook nog andere droge stof gedoseerd. Bij dosering van actieve kool van Friesland Campina is de toename van slib nog groter. Dit komt enerzijds doordat er meer actieve kool nodig is voor de verwijdering van OMVs (40 mg/l FC kool t.o.v. 20 mg/l verse kool) en anderzijds doordat er een

groot aandeel andere stoffen (voornamelijk decaliet) wordt toegevoegd naast de actieve kool. De berekening is te vinden in bijlage IV.

Tabel 7-1: invloed van verbeterde ontwaterbaarheid van 23% naar 26%, op het slibvolume door dosering van actieve kool.

Type kool	dosering	toename in slibvolume
	mg AC/l	%
Vers (SAE Super)	10	-7
Vers (SAE Super)	20	-2
Dunea (gemiddelde 3 locaties)	10	3
Dunea (gemiddelde 3 locaties)	20	19
FrieslandCampina Borculo	40	41
FrieslandCampina Veghel	40	86

In deze berekeningen is geen rekening gehouden met de toevoeging van hulpstoffen. Er wordt PE gebruikt bij het ontwateren van het slib. Wanneer slib beter ontwaterbaar is, hoeft er ook minder PE toegevoegd te worden. Hoeveel dat precies is, zal in de praktijk getest moeten worden. Minder gebruik van PE zal ook gunstig zijn voor de milieu-impact van de slibverwerking.

8 Milieu impact analyse

8.1 Inleiding

Wanneer effluent geloosd wordt op oppervlaktewater, heeft dat een invloed op de ecologie. Vooral de aanwezigheid van OMVs kunnen hier negatief aan bijdragen. Wanneer deze verder verwijderd worden, kan daarmee de ecologische impact op het watersysteem verkleind worden. Het verwijderen van deze OMVs kost echter ook energie en grondstoffen. Bij gebruik van 25 mg/l verse poederkool gemaakt uit steenkool, wordt de duurzaamheidsscore 36% lager dan bij conventionele afvalwaterzuiveringen zonder poederkool of andere methode voor de verwijdering van microverontreinigingen (Berkhof, Boersma et al. 2018). Door het inzetten van verse poederkool uit andere bronnen, zoals kokos kan deze duurzaamheid wel in enige mate verbeteren. Ook het inzetten van hergebruikte poederkool kan mogelijk leiden tot een betere duurzaamheid in vergelijking met gebruik van verse poederkool. Daarom is een levenscyclus analyse (LCA) gedaan waarin de milieu-impact van het gebruik van verse poederkool is vergeleken met de milieu-impact van gebruik van hergebruikte poederkool in een conventionele RWZI. Dit is een quickscan.

8.2 Methodiek

8.2.1 Scope en concept beschrijving.

De milieu-impact is vergeleken op basis van GER-waardes (Gross Energy Requirement: een maat voor de bruto energie-inhoud van een stof). Poeder actief kool wordt hierbij ingezet om OMVs uit het afvalwater te verwijderen. Die vergelijking is gemaakt uitgaande van een hergebruikte Dunea poederkool als gemiddelde van drie locaties, hergebruikte FrieslandCampina poederkool van de locatie Borculo en hergebruikte FrieslandCampina poederkool van de locatie Veghel.

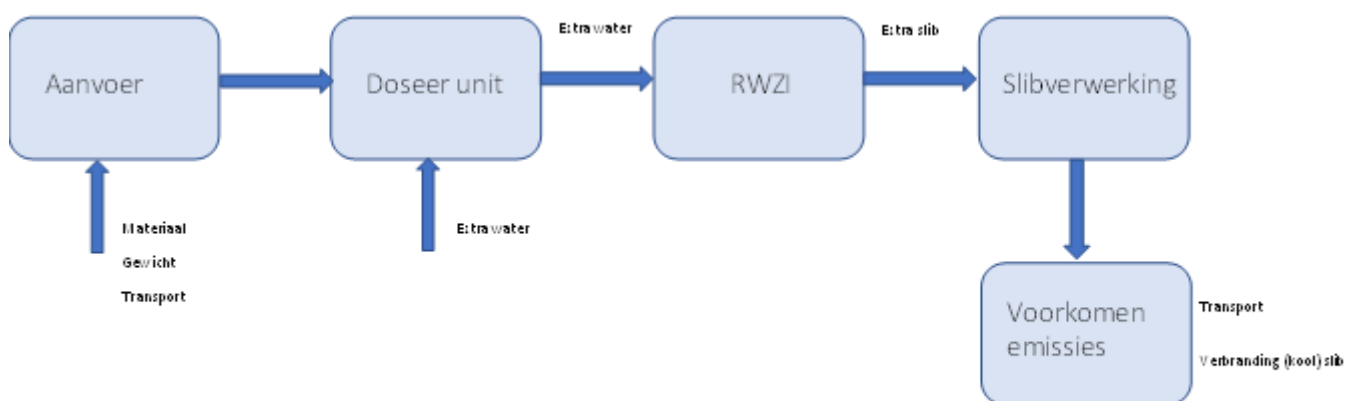
Er is alleen gefocust op de toepassing poeder actieve kool, maar wel rekening gehouden met mogelijke effecten elders in de afvalwaterzuivering. In dit onderzoek worden alleen consumbles meegenomen, die bepaald worden door het verschil in scenario's. De infrastructuur staat daarmee dus buiten beschouwing. Er is wel zoveel mogelijk rekening gehouden met de totale keten (de totale productie van actieve kool bijvoorbeeld) en de afvalverwerking van slib dat niet hergebruikt wordt of kan worden. Het betreft hier een zogenoemde quick-scan, waarbij gebruik is gemaakt van bekende processen voor slibbewerking (deze zijn dus niet opnieuw geëvalueerd).

8.2.2 Functionele eenheid

De volgende functionele eenheid is gekozen: De behandeling van 1m³ afvalwater met poeder actieve kool, waarbij tenminste 7 gidsstoffen voor >70% zijn verwijderd. Hierbij is uitgegaan van dosering van 25 mg AC/l verse kool, 25 mg AC/l Dunea kool en 40 mg AC/l actieve kool van FrieslandCampina (van beide locaties). Er is gekozen voor dosering van 25 mg/l verse kool (en Duneakool) omdat eerdere evaluaties van de milieu impact ook met deze waarde hebben gerekend (Berkhof, Boersma et al. 2018). Voor FrieslandCapina kool is gekozen voor 40mg/l omdat dat de minimale benodigde hoeveelheid is voor verwijdering tenminste 7 gidsstoffen met minimaal 70%.

8.2.3 Systeemgrenzen

In dit onderzoek is de impact van de aanvoer van verse of hergebruikte kool meegenomen (aanvoer). Vervolgens wordt er met water gecorrigeerd voor de gewenste droge stof concentratie (10%) in de doseer unit omdat een droge stof gehalte van 10% goed te verpompen is. Er zullen dus extra water en slurry geïntroduceerd worden in het systeem. Voor de RWZI is rekening gehouden met het extra volume door het water, en in de slibverwerking met het geïntroduceerde kool en inerte stoffen (extra slib). Wanneer het om hergebruikte kool gaat, hoeft dit kool nu niet elders verbrand te worden. Dit kan dan opgevoerd worden als voorkomen emissies. In Figuur 8-1 zijn de systeemgrenzen van dit onderzoek weergegeven.



Figuur 8-1 systeemgrenzen van het onderzochte systeem.

8.2.4 Rekenmethodiek

Om de energievraag (GER-waarden) te berekenen is de rekenmethodiek Cumulative Energy Demand versie 1.11 gebruikt. Ook is de CO₂-voetafdruk bepaald, hiertoe is de IPCC2021 GTP 100 (exclusief uptake) versie 1.00 gebruikt. (Jungbluth and Frischknecht 2007, Hischier, Weidema et al. 2010, Masson-Delmotte, Connors et al. 2021) Voor de LC data inventory analyse is gebruik gemaakt van de Ecoinvent 3.8 database (update november 2021). De volgende processen zijn gebruikt (GLO geeft aan dat dit global waarden zijn. RER = rest of europe. ROW rest of world Ch zwitserland, NL Nederland):

- Activated carbon, granular (GLO) | market for activated carbon, granular | APOS, S
- Calcium carbonate, precipitated (RER) | market for calcium carbonate, precipitated | APOS, S
- Carbon dioxide, in chemical industry (GLO) | market for carbon dioxide, in chemical industry | APOS, S
- Electricity, high voltage (NL) | market for | APOS, S
- Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state (Ferrer-Polonio, White et al.) | market for | APOS, S
- Inert waste, for final disposal (ROW) | treatment of inert waste, inert material landfill | APOS, S
- Lime, hydrated, packed (GLO) | market for | APOS, S
- Limestone, unprocessed (CH) | market for limestone, unprocessed | APOS, S
- Natural gas, burned in gas motor, for storage (GLO) | market for | APOS, S
- Phosphate rock, beneficiated (RER) | phosphate rock beneficiation | APOS, S
- Quicklime, milled, loose (CH) | market for quicklime, milled, loose | APOS, S
- Sand (CH) | market for sand | APOS, S
- Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state (GLO) | market for | APOS, S
- Tap water (RER) | market group for | APOS, S

- Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 (RER) | transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 | APOS, S
- Wastewater, average (Europe without Switzerland) | market for wastewater, average | APOS, S

8.2.5 Data inventarisatie

De volgende aannamen zijn gemaakt:

- Het effect op de ontwaterbaarheid van het slib is verwaarloosbaar. Zowel bij gebruik van verse kool als van hergebruikte kool wordt verondersteld dat het slib ontwaterd wordt tot 26% droge stof.
- Het effect op COD, N en P verwijderingsrendementen is verwaarloosbaar.

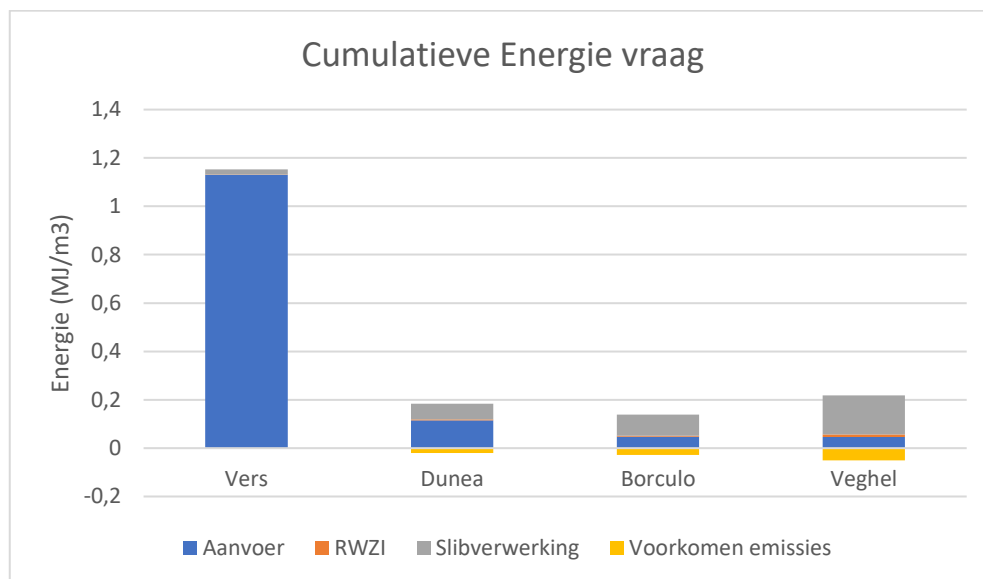
De input voor de hoeveelheid kool is gebaseerd op resultaten van laboratorium onderzoeken. De afstand voor transport is gebaseerd op aannamen. Een samenvatting van de data inventarisatie is weergegeven in Tabel 8-1.

Tabel 8-1 Data inventarisatie. De getallen in de blauwe cellen zijn daadwerkelijk gebruikt voor de berekening, de overige geven de onderliggende uitgangspunten weer.

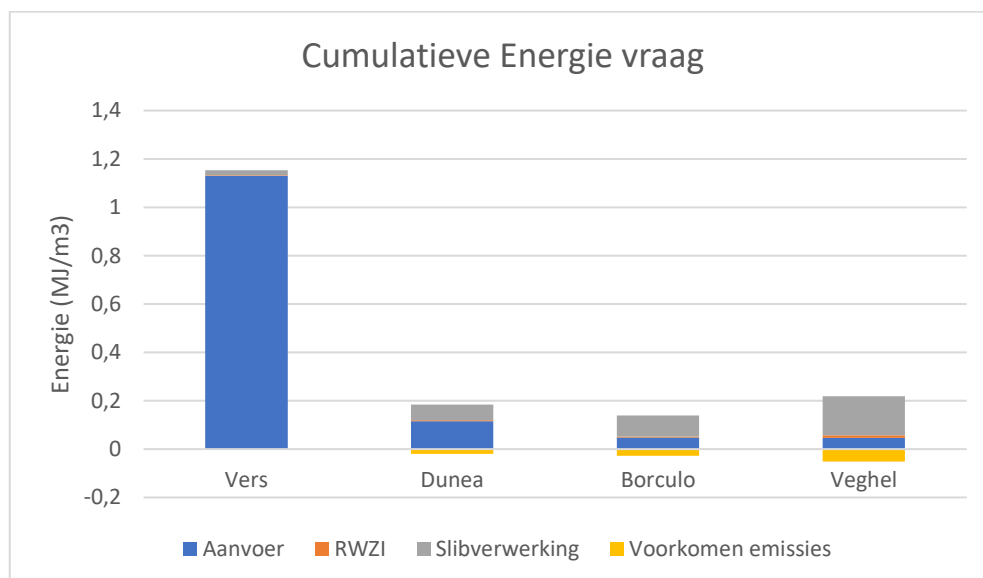
processtappen	scenario naam		verse kool	hergebruik		
				Dunea	Borculo	Veghel
aanvoer	gewicht totaal	gr	25	758	311	307
	dosering actieve kool	g/L	25	25	40	40
	aandeel actieve kool	%	100	33	39	21
	droge stof concentratie	%	100	10	33	62
	afstand transport	km	100	100	100	100
	transport	tkm	0,0025	0,08	0,03	0,03
doseerunit	droge stof gewenst	%	10	10	10	10
	water toevoegen	ml	225	0	715	1598
RWZI	volume extra door RWZI	m ³	2,5*E-04	7,6*E-04	1,0*E-03	1,9*E-03
slibverwerking	extra slib voor verwerking	g	25	76	103	190
voorkomen emissies	massa slib niet voor afvalbehandeling	g	0	76	103	190
	afstand transport	km	0	50	50	50
	transport	tkm	0	0,0038	0,0051	0,0095

Voor het modelleren van slibverwerking is uitgegaan van het model voor monoverbranding van zuiveringsslib zoals beschreven in Afman en Korving 2013 (Afman 2013).

8.3 Resultaten



Figuur 8-2 geeft de Cumulatieve energie vraag (als GER waarden) voor de verschillende scenario's weer. Wat opvalt is dat het scenario waarin verse kool is gebruikt een fors hogere GER waarde heeft dan wanneer er hergebruikte kool wordt toegepast. Tussen de scenario's onderling waarin de kool hergebruikt wordt, zit dan niet een heel significant verschil. Een vergelijkbaar beeld is te zien voor de CO₂-waarden (Tabel 8-2).



Figuur 8-2 GER-waarden voor PACAS

Tabel 8-2 CO₂ voetafdruk voor verschillende typen kool

Kool	kg CO ₂ -equivalent/m ³
Verse Kool	0,078
Dunea (hergebruik)	0,011
Borculo (hergebruik)	0,0089
Veghel (hergebruik)	0,014

8.4 Sensitiviteitsanalyse

Bij dit soort impactstudies is het altijd belangrijk om een sensitiviteitanalyse uit te voeren. Hiermee kan worden ingeschat hoe groot de invloed van een bepaalde parameter op het geheel is. Deze sensitiviteitanalyse is uitgevoerd voor de bron van elektriciteit, typen kool en slibverwerking.

8.4.1 Elektriciteit

Vaak heeft energie een groot effect op de impact. In de basis is gerekend met een Nederlandse marktconforme mix van energiesoorten, en deze is vergeleken met de groenste energie variant die nu beschikbaar is in Nederland (Hydro run off). Uiteraard heeft het wel impact, vooral op de hergebruik scenario's, maar het totale beeld verandert er niet door, zie Tabel 8-3.

Tabel 8-3 sensitiviteit analyse voor type energie voor de scenarios (GER waarden in MJ/m³)

sensitiviteit	Vers	Dunea	Borculo	Veghel
basis markt	1,150	0,163	0,116	0,178
hydro run off	1,140	0,139	0,084	0,118

8.4.2 Soorten kool

In het scenario met verse kool wordt meer dan 95% van de impact bepaald door het gebruik van actieve kool. Het was daarom gewenst om ook een sensitiviteit analyse uit te voeren voor koolsoorten. Het proces uit EcoInvent voor actieve kool heeft een GER-waarde van 44,9 MJ/kg.

In het STOWA rapport 2020-19 staan GER waarden vermeldt voor steenkool (116,5 MJ/kg), bruinkool (168 MJ/kg) en kokosnootschil (39,5 MJ/kg). Er vanuit gaande dat de effectiviteit hetzelfde is (ofwel dezelfde hoeveelheid nodig is), wordt het beeld dus nog sterker voor bruinkool en steenkool t.o.v. van de hergebruik scenario's. Daarnaast is de verwachting dat er groot verschil zit in adsorptiecapaciteit van deze verschillende soorten actieve kool (Hofman-Caris and van den Brand 2019).

8.4.3 Slibverwerking

Juist omdat in deze studie de impact van slibverwerking zo laag uitvalt (Figuur 8-2), zijn er verschillende processen vergeleken. Het gaat om de behandeling van ruw slib, rioolslib (anaerobe vergisting) en bioafvalverwerking, t.o.v. van de monoverbranding die in de basis variant is meegenomen. De impact van deze verschillende processen is erg vergelijkbaar en geeft daarom geen ander beeld.

8.5 Vergelijking met eerder onderzoek.

In het STOWA 2020-19 rapport staan andere GER waarden dan gebruikt voor dit onderzoek. Er is in het STOWA onderzoek gebruik gemaakt van een andere methodiek. Er is gewerkt met een Excel file die de energiebehoefte van de RWZI heeft doorgerekend (Mulder 2012). Bovendien gaat de 'vergroening' van energie best snel, waardoor de berekening ook beïnvloed wordt. In orde van grootte kwamen de getallen overeen. Wel had het energiegebruik van de RWZI in het Stowa onderzoek de grootste milieu-impact, terwijl uit dit onderzoek bleek dat het gebruik van verse kool de grootste milieu-impact heeft.

9 Business case

9.1 Inleiding

AquaMinerals heeft samen met Waterschap Aa en Maas en Hoogheemraadschap van Rijnland een eenvoudige business case opgesteld. In de business case is berekend tegen welke *maximale* inkoop prijs een waterschap (een deel van het) beschikbare poederkool van Dunea zou kunnen innemen om kostenneutraal te zijn ten opzichte van de dosering van vers kool. Hierbij is niet doorgerekend wat de meerkosten van Dunea of eventuele besparingen zijn. Wel is additioneel de beprijzing van CO₂ reductie opgenomen omdat drinkwaterbedrijven en sommige waterschappen dit meewegen in hun beslissingen. Voor toepassing bij andere afnemers, zoals bijvoorbeeld de glastuinbouw, is in deze business case nog geen berekening gedaan.

9.2 Uitgangspunten business case

Bij de berekening van de business case is een aantal uitgangspunten gebruikt:

- Alle kosten zijn berekend inclusief BTW.
- De kool wordt niet uit de huidige droogbedden van Dunea (40-50% ds) verwerkt omdat deze niet of alleen tegen hele hoge kosten doseerbaar is op een RWZI. Er is daarom gekozen voor de afvoer via een verpompbare verse slurry (iets minder dan ca. 5.000 ton per jaar met een droge stof percentage tussen 8 – 12 %. Dit droge stof gehalte kan gevarieerd worden wanneer dit voor verwerking beter uitkomt. Met dit percentage droge stof zijn met succes enkele proeven gedaan om de kool uit het bassin op te pompen. Aan het transport van de poederkoolslurry van Dunea naar de RWZI zijn overigens (beperkte) kosten verbonden in de orde grootte van € 9 – 15 /t, maar nu wordt de drogere koek uit het droogbed ook (ver) getransporteerd (al is dat minder doordat minder water getransporteerd moet worden). De afstand tussen de locaties zal bepalend zijn, maar niet doorslaggevend in de totale kosten. De transportkosten zijn niet doorgerekend in de business case omdat deze voor Dunea zijn.
- Dunea overweegt – indien er een afnemer is voor de slurry, ingegeven door onderhavig project - bij alle drie beoogde productielocaties hetzelfde type poederkool te gebruiken. Dit betekent dat in Scheveningen een ander type kan worden gebruikt met meerkosten voor Dunea. Deze meerkosten zijn overigens niet toegerekend in de business case omdat er ook andere redenen kunnen zijn voor een ander type kool en bovendien de kosten bij Dunea liggen.
- Er wordt door Dunea 485 ton/jaar droge stof geproduceerd. Dit bestaat (op tonnage) gewogen gemiddeld uit 30 – 39% actieve kool (161 ton), en de rest uit met name calciumcarbonaat en ijzer- en mangaanverbindingen. De range ligt bewust hoger dan de metingen in dit onderzoek (27%). Dat is ook verklaarbaar omdat in dit onderzoek de locatie Katwijk is gemeten, die in de massabalans (2020) ook 27% kool bevat. Het percentage kool op Monster en Scheveningen (ook met een ander type kool) zal echter hoger liggen en gewogen (op tonnage) gemiddeld uitkomen op minimaal 33%. Dit zal overigens vanaf 2021/22 nog hoger kunnen liggen omdat Dunea inmiddels meer kool doseert. Door de aanvoer van verse actieve kool ontstaat extra actief slib in de RWZI. Door de reeds bij Dunea beladen kool wordt echter meer slib gevormd in vergelijking met gebruik van vers actieve kool vanwege het deel van de droge stof dat geen kool is (calcium, ijzer en mangaan verbindingen). Voor de business case is alleen de hoeveelheid extra slib ten opzichte van vers kool in de berekening meegenomen. Dus voor iedere kg actieve kool die wordt gedoseerd, wordt ca. 2 kg extra droge stof gedoseerd. De verwerking hiervan brengt kosten met zich mee (in de range € 89 – € 107/t ontwaterd slib en droge stof % slib tussen de 18-26%). Daarnaast geeft het beperkingen op de (biologische) capaciteit van een RWZI, die een beoogde RWZI wel moet hebben.

- In de RWZI kan 1 gram verse actieve kool vervangen worden door ca. 1 gram actieve kool van Dunea (op AC basis, dus ca. 3 gram droge stof). Dit getal komt uit het onderhavige onderzoek. Bij deze dosering wordt ervan uitgegaan dat de werking op de reductie van medicijnresten in de orde grootte gelijkwaardig is. De huidige inkoopprijs van verse actieve kool die in de RWZI wordt gebruikt wordt gesteld in de range van € 1,90 – 4,24 per kg, inclusief BTW.
- In de business case worden geen (meer) kosten toegerekend voor de dosering van de poederkool-slurry op de RWZI. Het uitgangspunt is dat er sowieso een doseerinstallatie nodig is of er nu verse kool of slurry gedoseerd wordt. Het is wel aannemelijk dat er locatie specifieke investeringen nodig zijn in bijvoorbeeld opslagsilo's, doseerinstallaties en leidingen. De impact hiervan is relatief laag: stel dat de meer-investeringen € 500.000 zijn en over 10 jaar afgeschreven worden, dan zijn de meerkosten orde grootte € 8 per ton slurry. Of dosering ook zou kunnen zonder deze investeringen, is niet onderzocht in het project.
- Er is niet gerekend aan meer of minder kosten voor het gebruik van polymeer (PE).
- Er is uitgegaan van een kg CO₂ equivalent/m³ behandeld afvalwater van 0,078 voor verse kool, en 0,011 voor Dunea kool (Zie paragraaf 8.3). Er is 161 ton Duneakool beschikbaar. Bij dosering van 25 mg/l (zowel vers als Duneakool) kan daarmee 6.44*10⁶ m³ afvalwater behandeld worden. Dat betekent een verschil in kg CO₂ equivalent van 431480. Er is gerekend met 100 €/ton CO₂.

9.3 Resultaat berekening business case

In onderstaande tabel (Tabel 9-1) worden de uitgangspunten voor de businesscase berekeningen weergegeven. Er is een berekening gemaakt voor twee waterschappen (WS1 en WS2) en een basis scenario voor elk waterschap. Daarnaast is er nog een best case en worst case berekend waarbij de parameters gevarieerd zijn tussen reële grenswaardes. Zo wordt er vanuit gegaan dat de slurry wordt aangeleverd met 10% droge stof. Wanneer dit lager is (8%) is dit ongunstig (worst case) voor de businesscase omdat meer water getransporteerd moet worden en daarmee de transportkosten toenemen. Het droge stofgehalte kan ook variëren tot 12%, wat leidt tot een beter scenario. De basis is de beschikbare hoeveelheid poederkool (161 ton/jaar), en hoeveel gram verse poederkool in de RWZI vervangen kan worden door Dunea poederkool (1 gram Dunea-kool vervangt 1 gram verse kool). Door het vervangen van verse kool door hergebruikte kool worden kosten vermeden, namelijk de kosten voor inkoop van verse kool. Er worden echter ook extra kosten gemaakt, namelijk transportkosten, en kosten voor het extra slib wat geproduceerd wordt doordat er naast het actieve kool ook nog inerte stof wordt meegedoseerd. Het verschil hiertussen geeft de maximale inkoopprijs die een waterschap wil betalen zonder extra kosten te maken ten opzichte van het gebruik van verse kool. Wanneer er ook rekening wordt gehouden met de milieu-impact van het gebruik van hergebruikte kool ten opzichte van verse kool, kan ook de CO₂ geprijsd worden, en kan dat extra financiële ruimte geven voor de inkoop van hergebruikte kool. Dit is berekend op basis van natte slurry (€/t slurry incl. BTW) of op basis van actief kool (€/t kool incl. BTW).

Tabel 9-1: Uitwerking businesscase

	Waterschap 1			Waterschap 2			Gemiddelde (n=6)
	Base	Best	Worst	Base	Best	Worst	gemiddelde
Hoeveelheid slurry (t/jaar)	4.879	3.822	6.708	4879	3565	4792	4792
Droge stof % in de slurry	10%	12%	8%	10%	12%	8%	10%
% actieve kool in droge stof van de slurry	33%	36%	30%	33%	39%	33%	34%
Beschikbaar kool in de slurry (t/jaar)	161	161	161	161	161	161	161
Substitutie kool in slurry t.o.v. vers bij gelijke werking	1	1	1,2	1	1	1,2	1,1

<i>(gebaseerd op het kool dat Dunea kan gebruiken op drie locaties in verhouding tot 1 type kool dat WS kunnen gebruiken)</i>							
Droge stof % ingedikt slib (%ds)	26%	26%	26%	19%	20%	18%	23%
Slibtarief (€/t incl. BTW)	€ 87	€ 87	€ 109	€ 103	€ 103	€ 103	€ 99
Inkoop vers kool door waterschap ((€/kg incl. BTW) <i>(het betreft 2 typen actieve kool, waarvan 1 afwijkt van het onderzochte type kool)</i>	€ 3,63	€ 4,24	€ 3,02	€ 2,20	€ 3,50	€ 1,90	€ 3,08
Max. inkooprijds slurry excl. transport ((€/t incl. BTW)	€ 98	€ 154	€ 38	€ 36	€ 121	€ 10	€ 69
Of max. waarde in slurry per ton kool (€/t kool incl. BTW)	€ 2.961	€ 3.647	€ 1.561	€ 1.105	€ 2.683	€ 384	€ 2.048
(meer)investeringen dosering op de RWZI en/of Dunea	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.
Dunea: kosten transport slurry, wijziging kooltype Scheveningen, handlingskosten, alternatieve kosten afzet	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.
CO ₂ reductie per jaar [ton CO ₂ per jaar]	431,5	431,5	431,5	431,5	431,5	431,5	431,5
CO ₂ reductie [ton CO ₂ per ton kool]	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68
Schaduwrijds waarde CO ₂ reductie per jaar [€ per jaar in de keten] bij € 100/t CO ₂ reductie	43148	43148	43148	43148	43148	43148	43148
Max. inkooprijds rekening houdende met CO₂ beprijzing slurry excl. transport (€/t slurry incl. BTW)	€ 107	€ 163	€ 47	€ 45	€ 130	€ 19	€ 78
Max. inkooprijds actief kool rekening houdende met CO₂ beprijzing (€/t kool incl. BTW)	3229	3915	1829	1373	2951	652	2316

(bij het onderzoek is een Excel berekening gemaakt, deze is op verzoek beschikbaar)

9.4 Conclusie

De tabel hierboven laat zien dat bij de gekozen aannames de *maximale* inkoopwaarde van de poederkool-slurry van (het gewogen gemiddelde van) de drie Dunea locaties ergens tussen de € 10 en € 154 kan liggen, inclusief BTW. Het “gemiddelde over de 6 cases (op basis van massa kool)” is dan €69/t inclusief BTW. Of anders verwoord: de maximale prijs ligt tussen de € 384 en € 3.647 (incl. BTW) per ton actieve kool in de slurry.

Bij dit prijsniveau zou de dosering van slurry van Dunea voor een RWZI kostenneutraal kunnen zijn ten opzichte van de dosering van verse kool (bij de gekozen aannames). Dit is nog exclusief de som van meerkosten en besparingen van Dunea ten opzichte van de huidige afvoer.

Als we ook de CO₂ besparing zouden meerekenen ten opzichte van vers kool en we deze zouden beprijzen op € 100/t CO₂ over de keten, dan zou de maximale inkoopwaarde van de poederkool-slurry zelfs toenemen tot € 652 - € 3915 (incl. BTW) per ton actieve kool in de slurry, of gemiddeld €78 per ton natte slurry.

Wat nog niet doorgerekend is in de business case zijn de kosten of besparingen bij Dunea voor:

- het aanpassen naar een hoogwaardiger en duurder type kool op Scheveningen specifiek voor dit doeleinde;
- de (beperkte) meerkosten op de sites om de slurry op te pompen en on-site te verplaatsen;
- de (beperkte) meerkosten voor het transport van het slib als slurry in plaats van via containers. Overigens is het de vraag of dit hoge meerkosten zijn, omdat het slib (hoewel meer ingedikt) verder getransporteerd wordt.

- een aandeelhoudersbijdrage per ton voor de verkoop door AquaMinerals;
- de huidige en toekomstige afvoerkosten van het met PFAS beladen poederkoolslib.

De belangrijkste gevoeligheden in volgorde van impact binnen de scope van de businesscase (op de totale kosten per jaar) zijn:

- de substitutiewaarde van de (specifieke) kool in de Dunea slurry ten opzichte van (de specifieke typen) vers kool die waterschappen gebruiken, en de prijs van de specifieke verse koolsoorten die waterschappen gebruiken. Er zitten overigens grote verschillen in de verwachte prijsniveaus die de twee waterschappen hanteren en ze gebruiken ook niet beiden hetzelfde type;
- het aandeel kool in de droge stof van de slurry die Dunea doseert (en daarmee het aandeel niet-kool); het is overigens de verwachting dat het aandeel kool toe zal nemen (er zitten overigens ook verschillen tussen de drie locaties);
- de kosten voor slibafvoer en het droge stof percentage van het slib op de zuivering;
- en tot slot eventuele (meer) kosten voor investeringen in de dosering (deze zijn niet meegenomen).

Het is uiteindelijk aan Dunea, AquaMinerals en de geïnteresseerde afnemers (bijvoorbeeld waterschappen) om te komen tot een levering op een geschikte locatie, en daarbij horende prijs die voldoende recht doet aan de reële marktprijs op basis ook van de (continue) samenstelling en werking daarvan in de praktijk op de reductie van medicijnresten.

Geconcludeerd kan worden dat er een interessante (financiële) business case is, waarbij er veel kansen zijn voor alle partijen om aanzienlijk te besparen op de kosten ten opzichte van het gebruik van verse poederkool. Met meenemen van de CO₂ reductie zal de business case nog sterker worden.

10 Juridische aspecten bij hergebruik poederkoolslib

Poederkoolslib is een restproduct uit de drinkwaterproductie. Vastgesteld moet worden of dit een afvalstof, bijproduct of einde-afvalstof is. Om aangemerkt te worden als bijproduct moet voldaan worden aan de bijproductcriteria uit de Kaderrichtlijn afvalstoffen. Voor een status als einde-afvalstof moet voldaan worden aan de einde-afvalcriteria uit de Kaderrichtlijn afvalstoffen. Voor beiden gelden de criteria dat er een markt moet zijn c.q. de afzet zeker is, dat voldaan wordt aan alle wettelijke en technische eisen voor de toepassing en dat er over het geheel genomen geen negatieve effecten zijn voor mens en milieu. Het onderscheidend criterium is dat een bijproduct onmiddellijk kan worden gebruikt zonder verdere andere behandeling dan die welke bij de normale productie gangbaar is. Als nog een opwerkingsstap nodig is dan is het geen bijproduct maar een afvalstof en moet voldaan worden aan de einde-afvalcriteria om de afvalstatus te verliezen.

Voor bijproducten en einde-afvalstoffen gelden de productregelgeving uit de Reach verordening (EG) 1907/2006 en de beperkingen uit de POP verordening (EU) 2019/1021. Volgens de Reach verordening hoeven gevaarlijke stoffen pas boven een concentratie van 0,1% (1.000 mg/kg ds) meegenomen te worden in de risicobeoordeling. Gebruik is toegelaten tenzij er restricties zijn. Gebruik van PFOA en PFOS is beperkt in de POP verordening. Voor PFOA geldt vanaf 1 juli 2020 dat stoffen maximaal 25 µg/kg PFOA mogen bevatten. Voor PFOS geldt een grenswaarde van 10 mg/kg. Het poederkoolslib van Dunea voldoet niet aan de eis ten aanzien van PFOA. Voor een einde-afval of bijproductstatus moet voldaan worden aan alle wettelijke eisen t.a.v. producten en de specifieke

toepassing. Nu dit niet het geval is, voldoet het poederkoolslib niet aan de bijproduct of einde-afvalcriteria en is het een afvalstof.

Daarnaast geldt dat bijproducten en einde-afvalstoffen Reach geregistreerd dienen te worden. Voor teruggewonnen stoffen (einde-afvalstoffen) bestaat een uitzondering op de registratieplicht (artikel 2(7)d van de verordening) mits de stof overeenkomt met een reeds geregistreerde stof. Daarnaast dient in geval van een gevaarsclassificatie toegang te bestaan tot de veiligheidsdata zodat een veiligheidsinformatieblad kan worden opgesteld. Er is een Reach registratie voor actieve kool, echter voldoet de afgewerkte poederkool niet aan deze Reach registratie o.a. vanwege het verminderd BET oppervlak. Er kan waarschijnlijk niet bij deze registratie worden aangesloten zodat een nieuwe, zeer kostbare, registratie nodig zou zijn.

Conclusie: om het poederkoolslib als afvalstof in te kunnen zetten dient de ontvangende RWZI vergund te zijn om als afvalverwerker deze afvalstof in te nemen. Poederkoolslib wordt gebruikelijk onder euralcode 19.09.02 waterzuiveringslib afgevoerd. Deze euralcode dient in de vergunning opgenomen te worden.

11 Beschikbaarheid actieve kool voor hergebruik

In Nederland wordt jaarlijks 1,9 miljard m³ afvalwater behandeld in RWZI's. Bij een deel van deze RWZI's is het opportuun om poeder actieve kool in te zetten voor de verwijdering van OMVs. Er wordt verondersteld dat er 25 mg/l verse kool nodig is om minimaal 7 van de 11 gidsstoffen met gemiddeld minimaal 70% te verwijderen. In dit onderzoek is aangetoond dat bij 15-20 mg/l deze eis ook al wordt gehaald. De poederkool van Dunea heeft nog zoveel adsorptiecapaciteit dat bij dosering van 15-20 mg/l ook aan deze eis kan worden voldaan.

Er is nu bij Dunea jaarlijks ongeveer 485 ton/jaar aan droge stof beschikbaar, wat overeen komt met 161 ton actieve kool. Hiermee kan 8,08 miljoen m³ afvalwater behandeld worden. Dit komt overeen met 0,42% van het Nederlandse afvalwater behandeld worden. RWZI Heeswijk Dinther behandelde in 2018 16 miljoen m³ afvalwater en RWZI Gouda behandelde in 2018 7,4 miljoen m³ afvalwater (databank Waves, 29 april 2022). Dat betekent dat op deze beide locaties de verse kool niet volledig vervangen kan worden door de Dunea kool omdat er niet voldoende Duneakool beschikbaar is.

Voor de situatie waarbij poederkool van FrieslandCampina wordt hergebruikt is 40 mg/l actieve kool nodig om minimaal 7 van de 11 gidsstoffen met meer dan 70% te verwijderen. Er is jaarlijks vanuit de locatie Borculo 1,2 miljoen kg slurry beschikbaar wat voor 13% uit actieve kool bestaat. Dat betekent dat er daarmee 3,98 miljoen m³ afvalwater per jaar behandeld kan worden. Vanuit de locatie Veghel is ongeveer twee keer zoveel beschikbaar.

Conclusie: om meerdere RWZI's in Nederland te kunnen bevoorraden met hergebruikt actieve kool, zal er dus actief gezocht moeten worden naar extra bronnen. Er kan ook gekozen worden om het verse kool deels te vervangen door hergebruikt actieve kool. Dat bespaart al flink op milieu-impact van het PACAS proces.

12 Conclusies en aanbevelingen

12.1 Conclusies

In dit onderzoek is gekeken naar de mogelijkheid om poeder actieve kool afkomstig uit de drinkwaterbereiding van Dunea (op drie locaties), en uit de lactoseproductie van FrieslandCampina (op twee locaties) her te gebruiken en in te zetten voor de verwijdering van OMVs uit afvalwater op een RWZI (PACAS-proces) wat in potentie een besparing oplevert in de inzet van verse poederkool. Hierbij is naast de technologische aspecten gericht op adsorptie en mogelijke desorptie ook gekeken naar de consequenties van hergebruik voor de slibproductie en – verwerking op de RWZI, naar de milieu-impact van hergebruik en naar de juridische aspecten. Bovendien is voor één van de opties een business case uitgewerkt.

Dit onderzoek leidt tot de volgende conclusies:

- Hoewel er reeds organisch materiaal aan het her te gebruiken poederkool geadsorbeerd is, lijkt desorptie bij het opnieuw inzetten daarvan op een RWZI geen grote rol te spelen. De actieve kool uit de drinkwaterbehandeling van Dunea bevat lage concentraties organische stoffen, waarbij niet verwacht is dat die zullen desorberen. De actieve kool uit de lactoseproductie van FrieslandCampina heeft hogere concentraties organische stof die in enige mate kunnen desorberen maar dit lijkt de werking van de RWZI niet significant te beïnvloeden mede omdat het hierbij gaat om goed biologisch afbreekbare verbindingen.
- Desorptie van PFAS uit Dunea kool kan mogelijk plaatsvinden bij RWZI's die laag belast zijn met PFAS. Bij een desorptietest met Dunea kool en een steekmonster van het effluent van de RWZI Utrecht is echter juist verdere adsorptie van PFAS waargenomen. Er is blijkbaar nog restadsorptiecapaciteit voor PFAS beschikbaar op het actieve kool. Hiermee kan ook het hergebruikte kool nog bijdragen aan het verlagen van PFAS in het effluent van de RWZI.
- Op basis van batchexperimenten is vastgesteld dat bij toepassing van Duneakool voor de verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen uit standaardwater van de glastuinbouw 50 mg AC/l moet worden gedoseerd om aan de zuiveringsplicht te voldoen.
- Op basis van batchexperimenten is vastgesteld dat bij toepassing van Duneakool voor de verwijdering van geneesmiddelen (Stowa-lijst met 19 gidsstoffen en kandidaat gidsstoffen) bij een dosering van 20 mg/l 70% verwijdering van meer dan 7 gidsstoffen wordt bereikt. Bij dosering van 15 mg/l wordt gemiddeld 71% verwijdering van 7 gidsstoffen bereikt.
- Bij gebruik van verse kool is 20-25 mg/l nodig voor de verwijdering van 7 gidsstoffen voor >70%. Dat betekent dat 1 gram verse kool vervangen kan worden door 1 gram Duneakool, aangezien de adsorptiecapaciteit vergelijkbaar is.
- Met batchexperimenten is aangetoond dat indien FrieslandCampina kool wordt toegepast voor de verwijdering van geneesmiddelen, ten minste 40 mg/l gedoseerd moet worden. Omdat in de zuivering regeneratie plaatsheeft van de FrieslandCampina kool, waardoor de adsorptiecapaciteit toeneemt, is de kool alleen toepasbaar bij dosering in de zuivering (aeratie tank) en niet voor effluentpolishing.
- Op basis van bestaand onderzoek is bekend dat door dosering van verse actieve kool het slibvolume op een RWZI met 2% afneemt als gevolg van de verbeterde ontwaterbaarheid van het slib. Door meting van de CST-waarde aan slib uit de bioreactor experimenten in dit onderzoek, is vastgesteld dat bij dosering van 20 mg AC/l Duneakool de ontwaterbaarheid ook toeneemt ten opzichte van slib zonder actieve kool. Doordat met de actieve kool ook andere inerte stof wordt meegedoseerd, neemt het slibvolume met 19% toe. Op soortgelijke wijze is vastgesteld dat bij dosering van 40 mg actieve kool/l van FrieslandCampina sprake is van een toename van het slibvolume van 41% bij kool van de locatie Borculo en 86% bij kool van de locatie Veghel.

- Uit de milieu-impactanalyse blijkt dat de impact van het PACAS proces hoofdzakelijk wordt bepaald door de productie van actieve kool. Dit betekent dat wanneer deze productie vermeden kan worden door de inzet van een al gebruikte poederkool, de milieu-impact van het PACAS-proces significant afneemt ten opzichte van het gebruik van verse kool.
- Uit de berekening van de business case (worst, base, best) voor inzet van Dunea kool volgt dat de maximale inkoopprijs voor de natte slurry van Dunea gemiddeld 78 euro/ton mag bedragen. Bij deze berekening is rekening gehouden met de CO₂ beprijzing van de actieve kool. Bij die gemiddelde prijs heeft het waterschap geen extra kosten ten opzichte van gebruik van verse kool.
- Door de aanwezigheid van (te) grote hoeveelheden PFAS in het Dunea-kool, kan dit niet aangemerkt worden als einde-afval stof of als bijproduct. Wanneer een RWZI is aangemerkt als afvalverwerker en euralcode 19.09.02 in zijn vergunning heeft, kan het de actieve kool van Dunea gebruiken in de RWZI.
- De hoeveelheid actieve kool beschikbaar vanuit Dunea en FrieslandCampina kan slechts een klein deel van het communale afvalwater in Nederland zuiveren (~1%). Dit betekent dat het voor de hand ligt te zoeken naar andere bronnen voor poederkool geschikt voor hergebruik van. Ook wanneer alleen de kool van Dunea en FrieslandCampina gebruikt worden ter vervanging van verse kool, heeft dat al een positief effect op de milieu impact van het PACAS proces.

Het toepassen van hergebruikte actieve kool draagt bij aan de circulaire economie. Door het toepassen wordt de milieu impact lager dan bij gebruik van verse kool, en zijn er minder grondstoffen nodig. De businesscase lijkt positief, en er zijn ook juridisch gezien mogelijkheden voor de inzet van Duneakool in een RWZI. Daarmee lijkt hergebruik van actieve kool ook daadwerkelijk toepasbaar.

12.2 Aanbevelingen

Om het actieve kool van Dunea en FrieslandCampina daadwerkelijk te kunnen gebruiken, moet er nog onderzocht worden hoe de dosering het beste kan gebeuren, en of de bestaande doseerinstallaties gebruikt kunnen worden. Verse kool wordt aangeleverd als poeder terwijl hergebruikte kool wordt aangeleverd als slurry.

Ook zal er meer in detail onderzocht moeten worden wat het effect is op het slib, zowel op de ontwaterbaarheid als op de productie van slib, vooral in geval van FrieslandCampina kool waar relatief veel lactose aanwezig is (128 mg lactose/ gram actieve kool), die (gedeeltelijk) verwijderd wordt in de zuivering. Door het doseren van extra inerte massa, neemt de capaciteit van een RWZI af. Er moet onderzocht worden hoe groot dat effect is, en of bij de beoogde zuiveringen de benodigde overcapaciteit aanwezig is.

Het opzetten van een pilot op een van de beoogde zuiveringen, kan de toepassing van het hergebruikte actieve kool bevorderen.

13 Referenties

Afman, M. R. K., L. (2013). Milieuscore monoverbranding van zuiveringsslib : detailanalyse SNB-monoverbranding, effect fosfaathergebruik.

Been, P. d. (2018). Zoetwaterfabriek awzi De Groote Lucht. Pilotonderzoek ozonisatie en zandfiltratie, Stowa.

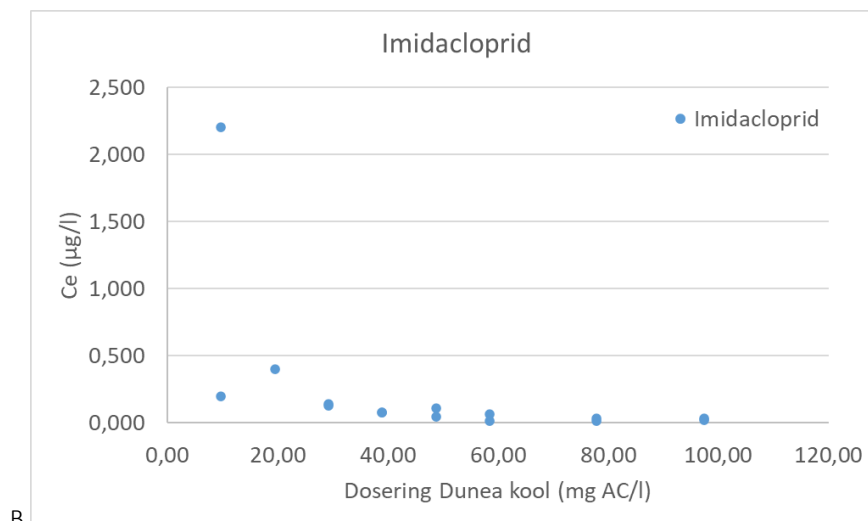
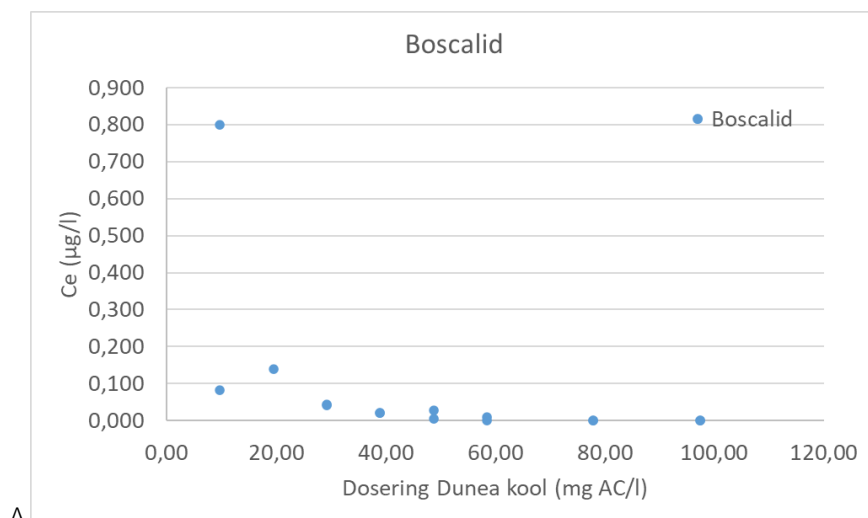
Berkhof, D., A. Boersma, H. Evenblij, P. Roeleveld, K. Kujawa-Roeleveld, E. Schuman, A. Meier and I. Nafo (2018).

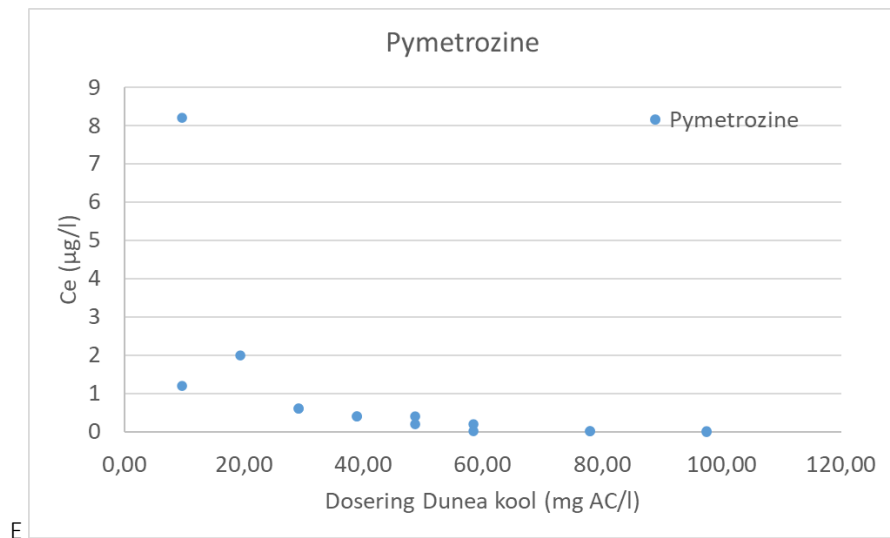
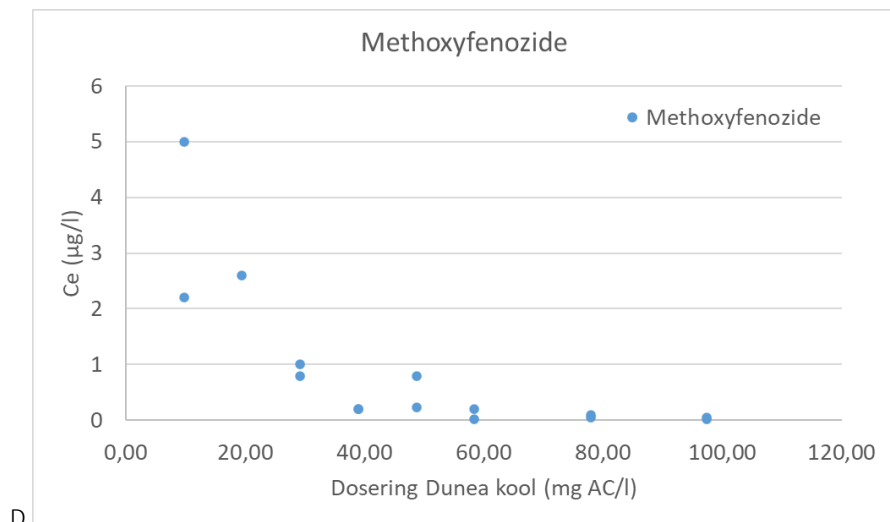
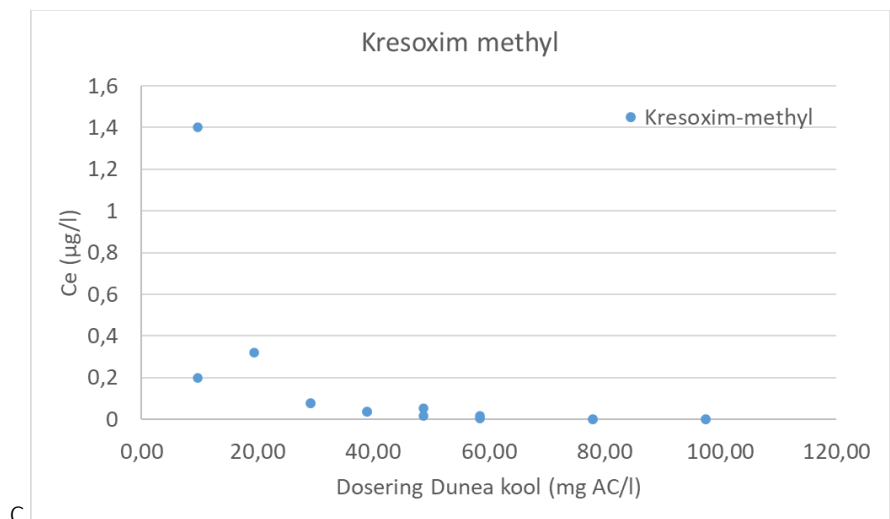
PACAS - Poederkooldosering in actiefslib voor verwijdering van microverontreinigingen.

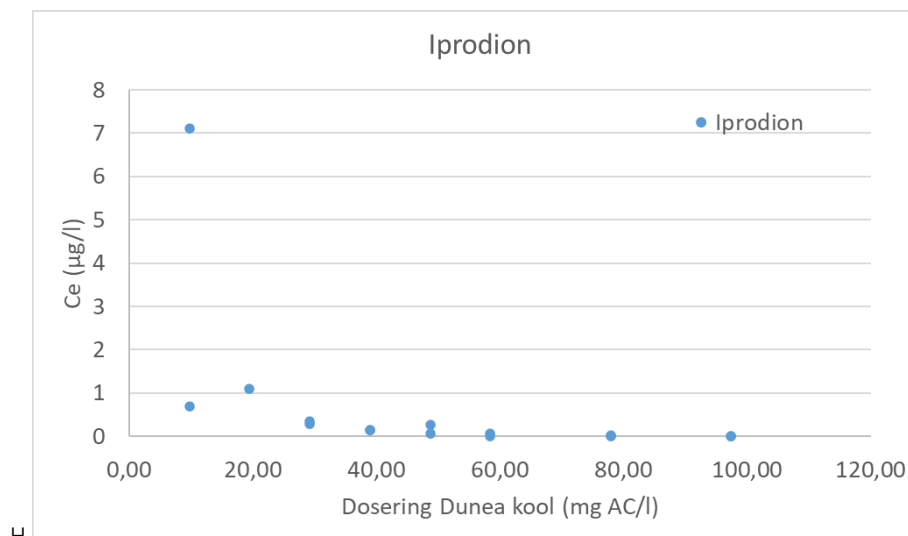
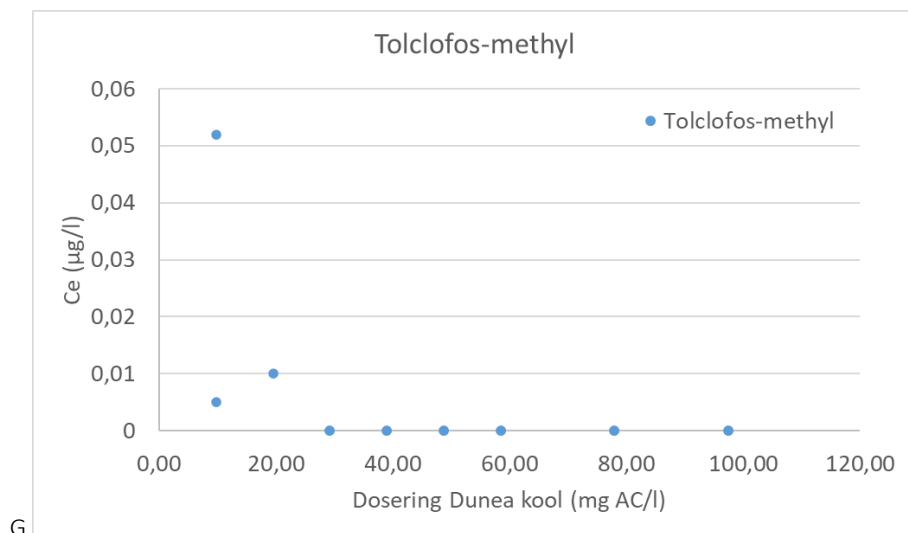
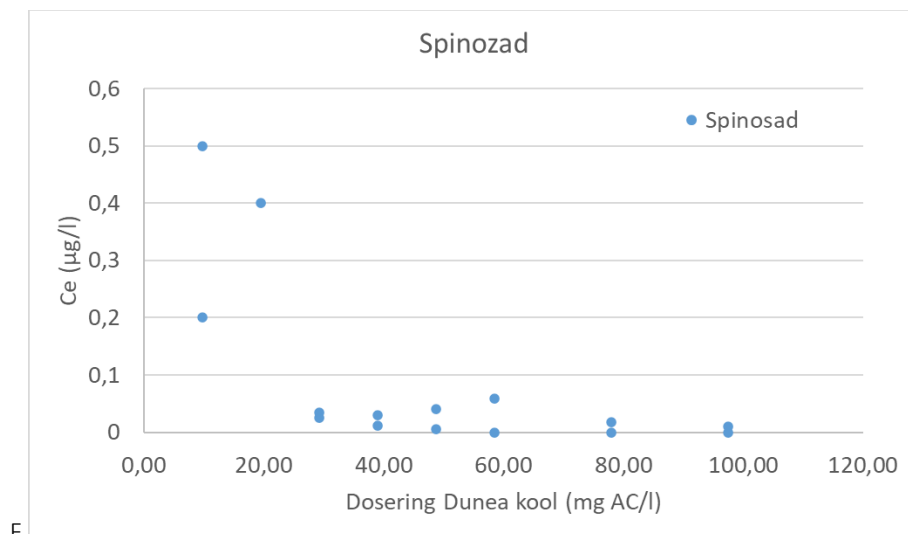
- Dunea. (2021). "Hoe wordt uw drinkwater gemaakt?", from <https://www.dunea.nl/drinkwater/hoe-wordt-uw-drinkwater-gemaakt>.
- Eppe Nieuwenhuis and Willie van den Berg (2021). Bepaling verwijderingsrendement medicijnresten rwzi-afvalwater
- Koepelvoorschrift en onderbouwende eindrapportage, Stowa.
- Ferrer-Polonio, E., K. White, J. A. Mendoza-Roca and A. Bes-Piá (2018). "The role of the operating parameters of SBR systems on the SMP production and on membrane fouling reduction." Journal of Environmental Management **228**: 205-212.
- Foo, K. Y. and B. H. Hameed (2010). "Detoxification of pesticide waste via activated carbon adsorption process." Journal of Hazardous Materials **175**(1): 1-11.
- Hischier, R., B. Weidema, H.-J. Althaus, C. Bauer, G. Doka, R. Dones, R. Frischknecht, S. Hellweg, S. Humbert, N. Jungbluth, T. Koellner, Y. Loerincik, M. Margni and T. Nemecek (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.
- Hofman-Caris, C. H. M. and T. P. H. van den Brand (2019). LCA-studie aan varianten van actieve kool. Nieuwegein, KWR: 63.
- Janczukowicz, W., M. Zieliński and M. Dębowski (2008). "Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production." Bioresource Technology **99**(10): 4199-4205.
- Jans, A. C. H. and R. P. M. Berbee (2020). Bronnen van PFAS voor het Nederlandse oppervlaktewater, Water, Verkeer en Leefomgeving (WVL) Veiligheid en Water, Waterkwaliteit en Natuurbeheer.
- Jungbluth, N. and R. Frischknecht (2007). "Cumulative energy demand." Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.0 No. 3: 31-38.
- Koeman-Stein, N. (2019). Een tweede kans voor actief kool.
- Koeman-Stein, N., L. Palmen and J. v. Ruijven (2018). Actief koolfiltratie voor de glastuinbouw, KWR.
- Koeman-Stein, N., L. Palmen and J. van Ruijven (2018). Actief koolfiltratie voor de glastuinbouw. Nieuwegein, KWR: 52.
- Kools, S. A. E., N. Meekel, M. L. de Baat, L. de Waal, F. M. Béen and C. H. M. Hofman-Caris (2021). PFAS en Nederlands drinkwater; consequenties van aangescherpte normstelling en technische handelingsperspectieven. Nieuwegein, KWR.
- Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. , C. P. Connors, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. and T. W. Maycock, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (2021). IPCC, 2021: Summary for Policymakers. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Mulder, M. (2012). Handleiding model milieuimpact en energiebehoefte van rwzi's, Stowa.
- Nederland, L. G. (2016). HOOFDLIJNENAKKOORD WATERZUIVERING IN DE GLASTUINBOUW.
- Obrecht, J., M. Thomann, J.-M. Stoll, K. Frank, M. Sobaszkiewicz, M. Boller and P. Freisler (2015). "PAK-Dosierung ins Belebungsverfahren." Aqua & Gas **2**.
- Park, M., S. Wu, I. J. Lopez, J. Y. Chang, T. Karanfil and S. A. Snyder (2020). "Adsorption of perfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater by granular activated carbons: Roles of hydrophobicity of PFAS and carbon characteristics." Water Research **170**: 115364.
- RIVM (2021). Analyse bijdrage drinkwater en voedsel aan blootstelling EFSA-4 PFAS in Nederland en advies drinkwaterrichtwaarde.
- Ruijven, J. v., E. v. Os, C. Blok and E. Beerling (2016). Standaard Water voor toetsing zuiveringstechnologie voor de glastuinbouw, Versie 2: geldend vanaf 1 Januari 2016, Wageningen UR Glastuinbouw
- Statline, C. (2021). Zuivering van stedelijk afvalwater; per provincie en stroomgebieddistrict.
- Stowa, M. I&W and Ilow (2020). VOORLOPIGE WERKINSTRUCTIE BEMONSTERING EN CHEMISCHE ANALYSE MEDICIJNRESTEN IN RWZI-AFVALWATER t.b.v. BIJDRAGEREGELING 'ZUIVERING MEDICIJNRESTEN' (IenW) en INNOVATIEPROGRAMMA 'MICROVERONTREINIGINGEN UIT RWZI-AFVALWATER' (STOWA/IenW).

I Resultaten verwijdering van gewasbeschermingsmiddelen uit standaard water met Dunea-kool

In onderstaande grafieken (Figuur 13-1A-H) zijn de evenwichtsconcentraties weergegeven van GBMs uit standaardwater geadsorbeerd aan Dunea-kool. Deze data horen bij de hoofdstuk 4.1.



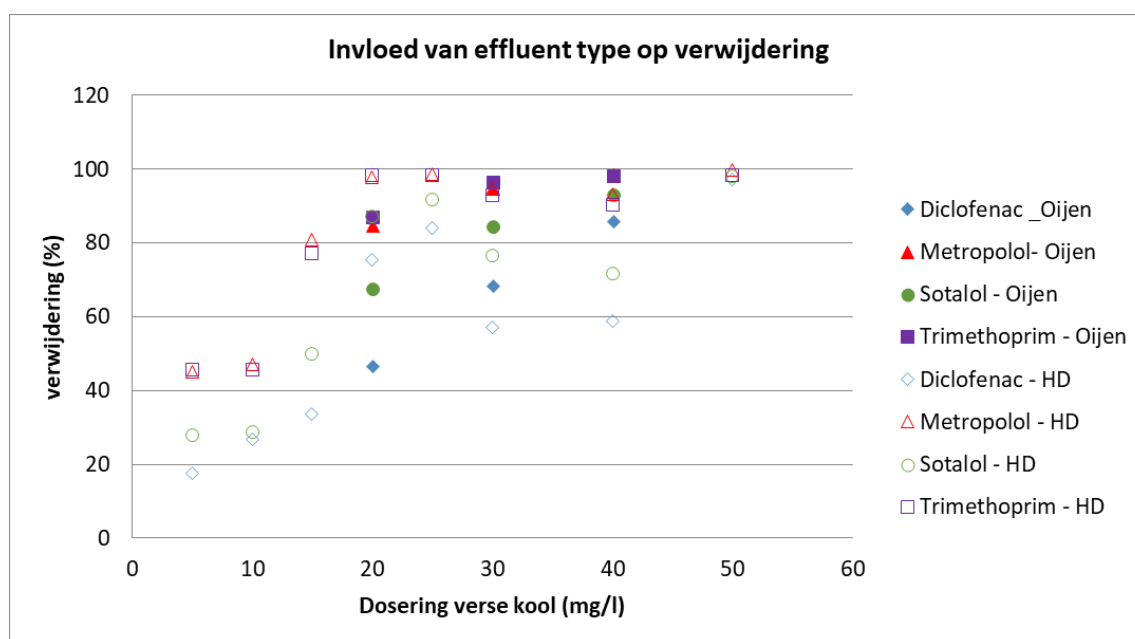




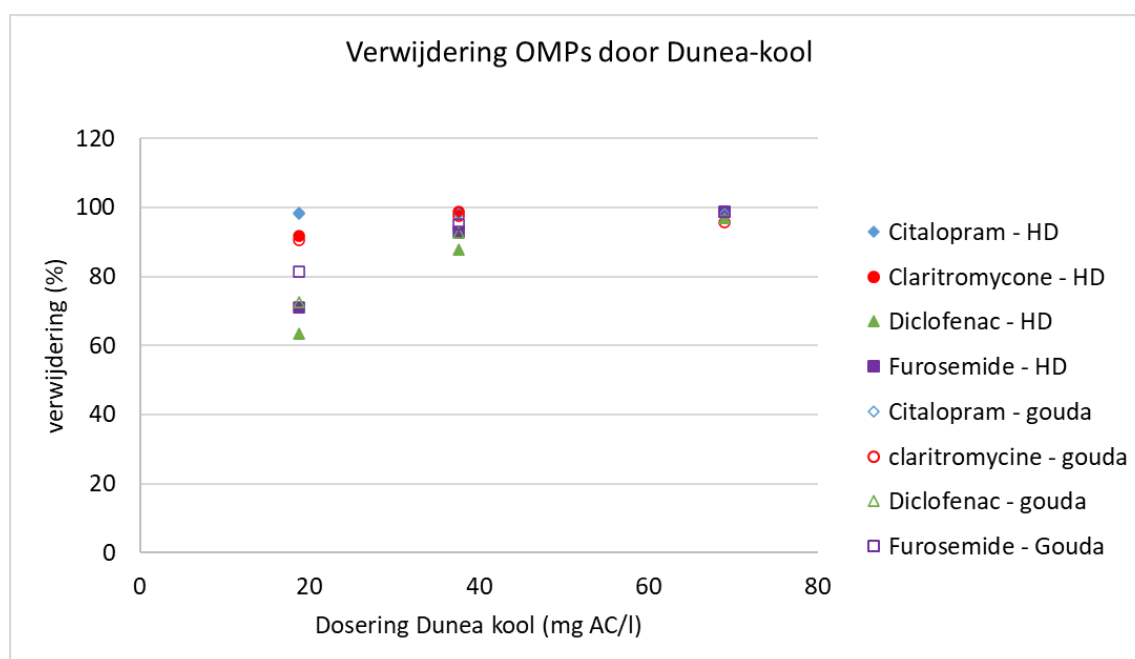
Figuur 13-1: evenwichtconcentratie na dosering van Dunea-kool aan standaard water van de glastuinbouw. A: Boscalid, B: imidacloprid, C: kresoxim methyl, D: methoxyfenozide, E Pymetrozine, F Spinosad G Tolclofos Methyl, H Iprodion

II Verwijdering van OMVs door verse en Dunea-kool

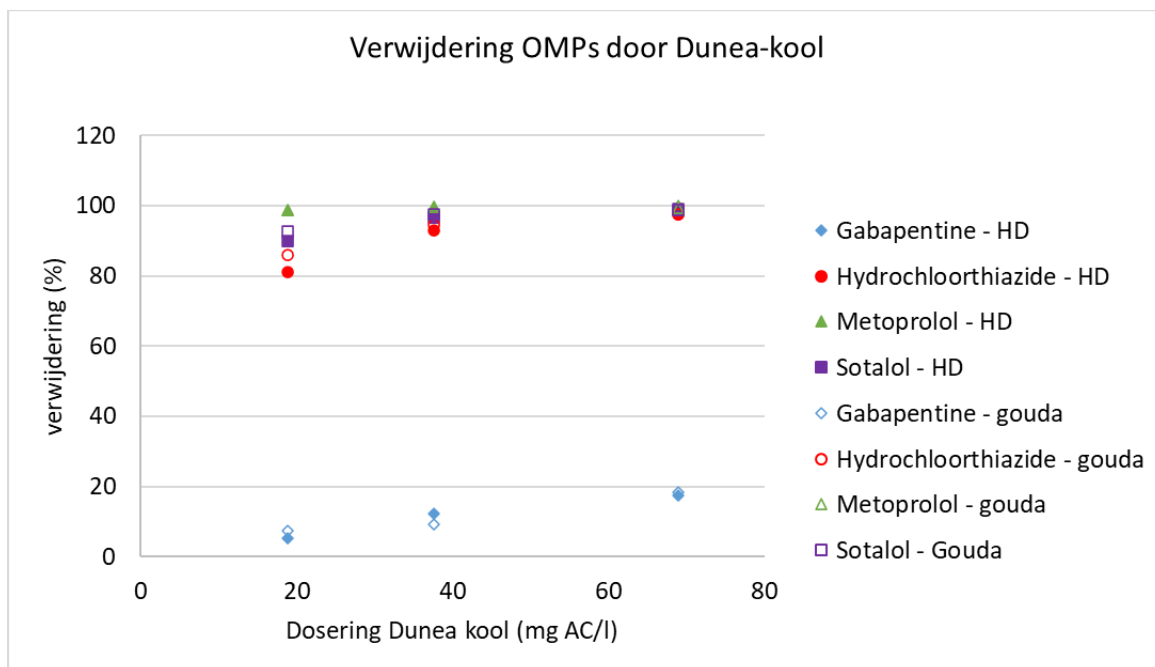
Het verwijderingspercentage van gidsstoffen door verse kool en Dunea-kool wordt weergegeven in onderstaande grafieken. Er is gedoseerd aan effluent van verschillende RWZI's. Daarmee wordt aangetoond dat de matrix wel van enige invloed is op de verwijdering maar dat de toevoeging van poederkool wel een robuuste technologie is.



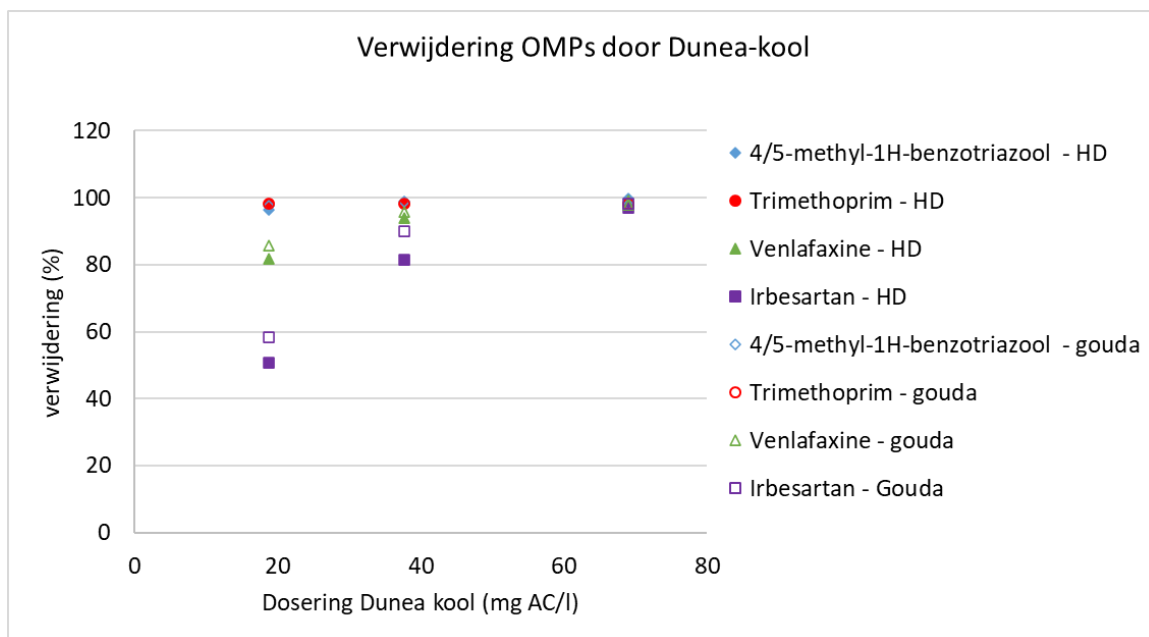
Figuur 13-2: Verwijdering van vier OMVs door verse kool uit effluent van RWZI Ooijen en RWZI Heeswijk Dinther



Figuur 13-3: verwijdering van vier OMVs uit effluent van RWZI Gouda en RWZI Heeswijk Dinther door Dunea-kool



Figuur 13-4: verwijdering van vier OMVs uit effluent van RWZI Gouda en RWZI Heeswijk Dinther door Dunea-kool



Figuur 13-5: verwijdering van vier OMVs uit effluent van RWZI Gouda en RWZI Heeswijk Dinther door Dunea-kool

III Ruwe data bioreactor experiment met FrieslandCampina Borculo actieve kool.

Tabel 13-1: ruwe data van gespiked influent en van het effluent van de bioreactor bij de langdurige experimenten met actieve kool van FrieslandCampina.

Datum monstername		15-10-2021	21-10-2021	05-11-2021		15-10-2021	21-10-2021	29-10-2021	04-11-2021	12-11-2021
Component		Influent + Gidsstof fen	Influent + Gidsstof fen	Influent + Gidsstof fen		F3 effluent	F3 effluent	F3 effluent	F3 effluent	F3 effluent
Amisulpride	µg/l	0,17	0,22	0,25		<0.01	<0.01	0,04	0,01	0,08
Azitromycine	µg/l	0,64	0,75	0,80		<0.01	0,04	0,06	0,08	0,12
Benzotriazool	µg/l	5,9	14	8,7		0,04	0,29	1,7	0,32	2,1
Candesartan	µg/l	0,21	0,33	0,32		<0.01	0,13	0,28	0,10	0,30
Carbamazepine	µg/l	0,45	0,67	0,70		<0.01	0,07	0,22	0,07	0,39
Citalopram	µg/l	0,13	0,35	0,27		<0.01	<0.01	0,02	<0.01	0,03
Claritromycine	µg/l	0,33	0,39	0,44		<0.01	<0.01	0,01	0,02	0,02
Diclofenac	µg/l	0,45	0,61	0,55		<0.01	0,12	0,32	0,12	0,40
Furosemide	µg/l	1,3	1,6	1,6		<0.05	0,41	1,0	0,10	1,3
Gabapentine	µg/l	2,4	4,8	3,8		0,54	0,49	0,43	1,3	0,08
Hydrochloorthiazide	µg/l	2,5	3,4	3,0		<0.02	0,57	1,2	0,45	1,9
Irbesartan	µg/l	0,60	1,1	1,1		0,01	0,24	0,61	0,29	0,71
Metoprolol	µg/l	2,5	3,3	3,1		<0.01	0,05	0,13	0,11	0,16
Propranolol	µg/l	0,17	0,27	0,26		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Sotalol	µg/l	3,9	4,7	5,0		0,01	0,54	1,7	0,76	2,5
Sulfamethoxazool	µg/l	0,56	0,85	0,87		<0.01	0,12	0,35	0,02	0,45
4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool)	µg/l	2,3	4,3	2,2		<0.01	0,07	0,34	0,09	0,41
Trimethoprim	µg/l	0,18	0,26	0,31		<0.01	0,01	0,04	<0.01	0,04
Venlafaxine	µg/l	0,28	0,47	0,41		<0.01	0,07	0,21	0,10	0,26

Wanneer de gemeten waarde onder de rapportagegrens lag, bij het berekenen van de verwijdering gerekend met de helft van de rapportagegrens. Dit is anders dan in Stowa 2021-15 (Epe Nieuwenhuis and Willie van den Berg 2021), waarbij wordt gehanteerd dat indien de gemeten concentratie effluent < rapportagegrens van de stof in

effluent, dan wordt voor de berekening van het verwijderingsrendement uitgegaan van de rapportagegrens van het effluent voor deze stof.

Het influent is in batches van 40L aangeleverd. Die zijn vervolgens gespiked met OMVs en gebruikt voor de experimenten. Dit gespikete influent heeft gedurende een aantal dagen dezelfde concentratie OMV (wordt verondersteld) waarna de concentratie in een nieuwe batch anders kan zijn. Het is door de opzet van het experiment, en de lange duur van OMV analyses, niet mogelijk om de hoeveelheid gespikete stof aan te passen aan de concentratie zoals in het ongespikete influent aanwezig is. Bij de meeste stoffen was de concentratie in het influent in het eerste deel van het experiment (meetdatum 15-10-2021) het laagste. De influent concentratie werd dan voor veel stoffen hoger na de tweede batch gebruikt influent (21-10-2021), en werd bij de derde batch lager, of bleef gelijk aan de tweede batch.

Tabel 13-2: verwijdering van gidsstoffen in een bioreactor met actieve kool, zonder actieve kool, of in effluent met actieve kool. Wanneer de verwijdering in de bioreactor met kool groter is dan de som van (de bioreactor zonder kool, de verwijdering in het effluent en de standaard deviatie in de bioreactor met kool) wordt het als een duidelijk effect beschouwd.

Component		40mg/l bioreact or FC Borculo	st dev 40mg/l bioreact or FC Borculo	0 mg/l bioreact or short term	38 mg/l effluent polishing	som biologisch+r est	duidelijk effect?
		A	stdevA	B	C	B+C	A > stdevA +B+C
Amisulpride	%	85,6	11,8	54,6	21,7	76,3	nee
Azitromycine	%	90,0	3,3	60,7			
Benzotriazool	%	89,1	8,5	45,8	9,7	55,5	ja
Candesartan	%	32,3	24,5	45,2	4,3	49,6	nee
Carbamazepine	%	71,4	17,7	48,8	15,6	64,4	nee
Citalopram	%	94,5	3,6	18,5	41,0	59,4	ja
Claritromycine	%	96,6	1,5	80,9	12,3	93,2	nee
Diclofenac	%	57,1	21,1	33,4	3,8	37,3	nee
Furosemide	%	54,6	28,7	46,9	4,8	51,7	nee
Gabapentine	%	85,4	9,7	16,4	5,3	21,7	ja
Hydrochloorthiazide	%	66,3	18,8	29,6	6,2	35,8	ja
Irbesartan	%	53,4	14,6	24,5			
Metoprolol	%	96,4	1,1	56,9	2,9	59,8	ja
Propranolol	%	97,9	0,5	49,1	32,0	81,1	ja
Sotalol	%	71,0	14,9	59,9	-3,0	56,9	ja
Sulfamethoxazool	%	70,8	18,9	61,2	-5,5	55,7	nee
4/5-methyl-1H-benzotriazool (tolyltriazool)	%	92,1	6,6	61,4	13,5	75,0	ja
Trimethoprim	%	91,1	5,4	70,1	19,3	89,4	ja
Venlafaxine	%	61,4	16,9	0,0	6,1	6,1	ja

IV Berekeningen slibproductie

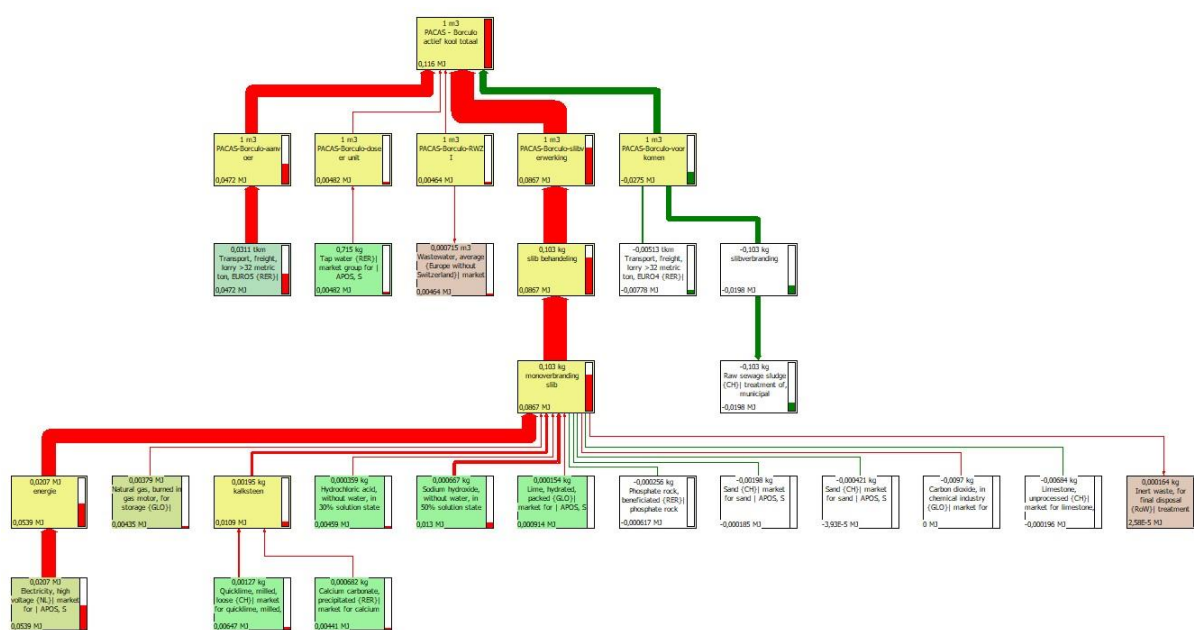
Door het toevoegen van actief kool, neemt de onwaterbaarheid van het slib toe. De massa droge stof neemt echter ook toe. Wat de uiteindelijke toename in slibvolume is, is berekend. In Tabel 13-3 wordt deze berekening weergegeven. Deze berekening hoort bij Hoofdstuk 7.

Tabel 13-3: berekening van de slibproductie bij gebruik van actieve kool, met een ontwaterbaarheid van 26% ds. De berekeningen zijn gebaseerd op (Berkhof, Boersma et al. 2018), bijlage H.

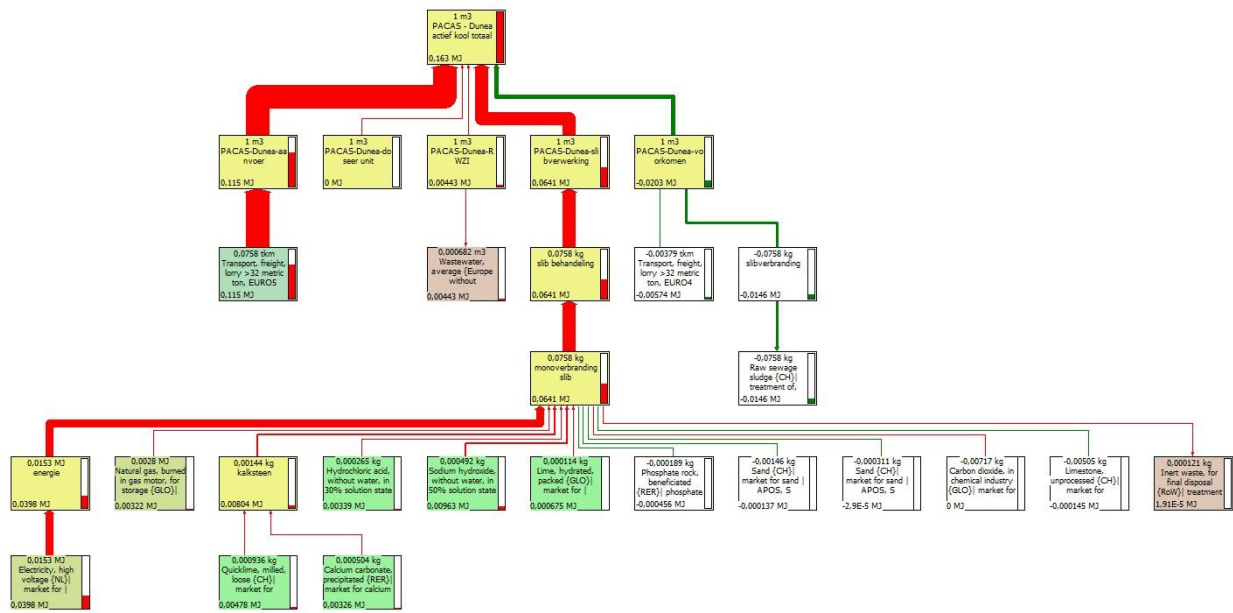
		verse kool	verse kool	dunea kool 10 mg/l	dunea kool 10 mg/l	FC kool Borculo	FC kool Veghel
		10 mg/l	20 mg/l	10 mg/l	20 mg/l	40 mg/l	40 mg/l
		100.00 0 ie	100.00 0 ie	100.00 0 ie	100.00 0 ie	100.00 0 ie	100.00 0 ie
aangenomen dagdebiet	l/ie/dag	208	208	208	208	208	208
capaciteit rwzi	ie 150 g TZV	100000	100000	100000	100000	100000	100000
dagdebiet	m3/d	20800	20800	20800	20800	20800	20800
jaardebiet	m3/jaar	759200 0	759200 0	759200 0	759200 0	759200 0	759200 0
uurdebiet	m3/h	867	867	867	867	867	867
slibproductie biologisch	ton DS/ jaar	1295	1295	1295	1295	1295	1295
dagvracht PAC	kg PAC/d	208	416	208	416	832	832
setpoint kooldosering	kg/m ³	0,01	0,02	0,01	0,02	0,04	0,04
hoeveelheid poederkool/jaar	ton	76	152	76	152	304	304
aandeel kool in ds	%	100	100	33	33	39	21
hoeveelheid droge stof dosering/jaar	ton	76	152	230	460	779	1446
toename droge stof gehalte	%	6	12	18	36	60	112
slibproductie zonder actief kool, ontwaterd	ton ontwaterd/jaar	5628	5628	5628	5628	5628	5628
slibproductie met actief kool, ontwaterd	ton ontwaterd/jaar	5233	5523	5822	6700	7916	10464

%ds na ontwateren		23	23	23	23	23	23
%ds na ontwateren		26	26	26	26	26	26
verbetering ontwaterbaarheid		3	3	3	3	3	3
toename slib		-7	-2	3	19	41	86

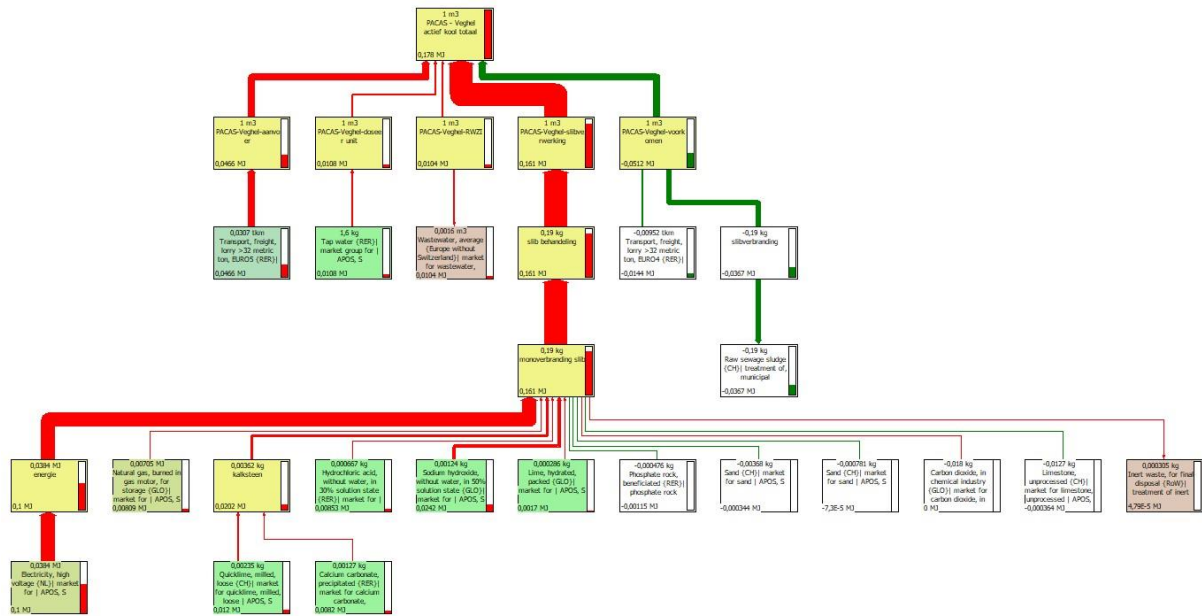
V Extra figuren milieu-impact analyse



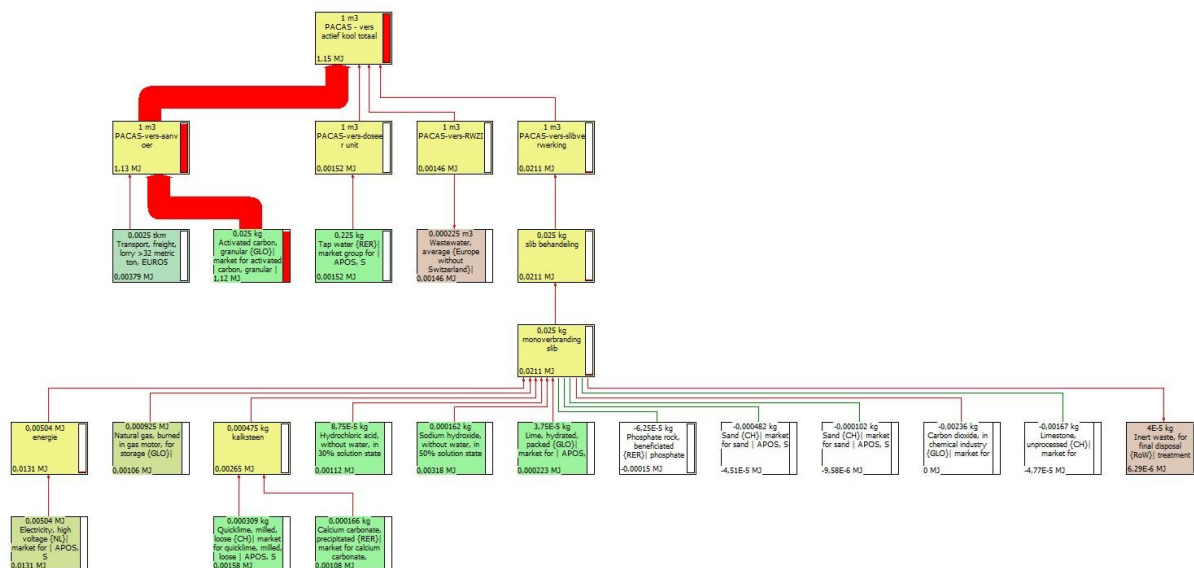
Figuur 13-6 Boomstructuur hergebruik kool Borculo



Figuur 13-7 Boomstructuur hergebruik Dunea



Figuur 13-8 Boomstructuur hergebruik Veghel



Figuur 13-9 Boomstructuur vers actieve kool