



LCA van 8 grondstoffen uit rioolwater

Update 2022



CE Delft

Committed to the Environment

LCA van 8 grondstoffen uit rioolwater

Update 2022

Dit rapport is geschreven door:

Jessica de Koning (CE Delft)

Meis Uijttewaal (CE Delft)

Geert Bergsma (CE Delft)

Mirabella Mulder (Mirabella Mulder Waste Water Management)

Delft, CE Delft, juni 2023

Publicatienummer: 23.210136.012

Opdrachtgever: STOWA

Alle openbare publicaties van CE Delft zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Jessica de Koning (CE Delft)

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, NGO's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al meer dan 40 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.



Inhoud

	Samenvatting	6
1	Introductie	12
	1.1 Leeswijzer	12
	1.2 Gebruiksaanwijzing resultaten	13
	2 Overkoepelende methodiek	14
	2.1 Afbakening	14
	2.2 Datagebruik	16
	2.3 Modelleren en analysemethoden	17
	2.4 Referentiezuivering	18
3	Groen gas	22
	3.1 Introductie	22
	3.2 Afbakening	22
	3.3 Resultaten	26
	3.4 Gevoeligheidsanalyse	30
	3.5 Conclusie en discussie	32
4	CO ₂	33
	4.1 Introductie	33
	4.2 Afbakening	33
	4.3 Resultaten CO ₂ -productie	36
	4.4 Gevoeligheidsanalyse	39
	4.5 Conclusie en discussie	41
5	Cellulose	42
	5.1 Introductie	42
	5.2 Afbakening	42
	5.3 Resultaten	53
	5.4 Gevoeligheidsanalyse	61
	5.5 Discussie	64
6	Fosforzuur uit as	66
	6.1 Introductie	66
	6.2 Afbakening	67
	6.3 Resultaten	73
	6.4 Gevoeligheidsanalyse	76
	6.5 Discussie	80
	6.6 Spodofosproces	82
7	Struviet	83
	7.1 Introductie	83



7.2	Afbakening	83
7.3	Resultaten	89
7.4	Gevoeligheidsanalyses	92
7.5	Conclusie en discussie	94
8	Vivianiet	95
8.2	Afbakening	95
8.3	Resultaten	99
8.4	Gevoeligheidsanalyses	103
8.5	Conclusies en discussie	109
9	PHA	112
9.1	Introductie	112
9.2	Afbakening	112
9.3	Resultaten	118
9.4	Gevoeligheidsanalyse	122
9.5	Discussie	124
10	Kaamera	126
10.1	Introductie	126
10.2	Afbakening	126
10.3	Resultaten	133
10.4	Gevoeligheidsanalyse	136
10.5	Discussie	138
11	Conclusies en aanbevelingen	140
11.1	Conclusies per grondstof	140
11.2	Overkoepelende conclusies	143
11.3	Overwegingen en aanbevelingen	147
12	Bibliografie	151
A	Onderlinge beïnvloeding grondstoffen	154
B	Vergelijking fosforroutes	157
C	Achtergronddata groen gas	159
C.1	Resultaten bij de grafieken	159
D	Achtergronddata CO ₂	161
D.1	Resultaten bij de grafieken	161
D.2	Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode	162
E	Achtergronddata cellulose	163
E.1	Resultaten bij de grafieken	163
E.2	Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode	167



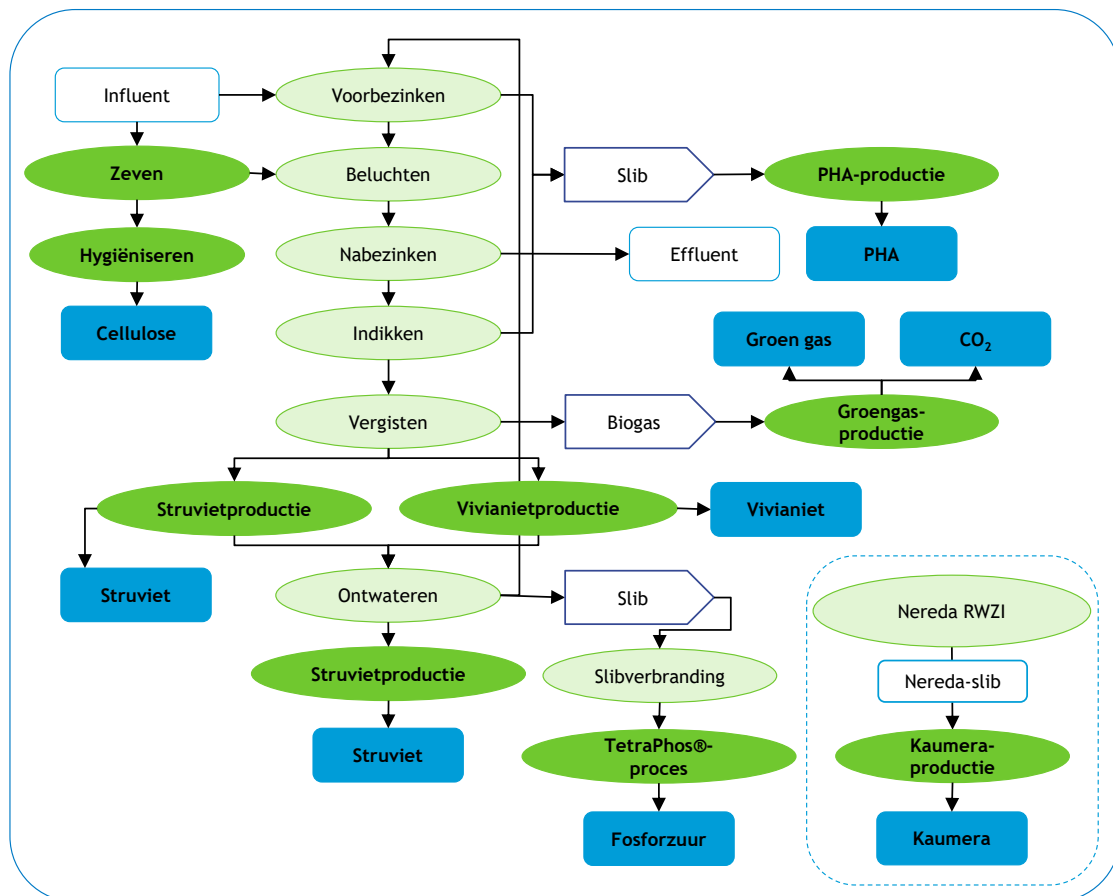
F	Achtergronddata fosforzuur uit as	169
	F.1 Resultaten bij de grafieken	169
	F.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode	170
G	Achtergronddata struviet	171
	G.1 Resultaten bij de grafieken	171
	G.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analyse	172
H	Achtergronddata vivianiet	174
	H.1 Omrekenen massa P naar massa PO_4	174
	H.2 Klimaatimpact drinkwaterslib	174
	H.3 Onderbouwing hoeveelheden referentieproduct	174
	H.4 Resultaten bij de grafieken	174
	H.5 Resultaten berekend met de ReCiPe analyse methode	176
I	Achtergronddata PHA	177
	I.1 Literatuurreferenties voor klimaatimpact van PHA uit landbouwgewassen	177
	I.2 Resultaten bij de grafieken	178
	I.3 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode	179
J	Achtergronddata Kaumera	180
	J.1 Resultaten bij de grafieken	180
	J.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode	181
K	Achtergronddata overzichtsgrafiek	182

Samenvatting

De waterschappen hebben hoge ambities voor hun bijdrage aan de circulaire economie; zo volgen de waterschappen de Rijksbrede ambitie om in 2030 50% en in 2050 100% circulair te zijn (Unie van Waterschappen, 2021). Bij de rioolwaterzuivering worden stoffen teruggewonnen die na opwerkingsstappen ingezet kunnen worden als grondstof. Deze grondstoffen kunnen primaire grondstoffen vervangen. Dit draagt bij aan een circulaire grondstoffenketen en kan milieuwinst opleveren. Hoe groot deze milieuwinst is hangt echter ook af van onder andere de energie die benodigd is in de processen en andere effecten op de rioolwaterzuivering.

In deze studie heeft CE Delft in samenwerking met Mirabella Mulder Waste Water Management onderzocht wat de klimaatimpact en de milieukosten zijn van acht grondstoffen die uit rioolwater kunnen worden teruggewonnen. Deze studie is een update van de studie 'Levenscyclusanalyse van grondstoffen uit rioolwater' uit 2016, uitgevoerd door Witteveen+Bos, KNN Advies en CE Delft (STOWA, 2016).

Figuur 1 - Schematisch overzicht van het waterzuiveringsproces en de grondstoffen die tijdens het proces teruggewonnen kunnen worden



Welke grondstoffen zijn meegenomen in deze studie?

In deze studie is de milieu-impact van de productie uit rioolwater van de volgende acht grondstoffen bepaald:

1. Groen gas.
2. CO₂.
3. Cellulose (fijn zeefgoed, nat en droog).
4. Fosforzuur uit slibas.
5. Struviet (verbinding van magnesium, ammonium en fosfaat).
6. Vivianiet (verbinding van ijzer en fosfaat).
7. Bioplastics (PHA).
8. Kaumera (biopolymeer 'alginaat' uit Nereda[®]-slib).

Bij alle grondstoffen is een vergelijking gemaakt met de huidige conventionele manier om deze grondstoffen te maken.

Figuur 1 is een schematische weergave van de belangrijkste processen die onderdeel zijn van het waterzuiveringsproces. In de figuur is aangegeven op welke plekken in het zuiveringsproces de grondstoffen uit deze studie kunnen worden teruggewonnen. De meeste grondstoffen kunnen op een standaard waterzuivering teruggewonnen worden. Kaumera kan alleen op RWZI's teruggewonnen worden die gebruik maken van de Nereda[®]-technologie. Hierbij ontstaan slibkorrels met andere eigenschappen en microbiologische culturen dan het fijne slib van conventionele biologische RWZI's.

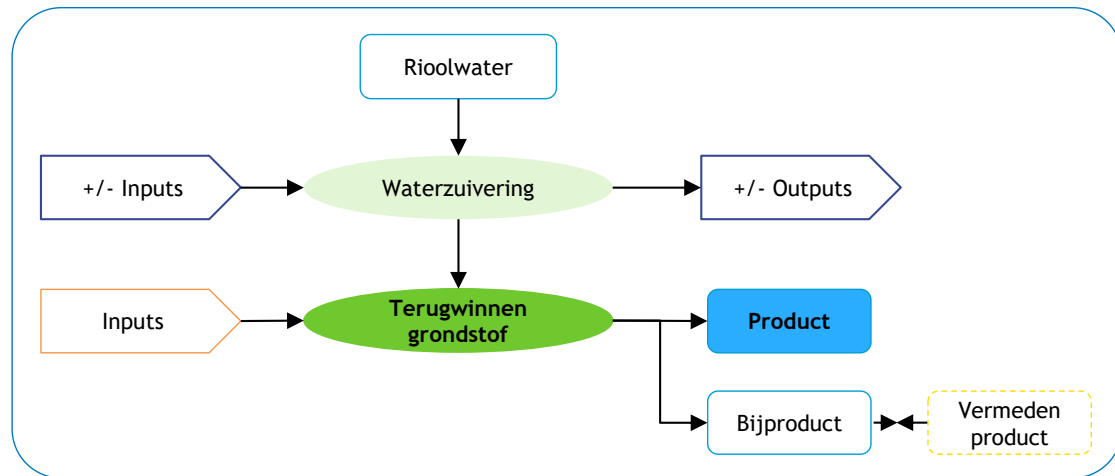
Hoe is de milieu-impact van de grondstoffen bepaald?

Om de milieu-impact van de teruggewonnen grondstoffen te bepalen is zowel naar de impact van het terugwinnen van de grondstof zelf gekeken, als naar het effect van het terugwinnen op de zuiveringsinstallatie. Figuur 2 geeft een schematisch overzicht van de processen die zijn meegenomen bij het bepalen van de milieu-impact van een grondstof.

Voor het terugwinnen van de grondstof zijn inputs (oranje kader) nodig, zoals energie en hulpstoffen. Deze inputs hebben een milieu-impact. Daarnaast kan het terugwinnen van de grondstoffen ervoor zorgen dat er meer of minder inputs (paarse kader) nodig zijn op de waterzuivering, zoals minder energie voor beluchting of minder polymeer voor de ontwatering. Ook kan de hoeveelheid outputs (paarse kader), zoals slib, hoger of lager worden. De milieu-impact van de effecten op de zuivering rekenen we toe aan de teruggewonnen grondstof. Naast de teruggewonnen grondstof (het product) kan het ook voorkomen dat er bijproducten geproduceerd worden (lichtblauw kader). Het milieuvoordeel van dit bijproduct wordt meegenomen door ervan uit te gaan dat dit een ander product vervangt (geel gestippeld kader).

De procesdata voor de berekeningen is voor zover mogelijk gebaseerd op gegevens van RWZI's waar de grondstof wordt teruggewonnen of op gegevens van pilotinstallaties. Waar deze gegevens niet beschikbaar waren, is gebruik gemaakt van theoretische waardes. De gegevens zijn aangeleverd door experts betrokken bij de ontwikkeling van de technologie. De aangeleverde gegevens en berekeningen zijn gecontroleerd door interne experts (CE Delft) en externe experts (Mirabella Mulder). De berekeningen zijn representatief voor een gemiddelde grote RWZI.

Figuur 2 - Generiek systeem voor het terugwinnen van een grondstof op een RWZI



Hoe zien de resultaten eruit?

Voor elke teruggewonnen grondstof hebben we de klimaatimpact en de milieukosten berekend per kg product. De klimaatimpact geeft de uitstoot van broeikasgassen weer in de eenheid CO₂-equivalenten. Bij de berekening van de milieukosten wordt de impact van meerdere milieueffecten (zoals verzuring van de bodem en ecotoxiciteit) bij elkaar opgeteld door elk milieueffect te vermenigvuldigen met de milieuprijs van dat effect (CE Delft, 2017).

De klimaatimpact en milieukosten zijn berekend per kg of Nm³ grondstof. Naast de resultaten voor de teruggewonnen grondstof zijn ook de klimaatimpact en milieukosten van een of meer referentiegrondstoffen weergegeven. Dit zijn conventionele grondstoffen die vervangen kunnen worden door de teruggewonnen grondstof.

Voor elke grondstof zijn ook gevoeligheidsanalyses uitgevoerd die laten zien wat de milieukosten zijn als er bijvoorbeeld meer of minder inputs nodig zijn, als de effecten op de zuivering anders zijn of als er duurzame energie gebruikt wordt.

Waar kunnen de resultaten voor gebruikt worden?

De resultaten van de analyses zijn met name bedoeld om aan afnemers van grondstoffen te kunnen laten zien wat de milieu-impact van de grondstof is en wat de milieu-impact is ten opzichte van conventionele grondstoffen.

De resultaten kunnen ook gebruikt worden om te bepalen wat het effect op de milieu-impact van een individuele zuivering is als een bepaalde grondstof wordt teruggewonnen. Om deze berekening uit te kunnen voeren, moet wel eerst gekeken worden of de referentiezuiivering en de aannames over het terugwinningsproces in deze studie overeen komen met de situatie op de zuivering waarvoor de berekening uitgevoerd wordt.

Daarnaast kunnen de resultaten gebruikt worden om richting te geven aan verdere optimalisatie en innovatie van de terugwinttechnologie van een grondstof.

De resultaten zijn niet goed te gebruiken om de verschillende terug te winnen grondstoffen onderling met elkaar te kunnen vergelijken. Dit heeft verschillende redenen: de referentiezuiveringen zijn niet voor alle grondstoffen hetzelfde, de terugwinttechnologieën bevinden zich niet allemaal op hetzelfde ontwikkelingsniveau, en de hoeveelheden die van elke grondstof teruggewonnen kunnen worden hangen af van de vervuilingsgraad (i.e.) van het rioolwater. Daarnaast is in het onderzoek ook niet gekeken naar de (meer)kosten van het winnen van deze grondstoffen uit rioolwater. Deze verschillen per stof.

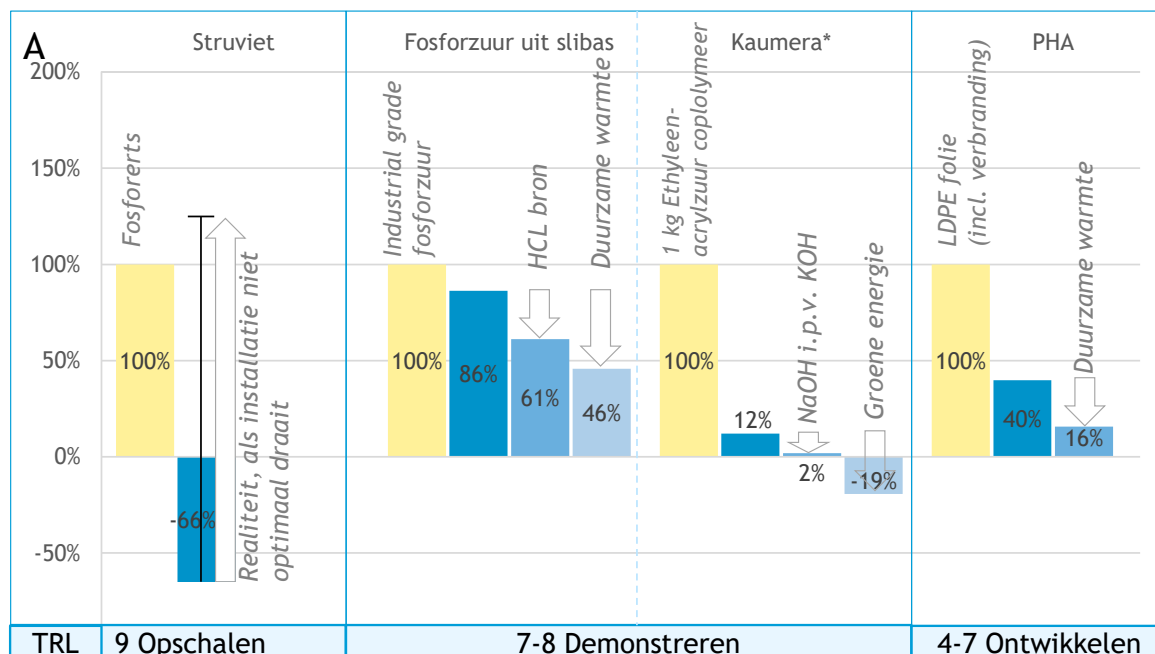
Welke overkoepelende conclusies kunnen we trekken?

Figuur 3 geeft het milieuvoordeel van de acht grondstoffen relatief weer ten opzichte van het referentieproduct dat bij elke grondstof hoort. In Figuur 3 A zijn grondstoffen opgenomen waarbij er duidelijke technische optimalisaties mogelijk zijn. In Figuur 3 B staan overige grondstoffen, waarbij voor een deel geldt dat er verschillen zijn in milieuvoordeel door verschillende vervangingsscenario's. De gele balk staat voor de milieu-impact van het referentieproduct (er is 100% milieu-impact als dit product niet wordt vervangen door een teruggewonnen grondstof uit rioolwater). In Figuur 3 A staan de blauwe balken voor de milieu-impact van de teruggewonnen grondstof; bij Figuur 3 B zijn dit de groene balken. De donkerblauwe balken in Figuur 3 A tonen hoeveel % van de milieu-impact er overblijft als de grondstof wordt teruggewonnen zoals aangenomen in de conservatieve basisanalyse, en het referentieproduct vervangt. De andere blauwe balken tonen wat er gebeurt bij technische optimalisaties. Hierbij geeft één balk altijd één optimalisatie weer ten opzichte van de basisanalyse, en nooit 'gestapelde' optimalisaties. In Figuur 3 B staan de groene balken voor verschillende vervangingsscenario's en tonen hoeveel % van de milieu-impact er overblijft als de grondstof uit rioolwater het product vervangt dat bij het vervangingsscenario hoort. De grijze pijlen en tekst in beide figuren geven weer wat de verschillende scenario's inhouden. Bij cellulose staat zowel welke grondstof er gemaakt wordt, als ook welk product de grondstof vervangt. Bij vivianiet staat de ijzerbron ("Fe:") en het referentieproduct dat vivianiet vervangt ("Ref.:"). In beide figuren zijn de grondstoffen gesorteerd naar Technology Readiness Level (TRL). Links staan de grondstoffen met de hoogste TRL. De hier aangegeven percentages zijn een samenvatting van de resultaten, de gedetailleerde resultaten met toelichting zijn in de afzonderlijke grondstofhoofdstukken te vinden.

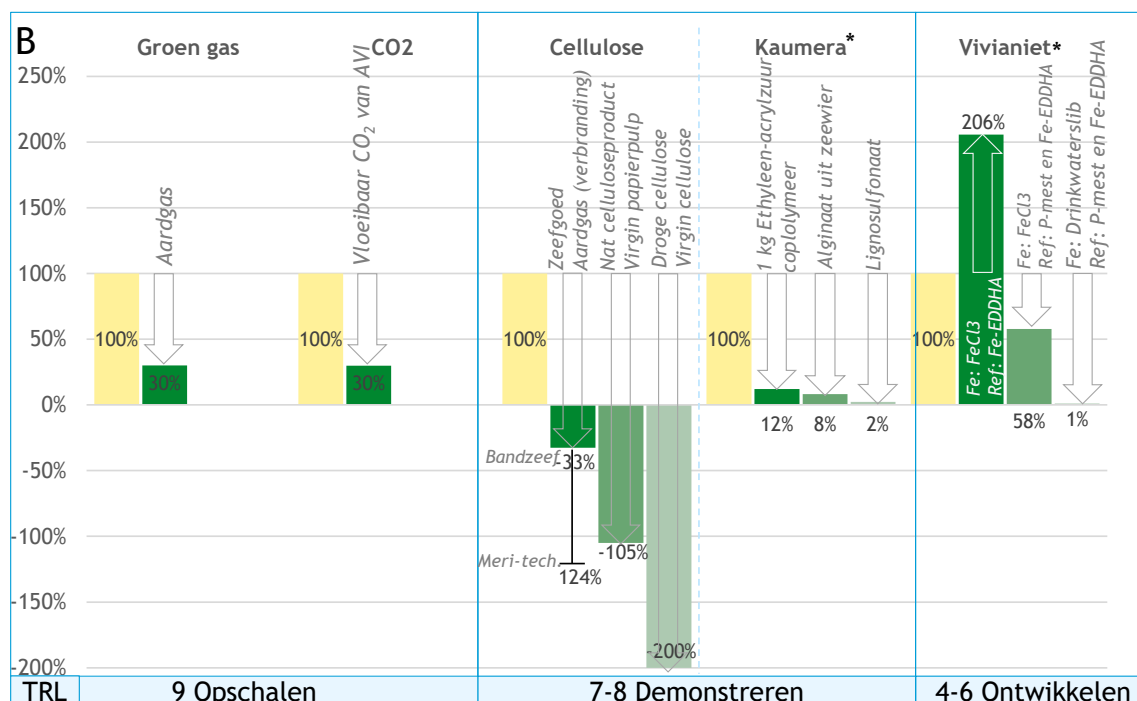
Een zo groot mogelijk milieuvoordeel is niet altijd de belangrijkste reden om een grondstof terug te willen winnen. Zo is fosfor of fosfaat uit fosfaaterts een eindige grondstof. Om aan de vraag naar fosfor te kunnen blijven voldoen is het van belang om fosfor in de kringloop te houden en dus terug te winnen uit rioolwater.

Voor de meeste grondstoffen geldt dat de elektriciteit en warmte die nodig zijn voor het terugwinnen van de grondstof het meeste bijdragen aan de milieu-impact. In de analyse zijn we uitgegaan van het gebruik van de gemiddelde energiemix. Bij het gebruik van duurzame elektriciteit en duurzame warmte kan de milieu-impact van de grondstoffen nog verder verlaagd worden (zie Figuur 3 A, Fosforzuur uit slibas, Kaamera en PHA). Bij grondstoffen waar chemicaliëngebruik een groot deel van de milieu-impact veroorzaakt is er deels ook optimalisatie mogelijk. Dit is met name het geval voor fosforzuur uit slibas en Kaamera (zie Figuur 3 A).

Figuur 3 - Milieuvoordeel grondstofterugwinning - scenario's met betrekking tot technische optimalisaties (figuur A) en te vervangingsscenario's (figuur B). Eén blauwe balk geeft altijd één optimalisatie weer ten opzichte van de basianalyse, en nooit 'gestapelde' optimalisaties.



Referentieproduct Basianalyse Optimalisatie 1 Optimalisatie 2



Referentieproduct Vervangingsscenario 1 Vervangingsscenario 2 Vervangingsscenario 3



* Voor vivianiet en Kaamera is de klimaatimpact van grondstof en referentieproducten gebruikt.



Als er keuzes moeten worden gemaakt over welke grondstoffen het beste teruggewonnen kunnen worden op een RWZI is het niet alleen belangrijk om naar de milieu-impact van de individuele grondstoffen te kijken, maar ook om mee te nemen welke grondstoffen goed samen kunnen worden teruggewonnen. Bij het terugwinnen van een aantal van de acht grondstoffen die in dit rapport worden meegenomen, wordt gebruik gemaakt van dezelfde stoffen in het rioolwater (zoals bij struviet en fosforzuur). Als deze stoffen eenmaal uit het rioolwater verwijderd zijn voor de ene grondstof, kunnen ze niet ook nog gebruikt worden voor een andere grondstof. Niet alle grondstoffen kunnen daarom tegelijkertijd op één RWZI of in één keten teruggewonnen worden. Andere grondstoffen kunnen juist wel goed in combinatie worden teruggewonnen.



1 Introductie

De waterschappen hebben hoge ambities voor hun bijdrage aan de circulaire economie; zo volgen de waterschappen de Rijksbrede ambitie om in 2030 50% en in 2050 100% circulair te zijn (Unie van Waterschappen, 2021). Bij de rioolwaterzuivering worden stoffen uit het water gehaald die na opwerkingsstappen ingezet kunnen worden als grondstof. Deze grondstoffen kunnen primaire grondstoffen vervangen. Dit draagt bij aan een circulaire grondstoffenketen en kan milieuwinst opleveren. Hoe groot deze milieuwinst is hangt echter ook af van de energie die benodigd is in de processen en andere effecten op de zuivering van water. Met innovatie en optimalisatie verbeteren de waterschappen de teruggewinningsprocessen en de kwaliteit van de teruggewonnen grondstoffen gaandeweg. Ook komen er regelmatig mogelijkheden bij om nieuwe grondstoffen terug te winnen.

STOWA en de Energie en Grondstoffenfabriek (EFGF) willen graag weten wat de milieu-impact van de teruggewonnen stoffen is en heeft daarom aan CE Delft gevraagd dit te onderzoeken. Het hoofddoel van deze studie was het bepalen van de milieugegevens per kg teruggewonnen stof. We hebben de volgende stoffen meegenomen in de studie:

1. Groen gas.
2. CO₂.
3. Cellulose (fijn zeefgoed, nat en droog).
4. Fosforzuur uit as.
5. Struviet.
6. Vivianiet.
7. Bioplastics.
8. Kaamera.

De milieugegevens die in dit rapport gepresenteerd worden, kunnen worden gebruikt voor vergelijkingen met het gebruik van conventionele (primaire) grondstoffen en voor milieuberekeningen van terugwinstinstallaties.

Deze studie is een update van de studie 'Levenscyclusanalyse van grondstoffen uit rioolwater' uit 2016, uitgevoerd door Witteveen+Bos, KNN Advies en CE Delft. Er was behoefte aan een update aangezien er terugwintertechnieken verder ontwikkeld en geoptimaliseerd zijn en er nieuwe technieken ontwikkeld zijn voor grondstoffen die in 2016 nog niet werden teruggewonnen.

1.1 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving van de overkoepelende LCA-methodiek. Het gaat hierbij om de methodiek die relevant is voor alle grondstoffen. In dit hoofdstuk is ook de beschrijving van de modellering van de slibverwerking te vinden.

Vervolgens worden de analyses van de verschillende grondstoffen in afzonderlijke hoofdstukken (3 t/m 10) besproken. Elk grondstofhoofdstuk begint met een introductie van de grondstof, gevolgd door de methode en data. Daarna worden de resultaten gepresenteerd met daarop volgend de gevoeligheidsanalyses. Elk grondstofhoofdstuk wordt afgesloten met een discussie van de resultaten en de belangrijkste conclusies.

Tot slot worden in Hoofdstuk 11 de belangrijkste conclusies op een rij gezet en enkele aanbevelingen gedaan.

1.2 Gebruiksaanwijzing resultaten

In deze studie worden van acht grondstoffen die op RWZI's kunnen worden teruggewonnen de klimaatimpact en de milieukosten berekend en vergeleken met die van een of meerdere referentieproducten. Deze referentieproducten zijn conventioneel geproduceerde producten die door de teruggewonnen grondstoffen vervangen kunnen worden.

De resultaten van de analyses zijn met name bedoeld om aan afnemers van grondstoffen te kunnen laten zien wat de milieu-impact van de grondstof is en wat de milieu-impact is ten opzichte van conventionele grondstoffen.

De resultaten kunnen ook gebruikt worden om te bepalen wat het effect op de milieu-impact van een individuele zuivering is als een bepaalde grondstof wordt teruggewonnen. Om deze berekening uit te kunnen voeren, moet wel eerst gekeken worden of de referentiezuiivering en de aannames over het terugwinningsproces in deze studie overeen komen met de situatie op de zuivering waarvoor de berekening uitgevoerd wordt.

De resultaten zijn niet goed te gebruiken om de verschillende terug te winnen grondstoffen onderling met elkaar te kunnen vergelijken. Een milieukundige vergelijking per kilogram is mogelijk, maar de hoeveelheden die geproduceerd kunnen worden zijn verschillend en ook de economische kosten voor het produceren zijn hier niet meegenomen. In Paragraaf 11.2 gaan we hier verder op in.



2 Overkoepelende methodiek

In elk grondstofhoofdstuk beschrijven we de methodiek die specifiek gebruikt is om de milieu-impact van die grondstof te bepalen. In grote lijnen is de methodiek wel voor elke grondstof hetzelfde. In dit hoofdstuk bespreken we de overkoepelende methodiek die voor alle grondstoffen geldt.

Naast de methodiek is ook een deel van de modellering voor een groot deel van de grondstoffen hetzelfde. Bij veel van de grondstoffen heeft het terugwinnen van de grondstof een effect op de hoeveelheid of samenstelling van het slib dat geproduceerd wordt. Om het effect hiervan op de milieu-impact mee te kunnen nemen, hebben we een model gemaakt van de slibverwerking. Dit model en de aannames hierachter wordt besproken in Paragraaf 2.4.2.

2.1 Afbakening

2.1.1 Functionele eenheid

De LCA's worden uitgevoerd vanuit productperspectief. Dit betekent dat de milieu-impact wordt uitgedrukt per eenheid teruggewonnen grondstof. De precieze functionele eenheid verschilt per grondstof en wordt in de afzonderlijke grondstofhoofdstukken besproken.

2.1.2 Systeemgrenzen

Welke processen en inputs en outputs worden meegenomen verschilt per grondstof. We gebruiken wel bij elke grondstof dezelfde soort figuur om de systeemgrenzen aangegeven. Figuur 4 geeft weer hoe deze figuren zijn opgebouwd. We onderscheiden de volgende onderdelen:

- Terugwinnen van de grondstof: Voor het terugwinnen van de grondstof zijn een of meerdere processen nodig. Deze processen staan in een donkergroen vlak.
- Inputs: De inputs die nodig zijn voor het terugwinnen van de grondstof worden weergegeven in een oranje kader. Voorbeelden van zulke inputs zijn elektriciteit en hulpstoffen. In sommige gevallen zijn er ook outputs (die geen product zijn) direct verbonden aan het terugwinproces. Deze outputs worden ook weergegeven in een oranje kader.
- Product: Het hoofdproduct wordt weergegeven in een blauw vlak. Dit is het product waarvan de milieu-impact berekend wordt.
- Bijproducten: Bij sommige terugwinprocessen worden meerdere producten geproduceerd. De producten die niet het doel zijn van het terugwinproces, noemen we bijproducten¹. De bijproducten worden weergegeven in een blauw kader.
- Vermeden producten: Net als de teruggewonnen grondstoffen, kunnen sommige bijproducten van de terugwinprocessen nuttig worden ingezet, waarbij ze andere grondstoffen vervangen. De grondstoffen die vervangen worden, zijn vermeden producten. Vermeden producten worden weergegeven in een gestreept geel kader.
- Waterzuivering: De grondstoffen worden ergens tijdens of na de waterzuivering teruggewonnen. De impact van de waterzuivering zelf nemen we niet mee in de

¹ We gebruiken de term (bij)product zoals die in het gangbare taalgebruik wordt gehanteerd. Waar gesproken wordt over producten wordt bedoeld teruggewonnen stoffen die als product zullen worden ingezet en wordt geen uitspraak gedaan over de juridische status.

productie van een kg grondstof. Processtappen in de RWZI die hier niet aan raken zijn dus niet meegenomen in de berekening. Doordat bij deze studie de referentiezuivering niet voor elke grondstof hetzelfde is, zijn de grondstoffen onderling niet zo goed te vergelijken. Daarnaast is ook niet direct te bepalen welke grondstof het meeste milieuvoordeel oplevert voor de RWZI. Dit is onder andere afhankelijk van de hoeveelheid grondstof die jaarlijks kan worden teruggewonnen.

Het gevolg van deze andere benadering is dat de resultaten van deze studie niet goed te vergelijken zijn met de resultaten van de studie uit 2016.

2.1.4 Biogene koolstof

De koolstof in zuiveringslib is voor het grootste deel biogeen, wat betekent dat het recentelijk uit de lucht is opgenomen door voedselgewassen. Als bij verwerking of verbranding van zuiveringslib de koolstof in het slib wordt omgezet in CO₂, komt dat als biogeen CO₂ vrij in de lucht.

Bij LCA-studies wordt biogeen CO₂ gewoonlijk niet meegenomen bij het berekenen van klimaatimpact. De opslag van biogeen koolstof in biomassa is namelijk over het algemeen tijdelijk (kortcyclisch) en komt binnen 100 jaar weer vrij in de lucht doordat de biomassa vergaet of wordt verbrand. Omdat de huidige rekenmethodes voor klimaatimpact (zoals IPCC GWP en ReCiPe2016) uitgaan van een periode van 100 jaar, betekent dit dat de opgenomen CO₂ binnen de periode waarin gerekend wordt weer vrijkomt. De redenatie is daarom dat er netto geen CO₂ wordt opgenomen of uitgestoten, tenzij kan worden bewezen dat de koolstof langer dan 100 jaar opgeslagen blijft (langcyclisch).

2.2 Datagebruik

Voor een LCA wordt gebruik gemaakt van twee soorten data: voorgronddata en achtergronddata:

- Voorgronddata beschrijft de producten en processen die direct van toepassing zijn op het terugwinnen van de grondstof, zoals de hoeveelheid energie of hulpstoffen die nodig zijn voor het terugwinproces of de emissies die erbij vrijkomen. Deze data is opgevraagd bij partijen die betrokken zijn bij het terugwinnen van deze grondstoffen in de praktijk.
- Achtergronddata is bestaande milieukundige informatie over grondstoffen, chemicaliën, elektriciteit, gas, transportmiddelen, en recycling- en verbranding van materialen. De achtergronddata komt uit de Ecoinvent-database v3.8 en uit eerdere projecten.

De voorgrondgegevens hebben we uitgevraagd bij de gebruikers of de leveranciers van de processen. Bij de processen die al in gebruik zijn bij RWZI's, zoals groengasproductie en struvietterugwinning, hebben de waterschappen recente procesdata aangeleverd. Bij nieuwere technologieën is de data aangeleverd door de ontwikkelaar van de technologie.

Alle aangeleverde gegevens en de berekeningen die we daarmee hebben gedaan, zijn gecontroleerd door Mirabella Mulder van Mirabella Mulder Waste Water Management.

In elk grondstofhoofdstuk is bij de gebruikte data aangegeven door wie deze data is aangeleverd en hoe zeker of onzeker deze data is. Daarnaast doen we bij elke grondstof in de gevoeligheidsanalyse ook een onzekerheidsanalyse. In deze onzekerheidsanalyses onderzoeken we het effect van de onzekerheid in de variabelen op de totale impact.



Voor de referentie gebruiken we waar mogelijk Ecoinventmodellen. Waar nodig maken we zelf een model van het referentieproduct op basis van literatuur.

2.3 Modelling en analysemethoden

In het LCA-softwareprogramma SimaPro (versie 9.3) hebben we de terugwinprocessen van de grondstoffen gemodelleerd op basis van de voorgronddata die is aangeleverd. In SimaPro wordt de voorgronddata gekoppeld aan de achtergronddata.

Vervolgens zijn met SimaPro de milieu-impacts van de grondstoffen bepaald met de 'Bepalingsmethode, jan 2021 (NMD 3.3) v3.04'. We nemen de volgende milieueffect-categorieën mee:

- uitputting, niet-brandstoffen;
- uitputting, brandstoffen;
- klimaatimpact;
- aantasting ozonlaag;
- fotochemische oxidatie;
- verzuring;
- eutrofiëring;
- menselijke toxiciteit;
- ecotoxiciteit, zoetwater;
- ecotoxiciteit, marien;
- ecotoxiciteit, bodem.

Om alle milieueffecten bij elkaar op te kunnen tellen is het nodig deze te vertalen naar een waarde met één enkele eenheid, in dit geval de Milieu Kosten Indicator (MKI)-score met eenheid Euro (€). In deze vertaalslag wordt een economische waarde (ook wel schaduwprijs genoemd) toegekend aan een fysiek milieueffect. Daarmee worden de effecten onderling impliciet gewogen, omdat het ene milieueffect economisch schadelijker wordt geacht dan het andere. Om deze reden spreken we bij MKI-scores van een gewogen milieuprofiel. In de bijlage staan ook de milieu-impacts berekend met de 'ReCiPe 2016 v1.1 midpoint, Hierarchist perspective' methode.

Update MKI

De milieuprijzen die gebruikt worden voor het bepalen van de MKI-waarde van een product of proces, worden waarschijnlijk eind 2022 geüpdatet. Als met die nieuwe milieuprijzen de milieukosten van de grondstoffen in dit rapport opnieuw worden berekend, komen daar zeer waarschijnlijk andere waardes uit dan de waardes in dit rapport. Het is daarom belangrijk om bij de milieukosten uit dit rapport te vermelden dat deze berekend zijn met de 'Bepalingsmethode, jan 2021 (NMD 3.3) v3.04'.

Er is hier gekozen voor de weging met de MKI-indicator omdat deze in de bouwsector en aanpalende sectoren steeds meer gebruikt wordt.



2.4 Referentietzuivering

Bij het bepalen van de milieu-impact van de grondstoffen wordt ook meegenomen welke effecten het terugwinnen van de grondstof op de RWZI heeft. We vergelijken daarbij dus de situatie op een RWZI waar de grondstof wordt teruggewonnen met de situatie op een RWZI waar de grondstof niet wordt teruggewonnen. Om de vergelijkbaarheid van de resultaten van de verschillende grondstoffen te vergroten gaan we zoveel mogelijk uit van dezelfde referentietzuivering. Hierna beschrijven we de aannames voor de waterlijn en de slibverwerking op deze referentietzuivering.

2.4.1 Waterlijn referentietzuivering

Voor de waterlijn van de referentietzuivering gaan we uit van een gemiddelde grote RWZI in Nederland. Dit is een RWZI met voorbezinking en biologische P-verwijdering. Hierop zijn twee uitzondering: de referentietzuiveringen voor vivianietterugwinning en celluloseterugwinning. Bij vivianietterugwinning wordt uitgegaan van een RWZI met chemische P-verwijdering. Bij celluloseterugwinning is er geen voorbezinking, omdat er een fijnzeef is.

De relevante details voor de waterlijn op de referentietzuivering kunnen per grondstof verschillen en worden in de afzonderlijke grondstofhoofdstukken benoemd waar nodig.

2.4.2 Slibverwerking referentietzuivering

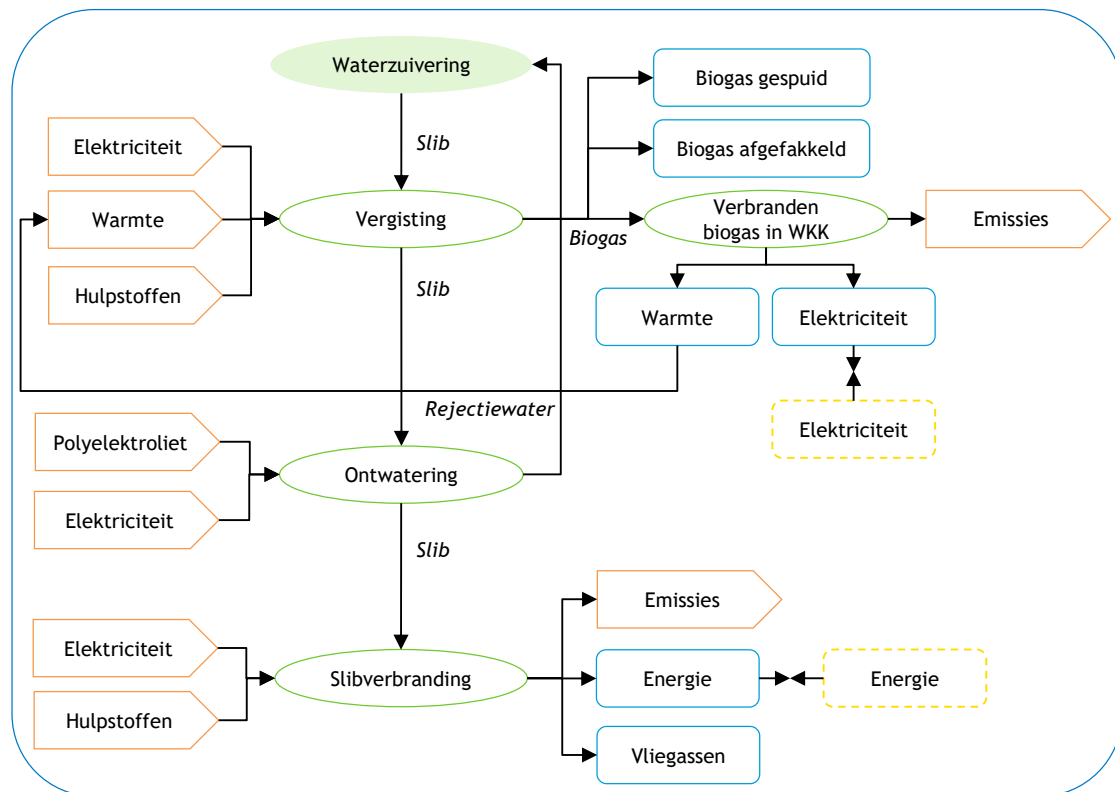
Stelsysteem

Aan het eind van de rioolwaterzuivering blijft slib over, dat nog verder verwerkt moet worden. Onder de verwerking van slib scharen we hier drie processen: vergisting (met verbranding van biogas in een WKK), ontwatering en slibverbranding, zie Figuur 5 voor een processchema van de slibverwerking.

Bij veel van de grondstoffen die worden teruggewonnen, heeft het terugwinnen van de grondstof een effect op de slibverwerking. Voor de vergelijkbaarheid van de resultaten gebruiken we voor de slibverwerking daarom één model, dat we hierna verder toelichten.

De locatie op de zuivering waar de grondstof wordt teruggewonnen bepaalt op welke slibverwerkingsprocessen het terugwinnen van de grondstof een effect heeft. Struviet wordt bijvoorbeeld teruggewonnen na de vergisting en heeft daardoor alleen effect op hoeveel slib er uit de ontwatering komt. Cellulose wordt al eerder op de zuivering teruggewonnen, waardoor er ook minder slib naar de vergisting (en de daaropvolgende processen) gaat.

Figuur 5 - Processchema slibverwerking



Aannames

Slibvergisting

We gaan ervan uit dat er vergisting van slib plaatsvindt op de zuivering waar de grondstof teruggewonnen gaat worden. Het terugwinnen van de grondstof kan als effect hebben dat er minder of helemaal geen slib meer vergist wordt.

Slibverbranding

Voor de modellering van slibverbranding gebruiken we een model uit een eerdere LCA voor een monoslibverbrander, uitgevoerd door CE Delft. De exacte inputs en outputs zijn vertrouwelijk, dus geven we hier alleen een globale beschrijving van de modellering. In de modellering zijn de volgende onderdelen meegenomen:

- aanvoer van slib per vrachtwagen;
- gebruik van elektriciteit en aardgas;
- gebruik van hulpstoffen (o.a. krijt, actief kool, zoutzuur en natronloog);
- opwek van elektriciteit uit de warmte die vrijkomt bij de verbranding;
- toepassing van de vlieg-as als vulstof in beton, asfalt en zoutmijnen;
- emissies naar de lucht, van onder andere N_2O .

Bij slibverbranding is de hoeveelheid energie die aan het verbrandingsproces moet worden toegevoegd afhankelijk van de verhouding organische stof/water en de stookwaarde van de organische stof. Uitgegist slib heeft een laag organische stofgehalte, waardoor verbranding

moeilijker gaat. We gaan er in deze analyse echter vanuit dat de eigenschappen van het uitgegiste en ontwaterde slib nog binnen de acceptatiegrenzen van de slibverbrander vallen en het slibmodel voldoende representatief is voor de verbranding van het uitgegiste slib².

Naast slibverbranding worden in Nederland nog andere processen toegepast om slib te verwerken, zoals het composteren (met verschillende toepassingen van het biogranulaat) of drogen (en daarna verbranding) van de slib. Deze processen kunnen een iets andere milieu-impact hebben dan slibverbranding. Bij elke grondstof waar slibverwerking relevant is, nemen we daarom in de gevoeligheidsanalyse ook een andere manier van slibverwerking mee (biologisch drogen en vervolgens verbranden van slib). Het model van deze slibverwerkingstechnologie is gebaseerd op vertrouwelijke gegevens. De milieu-impact van deze manier van slibverwerking is een stuk lager dan slibverbranding bij SNB, doordat er minder directe emissies bij vrijkomen en er netto minder energie voor nodig is.

Verbranding van biogas in een WKK

Voor de verbranding van biogas in een WKK gaan we uit van relatief nieuwe WKK's. Deze hebben een hoger elektrisch rendement dan de oude generatie WKK's. We gaan ervan uit dat de elektriciteit opgewekt met een WKK de gemiddelde Nederlandse elektriciteitsmix vervangt. Voor de warmte opgewekt met een WKK gaan we ervan uit dat het de gemiddelde Europese warmteproductie uit aardgas vervangt.

Inventarisatie

In Tabel 1 t/m Tabel 4 worden de getallen weergegeven die gebruikt zijn voor het modelleren van de slibverwerking. Dit model is gebruikt bij elke grondstof waar meer of minder slib wordt geproduceerd door het terugwinnen van de grondstof.

Tabel 1 - Inputs en outputs van de modellering van slibvergisting, per ton drogestofslib

Input/output	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Inputs			
Slib	Kg ds	1.000	
Elektriciteit	kWh	22	Bron: gegevens Waternet Model: Gemiddelde elektriciteitsmix in Nederland
Warmte	MJ	1.856	Bron: (STOWA, 2011) Model: Gemiddelde warmteproductie in Nederland
FeCl ₃	kg	6	Bron: gegevens Land van Cuijk
Outputs			

² Hoe minder organische stof er in het slib zit als het de eindverwerking bereikt, hoe groter de kans dat er bij de eindverwerking extra energie nodig is. SNB kan slib in principe verwerken zonder gebruik van externe energiebron indien de organisch/waterverhouding (O/W) groter dan 0,16 is. Als er toch een externe energiebron nodig is, kan dit aardgas zijn, maar bij voorkeur slib met hogere organisch/waterverhouding. De laatste optie is niet altijd mogelijk omdat slib niet heel goed mengbaar is. In het geval dat er voldoende slib aanwezig is met O/W>0,16 zal SNB-slib met O/W<0,16 niet verwerken. Mocht enkel nog slib worden aangeboden met O/W<0,16 (bijvoorbeeld door een sterke toename van verdergaande vergisting of extractie van organisch materiaal voor het produceren van grondstoffen als cellulose of polymeren (als Kaumera en bioplastics) dan kan SNB dit dus wel verwerken, maar dan moeten zij daarvoor aardgas gebruiken. Dit verandert de energiebalans van het slibverwerkingsproces en door de inzet van fossiele energie wordt de milieu-impact minder gunstig. Dit geldt ook als SNB het biogas inzet dat bij de waterschappen door slibvergisting wordt geproduceerd. Dan moet het waterschap namelijk overstappen op aardgas om aan de externe energiebehoefte te voldoen.



Input/output	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Inputs			
Biogas	Nm ³	320	Bron: inschatting Mirabella Mulder, op basis van gegevens Waternet en Aa en Maas.
Slib	kg ds	620	Bron: gegevens Waternet
CH ₄ -emissie na vergisting naar atmosfeer	Nm ³	9,6	Bron: (Royal HaskoningDHV, 2021)

Tabel 2 - Inputs en outputs van de modellering van slib ontwatering, per ton drogestofslib input

Input/output	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Inputs			
Slib	Kg ds	1.000	
Elektriciteit	kWh	110	Bron: WAVES databank, Unie van Waterschappen
Polyelektrolyt	kg	14,2	Bron: WAVES databank, Unie van Waterschappen

Tabel 3 - Inputs en outputs van de modellering van het verbranden van biogas in een WKK, per Nm³ biogas

Input/output	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Inputs			
Biogas	Nm ³	1	
Outputs			
Elektriciteit	MJ	8,5	Op basis van de gegevens in Tabel 4
Warmte	MJ	5,3	Op basis van de gegevens in Tabel 4
CH ₄ -emissie naar atmosfeer (WKK en affakkelen)	gram	7,48	Bron: Klimaatmonitor 2019 (Arcadis, 2020)
Overige emissies WKK			Bron: Ecoinvent. Proces: <i>Electricity, high voltage {NL} heat and power co-generation, biogas, gas engine</i>
CO ₂ , biogeen	kg	1,9	
CO, biogeen	kg	1,1E-3	
N ₂ O	kg	5,7E-5	
NO _x	kg	3,4E-4	
NMVO _x	kg	4,6E-5	
Platinum	kg	1,6E-10	
SO ₂	kg	5,7E-4	

Tabel 4 - Kengetallen voor verbranding biogas in een WKK

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Biogas verbrand in WKK	%	92,9	Al het biogas dat niet gespuid of afgefakkeld wordt.
Biogas afgefakkeld	%	7	Bron: Klimaatmonitor 2020 (Arcadis, 2021)
Biogas gespuid	%	0,1	Bron: Klimaatmonitor 2020 (Arcadis, 2021)
Elektrisch rendement WKK	%	40	Bron: Inschatting Mirabella Mulder
Thermisch rendement WKK	%	50	Bron: (STOWA, 2011)
Stookwaarde biogas (LHV)	MJ/Nm ³	23,3	Berekening op basis van methaangehalte
Benuttingsgraad elektriciteit	%	100	Bron: (STOWA, 2011)
Benuttingsgraad warmte	%	50	Bron: (STOWA, 2011)
Methaangehalte biogas	%	65	Bron: Inschatting Mirabella Mulder

3 Groen gas

3.1 Introductie

Zuiveringsslib heeft een hoog aandeel organische stof. Bij anaerobe vergisting van slib komt daardoor biogas vrij. Dit biogas bevat ongeveer 60-65% methaan en 35-40% CO₂ en heeft daardoor een veel lagere stookwaarde dan aardgas. Op veel waterzuiveringen waar slibvergisting plaatsvindt, wordt het geproduceerde biogas verbrand in een WKK.

Hiermee wordt direct warmte en elektriciteit opgewekt dat direct op de zuivering ingezet kan worden, bijvoorbeeld om de vergister op temperatuur te houden.

Het geproduceerde biogas kan echter ook verder opgewerkt worden tot het dezelfde kwaliteit (=stookwaarde) heeft als aardgas. Het geproduceerde gas heet dan groen gas en mag op het aardgasnetwerk worden ingevoed. Het groene gas kan ook gebruikt worden als transportbrandstof in plaats van CNG of LNG uit aardgas.

Het nadeel van het produceren van groen gas is dat het energie vergt om biogas op te werken. Het voordeel van de productie van groen gas is dat het breder toegepast kan worden dan biogas, doordat het aardgas kan vervangen en daardoor via het gasnet getransporteerd kan worden.

3.2 Afbakening

3.2.1 Systeem

Figuur 6 geeft het processchema weer van de productie van groen gas uit zuiveringsslib. Ten eerste nemen we de impact van vergisting mee. Hiervoor zijn elektriciteit, warmte en hulpstoffen nodig, en er komen emissies bij vrij. Het voordeel van vergisting is dat er minder slib naar de ontwatering en slibverbranding gaat. Bij de slibvergisting wordt biogas geproduceerd. Een klein deel van dit biogas wordt gespuid of afgefakkeld, deze processen zorgen voor emissies. Het grootste deel van het biogas wordt opgewerkt tot groen gas. Hiervoor zijn elektriciteit en hulpstoffen nodig en ook hierbij komen wat directe emissies vrij.

De afbakening die we hanteren bij het bepalen van de milieu-impact van groengasproductie wijkt af van de afbakening van de andere grondstoffen. Bij de groengasproductie rekenen we de impact van de slibvergisting toe aan het geproduceerde groen gas. We gaan er dus vanuit dat er op de referentieuivering geen slibvergisting plaatsvindt. Bij de andere grondstoffen gaan we uit van een referentieuivering waar wel slibvergisting plaatsvindt en het geproduceerde biogas wordt verbrand in een WKK.

Bij groen gas kiezen we ervoor om de impact van de slibvergisting wel toe te kennen aan de groengasproductie, omdat dit aansluit bij de rekenregels in de Renewable Energy Directive II (REDII) voor het berekenen van de klimaatimpact van een biobrandstof (European Commission, 2018).

Bij de productie van groen gas is het interessant om in de analyse naar twee perspectieven te kijken. Het productperspectief en het toepassingsperspectief. Hierna worden beide perspectieven toegelicht.

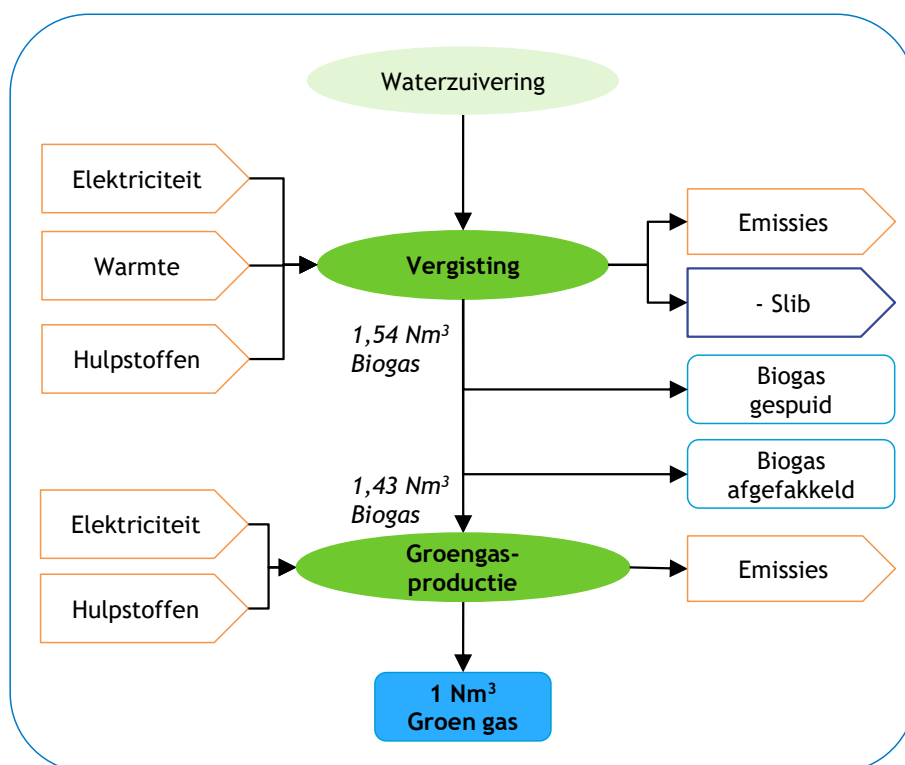
Productperspectief

In het productperspectief bepalen we de impact van de productie van 1 Nm³ groen gas. We vergelijken de impact van het groene gas met het product dat het vervangt; 1 Nm³ aardgas. Aangezien een groot deel van het verschil in impact ontstaat bij de verbranding nemen we hier ook de verbranding van het groen gas en het aardgas mee.

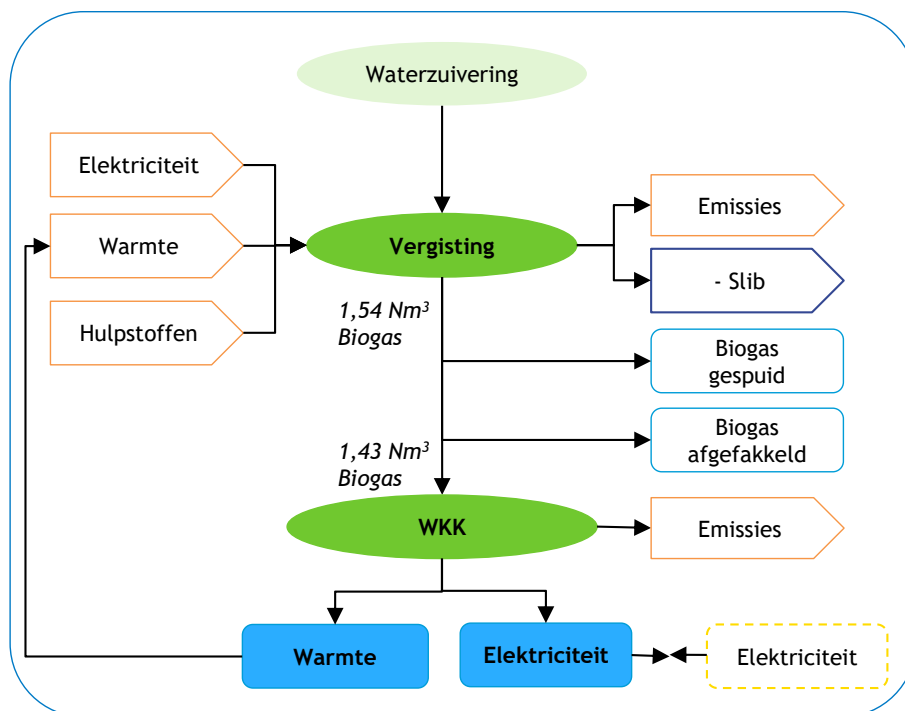
Toepassingsperspectief

In het toepassingsperspectief kijken we naar de twee toepassingen van biogas: opwerking tot groen gas en verbranding in een WKK. We gaan hier uit van de hoeveelheid biogas die nodig is om 1 Nm³ groen gas te maken, dit is 1,54 Nm³ biogas. Tot aan de productie van biogas is het systeem voor beide toepassingen vrijwel hetzelfde. Alleen de warmtebron van de vergister verschilt. Bij de verbranding van biogas in een WKK wordt de warmte geleverd door de WKK, bij de opwerking van biogas tot groen gas moet externe warmte worden geleverd. Bij de productie van groen gas nemen we mee dat dit de productie en verbranding van aardgas vermijdt. Bij de verbranding van biogas in een WKK nemen we mee dat de elektriciteit die hiermee geproduceerd wordt, conventionele productie van elektriciteit vervangt (we gaan ervan uit dat alle warmte uit de WKK wordt ingezet voor verwarming van de vergister). Figuur 7 geeft het processchema van de productie van biogas en verbranding ervan in een WKK weer.

Figuur 6 - Processchema groengasproductie uit biogas na vergisting van zuiverings-slib



Figuur 7 - Processchema verbranding biogas in een WKK



3.2.2 Aannames

We gaan ervan uit dat er in het geval dat biogas wordt opgewerkt tot groen gas er geen WKK's meer in gebruik zullen zijn en dat de capaciteit van de groengasproductie vergelijkbaar is met die van de huidige WKK's. Het deel van het biogas dat gespuid wordt en het deel dat afgefakkeld wordt bij productie van groen gas, zal dan ongeveer even groot zijn als bij de verbranding van biogas in een WKK.

Er vindt groengasproductie plaats zonder afvang van CO₂. De impact van de vergisting en opwerking tot groen gas wordt daarom volledig toegerekend aan de groengasproductie. (In de analyse van CO₂-productie bij opwerking tot groen gas in Hoofdstuk 4 kijken we in een gevoeligheidsanalyse naar het effect op de resultaten als de impact van de vergisting en opwerking wordt verdeeld over het geproduceerde groene gas en CO₂.)

We nemen aan dat bij de verbranding van aardgas en verbranding van groen gas dezelfde stoffen vrijkomen. Het enige verschil is dat bij de verbranding van groen gas biogene CO₂ vrijkomt en bij de verbranding van aardgas fossiel CO₂. Biogeen CO₂ heeft geen netto klimaatimpact, terwijl fossiel CO₂ dat wel heeft. In de analyse nemen we daarom alleen de fossiele CO₂-emissies mee.

3.2.3 Inventarisatie

Voor de vergisting gaan we uit van dezelfde kengetallen als bij het model van de slibverwerking. Deze kengetallen staan in Paragraaf 2.4.2.

Tabel 5 geeft weer welke inputs en outputs zijn gebruikt in het model voor de opwerking van 1 m³ biogas tot groen gas.

De meeste gegevens zijn afkomstig uit een inventarisatie van het proces op de waterzuivering Amsterdam-West van Waternet. De installatie maakt gebruik van membraan-technologie en heeft een ontwerpcapaciteit van 9,7 miljoen Nm³ groen gas per jaar. Ook waterschap Aa en Maas heeft gegevens aangeleverd voor groengasproductie op de zuivering in Den Bosch. Echter waren deze gegevens minder compleet, zo waren bijvoorbeeld geen gegevens aangeleverd over het gebruik van actief kool en de methaanemissies bij de opwerking. We hebben daarom voornamelijk de gegevens van Waternet gebruikt. De gegevens van Den Bosch waren wel consistent met de gegevens van Waternet.

Tabel 5 - Inputs en outputs voor de modellering van de opwerking 1 m³ biogas tot groen gas

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Aandeel biogas opgewerkt tot groen gas	%	92,9	Al het biogas dat niet gespuid of afgefakkeld wordt.
Aandeel biogas gespuid	%	0,1	Bron: Klimaatmonitor 2020 (Arcadis, 2021)
Aandeel biogas afgefakkeld	%	7	Bron: Klimaatmonitor 2020 (Arcadis, 2021)
Input			
Biogas	Nm ³	1	
Elektriciteit voor opwerking biogas ^a	kWh	0,35	Bron: Gemiddelde gegevens Waternet en Aa en Maas
Actieve kool voor opwerking biogas ^b	gram	2,5	Bron: Gegevens Waternet
Output			
Groen gas	Nm ³	0,7	Bron: Gegevens Waternet
CH ₄ -emissie naar atmosfeer bij opwerking biogas	Nm ³	0,005	Bron: Gegevens Waternet

a: Model: Gemiddelde elektriciteitsmix Nederland (CE Delft, 2022).

b: Model: 1 gram *Activated carbon, granular* {RER} *activated carbon production*.

1,5 gram *Activated carbon, granular* {RER} *treatment of spent activated carbon*.

3.2.4 Referentieproduct

Voor de meeste grondstoffen in deze studie vergelijken we de milieu-impact van de teruggewonnen grondstof met de milieu-impact van een primaire grondstof die door de teruggewonnen grondstof vervangen wordt. Ook voor groen gas is dit mogelijk, groen gas vervangt namelijk aardgas.

Voor groen gas is echter ook nog een andere vergelijking relevant. Groen gas wordt gemaakt uit biogas. Dit biogas kan echter ook direct verbrand worden in een WKK, waarbij elektriciteit en warmte geproduceerd worden. We vergelijken daarom ook de productie en verbranding van groen gas met de productie en verbranding van biogas.

Productperspectief: Aardgas

Groen gas vervangt aardgas. Bij de vergelijking van groen gas met aardgas is het van belang om naast de milieu-impact van de productie van het gas, ook de impact van de verbranding mee te nemen. De meeste impact bij de verbranding van aardgas vindt namelijk plaats bij de verbranding ervan, terwijl de verbranding van groen gas nauwelijks milieu-impact veroorzaakt. Dit komt doordat bij de verbranding van aardgas fossiel CO₂ (met een klimaat-impact) vrijkomt en bij de verbranding van groen gas biogeen CO₂ (zonder netto klimaatimpact).

Tabel 6 - Modelling van de productie en verbranding van 1 Nm³ aardgas

	Hoeveelheid	Ecoinventproces/modelling
Productie aardgas	1 Nm ³	Natural gas, high pressure {NL} market for (deze data representeert de Nederlandse marktmix) ³
Verbranding aardgas	1 Nm ³	CO ₂ -emissies: 1,79 kg fossiel CO ₂ (RVO, 2021)

Toepassingsperspectief: Biogas verbranden in een WKK

Biogas kan zowel opgewerkt worden tot groen gas dat aardgas vervangt, of direct verbrand worden in een WKK waarbij elektriciteit en warmte opgewekt worden. In deze vergelijking, vergelijken we de twee volledige routes. Het eerste deel van de routes, tot aan de productie van 1,54 Nm³ biogas, is hetzelfde. Bij beide routes wordt 7% van de 1,54 Nm³ afgefakkeld en 0,1% van de 1,54 Nm³ gespuid. Bij de groengasroute wordt de 1,43 Nm³ biogas die dan overblijft opgewerkt tot 1 Nm³ groen gas, dat uiteindelijk verbranding van aardgas vervangt. Bij de WKK-route wordt die 1,43 Nm³ biogas verbrandt in een WKK waarbij elektriciteit en warmte worden opgewekt. De warmte uit de WKK wordt volledig gebruikt voor het verwarmen van de vergister. De elektriciteit uit de WKK vermijdt conventionele productie van elektriciteit. Bij de groengasroute gaan we ervan uit dat de warmte voor de vergisting wordt aangevoerd van buiten de zuivering. Voor de verbranding van biogas in een WKK houden we de kengetallen uit Tabel 4 aan.

3.3 Resultaten

In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van groengasproductie. We gaan eerst in op de klimaatimpact van de groengasproductie. Vervolgens bespreken we de milieukosten hiervan. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage C. In Bijlage C zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode.

3.3.1 Klimaatimpact

Figuur 8 laat de klimaatimpact van de productie en verbranding van groen gas en aardgas zien. De klimaatimpact van 1 Nm³ groen gas is 0,9 kg CO₂-eq., de klimaatimpact van 1 Nm³ aardgas is 2,1 kg CO₂-eq. De klimaatimpact van het groen gas wordt vooral veroorzaakt door de vergisting. Nadere analyse van de resultaten laat zien dat de klimaatimpact van vergisting vooral wordt veroorzaakt door uitstoot van methaan (62%) en het warmteverbruik (34%).

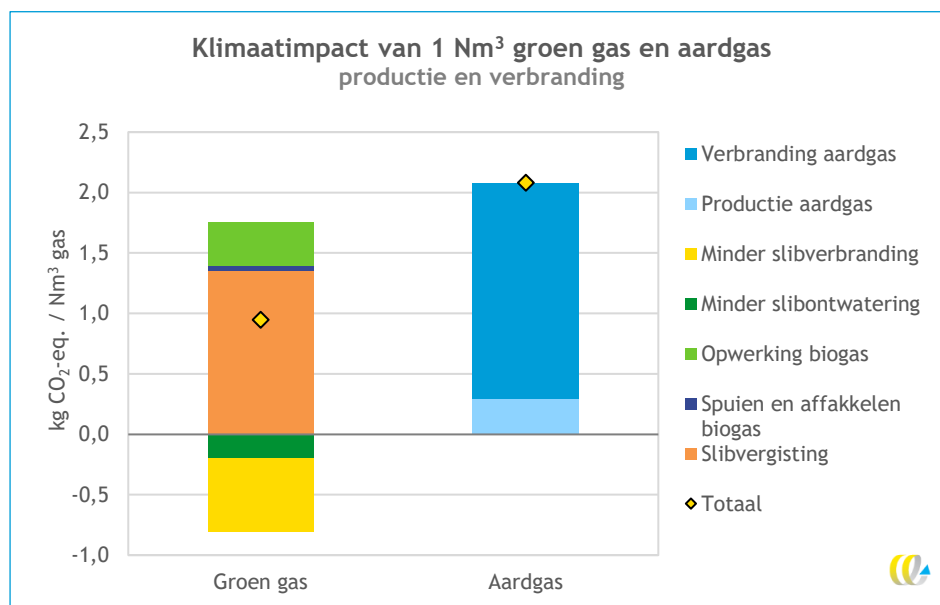
De klimaatimpact van de productie van groen gas wordt deels gecompenseerd, doordat er minder slib ontwaterd en verbrand hoeft te worden.

³ In de proceskaart van aardgas op de Nederlandse markt wordt nog uitgegaan van een groot aandeel Nederlands aardgas en import uit Rusland. Met de huidige (geo)politieke ontwikkelingen is deze samenstelling niet meer representatief voor de huidige samenstelling van aardgas in Nederland. De onvoorspelbaarheid van de ontwikkelingen maken het op dit moment helaas onmogelijk om een representatieve proceskaart samen te stellen. In de praktijk zullen de ontwikkelingen ertoe leiden dat er meer aardgas in de vorm van LNG geïmporteerd wordt. Dit heeft een iets grotere milieu-impact dan aardgas dat via pijpleidingen getransporteerd wordt. De milieu-impact van de gemiddelde aardgasmix zal dus waarschijnlijk iets hoger liggen dan hier wordt gerapporteerd.



De klimaatimpact van de productie van aardgas wordt voor het grootste deel veroorzaakt door de verbranding ervan. Als we alleen kijken naar de productie, heeft groen gas een hogere klimaatimpact dan aardgas.

Figuur 8 - Klimaatimpact van de productie van groen gas en aardgas, in kg CO₂-eq. per Nm³ gas



Figuur 9 laat de klimaatimpact van de toepassing van biogas zien. In de linker kolom de resultaten voor opwerking tot groen gas en in de rechterkolom de resultaten voor het verbranden van het groen gas in een WKK. In deze analyse is het systeem tot aan de productie van het biogas voor beide routes vrijwel hetzelfde. Het enige verschil is de warmtebron voor de vergisting. Bij de groengasroute is er een externe warmtebron, bij de WKK-route komt de warmte uit een WKK. De klimaatimpact van de vermeden impact door minder slibontwatering en -verbranding is voor beide routes hetzelfde. Net zoals de klimaatimpact voor het spuien en affakkelen van biogas.

Bij de groengasroute komt na de biogasproductie nog de opwerkingsstap tot groen gas. In dit proces wordt elektriciteit verbruikt en methaan uitgestoten, waardoor het ook bijdraagt aan de totale klimaatimpact van de groengasproductie. Voor de berekening van de klimaatimpact van de methaanuitstoot is uitgegaan van de karakterisatie voor biogeen methaan.

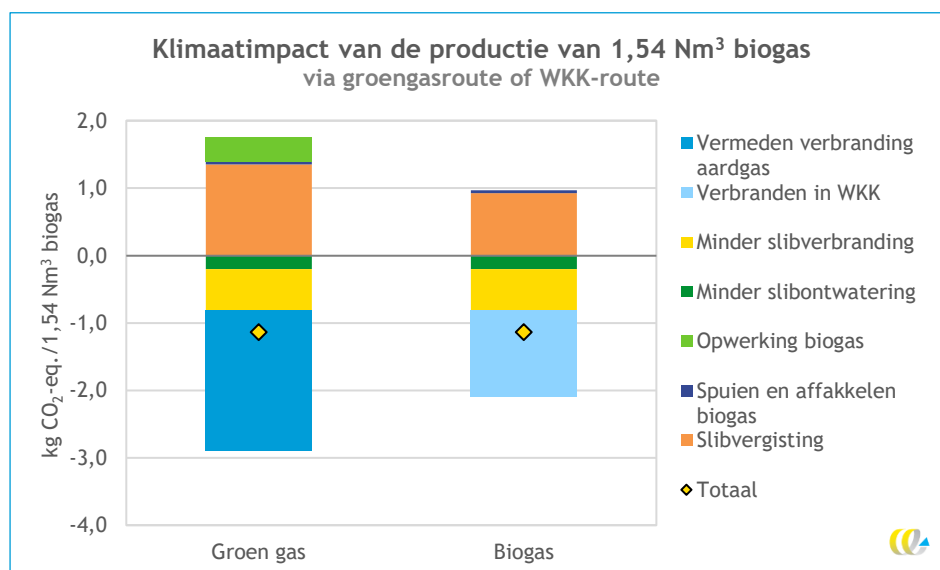
Een ander verschil tussen de twee routes is de vermeden klimaatimpact door de toepassing van het product (het deel van de grafiek onder de x-as). Bij de groengasroute wordt het groen gas ingezet als vervanging van aardgas. Hiermee wordt de productie en verbranding van aardgas vermeden. Het donkerblauwe deel van de grafiek laat zien hoe groot de vermeden impact is (dit is evenveel als de klimaatimpact van aardgasproductie en verbranding in Figuur 8).

Bij de WKK-route wordt het biogas verbrand in een WKK. De warmte die hiermee wordt opgewekt wordt ingezet voor het verwarmen van de vergister. Dit is te zien aan de lagere impact van vergisting ten opzichte van de groengasroute. De elektriciteit die wordt

opgeweekt met de WKK vermijdt de productie van conventionele elektriciteit. De vermeden klimaatimpact hiervan is weergegeven met het lichtgroene deel van de grafiek.

Bij de groengasroute is de impact van de productie (het deel boven de x-as) groter dan bij de WKK-route. Dit wordt echter gecompenseerd door een grotere vermeden impact. Hierdoor is de totale klimaatimpact van beide routes hetzelfde, namelijk -1,1 kg CO₂-eq. per 1,54 Nm³ verwerkt biogas. De negatieve waarde van de klimaatimpact betekent dat er sprake is van een netto vermeden klimaatimpact.

Figuur 9 - Klimaatimpact van de toepassingen van biogas, in kg CO₂-eq. per 1,54 Nm³ biogas

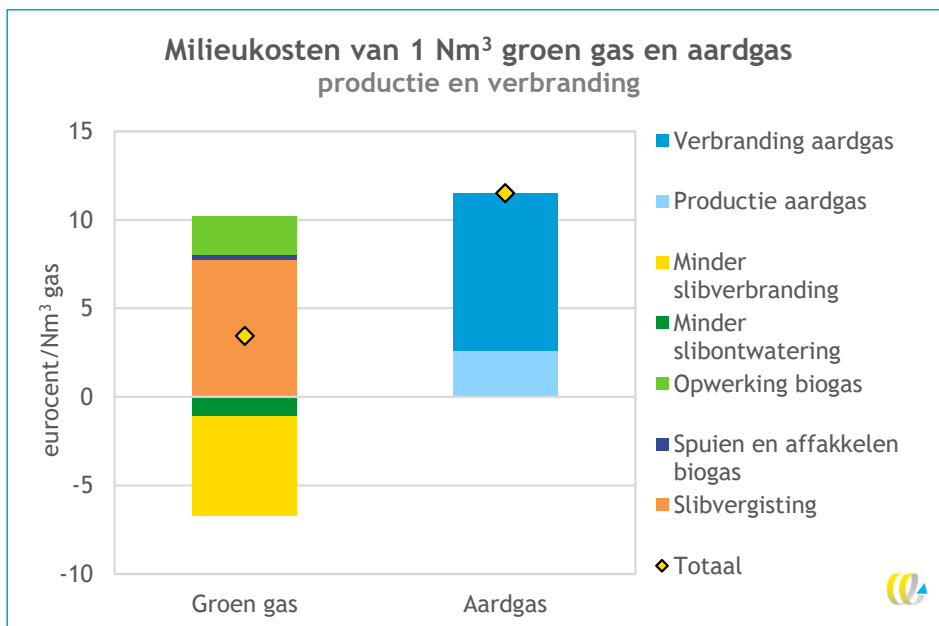


3.3.2 Milieukosten

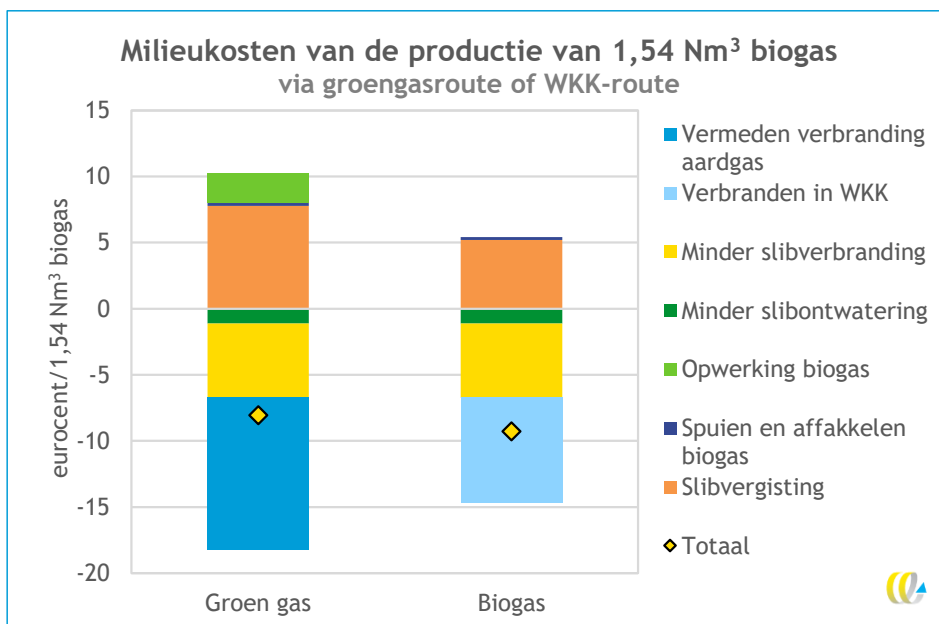
Figuur 10 geeft de milieukosten van de productie en verbranding van groen gas en aardgas weer. De milieukosten van 1 Nm³ groen gas zijn 3 eurocent, de milieukosten van 1 Nm³ aardgas zijn 12 eurocent. Figuur 10 is vergelijkbaar met Figuur 8. Dit komt doordat de milieukosten voor het grootste deel veroorzaakt worden door de klimaatimpact.

Figuur 11 geeft de milieukosten van de toepassing van biogas, via de groengasroute of via de WKK-route. De milieukosten van 1 Nm³ biogas via de groengasroute zijn -8 eurocent, de milieukosten van 1 Nm³ biogas via de WKK-route zijn -9 eurocent. Bij beide routes wordt dus milieu-impact vermeden. In vergelijking met de klimaatimpact uit Figuur 9 is hier te zien dat de milieukosten van de WKK-route iets lager liggen dan bij de groengasroute. Dit heeft te maken met de vervanging van de conventionele energiebron. Bij de verbranding van biogas in een WKK wordt elektriciteit opgeweekt dat conventionele elektriciteit vervangt. Conventionele elektriciteit heeft naast een klimaatimpact ook een hoge impact op menselijke toxiciteit, waardoor de milieukosten daarvan relatief hoger uitvallen dan bij de vervanging van aardgas.

Figuur 10 - Milieukosten van de productie en verbranding van groen gas en aardgas, in eurocent per Nm³ gas



Figuur 11 - Klimaatimpact van de toepassingen van biogas, in eurocent per 1,54 Nm³ biogas



3.4 Gevoeligheidsanalyse

In de gevoeligheidsanalyse kijken we welk effect aannames en onzekerheden in de data hebben op de milieukosten.

Onzekerheidsanalyse

Een onzekere, maar bepalende factor is de hoeveelheid warmte die nodig is voor de vergisting. In een van de onzekerheidsanalyses variëren we de hoeveelheid warmte die nodig is tussen 1.300 en 2.415 MJ. Deze range van $\pm 30\%$ is gebaseerd op een inschatting van Mirabella Mulder.

Een andere belangrijke, maar onzekere bron van impact is de emissie van methaan bij de sliblijn en bij de opwerking van groen gas. Voor de emissie van methaan bij de sliblijn gaan we in de basisanalyse uit van 3% van de methaanproductie (Royal HaskoningDHV, 2021). In deze onzekerheidsanalyse variëren we de methaanuitstoot uit de sliblijn tussen de 1 en 5% van de methaanproductie. Dit komt neer op een methaanuitstoot tussen de 3,2 en 16 Nm³.

Ook de efficiëntie waarmee biogas wordt omgezet in groen gas is onzeker. Hoeveel groen gas er geproduceerd kan worden uit 1 Nm³ biogas hangt onder andere af van het methaan-gehalte in het biogas. In de basisanalyse gaan we ervan uit dat uit 1 Nm³ biogas, 0,7 Nm³ groen gas geproduceerd kan worden. In deze onzekerheidsanalyse variëren we die factor tussen de 0,65 en 0,75.

Tot slot is de impact van de slibverwerking een onzekere factor. De vergisting van slib zorgt ervoor dat er minder slib verwerkt hoeft te worden. De slibverwerkingstechnologie in de basisanalyse heeft een relatief hoge impact op het milieu. Er zijn ook slibverwerkings-technologieën met een lagere impact op het milieu. In deze onzekerheidsanalyse kijken we naar het effect op de resultaten van slibverwerking met een lagere milieu-impact.

Scenarioanalyse

De gegevens en aannames zoals die in Paragraaf 3.2 aangegeven zijn, zijn voor de basis-analyse van de groengasproductie. In de scenarioanalyse kijken we ook nog naar twee aanvullende scenario's.

Duurzame elektriciteit

Er wordt groene stroom gebruikt voor de vergisting en de opwerking tot groen gas. Voor de groene stroommix gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022).

Duurzame warmte

In de basisanalyse zijn we ervan uitgegaan dat de gemiddelde Nederlandse marktmix voor warmte wordt gebruikt voor het verwarmen van de vergister. In deze scenarioanalyse gaan we ervan uit dat daarvoor restwarmte wordt gebruikt. Het model voor de productie van restwarmte is gebaseerd op een studie van CE Delft over ketenemissies van warmtelevering (CE Delft, 2016). Hierin wordt ervan uitgegaan dat zuivere restwarmte niet altijd beschikbaar is en er daarom 20% bijstook met aardgas nodig is.



3.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

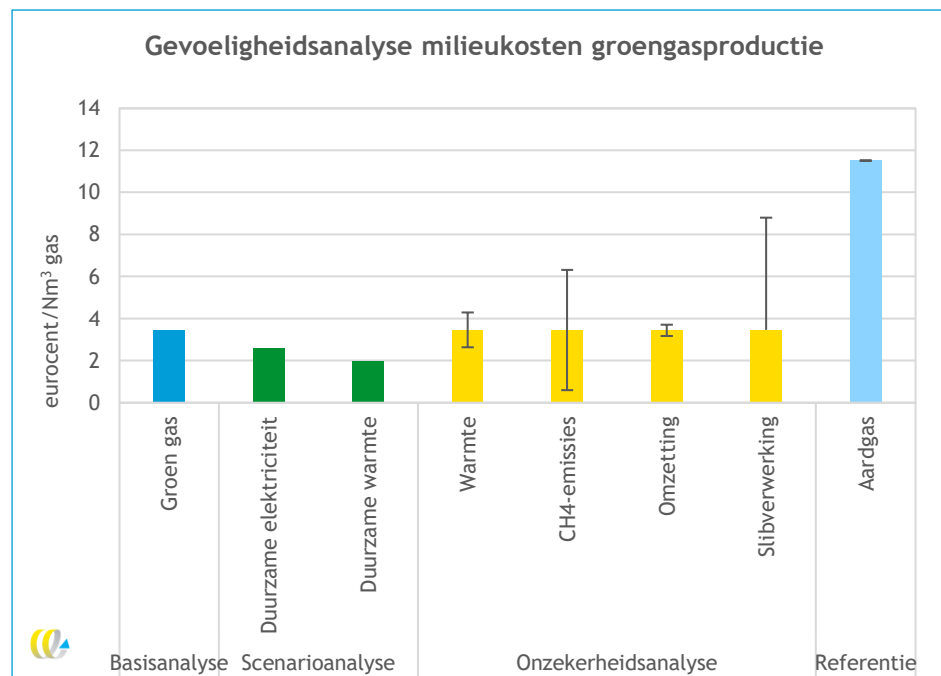
Figuur 12 geeft de resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor de milieukosten van groengasproductie weer. We kijken hier alleen naar het resultaat van de productie en verbranding van groen gas. De referentie (rechterbalk) is in dit geval de productie en verbranding van aardgas.

De groene kolommen geven de resultaten van de scenarioanalyse weer, hierin kijken we naar het effect van bepaalde keuzes op de waterzuivering. De linker groene kolom geeft de milieukosten van groengasproductie weer bij het gebruik van duurzame elektriciteit voor de vergister en de opwerking tot groen gas. Het gebruik van duurzame elektriciteit zorgt voor een verlaging van de milieukosten met ongeveer 40%.

De rechter groene kolom geeft de milieukosten weer bij het gebruik van duurzame warmte voor verwarming van de vergister. Het gebruik van duurzame warmte zorgt voor een verlaging van de milieukosten met ongeveer 50%.

De gele kolommen geven de resultaten van de onzekerheidsanalyse weer. Te zien is dat zowel de onzekerheid in de hoeveelheid warmte die gebruikt wordt, als de onzekerheid in de methaanemissies uit de sliblijn, als de impact van de slibverwerking de resultaten aanzienlijk kunnen beïnvloeden. Ook bij hoge milieukosten van de productie van groen gas door een hoge CH₄-uitstoot of slibverwerking met een lagere milieu-impact blijven de milieukosten van groen gas nog onder de milieukosten van aardgas. Het verschil is dan echter wel minder groot. De efficiëntie van de omzetting van biogas naar groen gas heeft een kleine invloed op de resultaten.

Figuur 12 - Gevoeligheidsanalyse milieukosten groengasproductie



3.5 Conclusie en discussie

Uit de vergelijking op productniveau blijkt dat de productie en verbranding van groen gas een aanzienlijk lagere klimaatimpact ($-1,2 \text{ kg CO}_2\text{-eq./Nm}^3$) en lagere milieukosten (-8 eurocent/Nm^3) heeft dan de productie en verbranding van aardgas. Dit komt met name doordat bij de verbranding van aardgas veel fossiel CO_2 vrijkomt, terwijl de CO_2 uit verbranding van groen gas biogeen is.

Op toepassingsniveau hebben we de toepassing van biogas via de groengasroute en via de WKK-route vergeleken. Deze twee routes komen op dezelfde klimaatimpact uit, ze vermijden allebei uitstoot van broeikasgassen. De WKK-route heeft wel iets lagere milieukosten dan de groengasroute maar het verschil is klein en waarschijnlijk valt dit binnen de onzekerheidsmarges.

Uit de resultaten blijkt dat met name de emissie van methaan na de vergisting veel bijdraagt aan de klimaatimpact en milieukosten van groen gas (en ook van biogas). Er is pas de laatste jaren meer aandacht gekomen voor deze emissies en daardoor is er nog niet veel over bekend. In de analyse hebben we nu een waarde voor de CH_4 -emissie na de vergisting gebruikt die gebaseerd is op berekeningen van Royal HaskoningDHV (Royal HaskoningDHV, 2021). Om meer zekerheid te krijgen over de daadwerkelijke emissies en de mate waarin verschillende factoren deze emissies beïnvloeden, is het aan te bevelen metingen aan de CH_4 -emissies te verrichten.

Het gebruik van duurzame energie (zowel duurzame warmte als duurzame elektriciteit) voor het maken van groen gas verlaagt de impact van groen gas met ongeveer 89%. De invloed van duurzame energie op de impact is hiermee vergelijkbaar met de impact van de methaanemissies. Bij een methaanemissie uit de sliblijn van slechts 1% van de biogasproductie zorgt voor 92% lagere milieukosten dan bij methaanemissies van 3% van de biogasproductie.

Naast het milieuvoordeel heeft de productie van groen gas ook een ander groot voordeel. Het draagt namelijk bij aan de nationale gasproductie en maakt Nederland daarmee iets minder afhankelijk van buitenlandse gasleveranciers.

4 CO₂

4.1 Introductie

Biogas dat wordt geproduceerd bij de vergisting van zuiveringslib bestaat voor ongeveer 35-40% uit CO₂ (en 60-65% CH₄). Bij de opwerking van biogas tot groen gas wordt de CO₂ (met nog wat andere stoffen) uit het biogas verwijderd. Dit CO₂-rijke gas kan vervolgens verder gezuiverd worden tot pure CO₂ dat als grondstof kan dienen voor industriële processen of voor voedselverwerking.

Op zich lijkt het contra intuïtief dat de stof CO₂, die in alle andere hoofdstukken als emissie en milieuvervuilend wordt gepresenteerd, hier als product wordt meegenomen. Daarbij moeten we aantekenen dat het hier gaat om CO₂ in geconcentreerde vorm dat gebruikt kan worden in industriële processen waar nu al CO₂ wordt gebruikt voor bepaalde toepassingen.

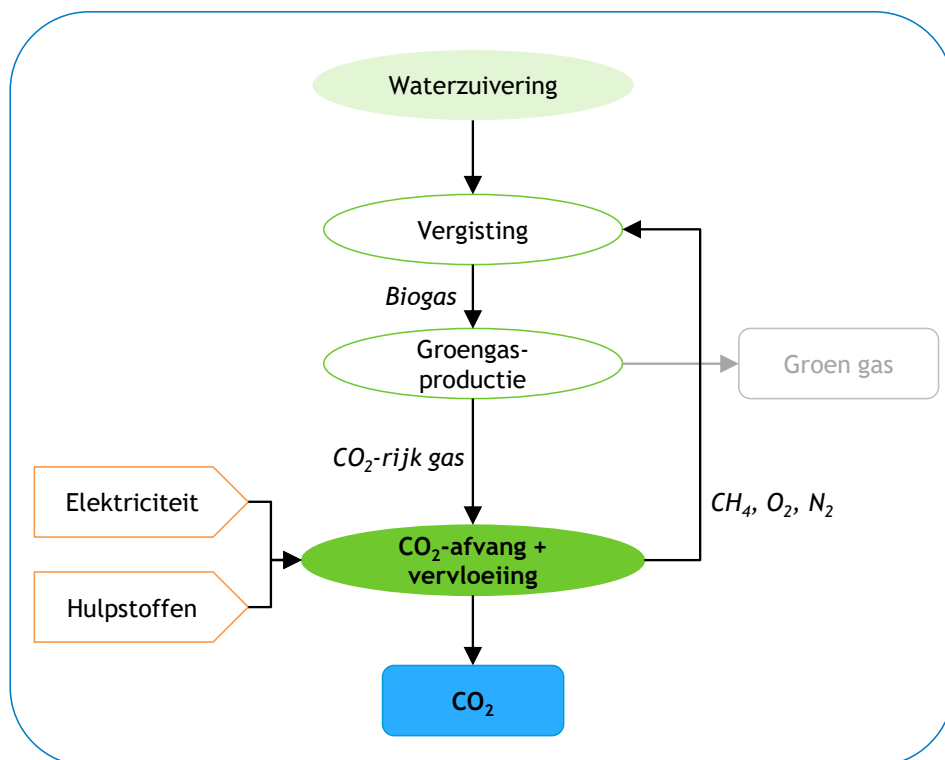
4.2 Afbakening

4.2.1 Systeem

Op dit moment vindt afvang van CO₂ bij groengasproductie alleen plaats op de afvalwaterzuivering Houtrust in Den Haag. Figuur 13 geeft een overzicht van hoe de CO₂-afvang daar in zijn werk gaat. Het CO₂-rijke gas dat geproduceerd wordt bij de productie van groen gas wordt afgevangen, het gaat om 150 tot 400 kg per uur. De CO₂-concentratie is op dat moment tussen de 97 en 99%. In de zuiveringsinstallatie wordt het gas onder een hoge druk en lage temperatuur vloeibaar gemaakt en met behulp van actief kool en alumina gezuiverd en gedroogd tot een CO₂-concentratie van boven de 99,9%. Het gas dat uit de CO₂ wordt gestript, wordt teruggevoerd naar de vergister.

In deze analyse laten we het gebruik van de CO₂ (en het vrijkomen ervan in de atmosfeer na gebruik) buiten beschouwing. Het vrijkomen van de CO₂ zou toegerekend kunnen worden aan de producent van het CO₂ (de waterzuivering in dit geval) of aan de gebruiker van het CO₂ (de glastuinbouwer of voedselproducent). Omdat er nog onduidelijkheid bestaat over hoe deze toerekening in zijn werk zou moeten gaan, nemen we dit deel van de levenscyclus niet mee in deze analyse.

Figuur 13 - Processchema afvang en vervloeiing van CO₂ in combinatie met de productie van groen gas



4.2.2 Aannames

In de basisanalyse rekenen we alleen de impact van de CO₂-afvang, zuivering en vervloeiing toe aan de geproduceerde CO₂. De impact van de vergisting en de groengasproductie wordt volledig toegerekend aan het geproduceerde groen gas.

De hoeveelheden gebruikte actief kool en alumina zijn opgegeven per jaar. HoSt, de leverancier van de installatie geeft aan dat deze 8.500 uur per jaar draait. Op basis hiervan zijn de hoeveelheden actief kool en alumina per kg geproduceerd CO₂ berekend.

4.2.3 Inventarisatie

De gegevens van de CO₂-terugwinningsinstallatie zijn aangeleverd door Host, de leverancier van de installatie in Den Haag. Voor de gegevens is uitgegaan van de ontwerpwaarden. Tabel 7 geeft aan welke inputs gebruikt zijn in de modellering en wat de onzekerheid is in de hoeveelheden.

De onzekerheid in de hoeveelheden actief kool en alumina worden veroorzaakt door de omrekening van hoeveelheid per jaar, naar hoeveelheid per kg CO₂. Er wordt namelijk tussen de 150 en 400 kg CO₂ per uur geproduceerd. In de basisanalyse gaan we ervan uit dat er 150 kg CO₂ per uur geproduceerd wordt, dit is de bovengrens van de onzekerheid.

Tabel 7 - Inputgegevens voor de modellering van het afvangen van 1 kg CO₂ bij groengasproductie

	Eenheid	Hoeveelheid	Onzekerheid	Toelichting
Elektriciteit ^a	kWh	0,21	0,18-0,25	Bron: Gegevens via e-mailcontact met HoSt/BRIGHT
Actief kool ^b	gram	0,16	0,06-0,16	200 kg per jaar Bron: Gegevens via e-mailcontact met HoSt/BRIGHT
Alumina ^c	gram	0,12	0,04-0,12	150 kg per jaar Bron: Gegevens via e-mailcontact met HoSt/BRIGHT

a: Model: Gemiddelde elektriciteitsmix Nederland 2019 (CE Delft, 2022).

b: Model: Activated carbon, granular {RER} | activated carbon production.

c: Model: Aluminium oxide, non-metallurgical {IAI Area, EU27 & EFTA}.

4.2.4 Referentieproduct

Vloeibaar CO₂ afgevangen bij de productie van groen gas, kan ingezet worden voor de verwerking van voedsel, bij industriële processen of in de glastuinbouw. Het zal daarbij vloeibaar CO₂ uit andere bronnen vervangen. De meest voorkomende manier van CO₂-productie is het afvangen van CO₂ bij industriële processen waarbij veel CO₂ vrijkomt, zoals de productie van ammoniak of waterstof.

We kijken hierbij naar CO₂-afvang door middel van absorptie met amines. De CO₂ wordt eerst geabsorbeerd in een absorptiekolom en vervolgens weer gedesorbeerd in een stripperkolom. Voor het strippen van de CO₂ is warmte nodig. Tot slot wordt de CO₂ vloeibaar gemaakt.

Voor het referentieproduct van afgevangen CO₂ kijken we naar twee bronnen. De eerste bron is een studie van het PBL over pre- en post-combustion afvang van CO₂ bij industriële installaties en AVI's. In deze studie wordt alleen het energiegebruik van de CO₂-afvang en vervloeiing gegeven. Het PBL rapporteert geen gebruik van hulpstoffen, voor de volledigheid vullen we de modellering daarom aan met de hulpstoffen zoals aangegeven in een artikel van Voldsund et al. (2019). Tabel 8 geeft aan welke waardes gebruikt zijn in het model van dit referentieproduct.

De tweede bron die we gebruiken om de impact van vloeibaar CO₂ te bepalen is het Ecoinventproces "Carbon dioxide, liquid {RER} | production". In dit proces worden de energie en hulpstoffen die nodig zijn voor het afvangen en vervloeien van de CO₂ meegenomen. Daarnaast worden ook de CO₂- en CH₄-emissies die hierbij vrijkomen meegenomen.

Bij beide bronnen wordt ervan uitgegaan dat de CO₂ een afvalproduct is en dat het gas zelf daarom geen milieu-impact heeft. Dit houdt in dat de impact van alle processen voorafgaand aan het vrijkomen van de CO₂ niet aan de CO₂ wordt toegerekend.

Tabel 8 - Input in de modellering van het referentieproduct voor CO₂-productie

Input	Eenheid	Hoeveelheid	Onzekerheid	Toelichting
Warmte	MJ	1,03	1,03-2,41	Laagste warmteverbruik bij nieuwe pre-combustion-installaties. Hoogste warmteverbruik bij post-combustion-installaties. Bron: (Muller, et al., 2021)
Elektriciteit	kWh	0,21	N.v.t.	Bron: (Muller, et al., 2021)
Mono-ethanolamine	gram	1	N.v.t.	Bron: (Voldsund, et al., 2019)
Water	kg	0,53	N.v.t.	Bron: (Voldsund, et al., 2019)

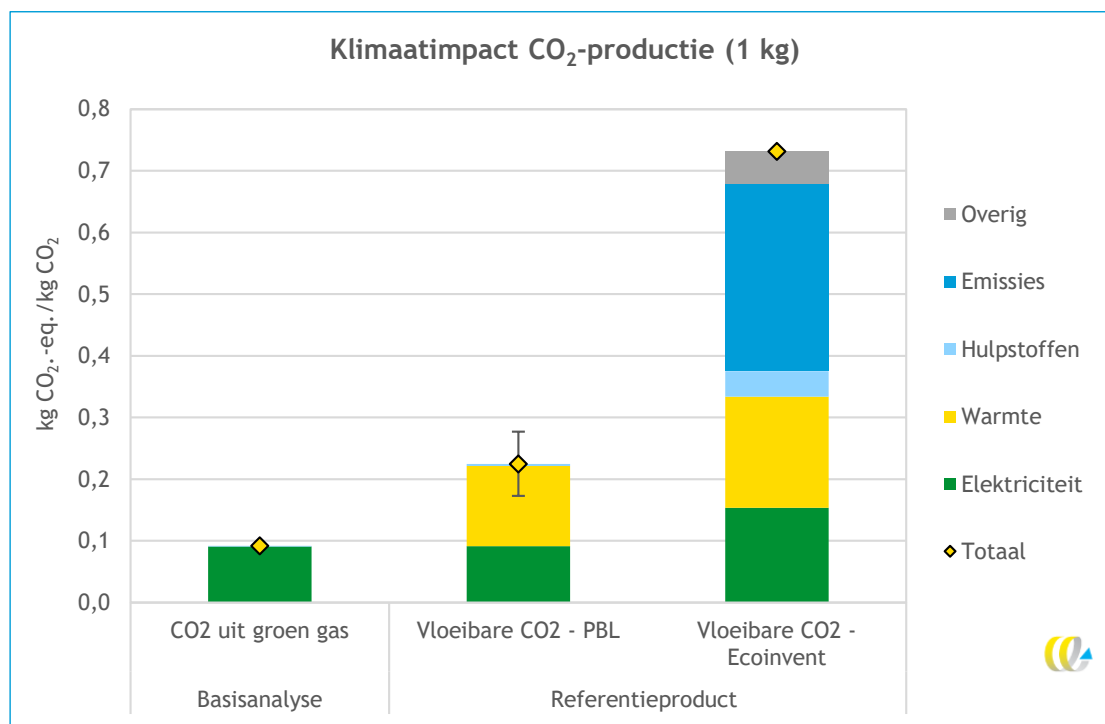
4.3 Resultaten CO₂-productie

In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van CO₂-productie bij groengasproductie. We gaan eerst in op de klimaatimpact van de CO₂-productie. Vervolgens bespreken we de milieukosten hiervan. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage D. In Bijlage D zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode. KlimaatimpactFiguur 14 laat de klimaatimpact van de productie van CO₂ zien. De linker kolom laat het resultaat voor de productie van CO₂ uit groengasproductie op de waterzuivering zien. De klimaatimpact hiervan is 0,09 kg CO₂-eq. per kg geproduceerd CO₂. De klimaatimpact wordt bijna helemaal veroorzaakt door het elektriciteitsverbruik.

De middelste kolom en de rechter kolom laten de klimaatimpact zien van het referentieproduct, CO₂-afvang bij industriële installaties en AVI's volgens de PBL-studie en volgens het Ecoinventproces. De klimaatimpact van vloeibare CO₂ volgens de PBL studie is 0,22 kg CO₂-eq. per kg CO₂, de klimaatimpact volgens het Ecoinventproces is 0,73 kg CO₂-eq. per kg CO₂. De klimaatimpact van CO₂ volgens de PBL studie is hoger dan de klimaatimpact van CO₂ productie op de waterzuivering, doordat er bij de afvang bij industriële installaties en AVI's ook warmte nodig is en op de zuiveringen niet. De klimaatimpact van CO₂ productie volgens het Ecoinventproces is veel hoger doordat daarbij ook de emissie van methaan een grote rol speelt.

Figuur 14 - Klimaatimpact van de productie van CO₂, in kg CO₂-eq. per kg geproduceerd CO₂



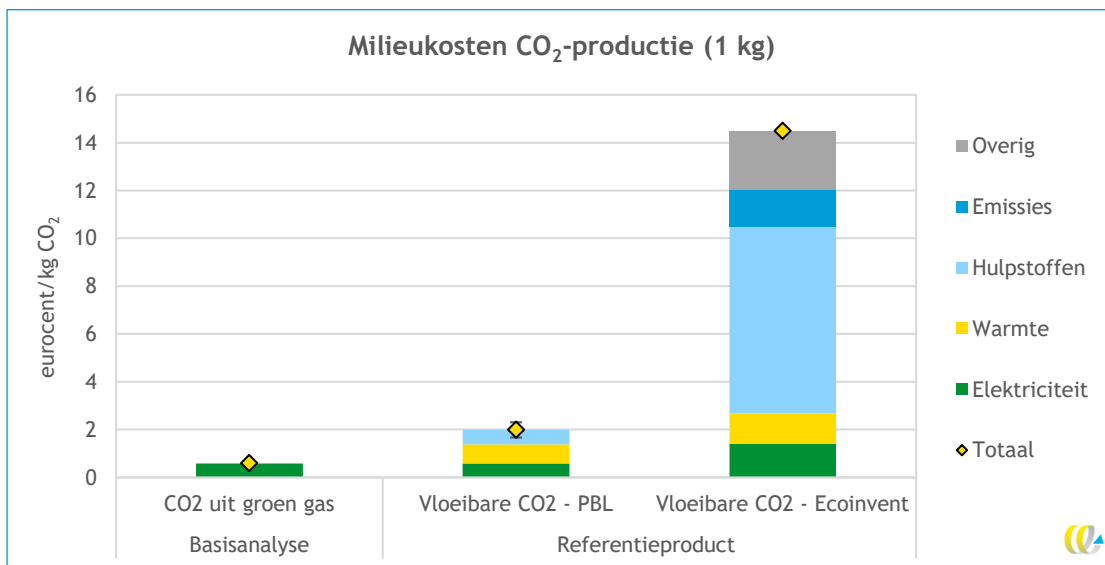
4.3.1 Milieukosten

Figuur 15 laat de milieukosten van de productie van CO₂ zien, in eurocent per kg CO₂. Deze grafiek laat hetzelfde beeld zien als de grafiek in Figuur 14. De milieukosten van de productie van CO₂ bij de productie van groen gas zijn 0,6 eurocent per kg CO₂. Dit is lager dan de milieukosten van de afvang van CO₂ bij industriële installaties en AVI's gemodelleerd volgens de PBL-studie (2,0 eurocent per kg CO₂) en het Ecoinventproces (14,5 eurocent).

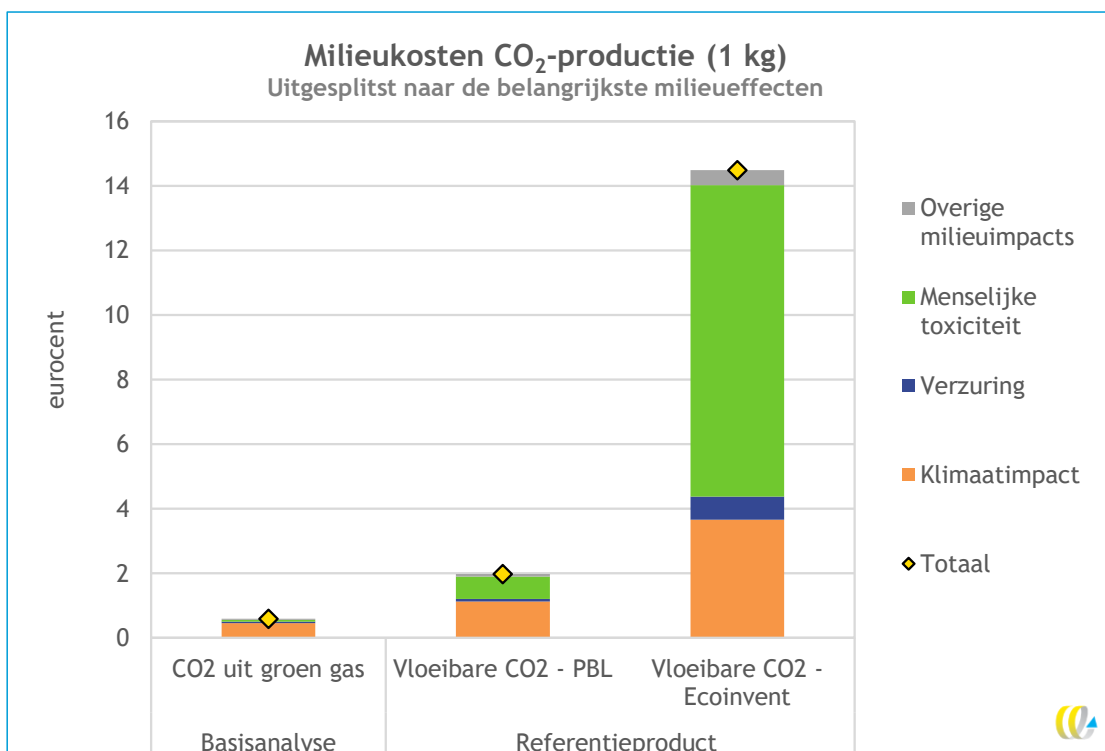
In dit geval wordt het verschil niet alleen veroorzaakt doordat bij het referentieproduct naast elektriciteit ook warmte wordt gebruikt en emissies worden meegenomen, maar ook doordat de milieukosten van de hulpstoffen in dit geval hoger zijn. Het mono-ethanolamine dat gebruikt wordt voor het afvangen van de CO₂ heeft een hoge impact op menselijke toxiciteit, waardoor de milieukosten ervan hoog zijn.

In Figuur 16 is de uitsplitsing van de totale milieukosten naar de verschillende effecten op het milieu te zien. In deze figuur is ook duidelijk terug te zien, dat de milieukosten van het referentieproduct voor een groot deel worden veroorzaakt door een impact op menselijke toxiciteit.

Figuur 15 - Milieukosten van de productie van CO₂, in eurocent per kg geproduceerd CO₂



Figuur 16 - Uitsplitsing van de milieukosten in de milieu-indicatoren waarop CO₂-productie het grootste effect heeft



4.4 Gevoeligheidsanalyse

In de gevoeligheidsanalyse kijken we welk effect aannames en onzekerheden in de data hebben op de milieukosten.

Onzekerheidsanalyse

In de onzekerheidsanalyse analyseren we hoe de onzekerheid in de data de resultaten kan beïnvloeden. Bij de CO₂-productie is vooral het elektriciteitsverbruik bepalend voor de milieu-impact. In de onzekerheidsanalyse variëren we het elektriciteitsverbruik tussen de 0,18 en de 0,25 kWh per kg CO₂.

Daarnaast zit er ook nog wat onzekerheid in de hoeveelheid hulpstoffen die gebruikt wordt. In de basisanalyse gaan we ervan uit dat het systeem continu draait en dat er 150 kg CO₂ per uur geproduceerd wordt.

In de onzekerheidsanalyse gaan we er voor de ondergrens van het hulpstoffenverbruik van uit dat er 400 kg CO₂ per uur geproduceerd wordt bij een continue productie. Voor de bovengrens van het hulpstoffenverbruik gaan we ervan uit dat het systeem slechts de helft van de tijd draait en er 150 kg CO₂ per uur geproduceerd wordt.

Scenarioanalyse

In de scenarioanalyse bekijken we hoe andere aannames over het proces de resultaten beïnvloeden.

Voor de CO₂-productie bekijken we twee aanvullende scenario's.

Duurzame elektriciteit

In de basisanalyse gaan we uit van het gebruik van de gemiddelde Nederlandse elektriciteitsmix. In deze scenarioanalyse kijken we naar het effect van het gebruik van groene stroom voor de zuivering en vervloeiing van CO₂. Voor de groenestroommix gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022).

CO₂ als coproduct van groengasproductie

In de basisanalyse gaan we ervan uit dat CO₂ een afvalproduct is van het produceren van groen gas. De CO₂ die vrijkomt bij de productie van groen gas (dus voor het zuiveren en vervloeiën) heeft in de basisanalyse dan ook geen milieu-impact. Alleen de milieu-impact van het zuiveren en vervloeiën wordt meegenomen in de basisanalyse.

Er zou echter ook beredeneerd kunnen worden dat CO₂ een coproduct is van de groengasproductie, in plaats van een afvalproduct⁴. In dat geval moet de milieu-impact van het vergisten en de opwerking van biogas tot groen gas verdeeld worden over de twee

⁴ Ook bij de referentieproducten kan de geproduceerde CO₂ gezien worden als een coproduct in plaats van een afvalproduct. Bij de modellen voor de referentieproducten die gebruikt zijn in deze studie is echter niet geheel duidelijk bij welk productieproces de CO₂ vrijkomt. We voeren deze gevoeligheidsanalyse daarom alleen uit op de CO₂ teruggewonnen op de RWZI.



coproducten: groen gas en CO₂. Het CO₂ dat vrijkomt bij de groengasproductie en de zuiverings- en vervloeiingsinstallatie ingaat, heeft dan dus wel een milieu-impact.

Er zijn verschillende manieren om de milieu-impact van een proces te verdelen over coproducten. De meest gebruikte methode is economische allocatie. Bij deze methode wordt de milieu-impact verdeeld op basis van de economische waarde van het product: dus hoeveel geld de zuivering krijgt als ze de producten verkopen. Aan het product met de hoogste economische waarde wordt het grootste deel van de milieu-impact toegerekend.

In deze scenarioanalyse berekenen we eerst de gehele impact van de productie van groen gas en CO₂ uit biogas. Vervolgens verdelen we die impact over het geproduceerde groen gas en CO₂, op basis van de economische waarde van de twee producten. Voor CO₂ gebruiken we een marktprijs van 100 euro per ton (CE Delft, 2021). Voor groen gas gaan we ervan uit dat dit dezelfde waarde heeft als aardgas. Gezien de grote variatie in de aardgasprijs de laatste tijd voeren we de analyse uit voor twee gasprijzen, 0,37 eurocent per Nm³ (inschatting KEV voor 2030 (PBL, 2022)) en 1,95 euro per Nm³ (gemiddelde waarde Dutch TTF Futures tussen juli 2022 en november 2022, (ICE, 2022)).

4.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

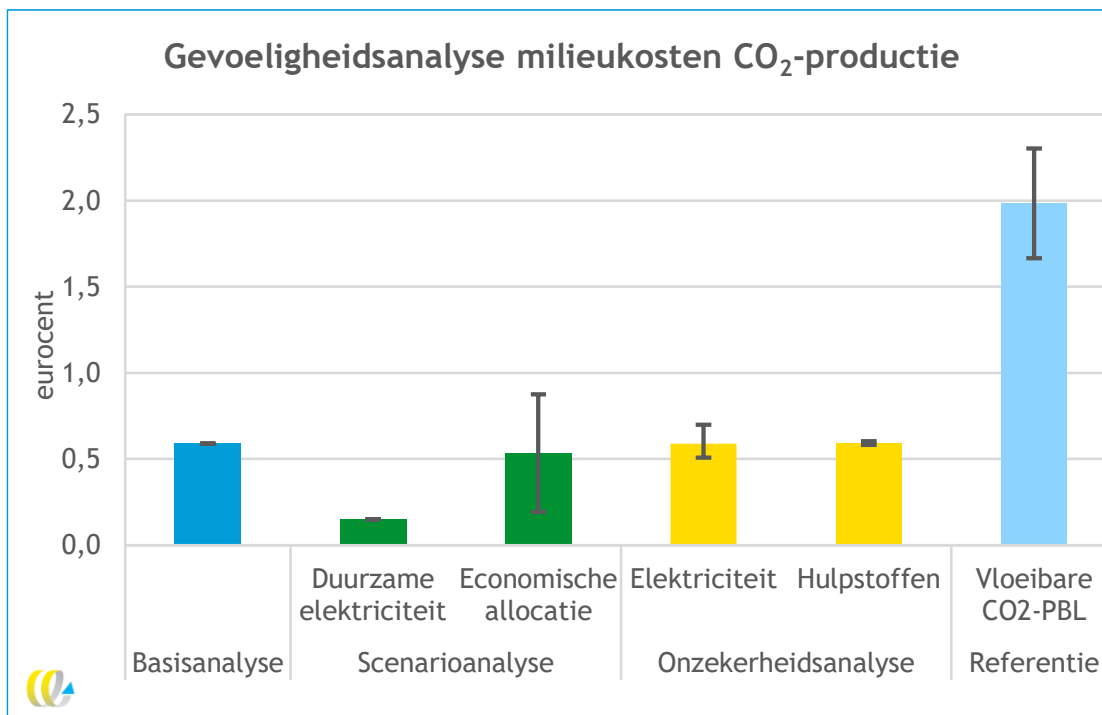
Figuur 17 laat het resultaat van de gevoeligheidsanalyse zien. De linker kolom geeft het resultaat van de basisanalyse weer, dit is hetzelfde resultaat als te zien is in Figuur 15. De rechter kolom laat de milieukosten van het referentieproduct zien. Vanwege de leesbaarheid van de grafiek is alleen het resultaat van vloeibare CO₂ op basis van de PBL-studie weergegeven.

De linker groene kolom laat zien wat de milieukosten van CO₂-productie uit groen gas zijn bij het gebruik van duurzame elektriciteit in plaats van de gemiddelde elektriciteitsmix. Te zien is dat de milieukosten veel lager liggen bij het gebruik van duurzame elektriciteit. Dit komt doordat de milieukosten voor het grootste deel veroorzaakt worden door het elektriciteitsverbruik.

De rechter groene kolom laat de milieukosten van de CO₂-productie zien als we de totale impact van groengasproductie (inclusief vergisting) en CO₂-productie verdelen over het geproduceerde groen gas en CO₂ op basis van de economische waarde. De onzekerheidsmarge in deze kolom geeft aan wat de milieukosten bij een lage gasprijs (0,20 eurocent/Nm³) en een hoge gasprijs (0,88 eurocent/Nm³) zijn. Bij een lage gasprijs zijn de milieukosten van CO₂ (op basis van economische allocatie) hoger dan bij een hoge gasprijs, doordat de waarde van de CO₂ dan relatief meer bijdraagt aan de totale waarde van de producten.

De gele kolommen laten zien hoe de onzekerheid in de hoeveelheden elektriciteit en hulpstoffen die nodig zijn voor de CO₂-productie, de totale milieukosten kunnen beïnvloeden. Te zien is dat vooral een iets hoger of iets lager elektriciteitsverbruik invloed heeft op de milieukosten.

Figuur 17 - Gevoeligheidsanalyse van de milieukosten van de CO₂-productie bij groengasproductie



4.5 Conclusie en discussie

Doordat er voor het terugwinnen van de CO₂ bij groengasproductie geen warmte nodig is, heeft het geproduceerde CO₂ zowel een lagere klimaatimpact (0,13-0,64 kg CO₂-eq./kg CO₂) als lagere milieukosten (1,4-13,9 eurocent/kg CO₂) dan CO₂ dat wordt teruggewonnen bij industriële installaties en AVI's.

De impact van de CO₂-productie kan nog verder verlaagd worden door gebruik te maken van duurzame elektriciteit voor de terugwinnings- en vervloeiingsinstallatie.

Voor de hoeveelheden elektriciteit en hulpstoffen is uitgegaan van de ontwerpwaarden. In werkelijkheid zou het natuurlijk kunnen dat de installatie niet optimaal draait. Vooral op het moment dat er meer elektriciteit nodig is per kg geproduceerd CO₂, gaat de impact omhoog.

In de analyse is niet meegenomen dat het gas dat uit de CO₂ wordt gestript, wordt teruggeleid naar de vergister. Het is namelijk niet bekend wat de samenstelling van dit gas is. Als het gas veel methaan bevat, kan dit een extra positief effect hebben, doordat wordt voorkomen dat het methaan in de atmosfeer belandt.

De toepassing van CO₂ en het voordeel van eventuele langdurige opslag ervan is in deze analyse nog niet meegenomen.

5 Cellulose

5.1 Introductie

In rioolwater zit cellulose. Dit is voornamelijk afkomstig van toiletpapier. De cellulose is aanwezig in de vorm van grovere bestanddelen en kan worden teruggewonnen door het rioolwater te zeven met een fijnzeef. Zeven worden vooral toegepast om de werking van een RWZI te verbeteren, en het zeefgoed dat hierbij vrijkomt kan ook nuttig worden toegepast. Teruggewonnen cellulose kan worden hergebruikt in diverse toepassingen, zoals bijvoorbeeld als vezel in papier, karton of isolatiemateriaal, maar het zeefgoed kan ook apart worden vergist.

5.2 Afbakening

5.2.1 Systeem

Cellulose kan met verschillende zeeftechnieken worden teruggewonnen. Dit onderzoek behandelt drie zeefopstellingen en twee manieren om het zeefgoed te hygiëniseren en op te werken zodat het vergelijkbaar is met papierpulp of droge cellulose.

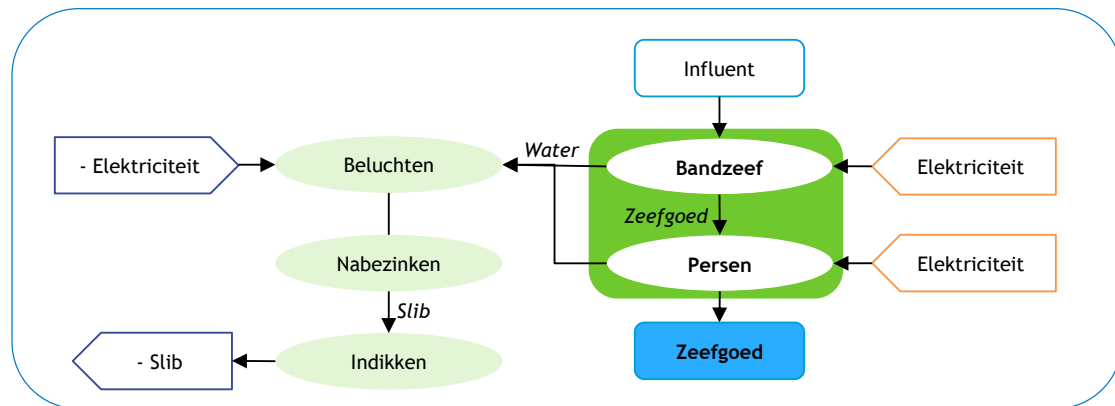
Bij alle zeefopstellingen in dit onderzoek wordt het influent gezeefd. Het is ook mogelijk om cellulose terug te winnen uit primair slib, actief slib of retourslib. Dit wordt echter (nog) niet full scale toegepast. Het zeefgoed bestaat uit cellulose, maar ook uit andere vaste stoffen uit het rioolwater. Het water dat door de zeven heen loopt gaat verder in de waterlijn van het zuiveringsproces. Het zeefgoed wordt geperst om het verder te ontwateren. Dit water wordt eveneens teruggeleid naar het zuiveringsproces. Er kan na het zeven ook een hygiëniseringsstap plaatsvinden. Het product dat direct uit de zeven en persen komt noemen we zeefgoed. Hier zitten naast cellulose ook andere vaste bestanddelen en verontreinigingen zoals haren en zaden in. Door het zeefgoed verder te wassen en/of te hygiëniseren ontstaan er schonere celluloseproducten. In deze studie behandelen we twee van deze producten, namelijk: 1) nat celluloseproduct dat is gehygiëniseerd met mierenzuur, en 2) droge cellulosevezels die met het CellCap-proces van Cirtec zijn geproduceerd. Zeefgoed, nat celluloseproduct en droge cellulosevezels zijn van verschillende kwaliteit en hebben verschillende toepassingen (zie Paragraaf 5.2.4 voor referentieproducten van de drie producten). De processchema's zijn weergegeven in Figuur 18 (zeefgoed zonder hygiënisering), en Figuur 20 (nat celluloseproduct hygiënisering met mierenzuur) en Figuur 22 (droge cellulosevezels van het CellCap-proces).

De zeeftechnieken die in dit onderzoek worden behandeld zijn de bandzeef, de combinatie van een verticale trommelzeef (Conus Trenner) en een Elephant Filter, de zeven in het CellCap-proces (IntenSieve), en een combinatie van trommelzeef en zeefbocht. Deze worden beschreven onder het processchema waar ze in de modellering in dit onderzoek onderdeel van zijn. De combinatie van Conus Trenner en Elephant Filter zijn producten van technologieleverancier Meri. Daarom refereren we aan deze combinatie als Meri-technologie.



Bandzeef

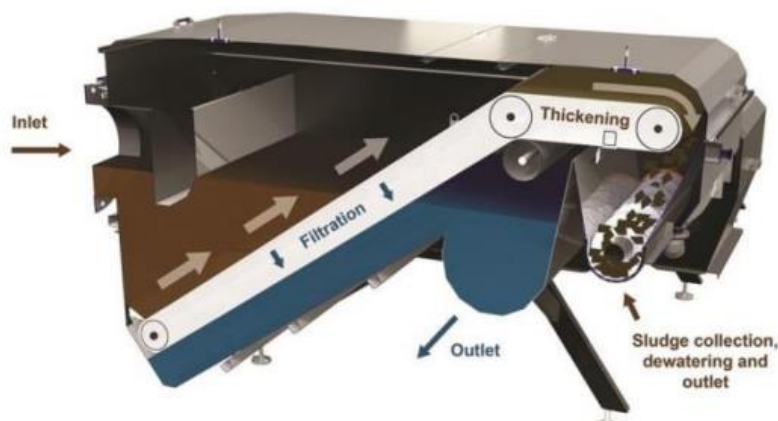
Figuur 18 - Processchema zeefgoedwinning zonder hygiëniseren



Bij de bandzeef draait een band rond die onopgeloste bestanddelen (OB) uit het afvalwater filtert. Op de band ontstaat een filterkoek waarmee kleinere deeltjes dan de poriegrootte van de band verwijderd kunnen worden uit het afvalwater. De filterkoek wordt van de band verwijderd met een luchtmes en valt in een trog voor verdere indikking en ontwatering. Een schroefperserst het zeefgoed om dit verder te ontwateren. Het water dat hier vanaf komt wordt teruggeleid naar de waterlijn. Het product uit de schroefpers is zeefgoed (zie Figuur 18). Figuur 19 toont een schematische weergave van een bandzeef.

We drukken de resultaten uit per kg droge stof cellulose die in dit zeefgoed aanwezig is.¹ Het verwijderen van niet-actieve bestanddelen uit het slib, zoals cellulose, zorgt ervoor dat er minder belucht hoeft te worden. Dit bespaart elektriciteit. Ook ontstaat er minder slib. De consequenties hiervan modelleren we zoals beschreven in Paragraaf 2.4.2.

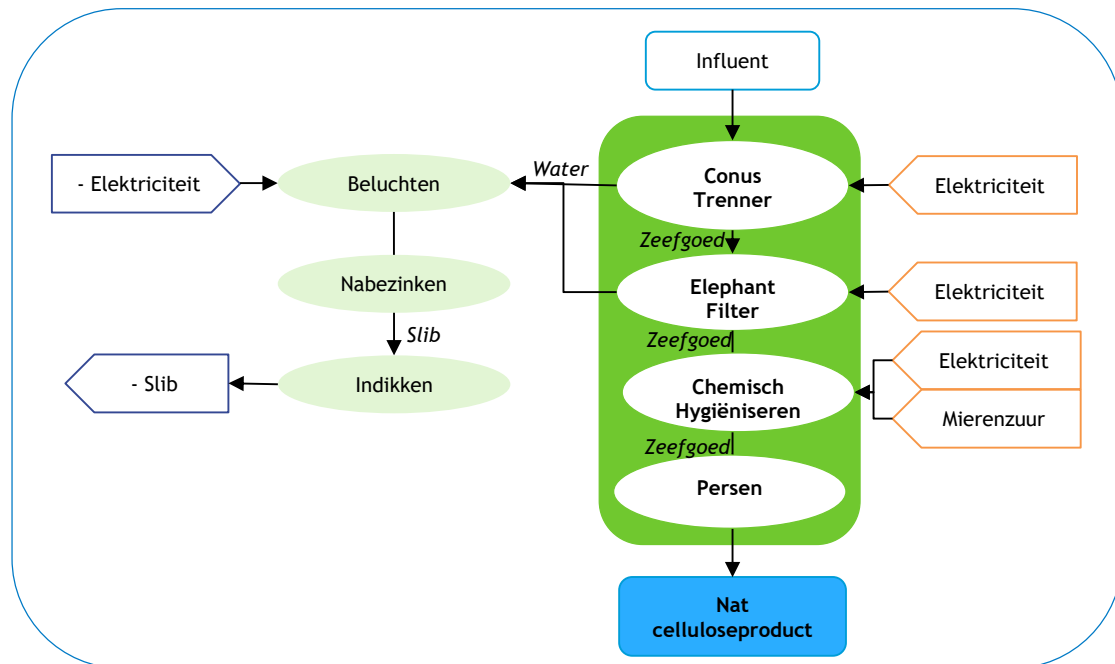
Figuur 19 - Voorbeeld van een bandzeef: Salsness fijnzeef



Bron: (Werkgroep Cellulose EFGF-fabriek, 2020).

Meri-technologie

Figuur 20 - Processchema winning nat celluloseproduct (inclusief hygiëniseren)



Figuur 20 toont het processchema van de productie van nat celluloseproduct met de Meri-technologie. Figuur 21 toont een schematische afbeelding van de Meri-technologie. Dit type zeef (Conus Trenner + Elephant Filter) is een machine waarin influent wordt opgespoten via spuitstukken op een draaiend filter met meerlaags roestvrij staal draad. Dit gebeurt door het influent op te pompen. Om verstoppingen en koekvorming op de zeef te voorkomen wordt deze gespoeld met proceswater dat van buiten naar binnen op het filter sproeit. Er komen twee stromen uit de machine. Eén stroom is het water met cellulosevezels, ook wel zeefgoed genoemd. De andere stroom is water met deeltjes die het filter gepasseerd zijn en stroomt terug naar de waterlijn van de zuivering.⁵

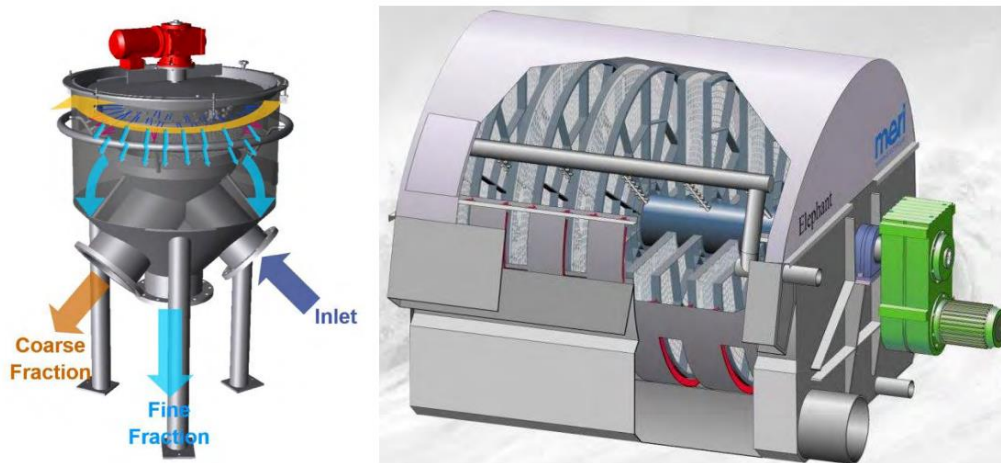
In de zeefgoedstroom is een discfilter (Elephant Filter) voor de ontwateringspers geplaatst om het zeefgoed verder op te schonen. De stroom zeefgoed vanuit de trommelzeef (Conus Trenner) komt in de Elephant Filter in verschillende kamers terecht waarin twee schijven in ronddraaien. Het zeefgoed blijft op de zeven hangen en wordt naar boven geschoven. Bovenin valt het in een overloop waar het kan worden opgevangen. Een sproeisysteem zorgt ervoor dat de filter niet verstopt raakt. Het filtraat wordt naar de waterlijn van de RWZI gevoerd (Werkgroep Cellulose EFGF-fabriek, 2020).¹ Het verwijderen van niet-actieve bestanddelen uit het slib, zoals cellulose, zorgt ervoor dat er minder belucht hoeft te worden. Dit bespaart elektriciteit. Ook ontstaat er minder slib. De consequenties hiervan modelleren we zoals beschreven in Paragraaf 2.4.2.

Het zeefgoed wat is afgescheiden door de combinatie Conus Trenner en Elephant Filter wordt gehygiëniseerd met een chloorvrije methode (geleverd door de firma Kemira BV), namelijk door dosering van permierenzuur. Permierenzuur wordt gemaakt door waterstofperoxide en mierenzuur met elkaar te laten reageren. Door permierenzuur toe te voegen

⁵ Deze paragraaf is gekopieerd uit (Werkgroep Cellulose EFGF-fabriek, 2020) en minder specifiek gemaakt.

aan zeefgoed) ontstaan hydroxylradicalen, die bacteriën kunnen doden. Permierzuur is maar beperkt stabiel en kan daarom niet worden opgeslagen en/of getransporteerd. Permierzuur moet daarom on-site gemaakt worden en vervolgens goed worden opgemengd met het te behandelen materiaal (STOWA, 2022) (STOWA, 2019)). Hygiëniseren kan ook met de chemicaliën bleekloog of waterstofperoxide, maar alleen permierzuur is tot nu toe getest. Daarom is in de modellering in deze studie permierzuur gebruikt.

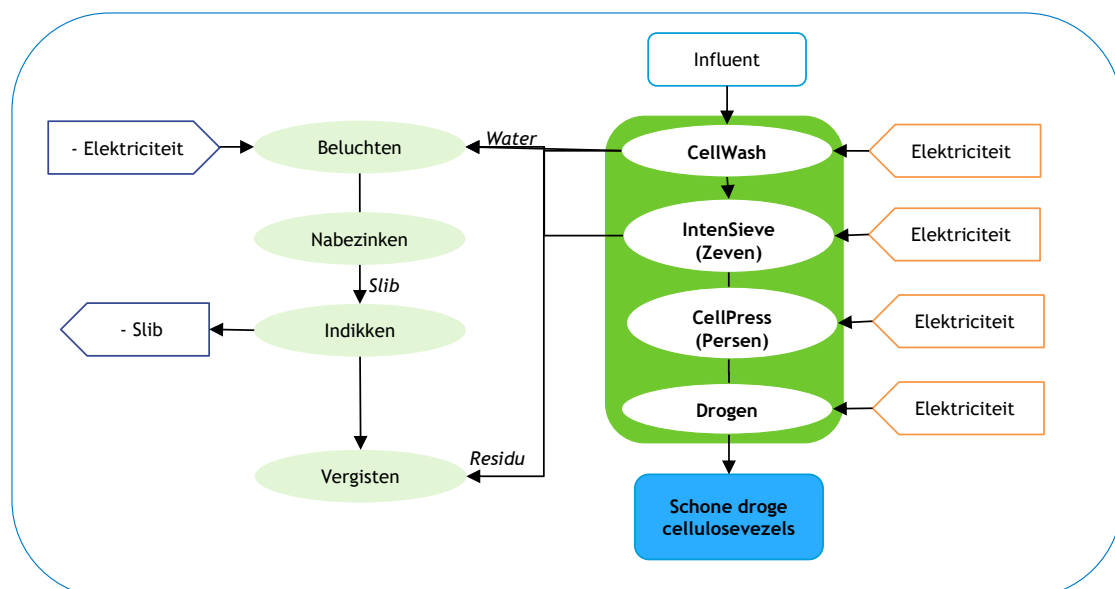
Figuur 21 - Meri Conus Trenner (links) en Elephant Filter (rechts)



Bron: (STOWA, 2022).

CellCap-proces van CirTec

Figuur 22 - Processchema winning droge cellulosevezels met CellCap-proces



Bij het CellCap-proces wordt een schone cellulosevezel geproduceerd. Het proces bestaat uit een wasser ('CellWash'), fijnzeef ('IntenSieve', Salsness fijnzeef) en een pers ('CellPress'). De CellWash scheidt cellulose van grove verontreinigingen als haren en zaden. Deze worden afgevangen en met slib uit de waterlijn vergist. Het filtraat (water) dat uit de CellWash komt gaat verder in het zuiveringsproces van de waterlijn. De IntenSieve zeef de cellulose uit het water. Het filtraat (water) gaat verder in het zuiveringsproces van de waterlijn. Het cellulosemateriaal wordt in de CellPress geperst, waardoor het ontwaterd wordt tot 40% DS. Hierna vinden drogings- en hygiëniseringsstappen plaats. Deze verhogen het drogestof gehalte naar 94%. Drogen en hygiëniseren werkt allebei met warmte, opgewekt met elektriciteit. Hierna volgen nabewerkingsstappen die per toepassing verschillen. Deze zijn in deze studie niet meegenomen omdat de droge cellulosevezels al vergelijkbaar zijn met de referentieproducten droge cellulosevezels uit oud papier en virgin hout.

Trommelzeef + Zeefbocht

Voor deze zeefopstelling is alleen de impact van het zeven en persen berekend om dat het effect op de zuivering niet bekend is. Bij deze combinatie zijn trommelzeef en zeefbocht achter elkaar geschakeld. De zeefbocht dient om het zeefgoed van de trommelzeef verder te ontwateren. Deze opstelling staat op de RWZI Leidsche Rijn. De zeven zijn daar geïnstalleerd op een moment dat er ook veel andere veranderingen en verbeteringen plaatsvonden. Daarom kan niet worden vastgesteld in hoeverre de vermindering van slib aan de zeefinstallatie gerelateerd is.

5.2.2 Aannames

- Vergisting, ontwatering en verbranding gaan volgens het algemene model zoals beschreven in Paragraaf 2.4.2.
- De gebruikte elektriciteit is de gemiddelde energiemix in Nederland.
- De gebruikte chemicaliën zijn geproduceerd met primaire grondstoffen.
- Betere benutting van de capaciteit van de RWZI als effect van cellulosewinning, en dus het vermijden van een capaciteitsuitbreiding, is niet meegenomen in de LCA.
- Cellulosegehalte van het zeefgoed van trommelzeef en zeefbocht op RWZI Leidsche Rijn is onbekend, daarom nemen we aan dat dit minimaal 50% is, en maximaal 80%. Voor de basisanalyse gebruiken we een cellulosegehalte van 65%.
- Residu uit CellCap-proces gedraagt zich in de vergisting als gemiddeld slib.

5.2.3 Inventarisatie en modellering

Bandzeef

De data voor de Bandzeef-opstelling is afkomstig uit het rapport *STOWA 2019-37*, bijlage 6 (STOWA, 2019). Hier zijn gegevens opgenomen over de opstelling op RWZI Beemster. Dit zijn gemiddelden, waarbij de capaciteit 100.000 i.e. is. Tabel 9 toont de parameters en massabalans waar de modellering op is gebaseerd. Tabel 10 toont de inputs van de zeef-opstelling met de bandzeef. Tabel 11 toont de voordelen cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie.



Tabel 9 - Parameters en massabalans waar modellering bandzeef op is gebaseerd

	Eenheid	Hoeveelheid
Input effluent	m ³ /d	20.500
Onopgeloste bestanddelen	kg/d	5.500
Waarvan cellulose (geschat)		30%
Output zeefgoed	kg/dag	2.036
Gehalte drogestof in zeefgoed		43%
Gehalte cellulose in droge stof		60%
Droge stof in zeefgoed, berekend	kg/dag	2.036
Cellulose in droge stof, berekend	kg/dag	1.221

Tabel 10 - Inputs per kg DS cellulose in zeefgoed Bandzeef

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Elektriciteit zeven en persen	kWh	0,91	(STOWA, 2019)

Tabel 11 - Voordeel cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie per kg DS cellulose in zeefgoed Bandzeef

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Elektriciteit bespaard in beluchting	kWh	0,23	(STOWA, 2019)
Reductie slib	kg DS	0,73	(STOWA, 2019)

Meri-technologie

De data voor de Merizeef-opstelling is afkomstig van de pilotopstelling op RWZI Zeewolde (20 m³/u). De ingevulde gegevens zijn een vertaling van een eerdere pilot begin 2021 naar de volledige RWZI Zeewolde (circa 53.000 i.e.). Tabel 12 toont de parameters en massabalans waar de modellering op is gebaseerd. Tabel 13 toont de inputs voor de Meri-technologie. Tabel 14 toont de voordelen cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie.

Tabel 12 - Parameters en massabalans waar modellering Meri-technologie op is gebaseerd

Parameter	Eenheid	Hoeveelheid
Input effluent	m ³ /y	1.706.740
Onopgeloste bestanddelen	mg/l	430
Output zeefgoed gehygiëniseerd	ton/y	2.336
Gehalte droge stof in vóór persen	%	8%
Drogestofgehalte ná persen	%	35%
Cellulosegehalte	%	80%
Output zeefgoed geperst	ton/y	534
Cellulose in zeefgoed	ton DS/y	187

Tabel 13 - Inputs per kg DS celluloseproduct in zeefgoed Meri-technologie

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Elektriciteit ontwateren met schroefpers	kWh	0,55	Gegevens waterschap Zuiderzeeland
Elektriciteit hygiëniseren	kWh	0,89	Gegevens waterschap Zuiderzeeland
Mierenzuur	kg	0,05	Gegevens waterschap Zuiderzeeland
Elektriciteit zeven	kWh	0,34	Gegevens waterschap Zuiderzeeland



Tabel 14 - Voordeel cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie per kg DS celluloseproduct in zeefgoed Meri-technologie

	Eenheid	Hoeveelheid	Toelichting
Elektriciteit bespaard in beluchting	kWh	0,41	Gegevens waterschap Zuiderzeeland
Reductie slib	kg DS	1,065	Gegevens waterschap Zuiderzeeland

CellCap

Voor het modelleren van de basisanalyse van de CellCap-opstelling zijn operationele data gebruikt uit de periodes (05-3-2021 t/m 5-4-2021). Dit was een periode met wisselingen in de DS-concentratie in de aanvoer en wisselingen in de afvoer. Op basis van metingen in deze periode is een gemiddelde genomen dat is gebruikt voor de massabalans die ten grondslag ligt aan het LCA-model. Tabel 15 toont de parameters en massabalans waar de modellering op is gebaseerd. Tabel 16 toont de inputs van het CellCap-proces. Tabel 17 toont de voordelen cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie.

Tabel 15 - Parameters en massabalans waar modellering van het CellCap-proces op is gebaseerd

Procesonderdeel		Variabele belasting	Optimale belasting	Eenheid
	Gemiddelde efficiency	44%	44%	
Input voor Cellwash	Influent	242	370	m ³ /h
	Vaste stof	320	274	mg/l
	Vaste stof	1.860	2.433,12	kg/dag
Output CellWash naar vergisting en zuivering	Volume	3,1	2,59	m ³ /h
	Vaste stof	7670	7670	mg/l
	Vaste stof	571,37	475,87	kg/dag
Filtraat Intensieve	Volume	366,35	239,04	m ³ /h
	Vaste stof	153,72	180,88	mg/l
	Vaste stof	1351,6	1.037,7	kg/dag
	Naar CellPress	0	0	
Naar CellPress	Volume	0,55	0,37	m ³ /h
	Cellulose	38.700	38.700	mg/l
	Cellulose	510,15	346,44	kg/dag

Tabel 16 - Inputs per kg DS cellulose in zeefgoed CellCap

Input	Eenheid	Hoeveelheid Variabele belasting	Hoeveelheid Optimale belasting	Toelichting
Elektriciteit wassen, zeven, persen	kWh	0,35	0,31	Gegevens Cirtec
Elektriciteit drogen en hygiëniseren	kWh	0,37	0,37	Gegevens Cirtec

Tabel 17 - Voordeel cellulosewinning op waterzuivering en slibproductie per kg DS cellulose in zeefgoed CellCap

Voordeel	Eenheid	Hoeveelheid Variabele belasting	Hoeveelheid Optimale belasting	Toelichting
Elektriciteit bespaard bij beluchting	kWh	0,55	0,49	CellCap stuurt meer stromen terug naar de waterlijn, maar aannahme bij gebrek aan meting: Zelfde als bij bandzeef op Beemster voor. CellCap gebruikt ook een bandzeef. ⁶
Reductie slib	kg ds	1	1	Aannahme bij gebrek aan meting: Hoeveelheid gereduceerd slib komt overeen met hoeveelheid gewonnen cellulosevezels.

Trommelzeef + Zeefbocht

De data voor de opstelling met trommelzeef en zeefbochten is afkomstig van RWZI Leidsche Rijn (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden). De data is gebaseerd op gemiddelden tussen januari en november 2021. De installatie is in januari 2021 in bedrijf gegaan. De zeven zijn geïnstalleerd op een moment dat er ook veel andere veranderingen en verbeteringen plaatsvonden op deze RWZI. Daarom kan niet worden vastgesteld in hoeverre de vermindering van slib de zeefinstallatie gerelateerd is. Ook het cellulosegehalte is onbekend, omdat dit nog niet is gemeten. Het energiegebruik in Tabel 18 is gebaseerd op de aanname dat het cellulosegehalte van het zeefgoed 65% is. Deze waarde ligt precies tussen de minimale en maximale cellulosegehaltenes in die we bij het zeefgoed bij de andere zeeftechnieken zien (50% (zeefbocht) en 80% (Meri-technologie), respectievelijk). Voor de gevoeligheidsanalyse, zie Paragraaf 5.4. Tabel 18 toont de parameters en massabalans waar de modellering op is gebaseerd en de energie-input van de opstelling trommelzeef + zeefbocht.

Tabel 18 - Parameters en massabalans waar modellering van de opstelling trommelzeef + zeefbocht op is gebaseerd

	Eenheid	Bij verschillende cellulosegehaltenes in droge stof zeefgoed		
		50%	65%	80%
Input effluent	M ³ /d	15.375	15.375	15.375
Onopgeloste bestanddelen	mg/l	350	350	350
	ton/d	5,38	5,38	5,38
Elektriciteit zeven en persen	kWh/kg	1,37 ^a	1,05 ^a	0,854 ^a
Output zeefgoed	ton/dag	4,47	4,47	4,47
Droge stof in zeefgoed	ton/dag	1,26	1,26	1,26
Cellulose in droge stof zeefgoed	ton/dag	0,63	0,82	1,01

^a 0,056 kWh/m³ influent.

Bron: Gegevens Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

⁶ Omgerekend als volgt: Energie die bespaard is per kg DS zeefgoed bij bandzeef Beemster is energie die bij CellCap is bespaard op 1 kg onopgeloste bestanddelen die in totaal zijn afgevangen, dus residu + cellulose.

5.2.4 Referentieproducten

Voor de producten van de verschillende terugwintechnieken kijken we naar verschillende referentieproducten.

- Zeefgoed van de bandzeef en onhygiëniseerd zeefgoed van de verticale trommelzeef worden los vergist. Het biogas dat hierbij ontstaat vervangt, via opwerking naar groen gas, aardgas.
- Het gehygiëniseerde natte celluloseproduct van de verticale trommelzeef vervangt papierpulp (virgin en van oud papier).
- Het droge celluloseproduct uit het CellCap proces vervangt droge cellulosevezels (virgin en van oud papier).

Los vergisten - voor zeefgoed van de bandzeef en Meri-technologie (zonderhygiënisering)

Deze route houdt in dat het zeefgoed los van het RWZI-slib vergist wordt. Daarnaast nemen we in deze route op dat het geproduceerde biogas wordt opgewerkt tot groen gas. Dit groen gas vervangt aardgas. Dit is een voor de hand liggende route omdat er landelijk veel vraag is naar binnenlands geproduceerd gas, en omdat het teruggewonnen cellulose nog beperkt wordt gebruikt in de papierindustrie.

De vergisting van zeefgoed van de bandzeef zal in de praktijk bij industriële vergisters gebeuren en niet in de vergisting op de RWZI zelf. Hier zouden de installaties namelijk vastlopen omdat dit zeefgoed veel grove delen en haren bevat. Het zeefgoed breekt slechter af dan secundair slib. Het heeft een lager omzettingspercentage DS-slib naar biogas dan secundair slib. Echter, omdat er door het afscheiden van zeefgoed meer organische stof overblijft om te vergisten, ontstaat er in totaal meer biogas. Er zit onzekerheid in het omzettingspercentage van zeefgoed naar biogas. Daarom doen we een gevoeligheidsanalyse met een omzetting van zeefgoed naar biogas die 50%, 35% of 20% minder is dan bij vergisting van RWZI-slib (STOWA, 2011 b). Voor 'gewoon' RWZI-slib nemen we een omzetting van 320 Nm³/ton DS. Tabel 19 toont de hoeveelheden biogas die met deze aannames geproduceerd worden voor de casus van de bandzeef. We nemen aan dat de impact per kg vergist zeefgoed niet verschilt tussen de verschillende zeeftechnieken. Daarom tonen we alleen de waarden voor één van de zeeftechnieken. NB: bovenstaande aannamen zijn gebaseerd op een gemiddeld cellulosegehalte van 65% van de droge stof in het zeefgoed. In eerdere berekeningen met zeefgoed van Aarle Rixtel en Beemster zijn biogasproducties bepaald die hoger zijn voor zeefgoed dan voor zuiverings-slib. In deze gevallen bevatte het zeefgoed echter veel minder cellulose (20-35% van de DS) en dus veel meer organische stof, waardoor de biogasproductie verhoogd wordt.

Bij de modellering van het opwerken tot groen gas gaan we van dezelfde parameters uit als voor het model voor groen gas zoals dit in Hoofdstuk 3 wordt beschreven. Het groen gas vervangt de productie en verbranding van aardgas. Tabel 19 toont de aannames voor biogasproductie uit zeefgoed die ten grondslag liggen aan de modellering.



Tabel 19 - Aannames omzetting zeefgoed naar biogas en groen gas

	Minimum Nm ³ /ton DS ingaand (50% minder)	Medium Nm ³ /ton DS (35% minder)	Maximum Nm ³ /ton DS ingaand (20% minder)
Biogasproductie Nm ³ /ton DS	208	256	160
Biogasproductie casus bandzeef Beemster, 743 ton DS [Nm ³ /jaar]	154.544 ⁷	190.208 ⁷	118.880 ⁷
Groengasproductie 1 Nm ³ groengas/ 1,54 Nm ³ biogas [Nm ³ /jaar]	100.353 ⁷	123.512 ⁷	77.195 ⁷

Bron: (STOWA, 2011 b).

Nat celluloseproduct - voor Meri-technologie (gehygiëniseerd)

Het natte celluloseproduct kan in de papierindustrie worden ingezet in dezelfde functie als papierpulp. Wat betreft de kwaliteit is het tot nu toe inzetbaar in papierfabrieken die oud papier recycleren tot nieuw papier. Het papier dat hier wordt geproduceerd vervangt virgin papier uit hout dat uit productiebossen komt. Op deze manier vervangen oud papier en het natte celluloseproduct uit rioolwater virgin grondstoffen (hout dat uit productiebossen komt) in de papierindustrie. Omdat je het natte celluloseproduct kan inzetten op dezelfde manier als papierpulp uit oud papier maken we een milieukundige vergelijking van deze twee grondstoffen. Het is niet mogelijk om aan te nemen dat het inzetten van natte celluloseproduct in de papierindustrie de inzet en productie van oudpapierpulp ook vermindert. Er is in totaal meer grondstof voor de productie van secundair papier en er gebeurt niets anders met het oud papier waardoor de milieu-impact van het verpulpen en ontinkten van oud-papier wordt vermeden. Daarom kan de milieu-impact van oudpapierpulp niet als vermeden worden beschouwd door de inzet van nat celluloseproduct in de papierindustrie. Het is logischer om te kijken naar de milieu-impact van virgin papierpulp, net als dat dit gebeurt in milieukundige vergelijkingen van gerecycled papier uit oud papier en virgin papier. Een directe vergelijking van papier uit nat celluloseproduct en virgin papier is niet mogelijk omdat niet bekend is hoeveel nat celluloseproduct er nodig is voor de productie van 1 kg papier, en in welke hoeveelheid dit papier dezelfde functie kan vervullen als virgin papier, en welke kwaliteit virgin papier dit dan zou zijn.

De referentieproducten waar we de milieu-impact naast die van het natte celluloseproduct zetten zijn dus ontinkt papierpulp uit oud papier en virgin sulfaatpulp uit zacht hout. Voor de modellering hebben we datasets uit de Ecoinventdatasets gebruikt. Het proces voor ontinkt papierpulp uit oud papier is gebaseerd op een productieproces in Canada. Om dit proces representatiever te maken hebben we de elektriciteitsmix en de warmtebron aangepast naar voor Nederland representatieve gegevens. Tabel 20 toont de details over de modellering van de referentieproducten.

⁷ Modellering is opgezet op basis van jaarproductie. Daarom zijn de gegevens in de tabel ook aangegeven per jaar.

Tabel 20 - Modelling referentieproducten nat celluloseproduct

Referentieproduct	Ecoinventproces	Aanpassingen
Ontinkt papierpulp uit oud papier	Deinked pulp, wet lap {CA-QC} treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached Cut-off, U	<ul style="list-style-type: none"> – Nederlandse elektriciteitsmix. – Ander proces voor warmte: Heat, district or industrial, natural gas {NL} heat and power co-generation, natural gas, combined cycle power plant, 400MW electrical Cut-off, U. – Correctie voor drogestofgehalte Ecoinventproces (90%). Daarom vergeleken met 1,11 kg oud-papier-pulp.
Virgin sulfaatpulp uit zacht hout, representatief voor de Europese markt	Sulfate pulp {RER} production, unbleached Cut-off, U	<ul style="list-style-type: none"> – Geen aanpassingen in het model. Dit proces is gemaakt voor de Europese context. – Correctie voor drogestofgehalte Ecoinventproces (90%). Daarom vergeleken met 1,11 kg sulfaatpulp.

Droog celluloseproduct - voor CellCap

De schone cellulosevezels uit het CellCap-proces kunnen ingezet worden voor allerlei toepassingen waarvoor nu virgin cellulosevezels of een celluloseproduct op basis van oud papier wordt ingezet. Bijvoorbeeld grondstof voor composieten, vezelplaten, afdrupremmer in asfalt, betonversterking en hydroseeding. We vergelijken het droge celluloseproduct daarom met cellulosevezels uit oud papier en virgin cellulosevezels. Het proces voor cellulose uit oud papier is gebaseerd op een productieproces van isolatiemateriaal uit oude kranten in Zwitserland. Om dit proces representatiever te maken hebben we de elektriciteitsmix en de warmtebron aangepast naar voor Nederland representatieve gegevens. Ook bevat dit proces de toevoeging van chemicaliën om het isolatiemateriaal brandveilig te maken. Deze hebben we uit de modellering verwijderd omdat we deze toevoegingen ook niet meerekenen bij het droge celluloseproduct uit het CellCap-proces. Tabel 21 toont de details over de modellering van de referentieproducten.

Tabel 21 - Modelling van de referentieproducten van droog celluloseproduct

Product	Processtappen	Model	Aanpassingen
CellCap-vezels	Zeven, wassen, ontwateren, drogen	Eigen modellering o.b.v. data CirTech	N.v.t.
Cellulosevezels uit oud papier	Kranten vervezelen	Cellulose fibre {CH} cellulose fibre production Cut-off, U (Ecoinvent 3.8)	<ul style="list-style-type: none"> – Nederlandse elektriciteitsmix. – Ander proces voor warmte: Heat, district or industrial, natural gas {NL} heat and power co-generation, natural gas, combined cycle power plant, 400MW electrical Cut-off, U.

Product	Processtappen	Model	Aanpassingen
			<ul style="list-style-type: none"> – Milieu-impact van brandvertragende chemicaliën niet meegerekend in de resultaten.
Virgin cellulosevezels	Duurzame bosbouw, houtkap en transport, verpulpen	Sulfate pulp {RER} production, unbleached Cut-off, U (Ecoinvent 3.8)	<ul style="list-style-type: none"> – Geen aanpassingen in het model. Dit proces is gemaakt voor de Europese context. – Correctie voor drogestofgehalte Ecoinventproces (90%). Daarom vergeleken met 1,11 kg sulfaatpulp.

5.3 Resultaten

5.3.1 Klimaatimpact

Zeefgoed - Bandzeef, Meri-technologie (zonder gehygiënisering), Zeefbocht + Trommelzeef

Figuur 23 toont de klimaatimpact van het zeefgoed dat wordt teruggewonnen met de verschillende zeeftechnieken, exclusief hygiënisering van het zeefgoed.

De klimaatimpact van het zeefgoed van bandzeef en Meri-technologie zijn beide netto negatief;

-0,11 kg CO₂-eq./kg DS en -0,51 kg CO₂-eq./kg DS, respectievelijk. ‘Netto negatief’ betekent dat er alleen door het wegzeven van zeefgoed en het vermijden van slibverbranding al klimaatimpact wordt vermeden. Dit is dus gunstig. De netto klimaatimpact van de zeefgoedproductie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van elektriciteit en transport zorgen voor impact op het klimaat; bespaarde elektriciteit op de beluchting en de voordelen op de sliblijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. De vermeden klimaatimpact is hier groter dan de klimaatimpact van het zeven en persen. Zo komt het netto negatieve resultaat tot stand. Voor de combinatie van trommelzeef en zeefbocht is de input van elektriciteit wel bekend, maar er is geen informatie over de bespaarde elektriciteit in de beluchting en reductie van de hoeveelheid slib die moet worden verwerkt. Daarom is er voor deze zeeftechniek geen netto klimaatimpact bekend. De vervagende bruine balk onder de x-as geeft aan dat er wel sprake is van een effect door slibreductie.

Elektriciteit is de enige input bij het verkrijgen van het zeefgoed. Deze is nodig voor de operatie van de zeven en persen. Elektriciteit domineert de klimaatimpact; transport voegt een klein deel toe. Voor de Meri-technologie zijn elektriciteitsverbruik van Conus Trenner + Elephant Filter en pers los aangeleverd; daarom is de klimaatimpact van elektriciteit hier opgesplitst weergegeven. Voor de bandzeef en de combinatie van trommelzeef en zeefbocht is het elektriciteitsverbruik geaggregeerd aangeleverd en dus ook zo weergegeven (zie Tabel 10 en Tabel 18).

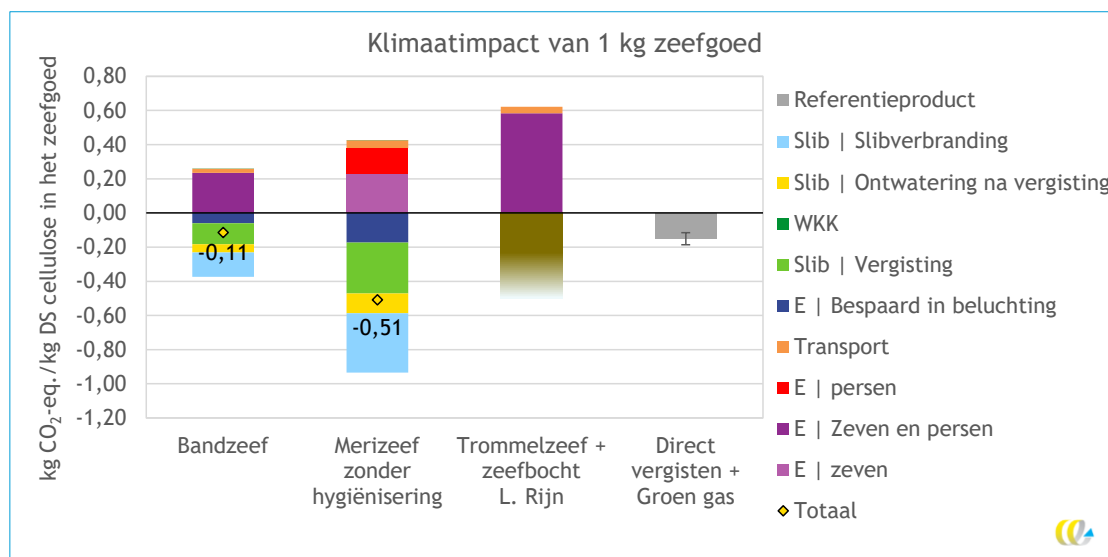
De bespaarde elektriciteit op beluchting en voordelen op de sliblijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Het voordeel op de sliblijn bestaat uit een lagere slibproductie, waardoor minder slibontwatering en slibverwerking nodig is. Per kg cellulose wordt ook 1 kg minder slib geproduceerd. Dit voordeel is in het geval van bandzeef en Meri-

technologie groter dan de klimaatimpact van productie en transport van zeefgoed, waardoor de netto klimaatimpact negatief wordt. Bij de bandzeef bestaat het grootste gedeelte (46%) van dit voordeel uit het vermijden van slibeindverwerking (verbranding). Vermeden vergisting zorgt voor 26% van het voordeel, vermeden elektriciteit bij beluchting voor 18% en vermeden ontwatering veroorzaken beiden ongeveer 20% van het voordeel.

De rechter kolom (grijs) laat de klimaatimpact zien van het referentieproduct. 1 kg zeefgoed wordt los vergist om groen gas te produceren dat productie en verbranding van aardgas vervangt. De foutbalken tonen de gevoeligheid van het resultaat voor de aanname over de omzetting van droge stof naar biogas. De klimaatimpact van de referentie is negatief. Dit betekent dat het vervangen van productie en verbranding van aardgas meer broeikasgasuitstoot vermijdt dan dat de vergisting en productie van groen gas uitstoot. Dit milieuvoordeel komt bovenop het milieuvoordeel dat de winning van zeefgoed op zich al heeft.

In het geval als zeefgoed samen met slib wordt verbrand is het voordeel van vermeden slibverbranding (donkerblauwe blok onderaan de balken) er niet. Aan de hand van de tabellen in Bijlage E kan worden berekend wat de impact van winnen van zeefgoed is als het wordt verbrand door het 'voordeel door verbranding' niet mee te rekenen. Het kan zijn dat de verbranding efficiënter verloopt als het drogestofgehalte van het zeefgoed hoger is dan gemiddelde slibkoek die wordt verbrand. Dan is deze berekening een conservatieve inschatting. Netto zal er nog steeds een klein milieuvoordeel overblijven door energiebesparing op de beluchting en het verminderen van slibvergisting en ontwatering.

Figuur 23 - Klimaatimpact van 1 kg zeefgoed - droge stof (een lage score is beter)



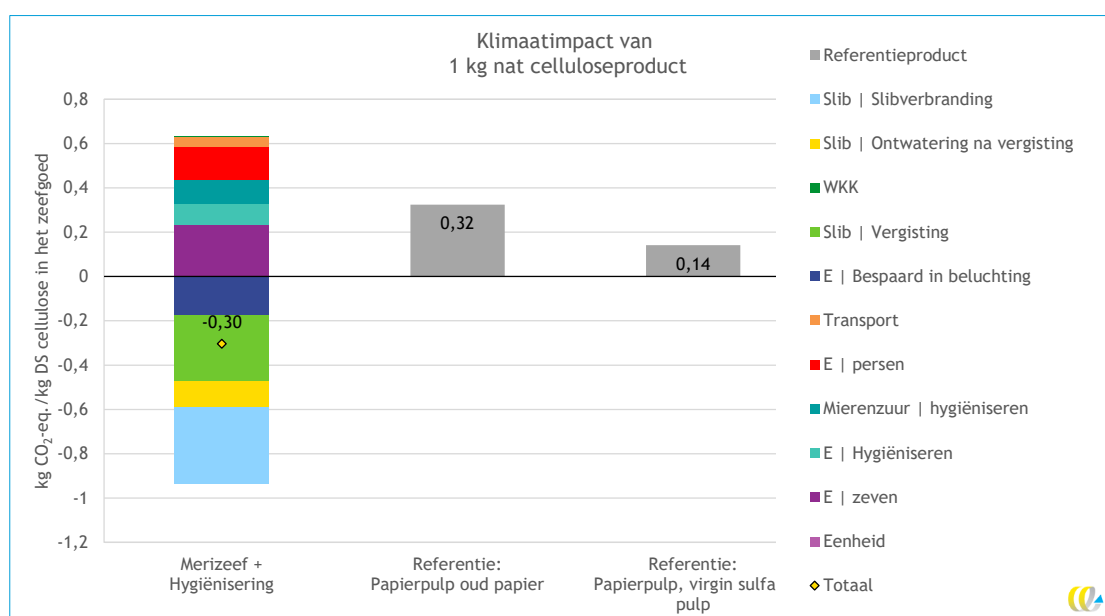
Nat celluloseproduct - Meri-technologie, gehygiëniseerd

Figuur 24 toont de klimaatimpact van het natte celluloseproduct. Dit is zeefgoed van de Meri-technologie dat is gehygiëniseerd met permierenzuur. Ten opzichte van de klimaatimpact van alleen zeven en persen komt er hier de impact van mierenzuur en enige elektriciteit voor de hygiëniseringsstap bij. Door het milieuvoordeel van vermeden slibverwerking en bespaarde elektriciteit in de beluchting is de totale klimaatimpact van het gehygiëniseerde celluloseproduct met -0,3 kg CO₂-eq./kg DS nog steeds netto negatief (milieuvoordeel). De grijze balken rechts in de grafiek tonen de klimaatimpact van 1 kg DS

papierpulp uit oud papier⁸ en virgin papierpulp van hout. Deze zijn met 0,32 en 0,14 kg CO₂-eq./kg DS hoger dan de klimaatimpact van het gehygiëniseerde natte celluloseproduct. Of hierdoor een milieuvoordeel ontstaat is afhankelijk van de markt. Als de markt voor oud papier verzadigd is en er geen virgin product meer is dat vervangen kan worden door gerecycled papier, is er in de praktijk geen milieuvoordeel door vermeden virgin papierpulp. Wel blijft het milieuvoordeel op de water- en sliblijn bestaan. Als gerecycled papier wél virgin papier vervangt in de markt, kan het verschil tussen het natte celluloseproduct uit rioolwater en virgin papierpulp worden gezien als milieuvoordeel. Net als oudpapierpulp vervangt dit namelijk virgin materiaal.

Voor de vergelijking met oudpapierpulp geldt: Het winnen van cellulose uit rioolwater voor toepassing in de papierindustrie is milieukundig gunstiger dan oud papier ontinkten en verpulpen. Omdat cellulose uit rioolwater eerder een aanvulling op oud papier is dan een vervanger, kan het verschil in klimaatimpact tussen de twee producten echter niet als milieuvoordeel worden gerekend.

Figuur 24 - Klimaatimpact van 1 kg nat celluloseproduct - droge stof (inclusief hygiëniseren)



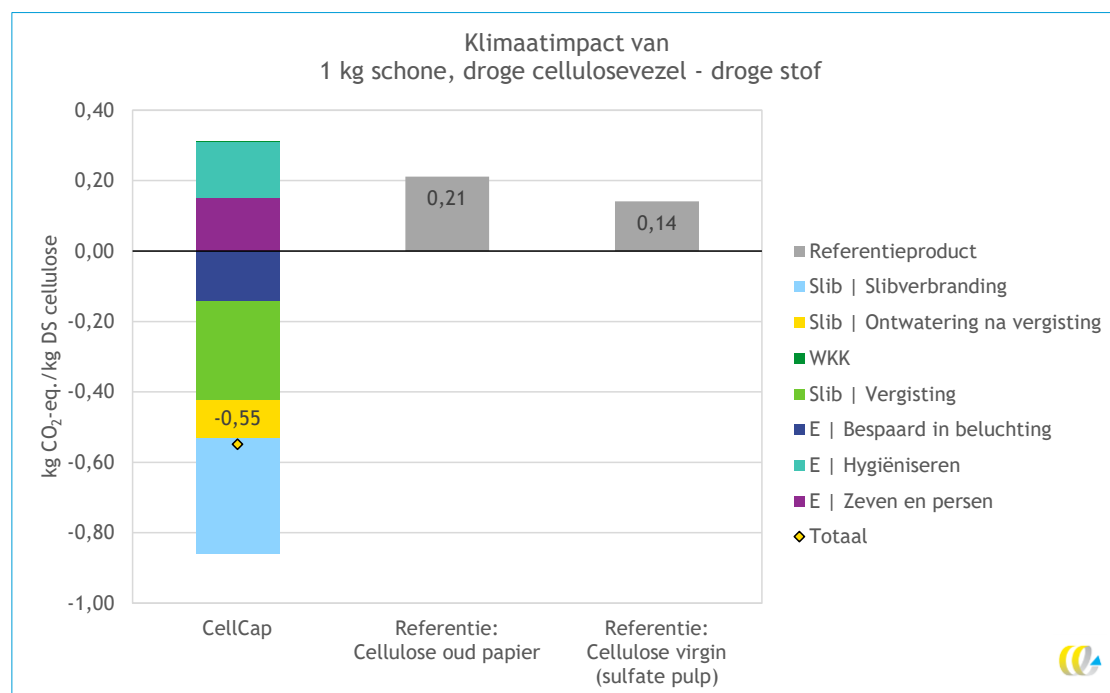
Schone, droge cellulosevezels - CellCap

Figuur 25 toont de klimaatimpact van schone, droge cellulosevezels. Dit is het gedroogde en gehygiëniseerde product van het CellCap-proces. Energie voor wassen, zeven en persen van de teruggewonnen cellulose zijn geaggregeerd weergegeven in de gele balk (want er zijn geen gegevens beschikbaar voor het energiegebruik van deze losse stappen); het verhitten voor drogen en hygiëniseren gebeurt met elektriciteit die is weergegeven in de groene balk. Door het milieuvoordeel van vermeden slibverwerking en bespaarde elektriciteit in de belichting (balken onder de x-as) is de totale klimaatimpact van droge, schone cellulosevezels uit het CellCap-proces met -0,55 kg CO₂-eq./kg DS nog steeds netto negatief (milieuvoordeel). De grijze balken rechts in de grafiek tonen de klimaatimpact van 1 kg DS cellulose uit oud papier en virgin cellulose van hout. Deze zijn met 0,21 en 0,14 kg CO₂-eq./kg DS hoger dan de klimaatimpact van schone, droge cellulosevezels. De klimaatimpact

⁸ Bij de milieu-impact van oudpapierpulp zit inzamelen en sorteren van het oudpapier mee inbereken.

van (droog) cellulose uit oud papier is lager dan die van virgin pulp. Dit heeft ermee te maken dat het productieproces voor cellulose uit oud papier een relatief simpel proces is: Het oud papier wordt geshredderd tot het een vezelig materiaal wordt (Isofloc, 2018). Al naar gelang welke marktmix aan cellulose uit virgin hout en oud papier de droge cellulosevezels vervangen, beweegt de vermeden CO₂-emissie van pulpproductie dus tussen de 0,21 (bij 100% cellulose uit oud papier) en 0,14 (bij 100% virgin cellulose) kg CO₂-eq./kg DS. Daar komt het totale milieuvoordeel van het toepassen van fijnzeven op de RWZI nog bij (-0,55 kg CO₂-eq./kg DS).

Figuur 25 - Klimaatimpact van 1 kg schone, droge cellulosevezels - droge stof

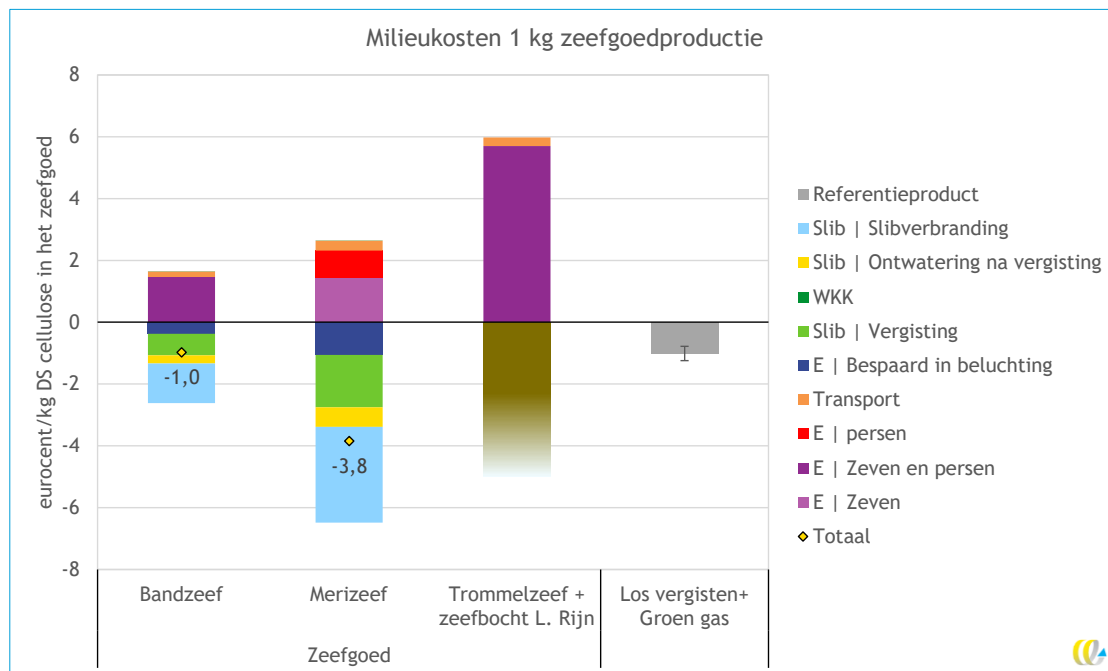


5.3.2 Milieukosten

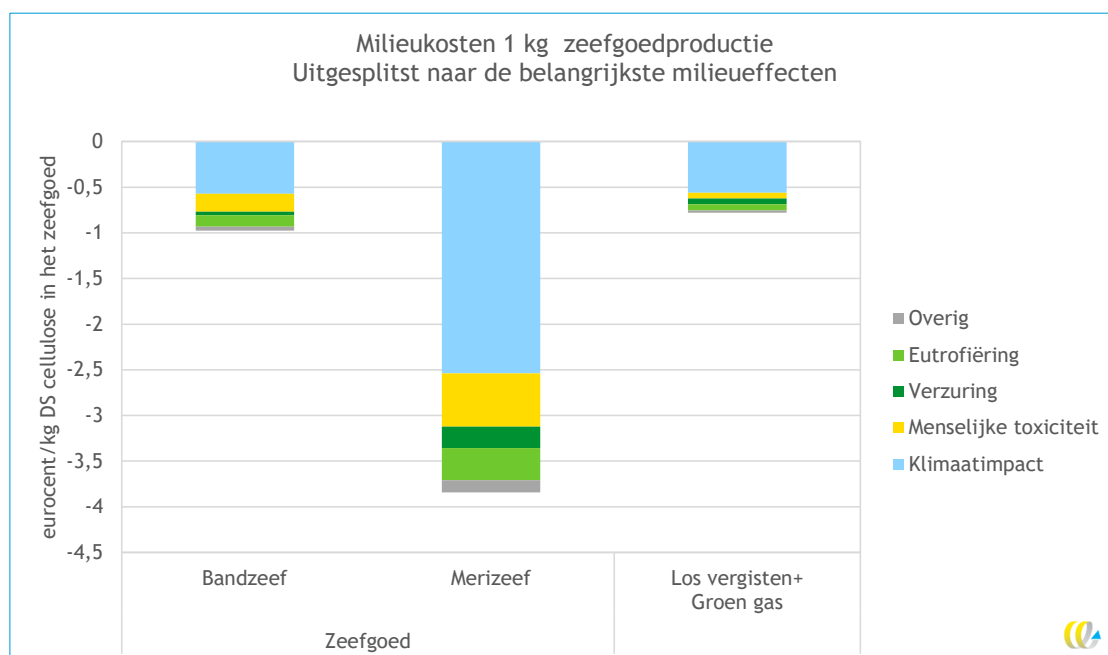
Zeefgoed - Bandzeef en Meri-technologie, niet gehygiëniseerd

Figuur 26 toont de milieukosten van zeefgoed, in eurocent per kg DS cellulose die het zeefgoed bevat. Het beeld is vergelijkbaar als bij de klimaatimpact. Dit heeft ermee te maken dat de totale milieu-impact van de zeefgoedproductie en het voordeel op de water- en sliblijn voor een overgroot deel uit klimaatimpact bestaan. Impacts in andere categorieën komen vooral uit de verbranding van slib, en worden dus vermeden. Dit is te zien in Figuur 27.

Figuur 26 - Milieukosten van 1 kg zeefgoed - uitgesplitst naar procesonderdelen



Figuur 27 - Milieukosten van 1 kg zeefgoed - uitgesplitst naar de belangrijkste milieueffecten



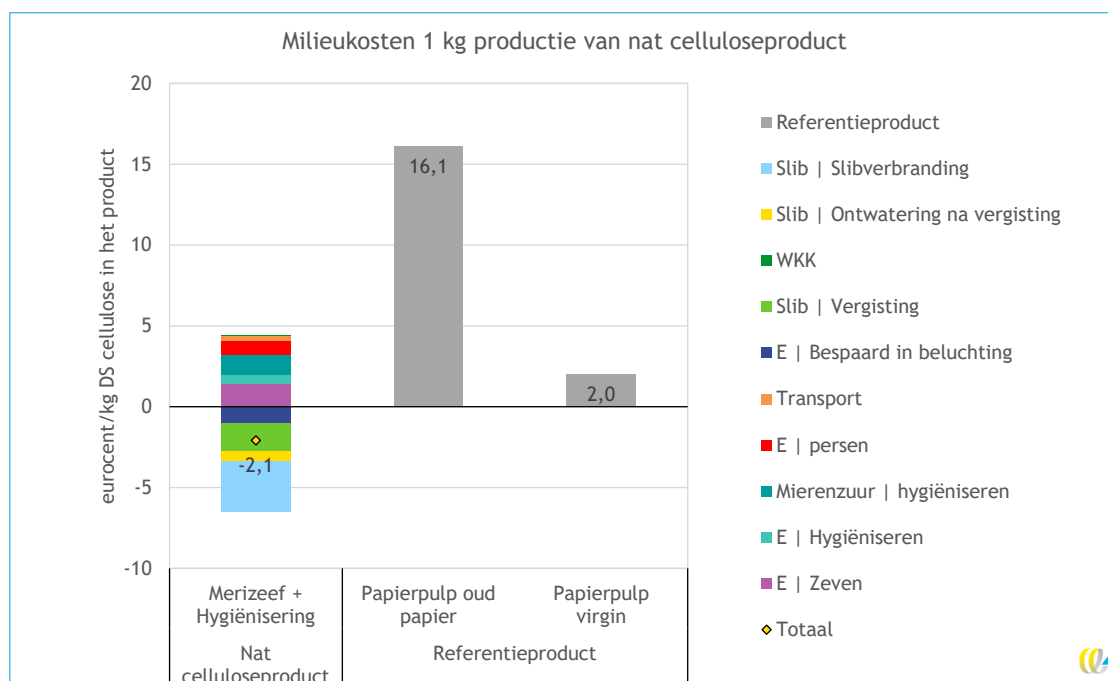
Nat celluloseproduct - Meri-technologie, gehygiëniseerd

Figuur 28 toont de milieukosten van 1 kg nat celluloseproduct. De milieukosten van papierpulp van oud papier (16 eurocent) zijn opvallend veel hoger dan van het natte celluloseproduct (-2 eurocent) en virgin pulp (2 eurocent). In Figuur 29 is te zien dat de hogere milieukosten van papierpulp voor een groot deel in de categorie fotochemische oxidatie zit. Nadere analyse leert dat dit voortkomt uit directe emissies die vrijkomen bij het productieproces van het oudpapierpulp. De stoffen waaruit deze emissies voornamelijk bestaan zijn niet-methaan vluchtige koolwaterstoffen (NMVOC) en aromatische koolwaterstoffen. Deze komen vrij bij het ontinkingsproces en uit het afvalwater van het hele proces (Ecoinvent, 2022).

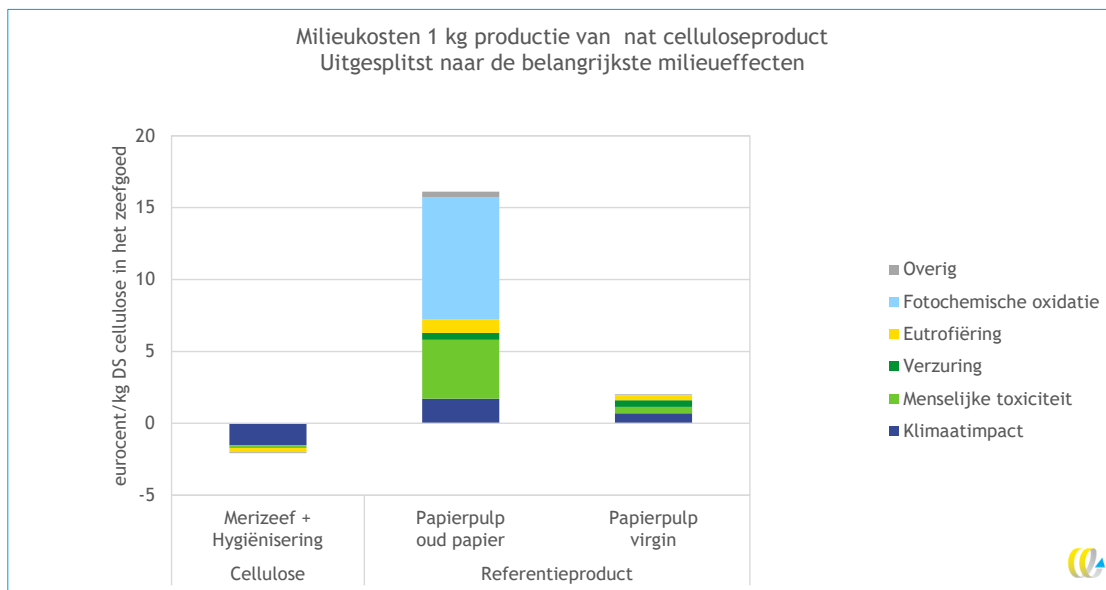
Of hierdoor een milieuvoordeel ontstaat is is, net als bij de klimaatimpact, afhankelijk van de markt. Als de markt voor oud papier verzadigd is en er geen virgin product meer is dat vervangen kan worden door gerecycled papier, is er in de praktijk geen milieuvoordeel door vermeden virgin papierpulp. Wel blijft het milieuvoordeel op de water- en sliblijn bestaan. Als gerecycled papier wél virgin papier vervangt in de markt, kan het verschil tussen het natte celluloseproduct uit rioolwater en virgin papierpulp worden gezien als milieuvoordeel. Net als oudpapierpulp vervangt dit namelijk virgin materiaal.

Voor de vergelijking met oudpapierpulp geldt: Het winnen van cellulose uit rioolwater voor toepassing in de papierindustrie is milieukundig gunstiger dan oud papier ontinkten en verpulpen. Omdat cellulose uit rioolwater eerder een aanvulling op oud papier is dan een vervanger, kan het verschil in milieukosten tussen de twee producten echter niet als milieuvoordeel worden gerekend.

Figuur 28 - Milieukosten van 1 kg nat celluloseproduct - uitgesplitst naar procesonderdelen



Figuur 29 - Milieukosten van 1 kg nat celluloseproduct - uitgesplitst naar de belangrijkste milieueffecten

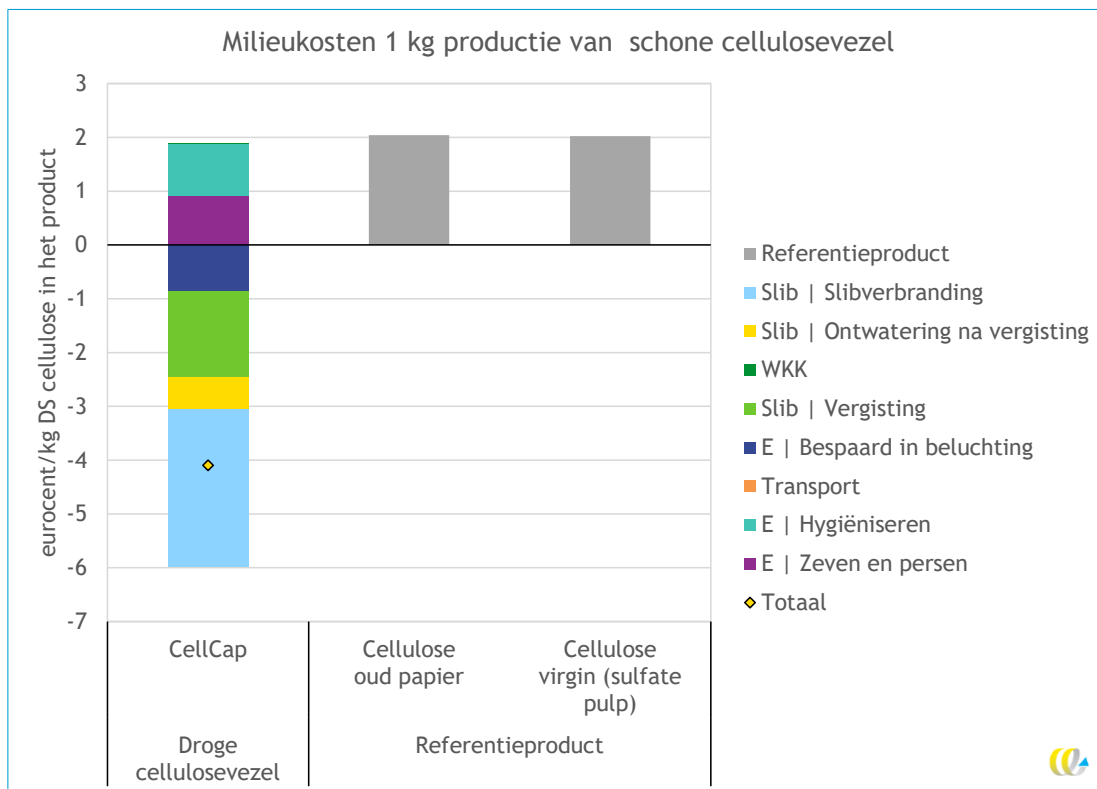


Schone, droge cellulosevezels - CellCap

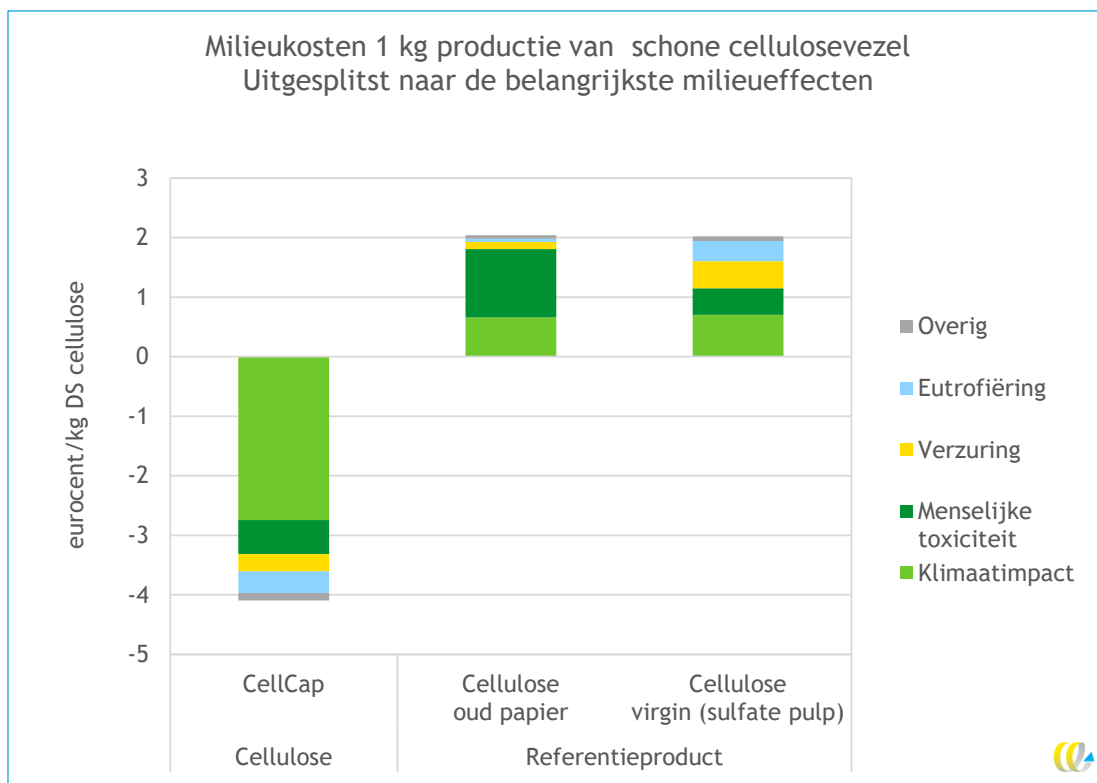
Figuur 30 toont de milieukosten van 1 kg schone, droge cellulosevezels (-4 eurocent). Het beeld is lijkt op de vergelijking van de klimaatimpact van de verschillende stoffen. Het verschil in milieukosten tussen het CellCap-product en virgin materiaal is relatief groter dan bij de klimaatimpact. Dit heeft ermee te maken dat er bij de productie van virgin sulfaatpulp chemicaliën worden ingezet. Deze hebben naast klimaatimpact ook relatief veel impact op andere impactcategorieën.

, De vermeden milieukosten van cellulose uit virgin hout en oud papier zijn allebei 2 eurocent/kg DS . Daar komt het totale milieuvoordeel van het toepassen van fijnzeven op de RWZI nog bij (-4 eurocent/kg).

Figuur 30 - Milieukosten van 1 kg schone, droge cellulosevezels - uitgesplitst naar procesonderdelen



Figuur 31 - Milieukosten van 1 kg schone, droge cellulosevezels - uitgesplitst naar de belangrijkste milieueffecten



5.4 Gevoeligheidsanalyse

Onzekerheidsanalyse

Verwijderingsrendement van de zeven

Het verwijderingsrendement van de zeven varieert, en hangt af van de influentkwaliteit en belasting van de zeef (Werkgroep Cellulose EFGF-fabriek, 2020).

Het verwijderingsrendement is sterk bepalend voor de milieu-impact per kg teruggewonnen cellulose (STOWA, 2019). De werkgroep cellulose van de waterschappen heeft ranges vastgesteld van de verwijderingsrendementen. Dit is gedaan door middel van metingen op verschillende RWZI's die zijn uitgerust met fijnzeven. Tabel 22 vat deze ranges samen. Van de combinatie van trommelzeef en zeefbocht is geen range van verwijderingsrendementen bekend.

Tabel 22 - Ranges verwijderingsrendementen fijnzeven

Fijnzeef	Parameter	Rendement berekend uit aangeleverde data	Onderkant range	Bovenkant range	Bron
Bandzeef	Onopgeloste bestanddelen	37%	25%	57%	(STOWA, 2010) (STOWA, 2014) (STOWA, 2018)
Meri-technologie	Onopgeloste bestanddelen	32%	20%	55%	(STOWA, 2019)

Cellulosegehalte trommelzeef + zeefbocht

Omdat het cellulosegehalte van het zeefgoed van RWZI Leidsche Rijn nog niet gemeten is, doen we een gevoeligheidsanalyse die is gebaseerd op de range die we uit de data voor de andere zeeftechnieken hebben samengesteld. We gebruiken drie aannames: het cellulosegehalte in het zeefgoed (droge stof) is minimaal 50% en maximaal 80% en voor de basis-analyse gebruiken we een cellulosegehalte van 65%.

CellCap: Variabele belasting of optimale belasting

De efficiëntie waarmee het CellCap-proces cellulose terugwint hangt af van de belasting van de machines; als deze optimaal is, is de efficiëntie op zijn hoogst. Om te testen hoe de belasting de milieu-impact van het droge celluloseproduct beïnvloedt is hier een gevoeligheidsanalyse voor gedaan. Data hiervoor komen uit metingen tijdens een droogweeerperiode waarin de machine zo ingeregeld was dat deze een optimaal rendement haalde bij een maximale belasting. Vervolgens heeft de machine gedurende een maand op een vastgestelde capaciteit gedraaid, waarbij er zeer waarschijnlijk variaties in de drogestofconcentraties van het influent zijn opgetreden. De capaciteit van de machines is in die periode gelijk gebleven.

Slibeindverwerking

De impact van de slibverwerking is een onzekere factor. Het verwijderen van zeefgoed uit het rioolwater zorgt ervoor dat er minder slib verwerkt hoeft te worden. De slib-

verwerkingstechnologie in de basisanalyse heeft een relatief hoge impact op het milieu. Als dit vermeden wordt door cellulosesterugwinning, geeft dat dus een relatief groot voordeel. Er zijn ook slibverwerkingstechnologieën met een lagere impact op het milieu. In deze onzekerheidsanalyse kijken we naar het effect op de resultaten van slibverwerking met een lagere milieu-impact.

Scenarioanalyse

Duurzame elektriciteit

In de basisanalyse gaan we uit van het gebruik van de gemiddelde Nederlandse elektriciteitsmix. In deze scenarioanalyse kijken we naar het effect van het gebruik van groene stroom voor de zuivering en terugwinning van cellulose en zeefgoed. Voor de groenestroommix gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022). Voor slibverwerking blijven we bij de aanname dat de gemiddelde energiemix in Nederland wordt gebruikt.

5.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Figuur 32 toont de resultaten van alle gevoeligheidsanalyses. De gevoeligheidsanalyse is gedaan op de milieukosten van zeefgoed. We vatten eerst de conclusies samen. En behandelen de betekenis van de discussie in Paragraaf 5.4.

Rendement

De gevoeligheid voor het rendement van de zeven is niet verwaarloosbaar, maar ook met een laag rendement levert het weggeven van zeefgoed nog een milieuvoordeel op door het reduceren van energieverbruik op de beluchting en van slibvolume.

Cellulosegehalte trommelzeef + zeefbocht

Met een cellulosegehalte dat tussen 50 en 80% kan liggen, beweegt de milieu-impact van zeefgoedproductie met de combinatie van trommelzeef en zeefbocht zich tussen 2,5 en 3,8 eurocent/kg DS cellulose in het zeefgoed. Dit is alleen de impact van het zeven en persen; het voordeel van (onbekende) slibreductie is nog niet meegerekend.

Optimale belasting CellCap

De belasting van de installaties blijkt nagenoeg geen invloed te hebben op de milieukosten van het droge celluloseproduct. Optimalisatie van de belasting door aanpassing van de operatie heeft dus weinig invloed op de milieu-impact van het droge celluloseproduct.

Slibverwerking

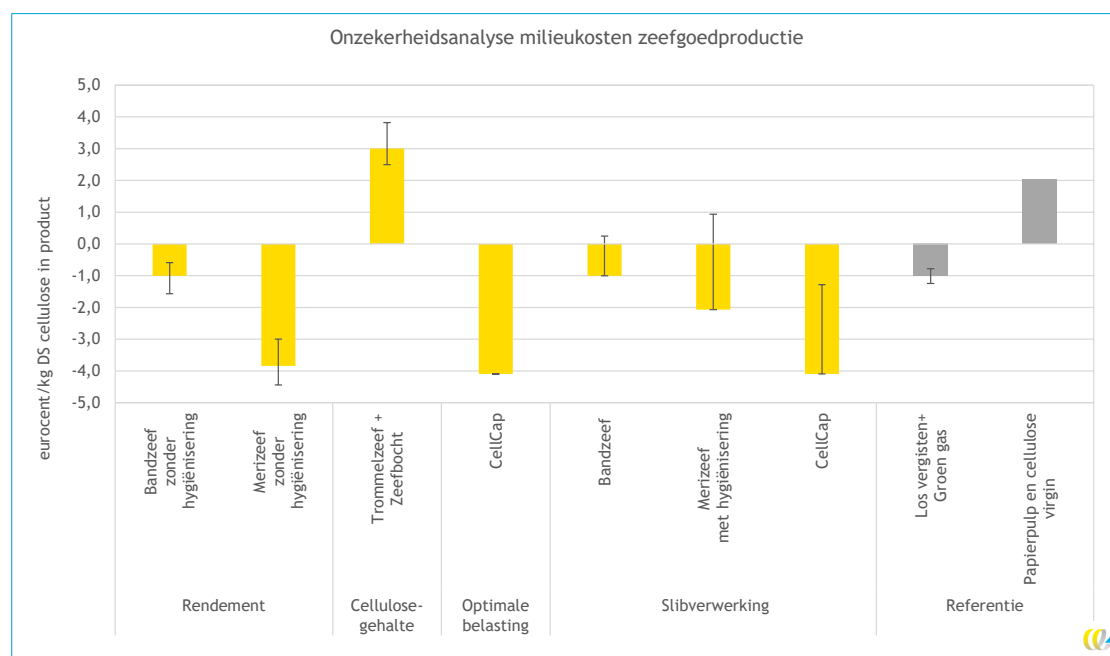
De slibverwerkingstechnologie heeft een grote invloed op de milieu-impact van het zeefgoed en de celluloseproducten. Alle zeefgoed- en celluloseproducten hebben bij een slibverwerkingstechnologie met een lage milieu-impact nog steeds een milieuvoordeel ten opzichte van niet-terugwinnen of virgin cellulose. Als de slibverwerking een lagere milieu-impact heeft dan in de basisanalyse aangenomen, is het voordeel van het vermijden van

slibverwerking kleiner. De milieukosten van het zeefgoed van de bandzeef en het natte celluloseproduct (Meri-technologie) komen hierdoor in het ongunstigste geval boven de 0 eurocent uit. Als het zeefgoed van de bandzeef apart wordt vergist heeft het winnen hiervan in totaal nog steeds een milieuvoordeel. Het natte celluloseproduct heeft in het ongunstigste geval alleen nog een milieuvoordeel als het (indirect) daadwerkelijk virgin papierpulp vervangt. Dit milieuvoordeel is bijna 1,5 keer kleiner dan in de basisanalyse. De milieukosten van het droge celluloseproduct (CellCap) blijven ook bij het meest ongunstige scenario onder 0 eurocent/kg DS cellulose. Het milieuvoordeel wanneer virgin cellulose wordt vervangen wordt dan 68% kleiner.

Omzettingspercentage ODS naar biogas bij vergisting zeefgoed

De onzekerheid in omzettingspercentage van droge stof naar biogas heeft enigszins invloed op de vermeden milieukosten door het los vergisten van zeefgoed. Het werkelijke voordeel kan 23% groter zijn bij een hoge omzet, en tot 23% kleiner bij een lage omzet.

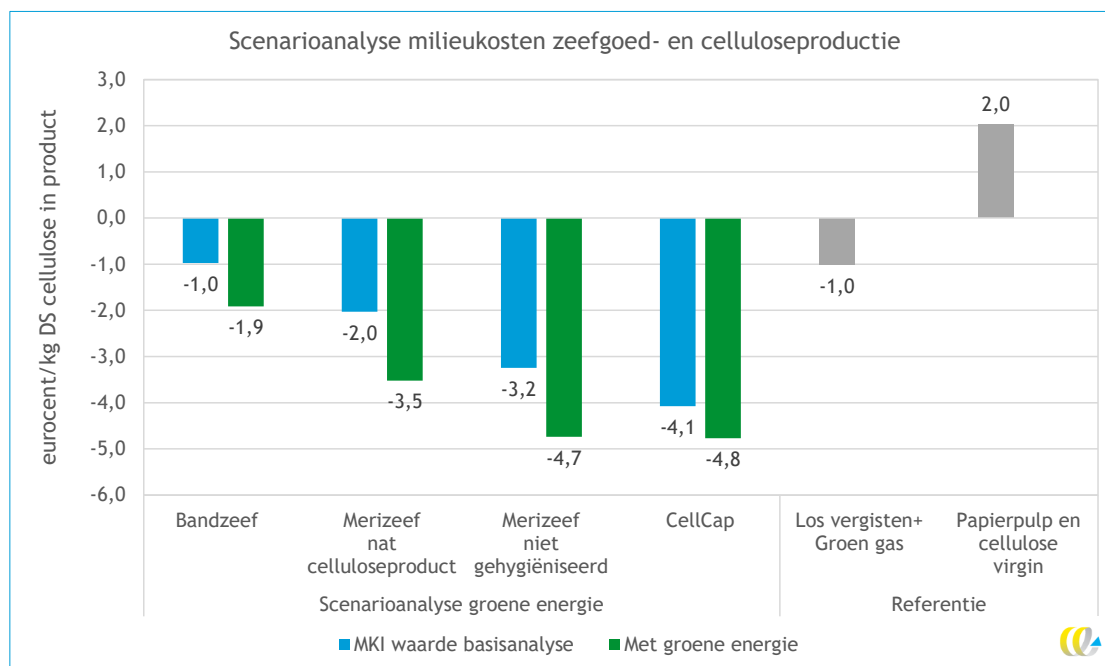
Figuur 32 - Gevoeligheidsanalyse milieukosten zeefgoedproductie



Duurzame elektriciteit

Gebruik van groene energie voor het terugwinnen van cellulose en op de hele RWZI zorgt voor alle drie celluloseproducten voor een vergroting van het milieuvoordeel (zie Figuur 33). Hierbij is aangenomen dat er in de slibverwerking nog wél de gemiddelde energiemix wordt gebruikt. Bij het zeefgoed van de bandzeef wordt het milieuvoordeel van alleen het winnen van zeefgoed 96% groter. Voor het natte celluloseproduct (Meri-technologie) is dit 74%; voor het droge celluloseproduct (CellCap) is dit 17%. De vergroting van het milieuvoordeel bij het droge celluloseproduct is kleiner dan bij de andere twee producten omdat het CellCap-proces al minder elektriciteit verbruikt per kg cellulose.

Figuur 33 - Scenarioanalyse milieukosten zeefgoed- en celluloseproductie



5.5 Discussie

Terugwinnen van alle onderzochte zeefgoed- en celluloseproducten heeft in de basisanalyse op zich al een milieuvoordeel, zowel op klimaatimpact als ook totale milieukosten, zonder dat de nuttige toepassing van het product milieukundig verrekend wordt. Als zeefgoed van de bandzeef en nat en droog celluloseproduct virgin producten vervangen wordt dit milieuvoordeel nog groter. Deze conclusie blijft staan voor alle onzekerheidsanalyses, met uitzondering van de afhankelijkheid van slibeindverwerkingstechnologie. Als zeefgoed met de bandzeef wordt gewonnen, of als nat celluloseproduct wordt geproduceerd met de Meri-technologie en hygiënisering met permierenzuur, én de slibeindverwerking met een technologie gebeurt die beduidend minder milieu-impact heeft dan slibverbranding, kunnen de milieukosten positief worden (milieunadeel). Er is echter nog steeds een voordeel ten opzichte van niet-terugwinnen als zeefgoed van de bandzeef wordt vergist met groengasproductie, en als het natte celluloseproduct virgin papierpulp uit zacht hout vervangt.

Het milieuvoordeel is het grootste als droog celluloseproduct wordt gewonnen met het CellCap-proces en dit wordt ingezet om droge cellulosevezels van virgin cellulose uit zacht hout te vervangen. Ook is de milieu-impact van het terugwinnen van droge cellulosevezels lager dan productie van droge cellulosevezels uit oud papier. In beide gevallen is het milieuvoordeel rond de 6 eurocent/kg DS cellulose, als slib in de uitgangssituatie wordt verbrand. Het op één na grootste milieuvoordeel wordt bereikt als het *natte* celluloseproduct virgin papierpulp vervangt (4 eurocent/kg DS cellulose, als slib in de uitgangssituatie wordt verbrand). Hierbij is het van belang dat in de praktijk inderdaad sprake is van vervanging van virgin materiaal. In alle gevallen kan het gebeuren dat de markt van gerecycled papier verzadigd is, en er geen toepassingen meer zijn waar gerecycled papier met cellulose uit rioolwater een virgin papierproduct kan vervangen. Dan is er in de praktijk geen milieuvoordeel door vervanging, maar gewoonweg meer gerecycled papier.

Het toegevoegde milieuvoordeel van los vergisten van zeefgoed van de bandzeef is kleiner dan het vervangen van virgin papierpulp of cellulose. Bij het milieuvoordeel dat het winnen van zeefgoed met de bandzeef en de Meri-technologie toch al heeft kan nog 1 eurocent/kg DS cellulose worden opgeteld als dit los wordt vergist. Dit komt uit op een milieuvoordeel van ongeveer 2 eurocent/kg DS cellulose voor zeefgoed van de bandzeef en bijna 4 eurocent/kg DS cellulose voor zeefgoed van de Meri-technologie. Dit is gelijk aan het milieuvoordeel als het natte, gehygiëniseerde celluloseproduct van de Meri-technologie virgin papierpulp vervangt. Hierbij is het belangrijk om te vermelden dat andere voordelen van een circulaire grondstofketen dan milieu-impact niet zijn meegenomen in de LCA. De toepassing als materiaal is in deze zin hoogwaardiger dan de toepassing als grondstof voor energieproductie.

Door het gebruik van duurzame elektriciteit op de zuivering, neemt het milieuvoordeel van cellulose terugwinning en de bijbehorende energievoordelen af. Echter, een lager energiegebruik door cellulose terugwinning is hoe dan ook aantrekkelijk, ook als het gaat om duurzame energie.



6 Fosforzuur uit as

6.1 Introductie

Rioolwater bevat veel fosfaat. De fosfaatconcentratie in het influent is hoger dan de toegestane fosfaatconcentratie in het effluent. Het fosfaat moet daarom op de zuivering uit het rioolwater gehaald worden. Meestal wordt dit gedaan door fosfaat te binden met metaalzouten. Het fosfaat belandt dan in het slib en wordt uiteindelijk verbrand.

Fosfaat is echter een waardevolle grondstof, die vooral wordt gebruikt in kunstmest. Fosfaat wordt uit fosfaaterts geproduceerd; dit is een eindige grondstof. De schattingen voor de termijn waarop de voorraad aan fosforerts de jaarlijkse behoefte aan fosfor kan dekken lopen uiteen en liggen tussen de 60-130 jaar (WUR, 2010). Fosfaatgesteente is in 2017 toegevoegd aan de EU-lijst met kritieke grondstoffen. Voor grondstoffen op deze lijst is 'het risico op een ontoereikende voorziening en de daaruit voortvloeiende economische effecten groter [...] dan bij de meeste andere grondstoffen (Europese Commissie, 2017). Voor deze stoffen wordt bijzondere nadruk gelegd op het belang van innovatie en initiatieven om de stoffen beter te kunnen recyclen, te mijnen of te vervangen.

Na het verbranden van slib blijft fosfor achter in de slibas. Slibas kan daarmee als grondstof worden gebruikt om fosfor uit terug te winnen. Eén van de manieren om fosfor terug te winnen uit slibas is het TetraPhos®-proces, ontwikkeld door afvalverwerker Remondis. Het principe van het proces is gebaseerd op uitloging van de slibas met zuur, waarbij fosfor en andere mineralen in oplossing gaan. Stap voor stap worden andere mineralen verwijderd om uiteindelijk fosforzuur over te houden (zie Paragraaf 6.2.1 voor meer detail). Remondis heeft een full scale-installatie op RWZI Köhlbrandhöft/Dradenauin Hamburg Duitsland, die sinds medio 2021 operationeel is. De installatie verwerkt per jaar rond de 20.000 ton as. De installatie heeft al op normaal niveau gedraaid, maar er zijn problemen met het ontstaan van silicagel in het fosforzuur waardoor de installatie nu (najaar 2022) stilstaat. Na verwachting zal dit probleem opgelost worden door toevoegen van apparatuur. In Nederland is een installatie in Moerdijk in de planning.

TRL: 8-9 (full scale-installatie die nog in het proces van oplevering is).

Een andere manier waarop fosfaat uit de slibas teruggewonnen kan worden, is door middel van het Spodofosproces. In dit proces wordt via een thermietreactie met aluminium witte fosfor uit de slibas gewonnen. Witte fosfor (P_4) is een hoogwaardige grondstof voor de chemische industrie en wordt toegepast in onder andere landbouwchemicaliën, brandvertragers en fosfonaten. Naast witte fosfor (83 kg/ton slibas) worden ook de bijproducten ferrofosfor (116 kg/ton slibas) en slakken (1.023 kg/ton slibas) geproduceerd. In 2021 heeft CE Delft een levenscyclusanalyse uitgevoerd van het Spodofosproces. In Paragraaf 6.6 is een korte samenvatting van dit onderzoek opgenomen.



6.2 Afbakening

6.2.1 Systeem

Het TetraPhos-proces is direct aangesloten op de monoverbranding van RWZI-slib.

Het eindproduct van het proces is hoge kwaliteit fosforzuur (75%). Bij het TetraPhos-proces ontstaan er drie bijproducten. Deze kunnen andere conventionele producten vervangen. De impact van slibverbranding hoort niet bij de scope.

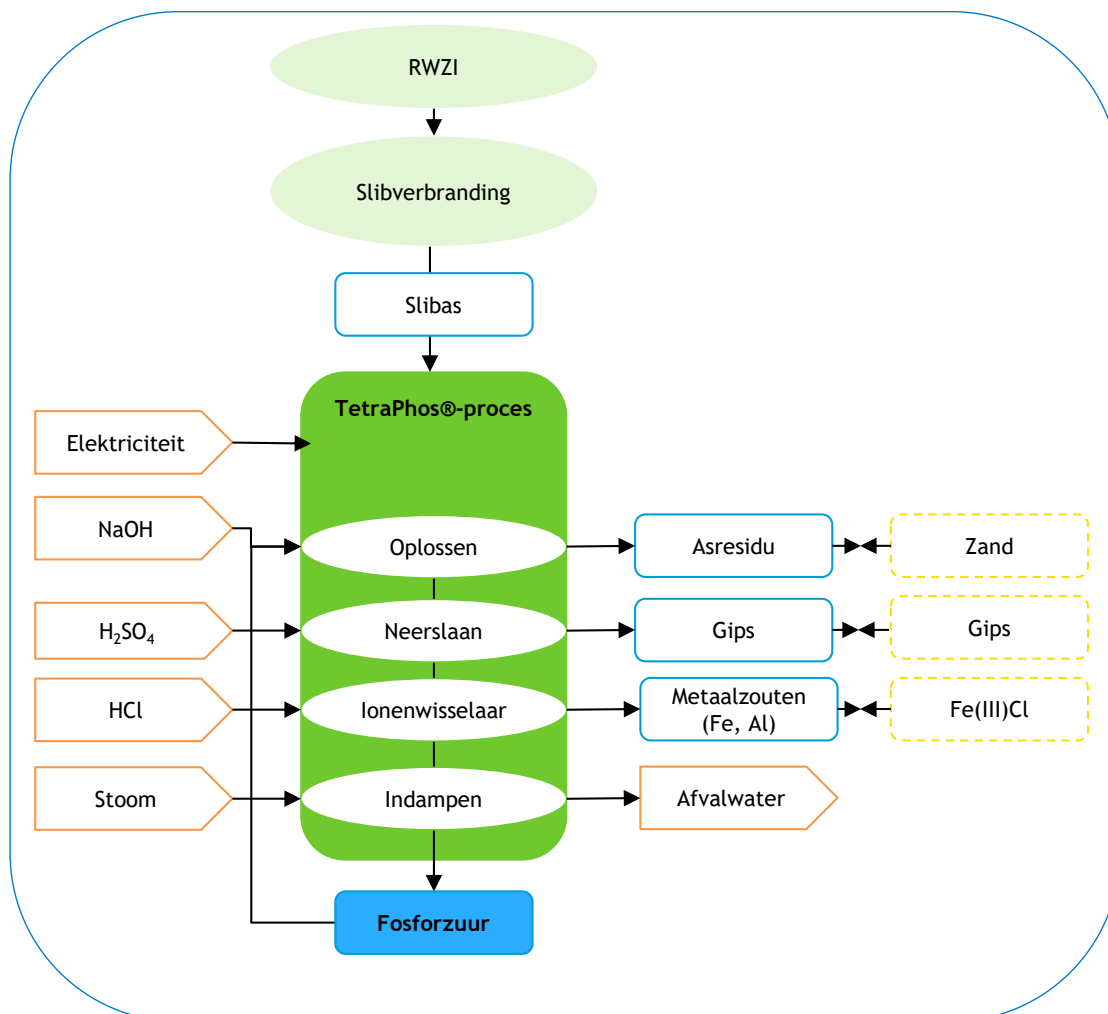
Fosfor is in de slibas aanwezig als fosfaat. De fosfor wordt opgelost met verdund fosforzuur. Dit is fosforzuur dat uit het TetraPhos-proces komt en dat gerecycled wordt voor het eigen proces. Bijna alle fosfor gaat in oplossing. Het mengsel wordt gefilterd en het vaste, onoplosbare asresidu blijft achter als filterkoek. De filterkoek is als product vergelijkbaar met de vlieggas zoals deze uit het slibverbrandingsproces komt, met het verschil dat fosfor vergaand is uitgeloozd. Ook de mogelijke toepassingen zijn hierdoor in principe vergelijkbaar. Nu wordt ongeveer de helft van de verbrandingsas ingezet als vulstof in bijvoorbeeld asfalt, voor een kwart als vulmateriaal in de mijnbouw en voor een kwart in niet-constructief beton. Storten is in Nederland niet toegestaan.

Het filtraat is ruw fosforzuur. In dit filtraat is ook opgelost calcium aanwezig wat wordt neergeslagen met zwavelzuur. Hierbij ontstaat gips (zie voor verdere toelichting over gips Paragraaf 6.2.2). De H⁺-ionen van het zwavelzuur vormen samen met het fosfaat het fosforzuur.

Met een ionenwisselaar worden andere metalen die nog in de oplossing zitten verwijderd. De ionenwisselaars worden geregenereerd met HCl. Hierbij ontstaat een reststroom met metaalzouten, opgelost in water. Deze wordt op rioolwaterzuiveringen ingezet als coagulant.

Het nu metaalarme fosforzuur wordt geconcentreerd tot 75% door vacuüm verdamping. Het P₂O₅-gehalte van het RepAcid fosforzuur is ongeveer 54%.

Figuur 34 - Processchema fosforzuurproductie uit vliegas van slibverbranding met het TetraPhos-proces



6.2.2 Aannames

Allocatie

Alle impact van het TetraPhos-proces rekenen we toe aan het RepAcid fosforzuur. De bijproducten zien we als burden-free producten. Deze geven dus milieuvoordeel als ze andere producten vervangen. We hanteren dus de substitutiemethode uit de LCA-methodiek.

Chemicaliën

Alle chemicaliën zijn producten van primaire grondstoffen. Dit zorgt voor een conservatieve inschatting van de milieu-impact omdat primaire grondstoffen over het algemeen een hogere impact hebben dan secundaire grondstoffen.

Energie

We nemen aan dat elektriciteit met de gemiddelde energiemix in Nederland wordt gebruikt, en dat warmte (stoom) met aardgas wordt opgewekt.

Bijproducten

Het asresidu vervangt zand in alle potentiële toepassingen. Dit kan zijn als vulmiddel in infrastructurele toepassingen, vulmateriaal in de mijnbouw of als vulmiddel in niet-constructief beton. Deze aanname is in lijn met eerdere LCA's over slibverbranding (CE Delft, 2017). De samenstelling is qua kwaliteit niet vergelijkbaar met zand uit een zandgroeve, maar het gaat om de toepassing waar allebei de materialen voor worden gebruikt, in dezelfde functie. Het asresidu lijkt als product veel op de originele slibas; alleen het fosfor is er grotendeels uit verwijderd. Stort van het asresidu is niet toegestaan in Nederland. Dit maakt het aannemelijk dat het asresidu voor vergelijkbare toepassingen kan worden ingezet als slibas. Er wordt gestuurd op inzet als vulmiddel in beton. Deze aanname is in lijn met eerdere LCA's over slibverbranding (CE Delft, 2017). De impact van zandwinning is klein, en daarmee ook het voordeel van vervangen van zand. Daarom is dit een aanname die tot een conservatieve inschatting leidt.

Voor gips nemen we in deze analyse aan dat dit op dezelfde manier kan worden ingezet als conventioneel gips. Bij nader inzien tijdens het onderzoek bleek het onzeker te zijn of de kwaliteit van het gips voldoet om conventioneel gips te vervangen. De aanname dat het vrijkomende gips conventioneel kan vervangen is dus optimistisch, maar het effect is nauwelijks terug te zien in de totale resultaten.

Metaalzouten vervangen Fe(III)Cl_3 in de rioolwaterzuivering. Fe en Al dat door de ionenwisselaar wordt afgevangen komt ook voornamelijk in het slib terecht door dosering van ijzer en aluminiumchloride op RWZI's om fosfor te binden. Hiervoor kan het ook worden hergebruikt. AlCl_3 wordt alleen onder specifieke omstandigheden gedoseerd om bepaalde bacteriestammen te doden die in bijzonder regenachtige periodes voorkomen. Dit kan niet met de metaalzoutoplossing uit het TetraPhos-proces. Daarom nemen we aan dat deze altijd Fe(III)Cl_3 vervangt en geen AlCl_3 . Volgens Remondis gebeurt dit nu al op de RWZI Köhlbrandhöft/Dradenauin Hamburg, Duitsland, waar de bestaande TetraPhos®-installatie staat (Remondis, persoonlijke communicatie).

Het gewonnen fosforzuur wordt ook in het oplosproces zelf gebruikt. Er is geen dosering van fosforzuur nodig dat niet uit het proces komt.

6.2.3 Inventarisatie en modellering

Remondis heeft praktijkdata aangeleverd van hun grootschalige opstelling van het TetraPhos-proces op RWZI Köhlbrandhöft/Dradenau bij Hamburg, Duitsland. Hier behandelt Remondis rond de 20.000 ton slibas van slibverwerkers SNB en HVC. Hoeveelheden van inputs en outputs zijn opgeleverd per 1.000 ton verwerkte slibas, met een doorvoer van slibas van 22.000 ton/jaar voor HVC en 36.000 ton/jaar voor SNB. De installatie draaide op het moment van dataopname een klein half jaar. Details over hoeveelheden van inputs en outputs zijn vertrouwelijk en zijn daarom niet gepubliceerd in dit rapport. De data is gereviewed door een onafhankelijke specialiste (Mirabella Mulder Waste Water Management). Tabel 23 toont de inputs en outputs van het proces en hoe we deze hebben gemodelleerd.



Tabel 23 - Inputs en outputs van het TetraPhos-proces in de modellering

	Materiaal	Ecoinventproceskaart of andere bron	Toelichting
Inputs	Input of sewage sludge ash		±10% fosfor gemiddeld van HVC en SNB.
	Lime	(Ecoinvent 3.8) Lime {Europe without Switzerland} lime production, milled, loose Cut-off, U	
	Polysulfide (Rekas)	(Ecoinvent 3.8) Polysulfide, sealing compound {RER} production Cut-off, U	
	Polymer	CE Delft	
	Caustic Soda (NaOH)	(Ecoinvent 3.8) Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Cut-off, U	Geen informatie over specifieke proces, daarom markt-gemiddelde.
	Hydrochloric acid	(Ecoinvent 3.8) Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for Cut-off, U	Geen dataset van specifiek proces, daarom markt-gemiddelde.
	Sulphuric acid	(Ecoinvent 3.8) Sulfuric acid {GLO} market for Cut-off, U	
	Fresh water	(Ecoinvent 3.8) Tap water {Europe without Switzerland} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	
	Process steam	(Ecoinvent 3.8) Heat, from steam, in chemical industry {RER} steam production, as energy carrier, in chemical industry Cut-off, U	
	Cooling water	Water, process, river	Koelwater wordt uit oppervlakte gehaald.
	Electricity total	Elektriciteit NL - Gemiddeld 2019 (CE Delft, 2022)	
Outputs	RepAcid		
	Asresidu	(Ecoinvent 3.8) Sand {CH} gravel and quarry operation Cut-off, U	Zand uit Nederland, gewonnen op een manier zoals deze in een Zwitserse dataset is beschreven. Meest representatieve dataset. Andere processen in de database zijn van buiten Europa en dus minder representatief. Transport is niet meegenomen, want aanname is dat zand uit Nederland zou worden gebruikt en dezelfde transportafstand heeft als asresidu. Hoeveelheid gecorrigeerd voor watergehalte.



	Materiaal	Ecoinventproceskaart of andere bron	Toelichting
	Gypsum	(Ecoinvent 3.8) Gypsum, mineral {RER} market for gypsum, mineral Cut-off, U	Hoeveelheid gecorrigeerd voor watergehalte.
	Filtercakes police filters		Niet gemodelleerd.
	Metalsalts (Fe/Al-salts)	(Ecoinvent 3.8) Iron (III) chloride, without water, in 40% solution state {GLO} market for Cut-off, U	Dit proces presenteert de productie van 100% Fe(III)Cl. Daarom gehalte van ijzer-equivalenten in bij-product van TetraPhos als hoeveelheid gebruikt.
	Steam condensate		Niet gemodelleerd. Wordt hergebruikt in stoomboiler.
	Cooling water	Cooling water, NL	Koelwater wordt op oppervlaktewater geloosd. Het is niet bekend of een deel van de warmte uit het koelwater wordt teruggewonnen voor het proces.
	Waste water	(Ecoinvent 3.8) Wastewater, average {Europe without Switzerland} market for wastewater, average Cut-off, U	Dit is een kleine stroom. Afvalwater gaat naar RWZI in Hamburg waar de installatie ook staat, en zal bij toekomstige installatie in Moerdijk naar RWZI Bath gaan (SNB, 2022).
	Exhaust air		Niet gemodelleerd. Wordt gereinigd, daarom geen emissies van stoffen.

6.2.4 Referentieproduct

We vergelijken RepAcid met conventioneel fosforzuur dat geproduceerd wordt met fosforerts. Hiervoor gebruiken we data uit LCA-databases. Bij het selecteren van het proces hebben we gelet op vergelijkbaarheid van de scope en de kwaliteit (concentratie en toepassingsmogelijkheden). Tabel 24 toont de inputs en outputs van de twee fosforzuurproducten die we gebruiken voor de vergelijking.

RepAcid wordt nu ingezet in industriële toepassingen. Dit maakt RepAcid vergelijkbaar met opgewerkt fosforzuur. Dit komt overeen met het Ecoinventproces 'Phosphoric acid, industrial grade'. De concentratie van het product in Ecoinvent is 100%, de concentratie van RepAcid is 75%. Daarom hebben we 0,75 kg van het Ecoinventproces gemodelleerd om 1 kg RepAcid mee te vergelijken. Volgens Ecoinvent wordt industrial grade fosforzuur meestal toegepast als 85%-oplossing. RepAcid wordt in de huidige industriële toepassing direct

ingezet als 75%-oplossing. Er zijn dus geen extra opwerkstappen nodig om RepAcid vergelijkbaar te maken met het Ecoinventproces 'Phosphoric acid, industrial grade'. In de documentatie staat dat dit product ook als feedstuff inzetbaar is. Dit geldt niet voor RepAcid omdat het per wet niet is toegestaan om reststoffen uit rioolslib in te zetten in (dier)voedingsproducten.

Een ander Ecoinventproces voor fosforzuur is 'Phosphoric acid, fertiliser grade'. Hiermee zouden we RepAcid gebruiken als het als meststof zou worden ingezet. Dit is nu niet het geval. De concentratie van het product in Ecoinvent is 100%, de concentratie van RepAcid is 75%. Daarom hebben we 0,75 kg van het Ecoinventproces gemodelleerd om 1 kg RepAcid mee te vergelijken.

Omdat 'Phosphoric acid, industrial grade' opgewerkte 'Phosphoric acid, fertiliser grade' is, en het grootste gedeelte van de impact van 'industrial grade' bestaat uit de input van 'Phosphoric acid, fertilizer grade', hebben we beide processen geanalyseerd. De resultaten tonen we alleen voor klimaatimpact om de andere grafieken overzichtelijk te houden, en omdat het beeld voor de MKI-score vergelijkbaar is (vergelijkbare hoeveelheid impact gerelateerd aan dezelfde procesonderdelen).

De scope van beide processen voor fosforzuur is cradle-to-gate, net als model voor TetraPhos-proces: Vanaf het mijnen en de productie van grondstoffen tot een finaal product in de fabriek (zonder transport naar afnemers).

Bij de productie van fosforzuur uit erts komt ook afvalgips vrij. We nemen aan dat dit materiaal zich volledig gedraagt als inert materiaal (bijv. beton, steen). Ecoinvent gebruikt naast een afvalproces voor inert materiaal ook een proces voor stort van gemeentelijk afval voor het modelleren van afvalgipsverwerking. Hierbij komt biogas vrij, wat (vooral bij het gebruiken van de MKI-methode) onverwacht hoge resultaten voor verzuring en menselijke toxiciteit veroorzaakt. Omdat gips geen organisch materiaal bevat waar biogas uit kan ontstaan, nemen we aan dat dit proces voor afvalstort niet representatief is, en dat al het afvalgips zich gedraagt als inert materiaal.

Tabel 24 - Inputs- en outputsprocessen fosforzuur uit Ecoinvent 3.8

Type fosforzuur	Inputs	Outputs
Phosphoric acid, fertiliser grade	Fosfaaterts, opgewerkt	Fosforzuur, fertilizer grade.
	Stoom	Gips, naar stort, gedraagt zich als inert materiaal.
	Zwavelzuur	
	Kalk	
	Elektriciteit	
Phosphoric acid, industrial grade	Leidingwater	
	Fosforzuur, fertilizer grade	Fosforzuur, industrial grade.
	Isopropanol	H ₃ PO ₄ purification residue (afval).
	Kalk	Spent solvent mixture (afval).
	Natronloog	
	Zwavelzuur	
	Demiwater	
Warmte (uit gas)		



6.3 Resultaten

In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van de productie van RepAcid met het TetraPhos®. We gaan eerst in op de klimaatimpact van RepAcid. Vervolgens bespreken we de milieukosten hiervan. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage F. In Bijlage F zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode.

N.B: Deze resultaten gelden voor één specifieke situatie, waar de in Paragraaf 6.2.2. genoemde aannames aan ten grondslag liggen, en waar keuzes zijn gemaakt bij het selecteren van milieukundige achtergrondgegevens. Meer over de afhankelijkheid van het resultaat van deze keuzes is te vinden in Paragraaf 6.4 (Gevoeligheidsanalyse).

6.3.1 Klimaatimpact

Figuur 35 laat de klimaatimpact van de productie van 1 kg RepAcid (75%) zien. De linker twee kolommen laten het resultaat zien voor de productie van fosforzuur (RepAcid) uit slibas met het TetraPhos-proces met as van SNB en HVC, respectievelijk. De rechter twee kolommen laten het resultaat zien voor fosforzuur uit fosforerts.

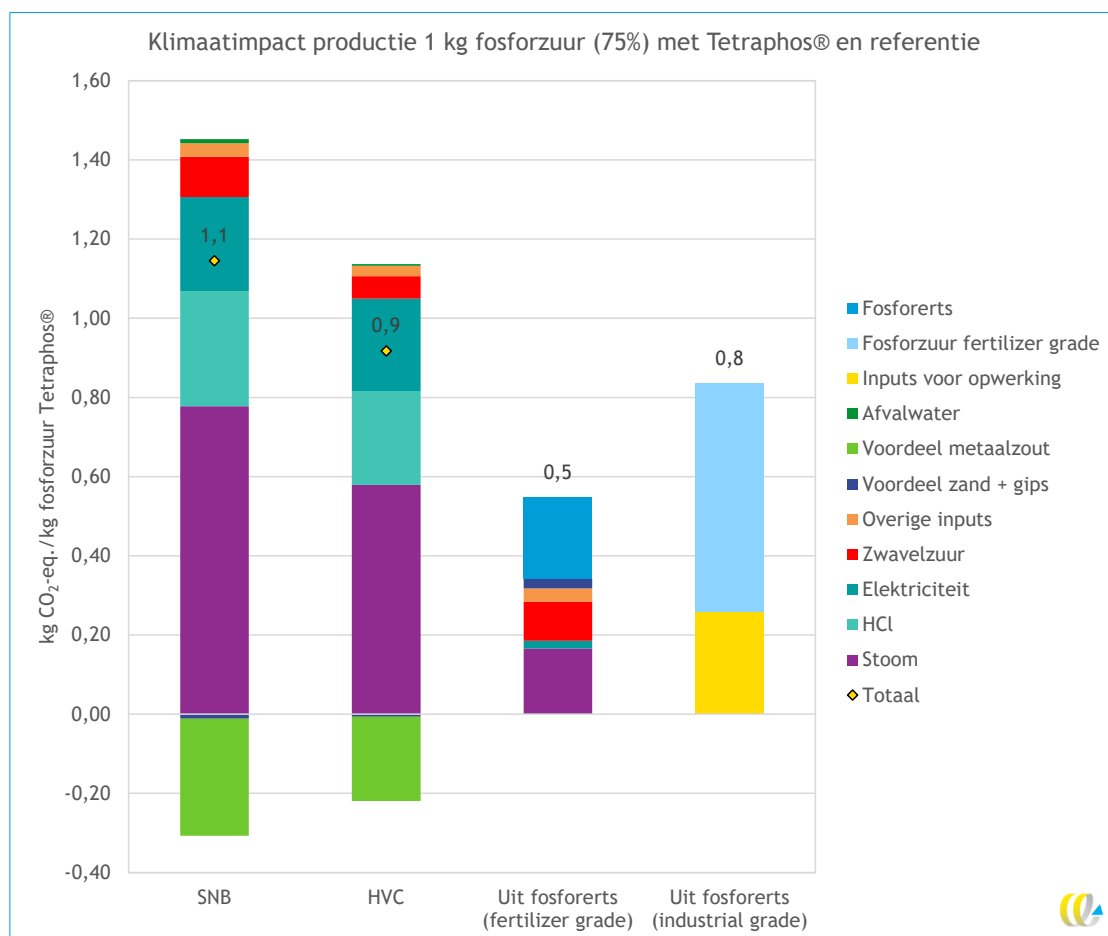
De netto klimaatimpact van de RepAcid-productie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van stoom, elektriciteit en chemicaliën zorgen voor impact op het klimaat. De bijproducten vervangen andere grondstoffen. Dit zorgt ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Dit voordeel bestaat vooral uit het vervangen van Fe(III)-chloride door de metaalzout-oplossing die vrijkomt bij het TetraPhos-proces.

De totale klimaatimpact van RepAcid geproduceerd met as van HVC (0,9 kg CO₂-eq./kg) is vergelijkbaar met de klimaatimpact van industrial grade fosforzuur (0,8 kg CO₂-eq./kg). Dit is ook het referentieproduct waarmee RepAcid vergeleken kan worden. De totale klimaatimpact van RepAcid geproduceerd met as van HVC is 0,2 kg lager dan de klimaatimpact van RepAcid geproduceerd met as van SNB. Dit heeft vermoedelijk te maken met een hoger fosforgehalte in de slibas van HVC. Bij een hoger fosforgehalte in de as wordt meer RepAcid gewonnen, zonder dat er meer hulpstoffen en energie aan het proces toegevoegd hoeven te worden. De reden waarom het fosforgehalte in de slibas van HVC hoger is dan in de as van SNB is niet bekend.

De rechter twee kolommen laten het resultaat zien voor fosforzuur uit fosforerts. Fosforzuur 'industrial grade' is opgewerkt fosforzuur 'fertilizer grade'. RepAcid is, gezien de hoge kwaliteit, vergelijkbaar met industrial grade fosforzuur. We laten ook de klimaatimpact van fertilizer grade fosforzuur en de opsplitsing daarvan zien omdat fertilizer grade fosforzuur als input het grootste deel van de impact van industrial grade fosforzuur veroorzaakt. In de tweede kolom van rechts in Figuur 35 is te zien dat de klimaatimpact van fertilizer grade fosforzuur voor ongeveer een derde aan het fosforerts toe te schrijven is.



Figuur 35 - Klimaatimpact van de productie van 1 kg RepAcid (75%) en referenties, in kg CO₂-eq./ kg RepAcid (75%)



6.3.2 Milieukosten

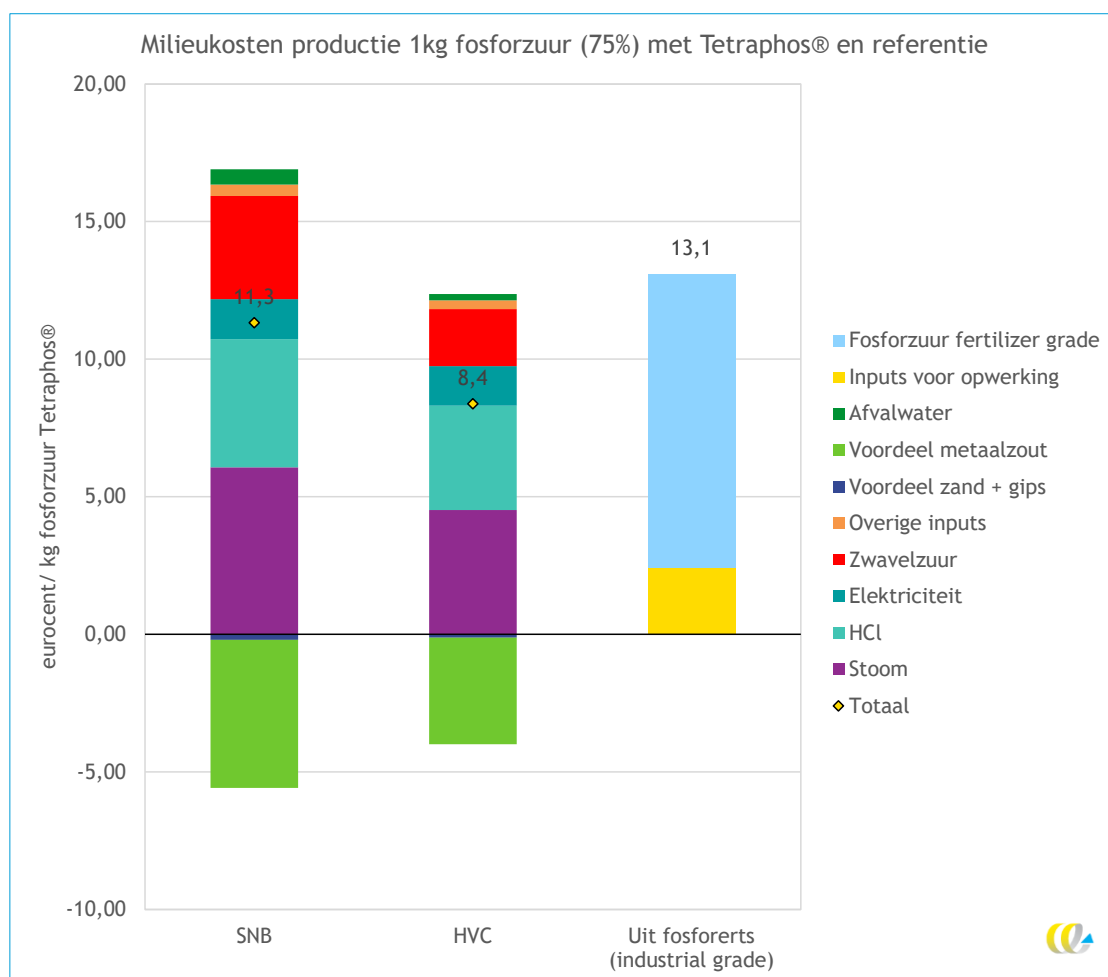
Figuur 36 geeft de milieukosten van de fosforzuurproductie met het Tetraphos®-proces weer, in eurocent per kg fosforzuur. De totale milieukosten van 1 kg fosforzuur zijn 11 eurocent voor as van SNB en 8 eurocent voor as van HVC. Over het algemeen geeft de grafiek een vergelijkbaar beeld als de grafiek in Figuur 35 (klimaatimpact). Een zichtbaar verschil is dat het zwaartepunt van de milieukosten nog meer op de chemicaliën ligt, en minder op stoom- en energieverbruik. Bij de totale milieukosten komen de chemicaliën HCl en zwavelzuur sterker naar voren. Dit ligt eraan dat HCl en zwavelzuur naast klimaatimpact ook op verzuring en menselijke toxiciteit in verhouding hoger scoren dan op andere impact-categorieën. Bij elektriciteit ligt het zwaartepunt op klimaatimpact, zonder andere 'uitschieters'. Het voordeel van het inzetten van de metaalzouten om ijzerchloride te vervangen bestaat vooral uit vermeden klimaatimpact en menselijke toxiciteit.

De rechter kolom laat het resultaat zien voor fosforzuur uit fosforerts (industrial grade, vergelijkbaar met RepAcid). De milieukosten van fosforzuur uit erts zijn iets hoger dan de milieukosten van fosforzuur uit het TetraPhos®-proces. Anders dan voor klimaatimpact lijkt RepAcid voor milieukosten dus beter te scoren dan fosforzuur uit erts. Dit heeft twee redenen:

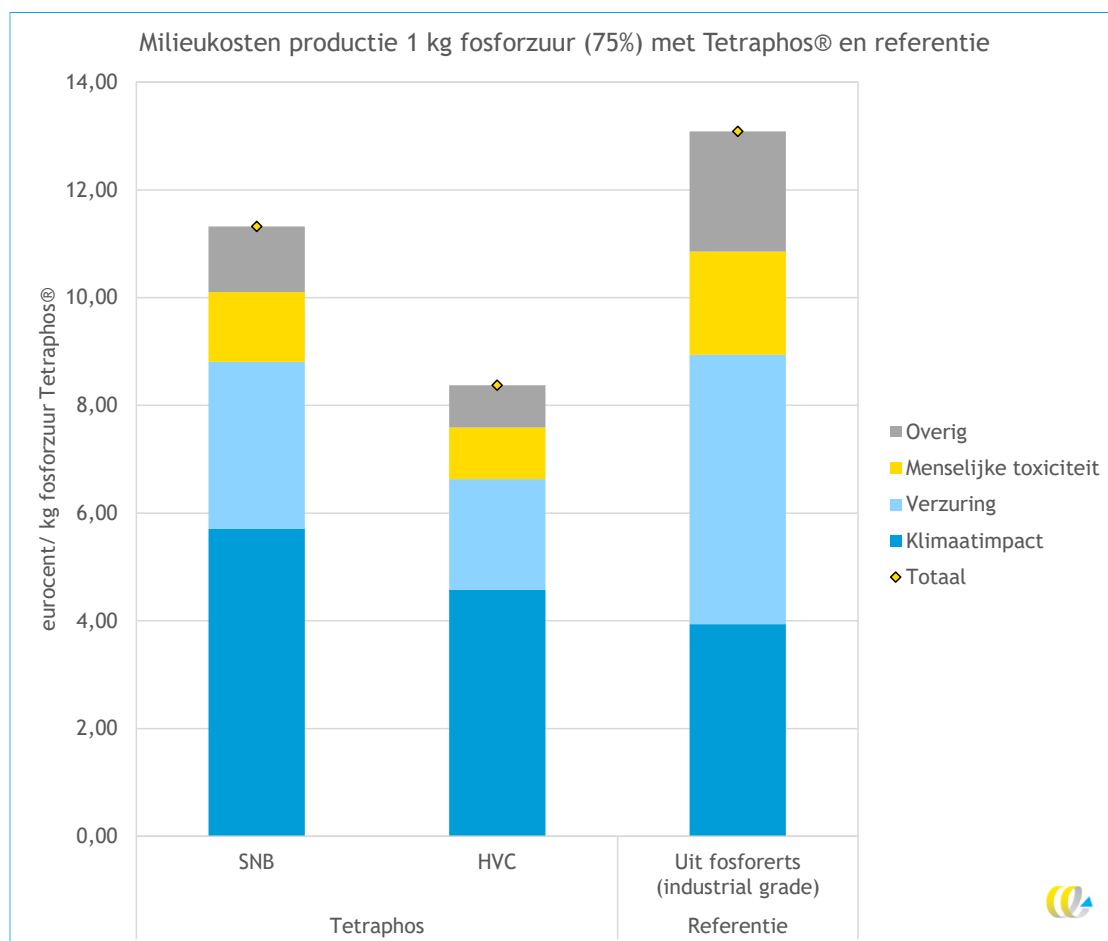
1. Bij fosforzuur uit fosforerts wordt meer zwavelzuur in de productketen gebruikt per kg fosforzuur dan bij het TetraPhos®-proces (bijna de dubbele hoeveelheid, vergeleken met SNB). Dit zorgt voor een hogere score op verzuring en menselijke toxiciteit, maar heeft relatief minder invloed op klimaatimpact.
2. Fosfaaterts scoort hoog op menselijke toxiciteit.

Figuur 37 laat zien dat klimaatimpact en verzuring de grootste impactcategorie in de milieukosten zijn, gevolgd door menselijke toxiciteit en overige impactcategorieën. Voor fosforzuur uit erts is de grotere impact op verzuring en menselijke toxiciteit te zien, die te maken heeft met hierboven beschreven hogere zwavelzuurgebruik en impact van fosforertswinning. Fosforschaarste is niet meegenomen in de milieukosten. Zie voor nadere toelichting Paragraaf 0.

Figuur 36 - Milieukosten productie van 1 kg fosforzuur (75%) met Tetraphos® en referentie - uitgesplitst naar proces in- en outputs



Figuur 37 - Milieukosten productie 1 kg fosforzuur (75%) met Tetraphos® en referentie - uitgesplitst naar impactcategorieën



6.4 Gevoeligheidsanalyse

In de gevoeligheidsanalyse kijken we welk effect aannames en onzekerheden in de data hebben op de milieukosten.

Onzekerheidsanalyse

In de onzekerheidsanalyse analyseren we hoe de onzekerheid in de data de resultaten kan beïnvloeden.

P-gehalte

In dit geval is het fosforgehalte in de slibas variabel, de inputs van het proces blijven constant. In het oplosproces gaat altijd een gelijk aandeel van de as in oplossing en de duur van deze processtap is constant. Al naar gelang er meer of minder P in de as zit komt er meer of minder RepAcid uit het proces. Er is altijd genoeg RepAcid om in het proces te gebruiken; de hoeveelheid die kan worden afgenomen voor verkoop varieert lineair met het P-gehalte in de as. Als de as bijvoorbeeld 10% meer P bevat (bijvoorbeeld 11% in plaats van

10%), zal er ook 10% meer RepAcid worden geproduceerd. Het P-gehalte in de as varieert bij HVC en SNB met $\pm 1\%$ vanaf de uitgangswaarde.

Scenarioanalyses

Zoutzuur (HCl)

HCl kan bij veel verschillende industriële processen ontstaan of geproduceerd worden. In de basisanalyse gebruiken we een marktgemiddelde. In de gevoeligheidsanalyse kijken we wat het effect op de milieu-impact is van verschillende processen. Hiervoor kijken we in de Ecoinventdatabase welke de HCl-processen met de hoogste en de laagste impact zijn. Deze vormen de range. Tabel 25 toont de processen uit Ecoinvent die hiervoor zijn gebruikt in volgorde van oplopende milieukosten, uitgedrukt in eurocent van de HCl-input die nodig is om 1 kg RepAcid te produceren met slibas van SNB, exclusief transport van het HCl. De bijdrage van transport is verwaarloosbaar⁹.

Tabel 25 - Ecoinvent HCl-processen voor gevoeligheidsanalyse P-uit as

HCl-processen uit Ecoinvent voor gevoeligheidsanalyse, in volgorde van oplopende milieukosten	MKI van HCl-input SNB (eurocent/ HCl-input voor 1 kg RepAcid)
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {GLO} tetrafluoroethane production Cut-off, U	0,89
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} allyl chloride production, reaction of propylene and chlorine Cut-off, U	1,45
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} Mannheim process Cut-off, U	2,65
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {CA-QC} hydrochloric acid production, from the reaction of hydrogen with chlorine Cut-off, U	3,39
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} hydrochloric acid production, from the reaction of hydrogen with chlorine Cut-off, U	4,86
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {CN} titanium tetrachloride production Cut-off, U	5,76
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {JP} titanium tetrachloride production Cut-off, U	5,50
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} benzene chlorination Cut-off, U	169,68 ^a

^a Let op: deze milieukosten zijn onzeker. HCl is hier een bijproduct van chlorering van benzeen. De milieukosten van dit proces zijn opvallend hoog. Dit heeft vooral te maken met hoge benzeenemissies naar water, die bijdragen aan menselijke toxiciteit. In hoeverre er daadwerkelijk zulke benzeenemissies zijn hangt af van de inrichting en operatie van een fabriek. Dit kan veel verschillen per locatie. Ook maakt het bijvoorbeeld uit hoe groot het waterlichaam is waar de emissies in belanden.

Groene Energiemix

In de basisanalyse gebruiken we de gemiddelde energiemix in Nederland. Door een scenario met een groene energiemix te maken, kijken we wat het gebruik van groene energie betekent voor de milieu-impact van RepAcid.

⁹ Bijdrage van transport aan de milieukosten is <1% bij het marktgemiddelde dat is gebruikt voor de basisanalyse.

Duurzame Warmte

In de fabriek die in Moerdijk zal worden gebouwd zal stoom van bedrijf BMC, dat energie opwekt uit kippenmest, gebruikt worden. Omdat hier geen specifieke milieugegevens voor beschikbaar zijn gebruiken we hetzelfde model voor duurzame warmte als bij de andere grondstoffen waarbij warmte een grote rol speelt. Het model voor de productie van restwarmte is gebaseerd op een studie van CE Delft over ketenemissies van warmtelevering (CE Delft, 2016). Hierin wordt ervan uitgegaan dat zuivere restwarmte niet altijd beschikbaar is en er daarom 20% bijstook met aardgas nodig is.

6.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Figuur 38 geeft de resultaten van de gevoeligheidsanalyse weer. De bronnen van warmte en HCl beïnvloeden de resultaten het meest. Deze twee inputs veroorzaken allebei ook een groot deel van de milieukosten van RepAcid (stoom 37% en HCl 28%).

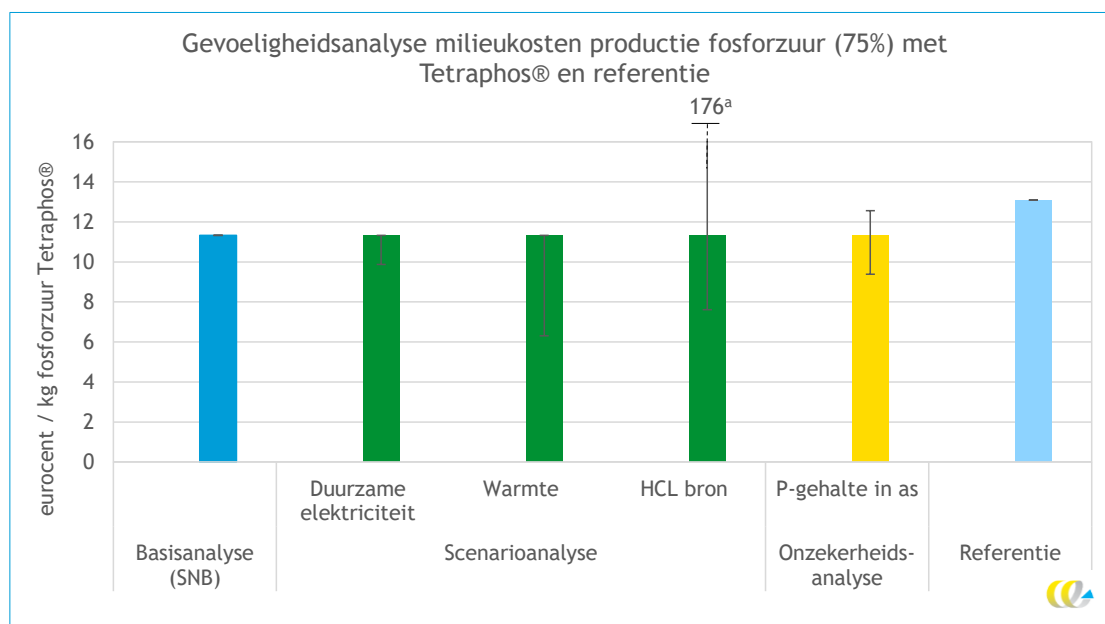
Het gebruik van duurzame (rest)warmte voor het opwekken van stoom kan de milieukosten met 44% reduceren.

Als de HCl met de laagste milieukosten wordt gebruikt reduceert dit de milieukosten met 33%. De HCl met de laagste milieukosten die in de Ecoinventdatabase beschikbaar is een bijproduct van de productie van tetrafluorethaan. Tabel 26 toont de milieukosten van 1 kg RepAcid bij gebruik van de verschillende HCl-processen uit Ecoinvent. Bij zes van de acht processen zijn de milieukosten hoger dan met de marktmix die we voor de basisanalyse gebruiken. De milieukosten met het HCl-proces met de hoogste impact (HCl als bijproduct van benzene chlorination) zijn 176 eurocent. Dit is 15,5 keer hoger dan in de basisanalyse. Kortom, de onzekerheid in herkomst van HCl zorgt voor een grote onzekerheid in de milieukosten. Om deze onzekerheid kleiner te maken zou meer bekend moeten zijn over het productieproces van het HCl dat nu wordt gebruikt in het TetraPhos®-proces. Het is wel bekend uit welke industrie het HCl nu komt, maar het is niet bekend op welk proces dat in Ecoinvent beschikbaar is dit het meeste lijkt.

Het gebruik van duurzame elektriciteit heeft ook invloed op het resultaat zie Figuur 36. Gebruik van een groene stroom kan de milieukosten van RepAcid met 13% reduceren

Het fosforgehalte in de slibas laat het resultaat tussen 10-20% variëren rond de waarde van de basisanalyse. Dit is evenredig aan de variatie in het P-gehalte in de as.

Figuur 38 - Gevoeligheidsanalyse milieukosten productie fosforzuur (75%) met Tetraphos® en referentieproduct



^a NB: 176 eurocent/ kg is één uitschieter. Eerstvolgende waarde is 12,2 eurocent/kg.

Tabel 26 - HCl-processen uit Ecoinvent voor gevoeligheidsanalyse en milieukosten

HCl-processen uit Ecoinvent voor gevoeligheidsanalyse, in volgorde van oplopende milieukosten	Milieukosten 1 kg RepAcid met dit HCl-proces (eurocent)
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {GLO} tetrafluoroethane production Cut-off, U	7,6
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} allyl chloride production, reaction of propylene and chlorine Cut-off, U	8,2
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} Mannheim process Cut-off, U	9,4
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {CA-QC} hydrochloric acid production, from the reaction of hydrogen with chlorine Cut-off, U	10,1
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} hydrochloric acid production, from the reaction of hydrogen with chlorine Cut-off, U	11,6
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {CN} titanium tetrachloride production Cut-off, U	12,5
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {JP} titanium tetrachloride production Cut-off, U	12,2
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} benzene chlorination Cut-off, U	176,4 ^a

^a Let op: deze milieukosten zijn onzeker. HCl is hier een bijproduct van chlorering van benzeen. De milieukosten van dit proces zijn opvallend hoog. Dit heeft vooral te maken met hoge benzeenemissies naar water, die bijdragen aan menselijke toxiciteit. In hoeverre er daadwerkelijk zulke benzeenemissies zijn hangt af van de inrichting en operatie van een fabriek. Dit kan veel verschillen per locatie. Ook maakt het bijvoorbeeld uit hoe groot het waterlichaam is waar de emissies in belanden.

6.5 Discussie

De resultaten voor de klimaatimpact en milieukosten van RepAcid uit het Tetraphos-proces kennen grote onzekerheden gerelateerd aan procesinputs. De resultaten van de basis-analyse gelden alleen onder de aannames die ten grondslag liggen aan de analyse. De resultaten zijn sterk gevoelig voor deze aannames en de keuzes die we maken bij het selecteren van milieukundige achtergrondgegevens van de inputs. Variatie in P-gehalte in de slibas veroorzaakt vergeleken hiermee minder onzekerheid in de resultaten.

Milieuvoordeel is afhankelijk van warmte- en HCl-bron

Of RepAcid een milieuvoordeel heeft ten opzichte van hoogwaardig fosforzuur uit fosforerts, en hoe zeker dit is, is sterk afhankelijk van de warmtebron en het productieproces van HCl.

Als alle milieu-impactcategorieën worden gewogen met de milieukostenmethode scoort RepAcid iets beter dan fosforzuur uit fosforerts. Dit is te verklaren door een hoger gebruik van zwavelzuur en de daaraan gerelateerde verzuring en menselijke toxiciteit, en het gebruik van fosforerts dat vooral hoog scoort op menselijke toxiciteit. Als duurzame warmte en een milieukundig gunstige HCl wordt gebruikt kan dit milieuvoordeel met enkele tientallen procenten toenemen. Als geen duurzame warmte wordt gebruikt en het HCl met een milieukundig ongunstig productieproces wordt vervaardigd kan het milieuvoordeel bijna wegvallen. Vooral HCl als bijproduct van benzeenchlorinering heeft mogelijk zeer hoge milieukosten door gerelateerde benzeenemissies naar het milieu. Als waterschappen deze HCl-bron overwegen, is het raadzaam om te achterhalen hoe de producent omgaat met deze emissies.

Op klimaatimpact scoort RepAcid op dit moment iets minder goed dan hoogwaardig fosforzuur uit fosforerts. Dit kan ermee te maken hebben dat de energie-input per kg RepAcid door schaalnadelen hoger is dan voor fosforzuur uit erts (warmte 7,5 MJ voor RepAcid en 0,65 MJ voor fosforzuur uit erts). Ook hier geldt dat het resultaat sterk afhankelijk is van de warmtebron en de milieu-impact van het gebruikte HCl.

Meer informatie over HCl-bron verkleint onzekerheid van resultaten

Als meer informatie beschikbaar is over het productieproces van het HCl dat wordt gebruikt in het TetraPhos®-proces worden de resultaten minder onzeker. Het beste is om milieukundige informatie op te vragen bij de leverancier.

Grondstoffenschaarste goede reden om P terug te winnen met TetraPhos®

Als het gaat om de vraag hoe zinvol het is vanuit grondstoffenschaarste om fosfor terug te winnen uit slibas, is een antwoord beter te vinden als we vanuit het perspectief van kritieke grondstoffen redeneren. De schattingen voor de termijn waarop de voorraad aan fosforerts de jaarlijkse behoefte aan fosfor kan dekken, lopen uiteen en liggen tussen 60-130 jaar (Schroder, et al., 2010). De Europese Commissie benadrukt het grote belang van het ontwikkelen van technologieën om fosfor in de kringloop te houden (Europese Commissie, 2017). Het TetraPhos® is zo'n technologie. Het doorontwikkelen hiervan is dus in lijn met de aanbeveling van de Europese Commissie. Met gebruik van duurzame elektriciteit, warmte en slimme keuzes bij de inkoop van chemicaliën is er naast het terugwinnen van



een kritieke grondstof ook potentie tot een milieuvoordeel in termen van totale milieukosten. Dit zijn goede redenen om het TetraPhos® toe te passen en door te ontwikkelen. Het onderwerp van grondstoffenschaarste en fosfor wordt verder behandeld aan het einde van dit rapport in Paragraaf 11.2.

Uit deze LCA komt schaarste van de grondstof fosfor en de effecten hiervan op mens en economie nauwelijks naar voren. Als we de milieukosten vergelijken op de impactcategorie 'grondstofuitputting, niet brandstoffen' komt fosforzuur uit fosforerts op lagere milieukosten uit dan RepAcid (uit fosforerts: $1,64 \cdot 10^{-6}$ euro; RepAcid: $2,07 \cdot 10^{-6}$ euro). Dit komt doordat het hogere gebruik van chemicaliën per kg voor RepAcid zwaarder weegt dan de inzet van fosforerts. Deze bedragen zijn zo klein dat ze nauwelijks bijdragen aan de milieukosten van beide producten. Dit weerspiegelt niet het grote belang van de beschikbaarheid van fosfor als grondstof voor landbouw en industrie. Daarnaast bestaat er een hoge mate van onzekerheid op de impactcategorie grondstoffen schaarste in LCA-methodes. In de eerdere studie over het terugwinnen van fosfor uit slib as met het Spodofosproces, (STOWA, 2022) gaven verschillende LCA-methoden tegenstrijdige conclusies over de vraag of het terugwinnen van fosfor met dit proces grondstoffenschaarste verhoogt of verlaagt. Hieruit bleek dat er geen uitspraken hierover mogelijk waren alleen aan de hand van LCA.

Kansen voor toenemend milieuvoordeel RepAcid kan toenemen

Op termijn kan het zijn dat de milieu-impact van fosforzuur uit erts groter wordt omdat de resterende reserves van fosforerts steeds moeilijker toegankelijk en van mindere kwaliteit zullen worden. Hierdoor zouden energie- en hulpstoffen-inputs steeds groter moeten worden.

Het is relatief haalbaar om elektriciteit en warmte voor het Tetraphos-proces te betrekken uit duurzame bronnen. Hiervoor is een nabijgelegen restwarmtebron nodig, en genoeg ruimte voor het opwekken van groene energie. Bij de bouw van nieuwe fabrieken kan hier rekening mee worden gehouden. Bij bestaande industrie die fosforerts opwerkt en verwerkt tot fosforzuur kan dit moeilijker zijn. Ook voor het opwerken van fosforerts en het verwerken tot fosforzuur zijn stoom en elektriciteit inputs die de milieudruk voor een groot deel bepalen.

P-gehalte

Hoe hoger het P-gehalte in de slibas, hoe lager de impact per kg RepAcid. Dit heeft ermee te maken dat de hoeveelheid toegediende hulpstoffen gelijk blijven, ongeacht het P-gehalte. Zo kan er meer RepAcid geproduceerd met dezelfde hoeveelheid hulpstoffen en wordt het proces dus efficiënter.

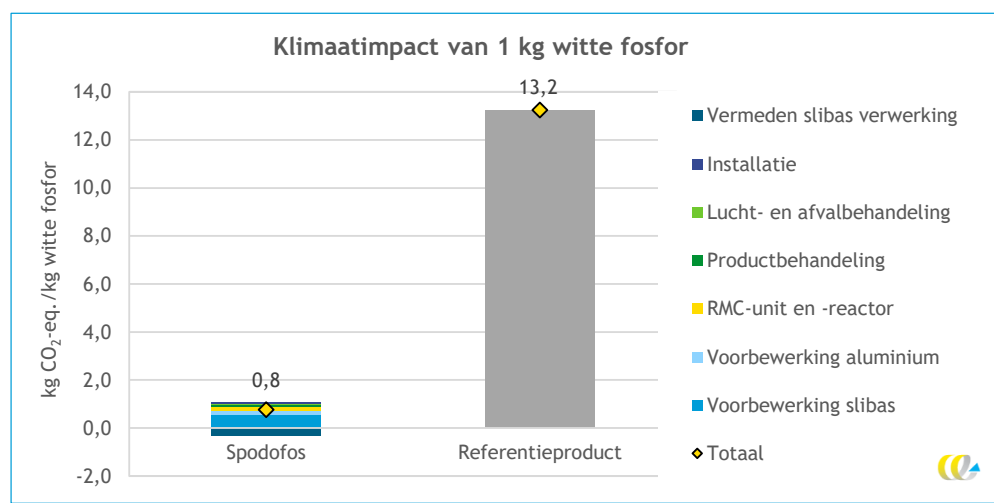
6.6 Spodofosproces

De LCA-studie van het Spodofosproces uit 2021 wijkt op een aantal punten af van de aanpak die in deze studie is gekozen. Zo is in de LCA-studie van het Spodofosproces alleen de klimaatimpact van het proces berekend. Daarnaast ligt de focus in die studie op het afvalperspectief. Dat betekent dat in de basisanalyse de klimaatimpact van de verwerking van 1 ton slibas is berekend. Wel is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarin ook de klimaatimpact van de producten is berekend. In deze box gaan we in op de klimaatimpact van de witte fosfor die geproduceerd wordt met het Spodofosproces. Meer informatie over de studie en de volledige resultaten zijn te vinden in het STOWA-rapport “Spodofos: witte-fosforproductie uit slibverbrandingsassen (2021-57). Eerste evaluatie van duurzaamheid en technologische en economische haalbaarheid.”

Bij de berekening van de klimaatimpact van de witte fosfor zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- De slibas is vrij van klimaatimpact. De impact van de productie van het slib op de waterzuivering of de verbranding van het slib is dus niet meegenomen in de analyse.
- De verwerking van slibas met het Spodofosproces voorkomt de gangbare verwerking van slibas (inzet als vulstof in zoutmijnen, asfalt of beton of voor afdekking van stortplaatsen).
- De totale klimaatimpact van het Spodofosproces wordt over de drie producten verdeeld door middel van economische allocatie. Dit betekent dat het product met de hoogste economische waarde het grootste deel van de klimaatimpact krijgt toegerekend. We zijn uitgegaan van de volgende prijzen: witte fosfor: € 2,90/kg, ferrofosfor: € 0/kg, slak: € 0,01/kg.
- Witte fosfor geproduceerd met het Spodofosproces zal conventionele witte fosfor uit Azië vervangen. Ecoinventproces: Phosphorus, white, liquid {RoW} production

Figuur 39 - Klimaatimpact van 1 kg witte fosfor, geproduceerd met het Spodofosproces en conventionele productie in Azië



7 Struviet

7.1 Introductie

Rioolwater bevat veel fosfaat. De fosfaatconcentratie in het influent is hoger dan de toegestane fosfaatconcentratie in het effluent. Het fosfaat moet daarom op de zuivering uit het rioolwater gehaald worden. Meestal wordt dit gedaan door fosfaat te binden met metaalzouten. Het fosfaat belandt dan in het slib en wordt uiteindelijk verbrand.

Fosfaat kan ook biologisch gebonden worden in struviet. Deze stof kan op de rioolwaterzuivering teruggewonnen worden uit het rioolwater. Struviet is een andere naam voor het mineraal magnesiumammoniumfosfaat, met de samenstelling $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Struviet vormt zich in een basische omgeving. Soms ontstaat struviet ook vanzelf tijdens het zuiveringsproces en kan dan verstopte leidingen tot gevolg hebben. In een struvietreactor wordt het struviet bewust gevormd en afgescheiden door onder de juiste condities een magnesiumzout toe te voegen aan het slib of water.

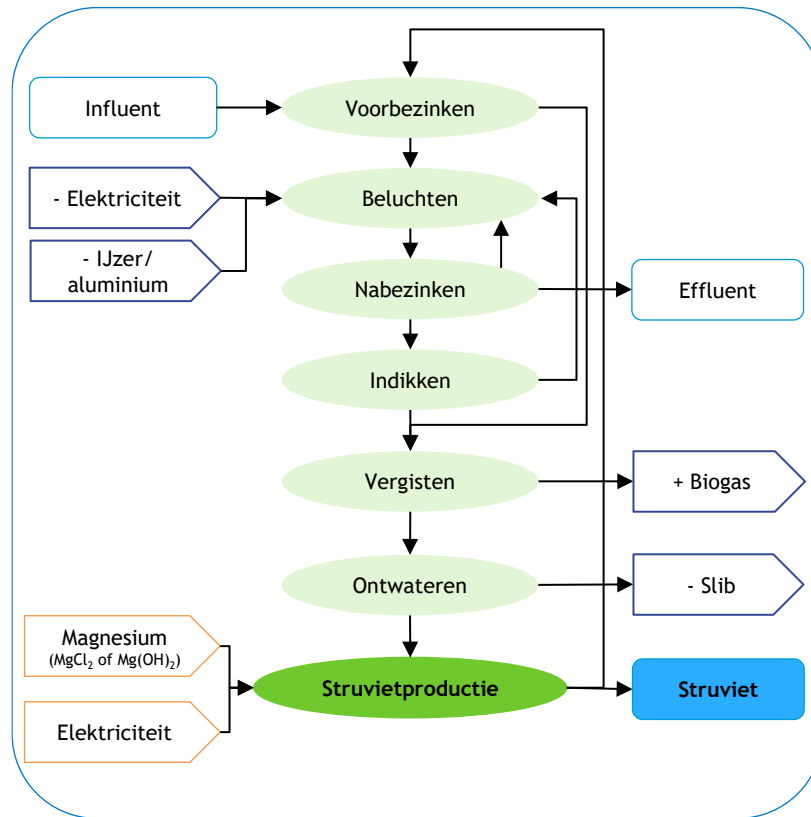
7.2 Afbakening

7.2.1 Systeem

Struviet kan op twee plekken in het zuiveringsproces worden teruggewonnen, uit de waterlijn en uit de sliblijn. Figuur 40 geeft het processchema weer van de terugwinning van struviet op de waterlijn. Aan het rejectiewater dat overblijft na het ontwateren van het uitgegiste slib, wordt magnesium toegevoegd. Het struviet dat zich dan vormt, wordt uit het rejectiewater afgescheiden. Het rejectiewater wordt teruggevoerd naar het begin van de waterzuivering.

Door het terugwinnen van struviet bevat het rejectiewater minder stikstof en fosfaat. Het lagere stikstofgehalte zorgt ervoor dat er minder elektriciteit nodig is voor de beluchting. Het lagere fosfaatgehalte zorgt ervoor dat er minder metaalzout toegevoegd hoeft te worden om het fosfaatgehalte van het effluent laag genoeg te krijgen. Doordat er minder metaalzout toegevoegd wordt, wordt er ook minder slib geproduceerd. Er hoeft dus minder slib ontwaterd en verbrand te worden. Zie voor de gevolgen van minder slibverwerking Paragraaf 2.4.2. Het laatste effect van struvietterugwinning is dat de verblijftijd van slib in de vergister langer wordt. Hierdoor wordt er meer biogas geproduceerd.

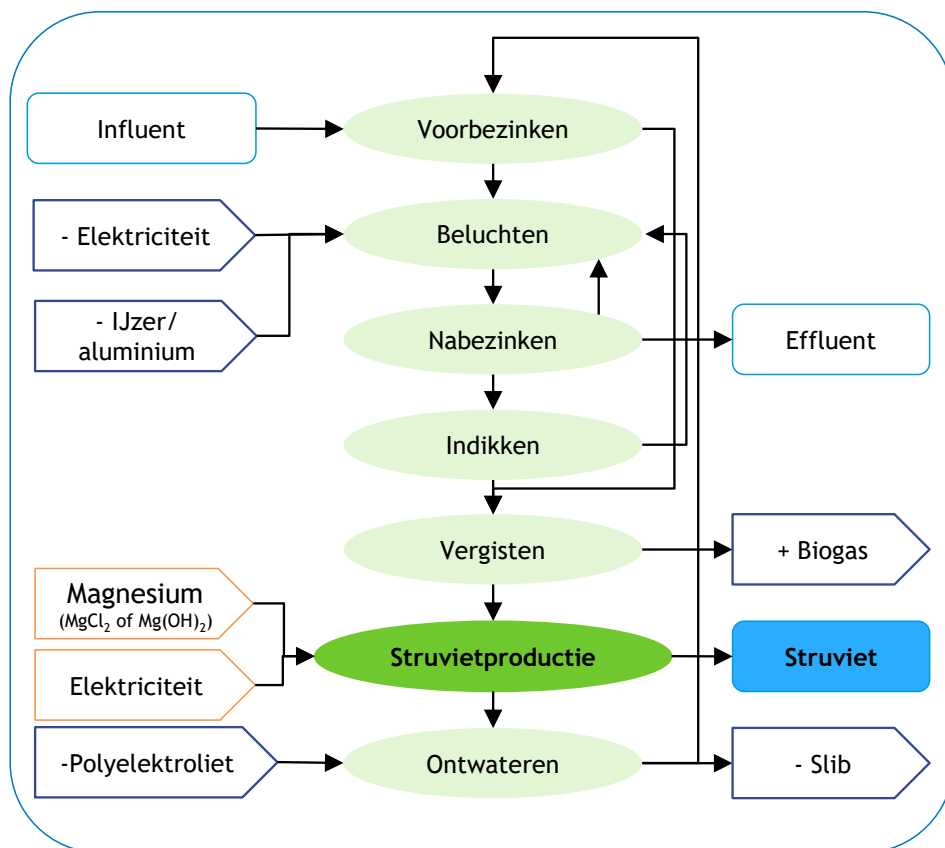
Figuur 40 - Processchema terugwinning van struviet op de waterlijn



Struviet kan ook teruggewonnen worden uit de sliblijn, het processchema hiervan is weergegeven in Figuur 41. Struviet wordt hierbij gevormd door magnesium toe te voegen aan het uitgegiste slib. Het struviet wordt uit het slib gehaald en het slib wordt ontwaterd. Doordat de ontwatering plaatsvindt na de terugwinning van het struviet, is er minder polyelektrolyet nodig voor de ontwatering. De andere voordelen voor de zuivering zijn hetzelfde als bij struvietterugwinning op de waterlijn.

Voor struvietreactoren wordt in een aantal gevallen natronloog gebruikt om de pH te regelen/verhogen. Of dit nodig is hangt af van de locatiespecifieke eigenschappen van afvalwaterstromen die de RWZI behandelt, de configuratie van de water- en sliblijn van de RWZI en de inname van externe stromen. Belangrijk punt zijn de pH en de buffercapaciteit van de te behandelen stroom. Vooral nog is voor een gemiddelde RWZI in Nederland met een mesofiele gisting geen pH-correctie nodig (voorbeeld RWZI Land van Cuijk) en ook niet voor thermofiele gisting (voorbeeld RWZI Den Bosch). Bron project 'Optimalisatie struvietproductie Energie- en Grondstoffen Fabriek 2022'.

Figuur 41 - Processchema terugwinning van struviet uit de sliblijn



7.2.2 Aannames

Het struviet dat op de zuiveringen wordt geproduceerd is niet geheel gedroogd, er zit nog een deel aanhangend vocht bij. De zuiveringen konden echter niet aangeven wat precies de hoeveelheid droog struviet is dat ze produceren¹⁰. We nemen daarom aan dat er nog 15% aanhangend vocht bij het struviet zit. De hoeveelheid geproduceerd struviet zoals gerapporteerd door de zuiveringen, bestaat dus voor 85% uit droog struviet. Deze correctiefactor is alleen van invloed op de gerapporteerde hoeveelheden elektriciteit en magnesium die gebruikt worden in de struvietreactor.

De kwantitatieve effecten op de zuivering zijn niet bekend bij de RWZI's. We gaan daarom uit van theoretische waarden en inschattingen. In de basisanalyse nemen we de meest waarschijnlijke waarde aan, in de gevoeligheidsanalyse kijken we naar de impact bij een range aan waardes.

7.2.3 Inventarisatie

Er zijn verschillende reactoren waarmee struviet kan worden teruggewonnen. Een aantal waterzuiveringen waar deze reactoren staan, hebben gegevens aangeleverd over de struvietproductie. Veel data was niet bekend op de zuiveringen en kon dus niet aangeleverd worden. De meeste zuiveringen konden wel gegevens aanleveren over het elektriciteitsgebruik en de magnesiumdosering. Deze gegevens zijn terug te vinden in Tabel 27. Gegevens over de PE-dosering, dosering van de metaalzouten, vochtgehalte van het

¹⁰ Het droge struviet bevat nog wel kristalwater. 1 kg droog struviet bestaat voor 44% uit kristalwater.

geproduceerde struviet en veranderingen in het energiegebruik op de zuiveringen bleken niet bekend.

Doordat de struvietproductie nog niet op elke zuivering even goed werkt, zit er een grote onzekerheid in de inputs. Zo kan het zijn dat de struvietreactor wel het hele jaar gedraaid heeft (en dus elektriciteit gebruikt heeft), maar dat de struvietproductie niet optimaal is. Het elektriciteitsgebruik per kg struviet valt dan hoger uit dan bij een optimale werking het geval zou zijn. Dit lijkt vooral het geval geweest te zijn bij de Airprex-installatie in Amsterdam en de AnPhos-installatie in Den Bosch.

Voor de reactoren in Amsterdam en Den Bosch hebben we een inschatting gemaakt van de $MgCl_2$ -dosering en het elektriciteitsverbruik bij optimale werking. Dit hebben we gedaan op basis van de Mg/P-verhouding. We nemen aan dat bij optimale werking de Mg/P-verhouding maximaal 2 is. Bij de zuivering in Den Bosch is de Mg/P-verhouding op basis van de gerapporteerde data 4,4. Bij optimale werking van de reactor zal de $MgCl_2$ -dosering en het elektriciteitsverbruik van de reactor dus een factor 2,2 lager liggen. Bij de zuivering in Amsterdam is de Mg/P-verhouding 19,4. Bij een optimale werking zullen de $MgCl_2$ -dosering en het elektriciteitsverbruik bij deze reactor een factor 9,7 lager liggen.

De effecten van struvietproductie op de waterzuivering bleken lastig in te schatten door de zuiveringen zelf, dus deze gegevens zijn gebaseerd op theoretische berekeningen en inschattingen door Mirabella Mulder, zie Tabel 29 voor deze gegevens. Aangezien de werkelijke productie op de zuiveringen in Amsterdam en Den Bosch niet optimaal verliep, zal het voordeel op de zuivering door de struvietproductie daar ook minder groot zijn. Voor de zuivering in Amsterdam gaan we ervan uit dat er bij de werkelijke productie geen sprake was van een lagere slibproductie, hogere biogasopbrengst en lager elektriciteitsgebruik voor beluchting. Voor de zuivering in den Bosch gaan we ervan uit dat bij de werkelijke struvietproductie het voordeel voor de slibproductie, biogasopbrengst, elektriciteitsgebruik beluchting, en dosering $FeCl_3$ slechts 50% was van de getallen genoemd in Tabel 29.

Om de effecten van de aannames en onzekerheden in de modellering te analyseren, voeren we gevoeligheidsanalyses uit op de resultaten. Het uitvoeren van gevoeligheidsanalyses op de resultaten van alle reactoren, zal een grote hoeveelheid grafieken opleveren en nauwelijks aanvullende inzichten opleveren. Dit komt doordat de onzekerheden met name in de effecten op de zuivering zitten en deze zijn voor alle reactoren hetzelfde. We definiëren daarom een gemiddelde struvietreactor en voeren de gevoeligheidsanalyse alleen uit op het model van deze gemiddelde reactor. Het elektriciteitsverbruik en de $MgCl_2$ -dosering van de gemiddelde reactor staan in Tabel 28 - . Het gemiddelde elektriciteitsverbruik is gebaseerd op het elektriciteitsverbruik van alle reactoren, waarbij voor de reactoren in Amsterdam en Den Bosch de optimale waarde is gebruikt. De gemiddelde $MgCl_2$ -dosering is gebaseerd op de $MgCl_2$ -dosering bij de reactoren in Cuijk, Apeldoorn en Amersfoort en de optimale dosering in Amsterdam. In Den Bosch wordt magnesiumhydroxide gedoseerd, daarom nemen we deze niet mee in de gemiddelde struvietproductie.



Tabel 27 - Inputs bij de struvietproductie in Amsterdam en Den Bosch, per kg droog struviet (inclusief kristalwater)

Input	Eenheid	Airprex Amsterdam		AnPhos Den Bosch	
		Werkelijk	Optimaal	Werkelijk	Optimaal
Elektriciteit struvietproductie ^a	kWh	6,5	0,68	0,55*	0,25*
Magnesiumchloride ^b	kg	34 (28%)	3,53 (28%)		
Magnesiumhydroxide ^c	kg			4,8 (53%)	2,19 (53%)

* Deze parameter wordt niet op de zuivering gemeten, inschatting van Mirabella Mulder.

a: Model: Gemiddelde elektriciteitsmix Nederland 2019 (CE Delft, 2022).

b: Model: Magnesium chloride, brine solution, gebaseerd op beschrijving in (STOWA, 2012).

c: Model: Mg(OH)₂-oplossing gebaseerd op gegevens uit een eerder vertrouwelijk project.

Tabel 28 - Inputs bij de struvietproductie in Cuijk, Apeldoorn en Amersfoort en gemiddeld, per kg droog struviet (inclusief kristalwater)

Input	Eenheid	NuReSys		Pearl	Gemiddelde
		Cuijk	Apeldoorn	Amersfoort	
Elektriciteit struvietproductie ^a	kWh	0,25*	0,74	1,03	0,59 (1,1-3,7)
Magnesiumchloride ^b	kg	1,13 (32%)	2,48 (32%)	3,7 (32%)	2,71 (32%) (0,25-1,0)
Natronloog ^c	kg			0,84 (50%)	

* Deze parameter wordt niet op de zuivering gemeten, inschatting van Mirabella Mulder.

a: Model: Gemiddelde elektriciteitsmix Nederland 2019 (CE Delft, 2022).

b: Model: Magnesium chloride, brine solution, gebaseerd op beschrijving in (STOWA, 2012).

c: Model: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for

Tabel 29 - Voordeel van struvietproductie op de waterzuivering, per kg droog struviet (inclusief kristalwater)

	Eenheid	Hoeveelheid	Onzekerheid	Toelichting
Lagere dosering metaalzouten				
Bij FeCl ₃ ^a	Kg	0,86		Theoretische berekening op basis van de hoeveelheid P die in het struviet wordt vastgelegd en dus niet hoeft te worden geprecipiteerd. Aanname: metaalzouten worden overgedoseerd met een factor 1,3.
Lagere slibproductie	kg DS	0,77	0,69-0,94	Er wordt 0,9 (0,8-1,1) kg DS slib geproduceerd per kg gedoseerd FeCl ₃ ¹¹ . Door lagere FeCl ₃ -dosering wordt ook minder slib geproduceerd.
Hogere biogasopbrengst	Nm ³	0,05	0,03-0,07	Door een langere verblijftijd in de vergistingstank is de biogasopbrengst hoger (inschatting Mirabella Mulder).
Lager elektriciteitsverbruik beluchting	kWh	0,087	0,065-0,104	Door een lagere stikstofconcentratie op de waterlijn, is er minder energie

¹¹ Berekeningen op basis van HSA-model waarbij ijzer wordt omgezet in ijzerfosfaat en amorfe ijzerhydroxide-verbindingen en een 20-25% recycle van P vanuit de mesofiele gisting naar de waterlijn. De range is ingegeven vanuit praktijkervaringen van RWZI's (expert judgement Mirabella Mulder).

	Eenheid	Hoeveelheid	Onzekerheid	Toelichting
Lagere dosering metaalzouten				
Lagere PE-dosering* ^b	kg	0,4	0,4-0,6	nodig voor beluchting (inschatting Mirabella Mulder). Per ton droge stof hoeft tussen de 2 en 3 kg minder PE gedoseerd te worden bij struvietterugwinning op de sliblijn (inschatting Mirabella Mulder). Per kg struviet komt er 190 kg DS de ontwatering uit bij de Airprex (gegevens Waternet).
Lagere uitstoot N ₂ O	kg	0,00143		De uitstoot van N ₂ O op de RWZI is 0,016 kg N ₂ O-N per kg aangevoerd N (Arcadis, 2021). Per kg struviet wordt 0,059 kg N vastgelegd.

* Alleen bij struvietwinning op de sliblijn.

a: Model: *Iron (III) chloride, without water, in 40% solution state {GLO}| market for*

b: Model: CO₂-kental voor actief polymeer: 4,4 kg CO₂-eq./kg polymeer, uit (WDOdelta, 2019).

7.2.4 Referentieproduct

Het geproduceerde struviet wordt door AquaMinerals verkocht aan verschillende partijen. De drie grootste afnemers van struviet zijn op dit moment ICL, Opure en TimacAgro. Deze drie bedrijven gebruiken het struviet voor de productie van meststoffen. Door de inzet van struviet worden primaire meststoffen vermeden.

ICL

Bij ICL wordt fosfaaterts opgewerkt tot fosfaatmeststoffen. De fosfaaterts wordt eerst met zwavelzuur gemengd en vervolgens verder verwerkt. Het struviet kan in het proces worden bijgevoegd na het mengen van de fosfaaterts en het zwavelzuur, het vervangt daarmee dus beide producten. Op basis van de hoeveelheid fosfor in fosfaaterts (0,13 kg P/kg erts) hebben we bepaald hoeveel fosfaaterts vervangen kan worden door een kilogram struviet. Voor elke kg fosfaaterts die vermeden wordt, wordt ook 0,58 kg zwavelzuur vermeden (NZIC, 2017).

Tabel 30 - Vermeden grondstoffen bij de inzet van 1 kg struviet bij ICL en de modellering daarvan

Grondstof	Hoeveelheid (kg)	Ecoinventproces
Fosfaaterts	0,96	Phosphate rock, beneficiated {RER} phosphate rock beneficiation
Zwavelzuur	0,56	Sulfuric acid {RER} production

Opure

Bij Opure wordt het struviet ingezet voor de productie van macronutriënten in industriële zuiveringen. De primaire grondstoffen die daarmee vermeden worden zijn fosforzuur, ureum en magnesiumsulfaat. De hoeveelheden van deze grondstoffen die vermeden worden hebben we bepaald op basis van de molverhoudingen. Tabel 31 geeft aan in welke hoeveelheden deze grondstoffen vermeden worden en hoe dit gemodelleerd is.



Tabel 31 - Vermeden grondstoffen bij de inzet van 1 kg struviet bij Opure en de modellering daarvan

Grondstof	Hoeveelheid (kg)	Ecoinventproces
Fosforzuur	0,40*	Phosphoric acid, fertiliser grade, without water, in 70% solution state {RER} phosphoric acid production, dihydrate process
Ureum	0,25	Urea {RER} urea production
Magnesiumsulfaat	0,49	Magnesium sulfate {RER} production

* Bij een concentratie van 100%.

TimacAgro

TimacAgro produceert meststoffen voor de landbouw. Ze bewerken het struviet tot een fosfaatmeststof die geschikt is voor precisiebemesting. De primaire grondstoffen die vermeden worden door de inzet van struviet zijn vertrouwelijk en worden hier daarom niet gerapporteerd.

7.3 Resultaten

In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van struvietproductie. We gaan eerst in op de klimaatimpact van de struvietproductie. Vervolgens bespreken we de milieukosten hiervan. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage G. In Bijlage G zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode.

De resultaten in deze paragraaf zijn uitgedrukt per kg struviet. De resultaten per kg P in struviet zijn weergegeven in Bijlage B. De resultaten voor struviet worden in deze bijlage vergeleken met de resultaten voor fosforzuur en vivianiet.

7.3.1 Klimaatimpact

Figuur 42 geeft de klimaatimpact van de productie van struviet op verschillende waterzuiveringen weer. Voor de Airprex-installatie in Amsterdam en de AnPhos-installatie in Den Bosch zijn zowel de klimaatimpact van de werkelijke productie als de klimaatimpact van de optimale productie weergegeven. In het grijs staan ook de klimaatimpacts van de referentieproducten weergegeven. Dit zijn de producten die struviet kan vervangen.

De netto klimaatimpact van de struviet productie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van elektriciteit en het doseren van hulpstoffen zorgen voor impact op het klimaat. De voordelen op de sliblijn en de waterlijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Het voordeel op de waterlijn bestaat uit een verlaging van de metaalzoutdosering, een lager elektriciteitsverbruik bij de beluchting en een lagere N₂O-emissie. Het voordeel op de sliblijn bestaat uit een lagere slibproductie, waardoor minder slibontwatering en slibverwerking nodig is, en een hogere biogasopbrengst. Vooral het voordeel op de waterlijn zorgt voor een relatief grote vermeden klimaatimpact, dit komt vooral door de lagere metaalzoutdosering en vermeden N₂O-emissies (respectievelijk 62% en 35% van de vermeden emissies op de waterlijn). De voordelen op de waterlijn en de sliblijn zijn hetzelfde voor bijna alle reactoren, doordat we hiervoor uitgaan van theoretische waarden. Alleen bij de Airprex-reactor in Amsterdam en de AnPhos-reactor in Den Bosch hebben we een correctie

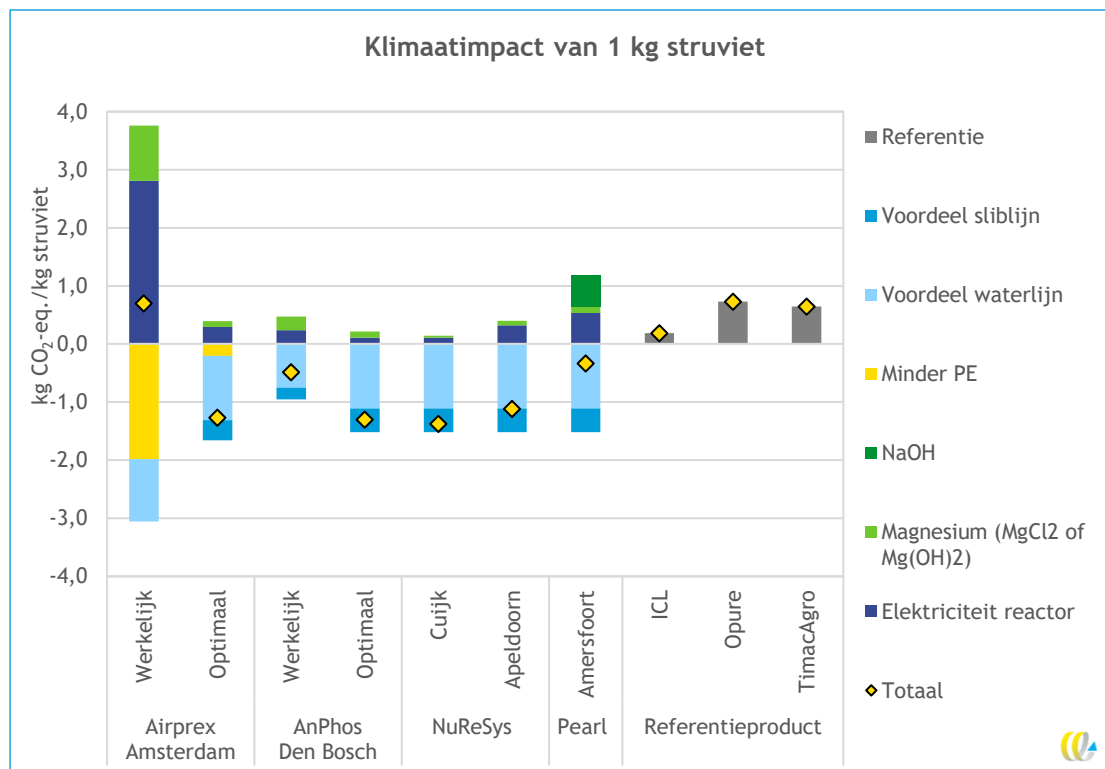
toegepast op de voordelen bij de werkelijke productie, waardoor de voordelen daar lager uitvallen.

Bij de Airprex-installatie is er naast een vermeden impact door het voordeel op de waterlijn ook nog een vermeden impact doordat er minder PE gedoseerd hoeft te worden. Bij de werkelijke productie is de vermeden impact hiervan heel hoog. Ook is de klimaatimpact van het elektriciteitsverbruik en het gebruik van magnesiumchloride veel hoger dan bij de andere reactoren. Dit komt doordat het verwijderen van het struviet uit de reactor niet goed verliep, de gerapporteerde productie was dus veel lager dan de werkelijke productie. Voor de resultaten in de grafiek zijn we uitgegaan van de gerapporteerde struvietproductie, waardoor het elektriciteitsverbruik en hulpstoffengebruik per kg struviet dus veel te hoog uitkomt. Bij het resultaat bij optimale werking van de Airprex reactor zijn het elektriciteits- en hulpstoffenverbruik vergelijkbaar met de andere reactoren.

De AnPhos-reactor en de NuReSys-reactoren hebben een vergelijkbare klimaatimpact. Bij alle drie de reactoren is de vermeden klimaatimpact groter dan de klimaatimpact van het proces zelf, waardoor de netto klimaatimpact lager dan nul is. Er wordt dus klimaat-impact vermeden bij de productie van struviet in deze reactoren. Bij de Pearl-reactor wordt ook NaOH gedoseerd, hierdoor is de klimaatimpact van het proces hier hoger dan bij de NuReSys-reactoren en de AnPhos-reactor. De netto klimaat-impact van struvietproductie met de Pearl reactor komt net iets boven nul uit (0,06 kg CO₂-eq./kg struviet).

De producten die struviet kan vervangen bij ICL, Opure en TimacAgro hebben allemaal een netto klimaatimpact, van respectievelijk 0,2, 0,73 en 0,65 kg CO₂-eq./kg struviet.

Figuur 42 - Klimaatimpact van de productie van struviet en referenties, in kg CO₂-eq. per kg struviet



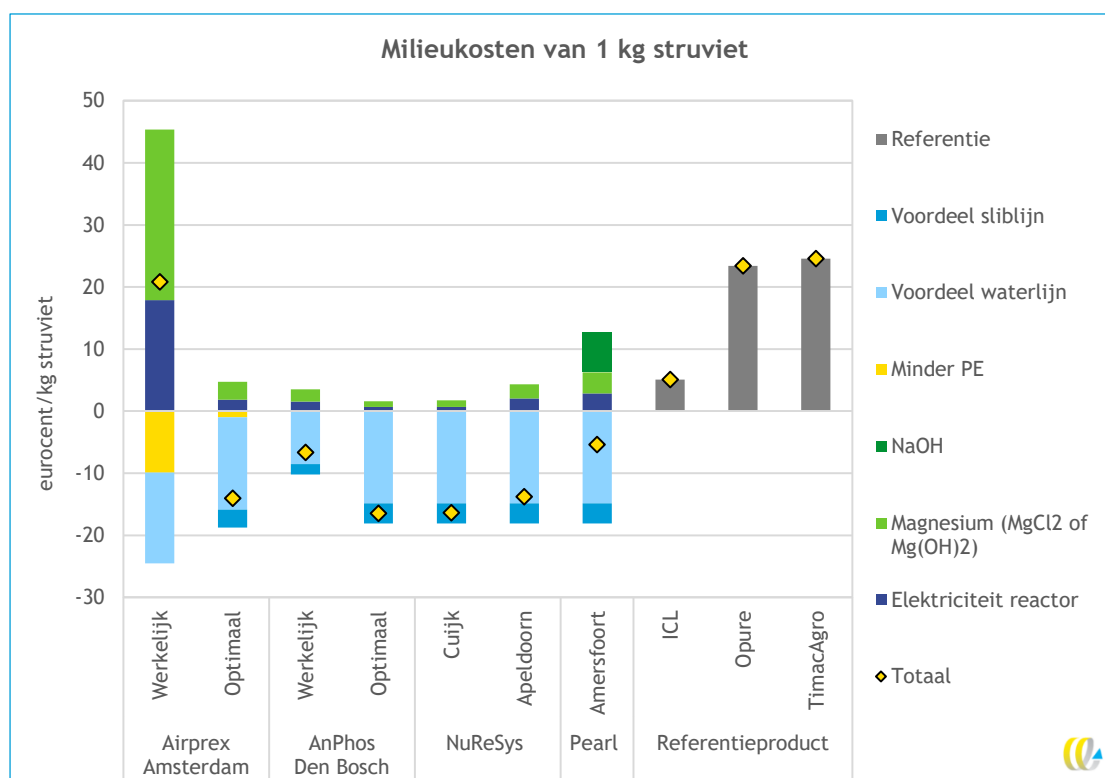
7.3.2 Milieukosten

Figuur 43 geeft de milieukosten van de struvietproductie weer, in eurocent per kg struviet. Over het algemeen geeft deze grafiek hetzelfde beeld als de grafiek in Figuur 42, met een paar kleine verschillen die hierna uitgelicht worden.

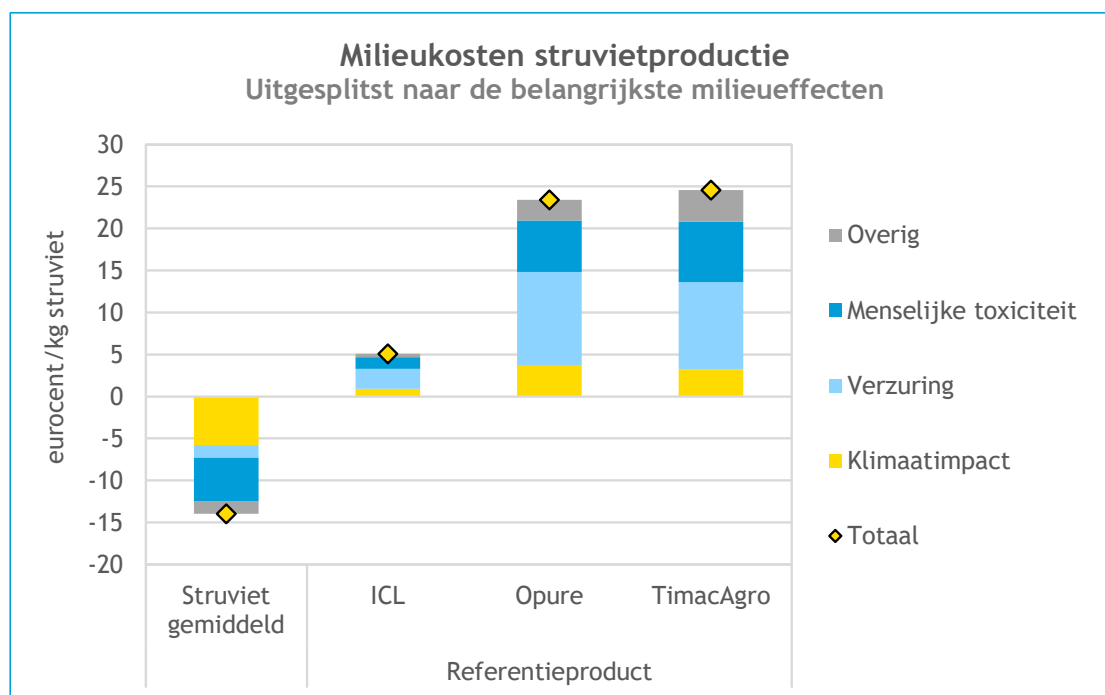
Ten eerste heeft het voordeel op de waterlijn hier een relatief grotere bijdrage aan het resultaat dan bij de grafiek van de klimaatimpact. Dit komt doordat bij het voordeel op de waterlijn het uitsparen van metaalzout is meegenomen. Metaalzout heeft naast een hoge klimaatimpact ook een hoge impact op menselijke toxiciteit, waardoor de milieukosten van metaalzout relatief hoog zijn in vergelijking met de andere processen die bijdragen aan de milieukosten van struviet. Het vermijden van metaalzouten zorgt er dan ook voor dat het relatieve verschil tussen de milieukosten van struviet en van de referentieproducten groter is dan bij de klimaatimpact.

Dit grotere verschil komt ook doordat de milieukosten van de referentieproducten relatief hoog uitvallen, vooral van de producten die vermeden worden bij Opure en TimacAgro. In Figuur 44 is te zien dat deze producten een hoge impact hebben op zowel verzuring als menselijke toxiciteit.

Figuur 43 - Milieukosten van de productie van struviet en referenties, in eurocent per kg struviet



Figuur 44 - Uitsplitsing van de milieukosten naar de milieueffecten waarop struvietproductie de grootste impact heeft, voor de gemiddelde struvietproductie zijn de optimale productiewaarden gebruikt



7.4 Gevoeligheidsanalyses

In de gevoeligheidsanalyse kijken we welk effect aannames en onzekerheden in de data hebben op de milieukosten.

Onzekerheidsanalyse

Het elektriciteitsgebruik en de magnesiumdosering zijn opgegeven door de waterzuiveringen. Doordat de struvietproductie (nog) niet bij alle zuiveringen even goed werkt, zit er veel onzekerheid in deze getallen. In Tabel 27 is aangegeven welke range we aannemen voor de getallen. Deze range gebruiken we in de onzekerheidsanalyse.

De meeste gegevens over de effecten op de waterzuivering (Tabel 29) zijn gebaseerd op schattingen van Mirabella Mulder. Voor alle inschattingen is ook een ondergrens en een bovengrens aangegeven. In de onzekerheidsanalyse bepalen we de variatie in impact bij deze ondergrens en bovengrens.

Daarnaast is het mogelijk dat door struvietproductie uit het rejectiewater er meer PE nodig is voor de ontwatering, doordat al het PO_4 nog in het slib zit op het moment dat ontwaterd wordt. In het uiterste geval is er tot 2 kg PE meer nodig per ton ontwaterde droge stof. Per kg struviet wordt tussen de 0,05 en 0,15 kg DS ontwaterd (gegevens Land van Cuijk en Den Bosch).

Tot slot is de impact van de slibverwerking een onzekere factor. Het terugwinnen van struviet zorgt ervoor dat er minder slib verwerkt hoeft te worden. De slibverwerkings-technologie in de basisanalyse heeft een relatief hoge impact op het milieu. Er zijn ook slibverwerkingstechnologieën met een lagere impact op het milieu. In deze onzekerheids-

analyse kijken we naar het effect op de resultaten van slibverwerking met een lagere milieu-impact.

Scenarioanalyse

Duurzame elektriciteit

In de basisanalyse gaan we ervan uit dat de elektriciteit die gebruikt wordt door de struvietreactor van het stroomnet komt en dus uit de gemiddelde elektriciteitsmix bestaat. In de scenarioanalyse kijken we naar het scenario dat er hernieuwbare elektriciteit wordt gebruikt voor de struvietreactor en voor de andere processen op de RWZI. Voor de groenestroommix gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022).

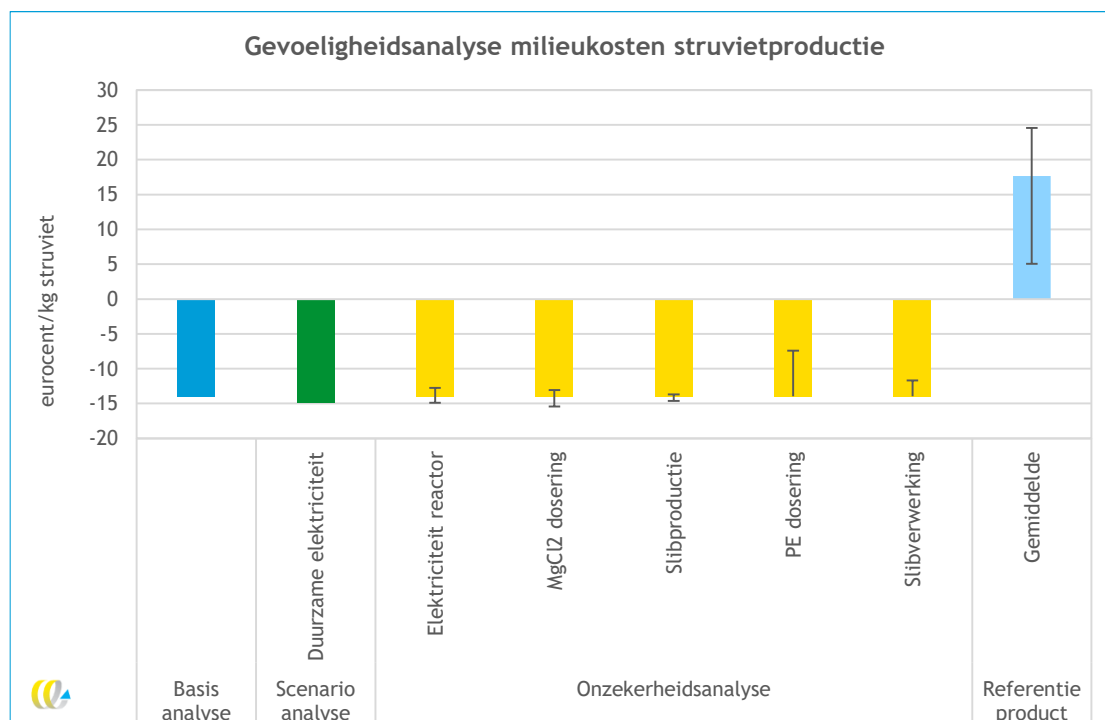
7.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Figuur 45 geeft de resultaten van de gevoeligheidsanalyse weer. Om de resultaten van de gevoeligheidsanalyse overzichtelijk te houden, kijken we hier alleen naar de gemiddelde struvietproductie (zoals gedefinieerd in Tabel 28 -). De donkerblauwe kolom links in de grafiek geeft de netto milieukosten weer van deze gemiddelde struvietproductie volgens de aannames en gegevens uit de basisanalyse.

De groene kolom geeft het resultaat van de scenarioanalyse weer. Te zien is dat het effect van het gebruik van duurzame elektriciteit beperkt is. Dit komt doordat het aandeel van het elektriciteitsgebruik in de totale milieukosten beperkt is.

De gele kolommen geven de resultaten van de onzekerheidsanalyses weer. De resultaten voor de onzekerheidsanalyses van de elektriciteit voor beluchting en de biogasproductie zijn niet weergegeven, omdat de onzekerheid te klein is om zichtbaar te zijn in de grafiek. In Figuur 45 is te zien dat vooral de onzekerheid in de PE-dosering voor ontwatering en de onzekerheid in de impact van de slibverwerking invloed kunnen hebben op de milieukosten. Daarnaast kunnen ook variaties in de hoeveelheid elektriciteit voor de struvietreactor en in de $MgCl_2$ -dosering een kleine invloed hebben op de milieukosten. Echter zullen ook in de ongunstigste scenario's de milieukosten van struviet lager liggen dan van de referentieproducten.

Figuur 45 - Gevoeligheidsanalyse milieukosten struvietproductie, in eurocent per kg struviet



7.5 Conclusie en discussie

Een belangrijke conclusie uit de analyses is dat de klimaatimpact en de milieukosten van de struvietproductie zeer afhankelijk zijn van de werking van de struvietreactor. Als de reactor geen optimale struvietproductie weet te realiseren, terwijl de elektriciteit- en MgCl₂-input daar wel op gebaseerd zijn, zal de impact een stuk hoger komen te liggen dan bij een optimale productie.

Uit de resultaten kan geconcludeerd worden dat bij een (vrijwel) optimale werking van de struvietreactor er sprake is van een vermeden klimaatimpact (tussen de -0,3 en -1,4 kg CO₂-eq./kg struviet) en vermeden milieukosten (tussen de -5 en -16 eurocent/kg struviet) voor de productie van struviet. De producten die vermeden worden als struviet wordt ingezet leiden wel tot een klimaatimpact (0,19-0,73 kg CO₂-eq./kg struviet) en milieukosten (5-25 eurocent/kg struviet).

Bij deze analyse zijn veel factoren onzeker. Hierna volgen een aantal aanbevelingen voor eventueel vervolgonderzoek.

Voor de voordelen van struvietproductie op de waterzuivering zijn we in deze analyse uitgegaan van theoretische waarden. Om meer inzicht te krijgen in hoe struvietproductie de waterzuivering in werkelijkheid beïnvloed, is het aan te bevelen hier meer onderzoek naar te doen. Bijvoorbeeld door metingen te verrichten op een zuivering tijdens een periode dat er geen struviet gewonnen wordt en tijdens een periode dat er wel struviet gewonnen wordt. Hierbij moet dan gemeten worden wat het elektriciteitsgebruik van de verschillende zuiveringsprocessen is, hoeveel hulpstoffen er gedoseerd worden en hoeveel struviet, slib en biogas er geproduceerd wordt.

8 Vivianiet

8.1 Inleiding

Vivianiet is een fosfaatmineraal ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) dat gevormd wordt tijdens de vergisting van rioolslib als er voldoende ijzer aanwezig is. Extra dosering van ijzer kan ervoor zorgen dat 70-90% van de fosfor die aanwezig is in het slib worden gebonden in vivianiet (Wilfert, et al., 2018). Vivianiet is paramagnetisch: zodra het in de buurt is van een magneet wordt het magnetisch. Daarom kan vivianiet door middel van magnetisme worden gescheiden van het slib. Op deze manier kunnen fosfor en ijzer worden teruggewonnen. De vivianiet-kristallen in vergist slib zijn 100-400 μm groot. Vivianiet kan direct worden ingezet als ijzerkunstmest voor diverse gewassen, zoals bijvoorbeeld aardbeien en olijf- en citrusbomen. Ijzerkunstmest helpt bij het voorkomen van de plantziekte ijzerchlorose. Ook wordt de fosfor uit het vivianiet beschikbaar voor gewassen. Zo kan vivianiet ook fosforkunstmest vervangen.

8.2 Afbakening

8.2.1 Systeem

Vivianietwinning

Vivianiet kan worden teruggewonnen op RWZI's waar ijzer wordt gedoseerd voor P-verwijdering. Dit kan in de vorm van verschillende ijzerzouten. RWZI Nieuwveer (in Breda van Waterschap Brabantse Delta) is zo een zuivering. Deze gebruiken we voor vivianietwinning als referentiesituatie. De standaard toediening van ijzerzout is geen input in het systeem dat we beschouwen voor de LCA omdat deze toediening sowieso al gebeurt ook zonder de winning van vivianiet.

Tijdens de slibvergisting vormen ijzer en fosfor vivianiet. Na de vergisting wordt het vivianiet van het slib gescheiden met behulp van een industriële magnetische separator, 'ViviMag®'. Terugwinning werkt met de basisijzerdosering voor het binden van fosfor, maar door het doseren van extra ijzer in de gisting of de waterlijn kan de winning van vivianiet worden gemaximaliseerd. Extra ijzer bedoelt om meer Vivianiet te winnen is wel onderdeel van de LCA. Extra ijzer wordt toegediend in de vorm van de primaire grondstof FeCl_3 in de basisanalyse, en als gevoeligheidsanalyse passen we ijzerslib toe, een reststroom uit de drinkwaterzuivering (vanaf nu aan gerefereerd als 'drinkwaterslib'). Vivianiet kan ook uit onvergist slib worden gewonnen, mits een anaerobe verblijftijd van twee dagen wordt gecreëerd.

Scenario's Basis en Max

Basis scenario: Hier wordt vivianiet teruggewonnen zonder extra ijzerzout te doseren. Hierdoor kan maar een beperkte hoeveelheid vivianiet neerslaan.

Max-scenario: Hier wordt extra ijzer toegevoegd. In de basisanalyse wordt FeCl_3 deels in de waterlijn en deels in de slibvergisting gedoseerd. Door meer ijzer toe te voegen wordt meer



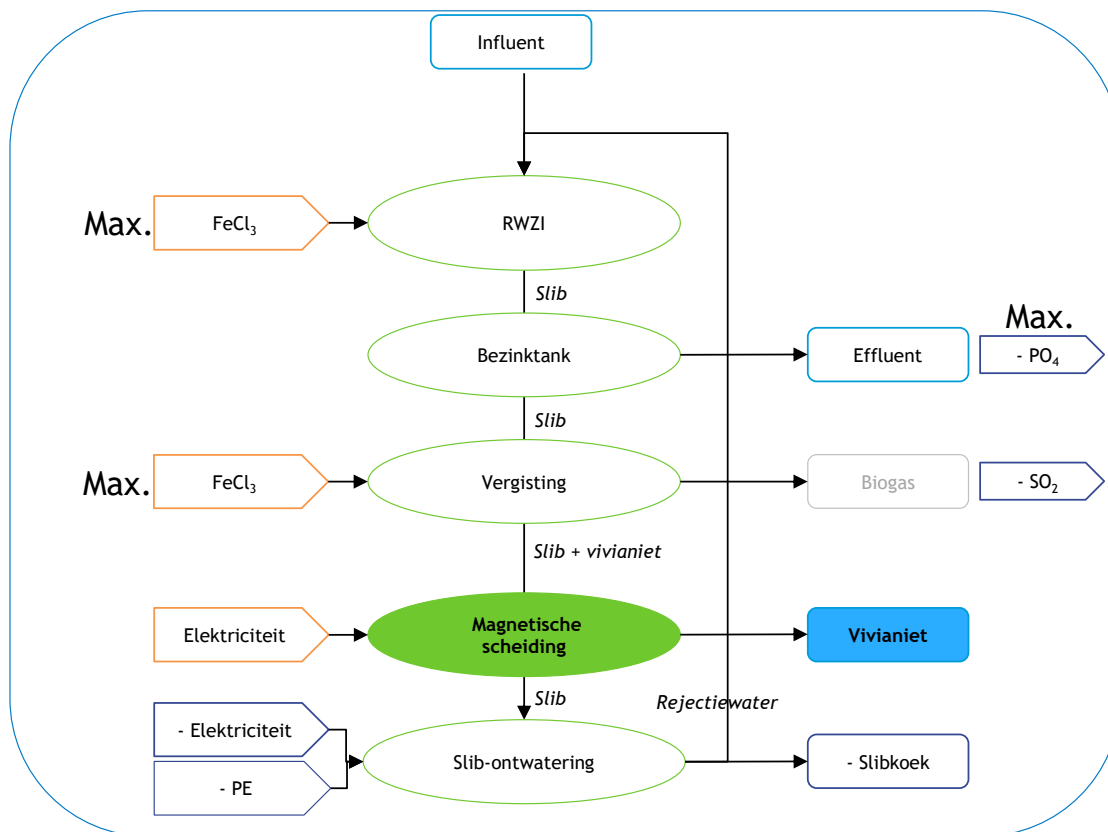
fosfor uit het slib gebonden in vivianiet, en kan de maximale hoeveelheid vivianiet neerslaan. Wel is er meer input nodig aan ijzerzouten.

Samenhang met andere (deel)processen van de RWZI

Vivianietwinning zorgt voor de reductie van het afgezette slibvolume. Alleen het aandeel anorganische stof wordt verlaagd. Als voor de vivianietwinning de ijzerdosering in de waterlijn verhoogd wordt zal dit de fosforconcentratie in het geloosde effluent van de RWZI verlagen. Dit gebeurt niet als er in plaats daarvan drinkwaterslib wordt toegediend in de slibvergisting. Daarom zijn deze onderdelen in Figuur 46 lichter gemaakt. Het reduceren van slib-output verlaagt dit de input van PE en elektriciteit bij de slibontwatering. Ook zal het H₂S-gehalte in het biogas afnemen en daardoor leiden tot minder uitstoot van SO₂.

Figuur 46 - Processchema vivianietwinning

De blokken met het bijschrift 'Max' zijn alleen van toepassing in het Max-scenario



8.2.2 Aannames

Fosfor en zwavelgehalte in ingedikt slib

Voor de basisanalyse nemen we de waarden in Tabel 32 aan voor fosfor- en zwavelgehalte in het ingedikte slib. Dit zijn de waarden van RWZI Nieuwveer.

Tabel 32 - Aannames P- en S-gehalte in ingedikt slib voor basisanalyse vivianiet

	Hoeveelheid	Eenheid
Fosfor (P)	33	g/kg DS
Zavel (S)	11	g/kg DS

We nemen aan dat het zwavelgehalte constant is, en dat het fosforgehalte varieert. Daarom doen we een gevoeligheidsanalyse voor het fosforgehalte (zie Paragraaf 8.4).

Effect van slibvermindering: alleen anorganisch

Door de winning van vivianiet neemt de hoeveelheid anorganisch slib af; de hoeveelheid organisch slib blijft gelijk. Daarom nemen we aan dat er niets verandert aan de hoeveelheden biogas en energie die uit vergisting en slibverbranding gewonnen kunnen worden. De hoeveelheid slib die naar de verbranding gaat neemt nog steeds af, waardoor inputs van de slibverbranding afnemen die met het slibvolume te maken hebben (o.a. minder fosfor en minder water). Hiervoor gebruiken we het model voor slibverbranding zoals beschreven in Paragraaf 2.4, maar omdat fosfaat niet brandbaar is nemen we aan dat er geen emissies van gassen vrijkomen door verbranding. Daarom halen we alle vermeden impact door directe emissies van gassen bij slibverbranding uit het model. Emissies naar water van andere stoffen dan fosfaat in het slib worden ook niet vermeden, dus blijft alleen fosfaat staan als vermeden emissie naar water. Omdat een verschil in as-gehalte zeer beperkt invloed heeft op de milieu-impact, is dat gelijk verondersteld. In de slibontwatering heeft de slibreductie ook effect. Hier daalt het energieverbruik en de inzet van polyelektrolyet (PE). Voor deze effecten gebruiken we het model voor ontwatering, zoals beschreven in Paragraaf 2.4.

Reductie P-emissies naar water als PO₄

Voor de invoer in de LCA-software SimaPro moeten we een aanname doen de vorm waarin P naar het oppervlaktewater wordt geëmitteerd. We nemen aan dat dit gebeurt in de vorm van fosfaat (PO₄).

8.2.3 Inventarisatie en modellering

Data voor de modellering is gebaseerd op testen die op pilot- en praktijkschaal zijn uitgevoerd op RWZI Nieuwveer Tussen juli 2018 en juni 2019. Meer over deze testen is te lezen in (Wijdevelda, et al., 2022) en (Prot, et al., 2020). Tabel 33 toont de parameters die gebruikt zijn voor de modellering.

Tabel 33 - Inventarisatie Vivianiet

Parameter	Basisscenario	Max-scenario	Eenheid	Bron
Extra ijzer-dosering totaal		0,28	ton Fe/ton vivianiet - in een gevoeligheidsanalyse is gekeken naar de invloed op de resultaten van twee verschillende bronnen van ijzer.	Data van Wetsus
Drinkwaterslib in vergisting		2,39	ton/ton vivianiet	DS Drinkwaterslib = 8%

Parameter	Basisscenario	Max-scenario	Eenheid	Bron
				Aanname ijzergehalte drinkwaterslib = 49% van DS, gebaseerd op 100% Fe(OH) ₃ . Voor klimaatimpact drinkwaterslib, zie Bijlage H.2
PE-gebruik totaal	+ 5,1	-4,32	kg actieve PE/ton vivianiet	Data van Wetsus
Elektriciteit ViviMag®	717	208	kWh/ton vivianiet	
Bespaarde elektriciteit bij slibontwatering	-45	-37	kWh/ton vivianiet	
Reductie PO ₄ -emissies via effluent		-0,058	ton PO ₄ /ton vivianiet	Eigen berekening, zie Bijlage H.1.
Reductie S in biogas		-0,101	kg SO ₂ /ton vivianiet	
Slibreductie	-1	-0,82	ton DS reduction/ton vivianiet	

8.2.4 Referentieproducten

Vivianiet kan direct worden ingezet als ijzerkunstmest voor diverse gewassen, zoals bijvoorbeeld aardbeien en olijf- en citrusbomen. Ijzerkunstmest helpt bij het voorkomen van de plantziekte ijzerchlorose. In verschillende studies ((Caballero, et al., 2009), (de Santiago, et al., 2013), (de Santiago & Delgado, 2010)) is vivianiet in deze functie vergeleken met de chemische verbinding Fe-EDDHA¹². Daarom is de verhouding bekend waarin vivianiet deze stof kan vervangen. Echter, de hoeveelheden in verschillende onderzoeken lopen uiteen: 1 g vivianiet bleek vergelijkbaar met 0,0044 g, 0,0088 g of 0,1 g Fe-EDDHA (Caballero, et al., 2009), (de Santiago, et al., 2013), (de Santiago & Delgado, 2010), respectievelijk (zie Bijlage H.3 voor nadere toelichting). We benaderen de milieupact van Fe-EDDHA door dit als Fe-EDTA te modelleren. Fe-EDTA is een ijzerchelaat met een vergelijkbaar productieproces als Fe-EDDHA. Over de productie van Fe-EDTA is voldoende data beschikbaar.

Ook wordt de fosfor uit het vivianiet beschikbaar voor gewassen. Zo kan vivianiet ook fosforkunstmest vervangen. Of het voordeel van vervanging van P-kunstmest daadwerkelijk bestaat hangt af van de Ausgangssituatie in de agrarische operatie waarin vivianiet wordt ingezet, én of de agrariër de toediening van P-kunstmest daadwerkelijk reduceert. De aanname is dat als vivianiet als ijzerkunstmest wordt ingezet, er als bijkomstigheid minder P-kunstmest nodig is. Als er in eerste instantie al geen P-kunstmest werd toegediend, óf de toediening van andere P-kunstmest wordt niet daadwerkelijk gereduceerd, kan er ook geen voordeel worden gerekend voor de aanwezigheid van P in vivianiet. Om de vervanging van P-kunstmest mee te nemen doen we een grove inschatting op basis van literatuurwaarden. (Fodoue, et al., 2015) deden in 2015 praktijkexperimenten waarin ze vivianiet en superfosfaat met elkaar vergeleken als fosforkunstmest voor landbouwgewassen. Om tot vergelijkbare hoeveelheden te komen moet worden gekeken

¹² Fe-EDDHA is het ijzerzout van ethylenediamine-N,N-bis(2-hydroxyphenylacetic acid). Dit is een ijzerchelaat. Een chelaat is een stof die een metaal bevat in een vorm die het beschikbaar maakt voor de opname door planten. Chelaten worden in de landbouw ingezet om metalen als micronutriënten toe te dienen aan gewassen.



naar de oplossingsgraad van beide producten en met hoeveel van beide producten er dus evenveel fosfor beschikbaar wordt voor gewassen. Volgens (Fodoue, et al., 2015) is de oplossingsgraad van P_2O_5 in vivianiet $\sim 54^{13}\%$. Dit komt neer op 151 g P_2O_5 /kg vivianiet¹⁴. In superfosfaat zit 21% P_2O_5 . Hiervan is 20% beschikbaar voor planten; dit is 200 g beschikbare P_2O_5 per kg superfosfaat (University of Minesota Extension, 2018). Hieruit volgt: 1 kg vivianiet vervangt $151 \text{ g} / 200 \text{ g} = 0,75 \text{ kg}$ superfosfaat. We gebruiken het Ecoinvent-proces 'Single superphosphate {RER} | single superphosphate production | Cut-off, U' om de milieu-impact van superfosfaat te berekenen.

8.3 Resultaten

8.3.1 Klimaatimpact

Figuur 47 laat de klimaatimpact van de productie van 1 kg vivianiet zien. De linker twee kolommen laten het resultaat zien voor de productie van vivianiet in het basisscenario en het Max-scenario (met toediening van extra ijzer). De grijze en groene kolommen laten het resultaat zien voor de combinatie van referentieproducten die vivianiet vervangt (superfosfaat en Fe-EDDHA).

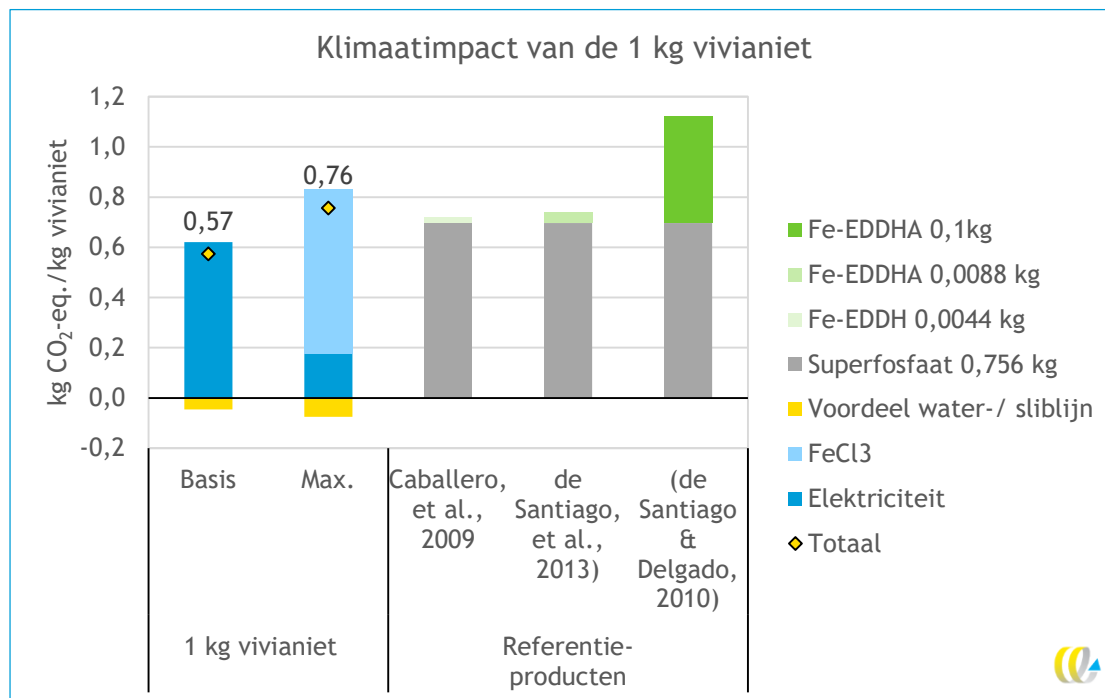
De netto klimaatimpact van de vivianietproductie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van elektriciteit en $FeCl_3$ zorgen voor impact op het klimaat. De reductie van slib zorgt voor vermeden klimaatimpact omdat er minder slib verwerkt hoeft te worden. Er wordt geen energieopwekking uit het slib misgelopen omdat het alleen gaat om anorganisch slib.

¹³ Dit getal is mogelijk onzeker, meer onderzoek is nuttig, omdat het een grote invloed heeft op de resultaten: als de oplossingsgraad hoger of lager is vervangt vivianiet direct respectievelijk meer of minder superfosfaat.

¹⁴ Vivianiet bevat $(2 \cdot 30,91 / 501,61) \cdot 1.000 = 123 \text{ g P}$ per kg vivianiet. Dit is $(2 \cdot 30,97 + 5 \cdot 16) / (2 \cdot 30,97) \cdot 123 = 2,29 \cdot 123 = 282 \text{ g } P_2O_5$ per kg vivianiet. Hiervan is 53% beschikbaar, dus $282 \text{ g} \cdot 0,53 = 151 \text{ g } P_2O_5/\text{kg}$ vivianiet.



Figuur 47 - Klimaatimpact van de productie van 1 kg vivianiet en combinatie van referentieproducten



De totale klimaatimpact van vivianiet in het basisscenario (0,57 kg CO₂-eq./kg) is lager dan de klimaatimpact van vivianiet in het Max-scenario (0,76 kg CO₂-eq./kg). Toedienen van extra ijzer met FeCl₃ verhoogt de klimaatimpact met 25%. Wel is te zien dat het Max-scenario efficiënter is in het elektriciteitsverbruik; met dezelfde elektriciteitsinput wordt namelijk meer vivianiet geproduceerd.

De rechter kolommen laten het resultaat zien voor de combinatie van referentieproducten die vivianiet vervangt. Vivianiet vervangt een combinatie van fosfaatkunstmest (superfosfaat) en ijzerkunstmest (Fe-EDDHA). De donkergrijze balk toont de klimaatimpact van de hoeveelheid superfosfaat die 1 kg vivianiet vervangt (0,75 kg). De groene balken tonen de klimaatimpact van de verschillende te vervangen hoeveelheden Fe-EDDHA die in de literatuur zijn gevonden. Zoals te zien is, maakt het voor de totale klimaatimpact van de vervangen producten niet veel uit of de hoeveelheid vervangen Fe-EDDHA 0,0044 kg/kg vivianiet is of 0,0088 kg/kg vivianiet. Met de hoogste waarde uit de literatuur, 0,1 kg/kg vivianiet wordt de impact van de referentieproducten beduidend hoger (zie Tabel 34).

Vivianiet heeft in het Max-scenario een iets hogere klimaatimpact dan de combinatie van superfosfaat en de kleine hoeveelheden vervangen Fe-EDDHA uit Caballero, et al., (2009) en (de Santiago, et al., 2013). Bij vervanging van superfosfaat en de grootste hoeveelheid Fe-EDDHA uit (de Santiago & Delgado, 2010) heeft vivianiet wel een klimaatvoordeel ten opzichte van de vervangen grondstoffen. Als vivianiet alléén Fe-EDDHA vervangt is de klimaatimpact van vivianiet in alle gevallen hoger en is er dus geen sprake van een voordeel.

Tabel 34 - Klimaatimpact referentieproducten vivianiet

Bron	Hoeveelheid om 1 kg vivianiet te vervangen (kg)	GWP van deze hoeveelheid (kg CO ₂ -eq./kg Fe-EDDHA)	Totale impact, als gecombineerd met superfosfaat (kg CO ₂ -eq./kg)
Caballero, et al., 2009	0,0044	0,02	0,72
de Santiago, et al., 2013	0,0088	0,04	0,75
de Santiago & Delgado, 2010	0,1	0,49	1,12

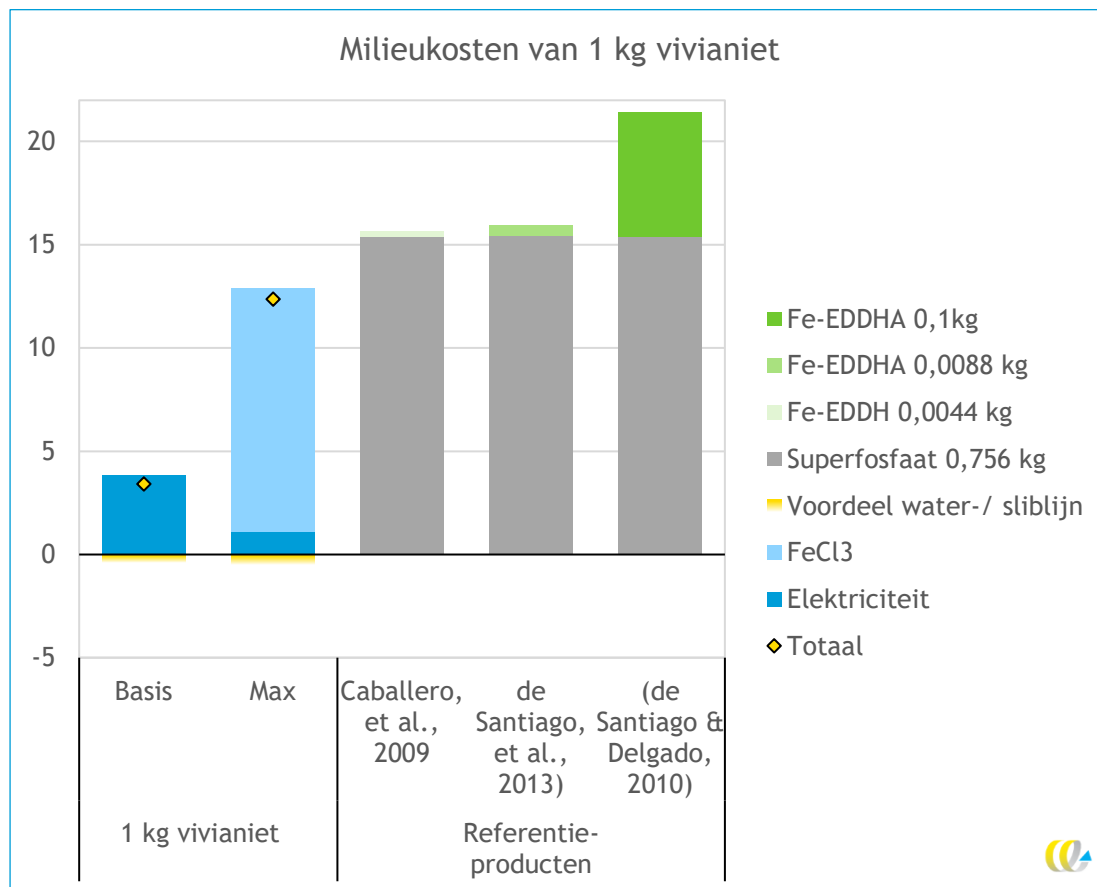
8.3.2 Milieukosten

Figuur 48 geeft de milieukosten van de vivianietproductie uit rioolwater weer, in eurocent per kg vivianiet. In het basisscenario zonder extra ijzertoediening is er een duidelijk milieuvoordeel van rond de 12 eurocent ten opzichte van de referentieproducten. In het Max-scenario, waar extra ijzer wordt toegediend met FeCl₃, is het milieuvoordeel kleiner (rond de 3 eurocent.) Dit ligt aan de milieukosten van de toegevoegde FeCl₃.

Het doseren van extra FeCl₃ op de waterlijn versterkt het proces van fosfor binden dat ook zonder terugwinning van vivianiet plaatsvindt. Dit is een kernfunctie van de RWZI. In de praktijk betekent extra toedienen van FeCl₃ dat de zuiveringscapaciteit groter wordt, en het ligt voor de hand dat deze wordt benut, en de kwaliteit van het effluent gelijk blijft. Dan is er geen sprake van een gereduceerde P-concentratie in het effluent als gevolg van vivianietterugwinning, en dus ook geen negatieve milieukosten (milieuvoordeel) dat hierdoor aan vivianiet toegerekend kan worden. Als er in de praktijk toch een verbetering van de effluentkwaliteit is die gerelateerd is aan vivianietterugwinning, geldt het volgende: In LCA's waarbij een productieproces meerdere functies vervult (net als hier) worden de inputs, de emissies en/of het effect naar verhouding toebedeeld aan de verschillende functies of producten. In deze situatie worden twee functies vervuld met de extra toediening van ijzerchloride: winning van vivianiet en verlaging van de fosforconcentratie in het effluent. Deze analyse laat niet nader zien wat (aan inputs en milieuvoordeel) toe te rekenen is aan vivianiet. Het is buiten scope voor deze studie om deze toerekening in beeld te brengen in de gevoeligheidsanalyse laten we zien wat verschillende situaties op RWZI's kunnen betekenen voor de milieukosten van vivianiet.

De rechter kolommen tonen de combinatie van referentieproducten die vivianiet vervangt. De donkergrijze balk toont de milieukosten van de hoeveelheid superfosfaat die 1 kg vivianiet vervangt. De groene balken tonen de milieukosten van de verschillende te vervangen hoeveelheden Fe-EDDHA uit de literatuur. De milieukosten van de inputs van vivianiet in het Max-scenario komen iets lager uit dan de milieukosten van de gecombineerde referentieproducten. Dit betekent dat ook als het milieuvoordeel van het reduceren van fosfor in het effluent niet meegerekend wordt, er toch nog een klein voordeel is.

Figuur 48 - Milieukosten van de productie van 1 kg vivianiet uit rioolwater, uitgesplitst in procesonderdelen



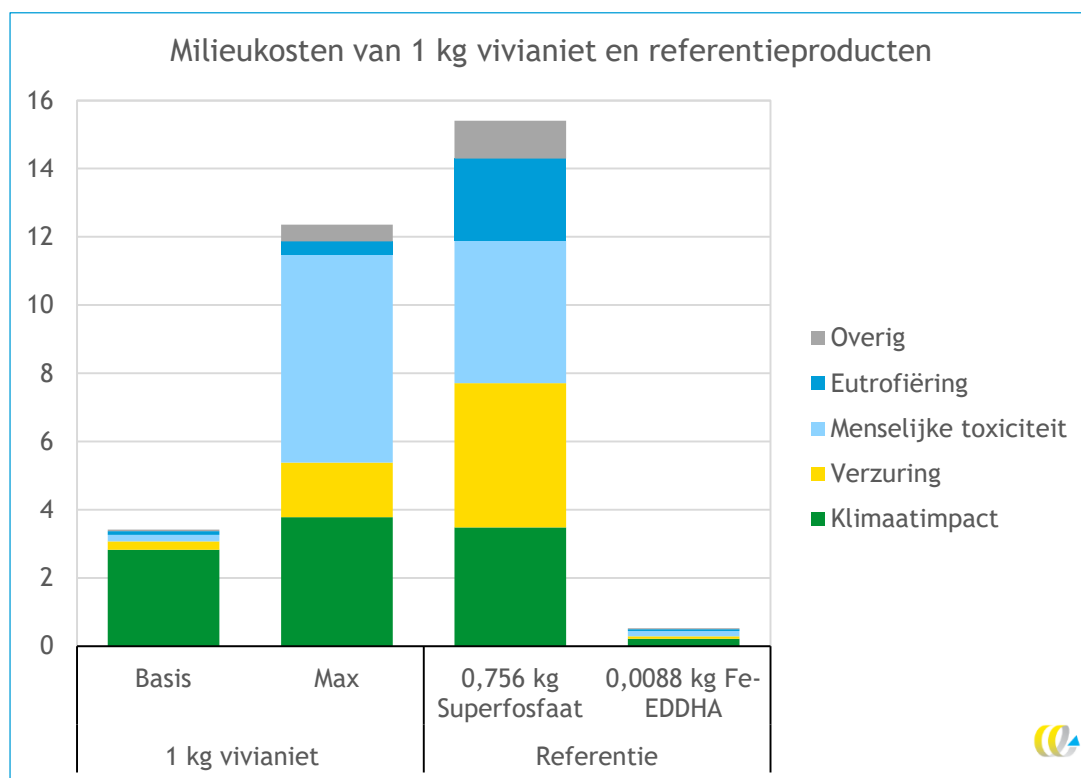
De totale milieukosten van 1 kg vivianiet in het basisscenario zijn 3,41 eurocent. In dit scenario zonder extra toediening van FeCl₃ zijn niet alleen de totale milieukosten van vivianiet, maar ook de milieukosten van de inputs (zonder voordeel op de slib- en waterlijn) beduidend lager dan die van de gecombineerde referentieproducten.

Het verschil tussen de milieukosten van vivianiet en de gecombineerde referentieproducten is groter dan bij de klimaatimpact. Dit ligt eraan dat het productieproces van superfosfaat naast klimaatimpact ook op verzuring, menselijke toxiciteit en eutrofiëring in verhouding hoog scoort (zie Figuur 49). Bij dit productieproces speelt de input van chemicaliën een grote rol. De input voor vivianietproductie uit rioolwater zonder extra toediening van FeCl₃ bestaat voornamelijk uit elektriciteit. Bij elektriciteit ligt het zwaartepunt op klimaat-impact, zonder andere ‘uitschieters’.

Figuur 49 laat zien dat klimaatimpact de grootste impactcategorie in de milieukosten van vivianietproductie is het basisscenario (zonder extra FeCl₃-dosering). De andere impact-categorieën spelen hier maar een kleine rol. Dit komt doordat de milieu-impact van vivianietproductie uit rioolwater in het basisscenario vooral voortkomt uit de elektriciteitsinput, en het zwaartepunt van de milieu-impact van elektriciteit ligt op klimaatimpact. Bij vivianiet in het Max-scenario komt de milieu-impact van FeCl₃ erbij. Deze bestaat voor het grootste deel uit menselijke toxiciteit en voor een kleiner deel uit verzuring en klimaatimpact.

Bij superfosfaat zijn klimaatimpact, verzuring en menselijke toxiciteit ongeveer even groot. Verzuring is vooral gerelateerd aan de input van zwavelzuur; menselijke toxiciteit is ongeveer even sterk gerelateerd aan directe emissies, en inputs van fosfaatgesteente, zwavelzuur en elektriciteit. Ook eutrofiëring heeft een grote bijdrage aan de milieukosten van superfosfaat. Deze ontstaat vooral door directe emissies van het productieproces. De milieukosten van Fe-EDDHA zijn relatief beperkt. Bij Fe-EDTA (de proxy voor Fe-EDDHA) domineren klimaatimpact en menselijke toxiciteit de milieukosten. Voor alle impact-categorieën leveren gebruik van EDTA en kaliumzuur.

Figuur 49 - Milieukosten van de productie van 1 kg vivianiet uit rioolwater, uitgesplitst in impactcategorieën. De twee referentieproducten worden tegelijk vervangen



8.4 Gevoeligheidsanalyses

Onzekerheidsanalyse

Fosfor- en droge stofgehalte in slib

De slibsamenvatting is doorgaans redelijk constant voor een specifieke RWZI. Van RWZI tot RWZI kan de bestaande Fe-dosering en de hoeveelheid Fe die al in het influent zit variëren. Dit hangt af van het P-gehalte in slib, dat ook kan variëren. Het P-gehalte heeft invloed op de hoeveelheid vivianiet die er kan ontstaan en op de totale input van extra Fe. Er ontstaat een schaalvoordeel in het elektriciteitsverbruik van de ViviMag®-opstelling; het elektriciteitsgebruik per teruggewonnen kilo is kleiner bij een hoger P-gehalte. Per ton slib die door de ViviMag® gaat, wordt namelijk meer vivianiet geproduceerd. Tabel 35 toont

welke waarden voor P-gehalte we gebruiken voor de gevoeligheidsanalyse, en de veranderingen in parameters die dit tot gevolg heeft.

Tabel 35 - Parameters voor gevoeligheidsanalyse P-gehalte in slib, vivianiet, maximale terugwinning

	Minimum	Uitgangswaarde	Maximum	Eenheid
P-gehalte in ingedikt slib	30	33	40	g/kg DS slib
Elektriciteit ViviMag®	228	208	171	kWh/ton vivianiet
PE-gebruik in bezinktank	-3,85	-4,33	-5,15	kg active PE/ton vivianiet
Reductie PO ₄ -emissies naar water	-0,064	-0,058	-0,048	ton PO ₄ /ton vivianiet
Reductie S in biogas	-0,111	-0,101	-0,83	Kg SO ₂ /ton vivianiet

Scenarioanalyse

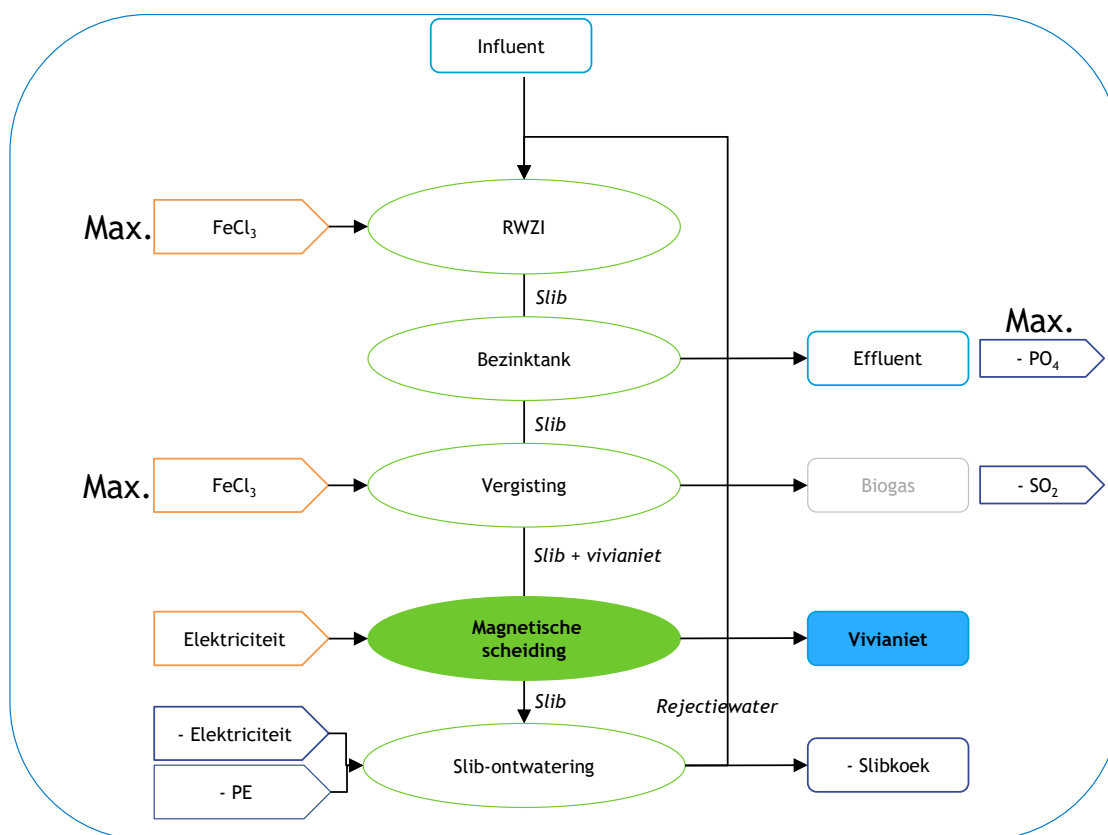
Drinkwaterslib voor extra ijzerdosering

Voor het terugwinnen van een grondstof is het logischer om hulpstoffen van secundaire oorsprong te gebruiken als dit mogelijk is. In het geval van vivianiet is het mogelijk om drinkwaterslib te gebruiken in plaats van FeCl₃ om het extra ijzer te doseren. Figuur 50 toont het bijbehorende processchema. Drinkwaterslib wordt geheel in de slibvergisting gedoseerd, en niet zoals bij FeCl₃ ook deels op de waterlijn. Hierdoor ontstaat er geen reductie van de fosforconcentratie in het RWZI-effluent, zoals dat bij dosering van FeCl₃ op de waterlijn wel het geval is.

We moeten een aanname doen over het ijzergehalte van drinkwaterslib omdat het ijzergehalte van drinkwaterslib varieert. Het drogestofgehalte is minimaal 8%, daarom nemen we dit percentage aan voor deze studie. IJzer is aanwezig in de vorm van Fe(OH)₃ of Fe₂O₃ (KWR, 2019). In het geval dat de droge stof 100% uit Fe(OH)₃ bestaat zit er 49% Fe in de droge stof; bij 100% Fe₂O₃ is dit 76%. Om een conservatieve aanname te doen kiezen we ervoor om 49% Fe aan te houden.¹⁵

¹⁵ In de praktijk blijkt dat dit juist hoog is voor drinkwaterslib; metingen komen namelijk maximaal uit op 51%, en gemiddeld op 37% (informatie van Aquaminerals). Dit bleek pas later in het onderzoeksproces, toen de analyses niet meer konden worden aangepast. De bijdrage van drinkwaterslib aan de milieu-impact van vivianiet is dusdanig klein dat deze aanname niet veel invloed heeft op het resultaat.

Figuur 50 - Processchema vivianietwinning met drinkwaterslib als extra ijzerdosering. Geen reductie van PO₄-emissies



Tabel 36 - Parameters voor gevoeligheidsanalyse ijzerslib voor extra ijzerdosering

Parameter	Max-scenario	Eenheid	Bron
Extra ijzerdosering totaal	0,28	ton Fe/ton vivianiet	Data van Wetsus.
Drinkwaterslib in vergisting	2,39	ton/ton vivianiet	DS Drinkwaterslib = 8% Aanname ijzergehalte drinkwaterslib = 49% van DS, gebaseerd op 100% Fe(OH) ₃

Groene-energiemix

In de basisanalyse gebruiken we de gemiddelde energiemix in Nederland. Door een scenario met een groene-energiemix te maken, kijken we wat het gebruik van groene energie betekent voor de milieu-impact van vivianiet.

Verschillende situaties en bedrijfsvoering op de RWZI

Het is afhankelijk van de bedrijfsvoering op een RWZI of er door het extra toedienen van FeCl_3 een verbetering van de effluentkwaliteit (lagere fosfaatconcentratie) ontstaat die te relateren is aan vivianietproductie. Als dit wél gebeurt, is dit gunstig voor de milieukosten van vivianiet; als dit niet gebeurt kan er geen milieuvoordeel hiervoor worden toegerekend aan vivianiet. We vergelijken de milieukosten van 1 kg vivianiet in drie situaties:

1. Basisscenario; Vivianietterugwinning zonder extra toedienen van ijzer.
2. Maximale vivianietterugwinning met FeCl_3 , waarbij de effluentkwaliteit niet verandert. Hier is de aanname dat de bedrijfsvoering wordt aangepast, bijvoorbeeld door meer water te zuiveren of de zuivering op andere parameters gunstiger te laten draaien (minder energie of andere hulpstoffen).
3. Maximale vivianietterugwinning met FeCl_3 , waarbij de effluentkwaliteit verbetert en dit concreet gerelateerd is aan de beslissing om vivianiet terug te winnen. Hier kan een nader te bepalen deel van het bereikte milieuvoordeel worden toegerekend aan vivianiet.

Klimaatimpact gedoseerde FeCl_3

Dosering van FeCl_3 heeft een significante invloed op de milieu-impact. Er circuleren verschillende waarden voor de klimaatimpact van ijzerchloride, afhankelijk van oorsprong, productie en kwaliteit. In onze basisanalyse zijn we uitgegaan van het product “Iron (III) chloride, without water, in 40% solution state {GLO} | market for | Cut-off, U” met een klimaatimpact van 0,795 kg CO_2 -eq per kg FeCl_3 . In een gevoeligheidsanalyse bekijken we het effect van gebruik van FeCl_3 uit beitszuren, waarvoor we met een klimaatvoetafdruk van 0,339 kg CO_2 -eq per kg FeCl_3 rekenen ([INCOPA LCA final report May 2014.pdf](#)).

Tabel 35 - Resultaten gevoeligheidsanalyse verschillende ijzerbronnen

	Klimaatimpact vivianiet terugwinning
	kg CO_2 -eq./kg vivianiet
Iron (III) chloride, without water, in 40% solution state {GLO} market for	0,754
INCOPA (Line 1)	0,487

Zoals in de tabel is te zien, is er een significant verschil in milieuresultaat bij gebruik van verschillende bronnen van ijzer. Voor milieukundig zo aantrekkelijk mogelijke vivianiet terugwinning, is het aan te bevelen de leveranciers te vragen naar hun klimaatimpact en te sturen op gebruik van ijzerproducten met een zo laag mogelijke klimaatimpact.

8.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Figuur 51 toont de resultaten van de gevoeligheidsanalyse. De gevoeligheid voor verschillende scenario's en onzekerheden is weergegeven voor de klimaatimpact. De meeste invloed op de klimaatimpact heeft de keuze om drinkwaterslib te gebruiken in plaats van FeCl_3 als middel om extra ijzer toe te voegen. Deze keuze vermindert de klimaatimpact met 73%. Ook is de klimaatimpact van vivianiet in dit scenario (0,21 kg CO_2 -eq./kg lager dan de klimaatimpact van vivianiet wanneer geen extra ijzer wordt toegevoegd (basisscenario, 0,26 kg CO_2 -eq./kg). Dit verschil is te verklaren doordat er door toedienen van extra ijzer meer vivianiet geproduceerd wordt, en de enige extra input, het drinkwaterslib, een zeer lage klimaatimpact per kg heeft (zie Bijlage H.2).

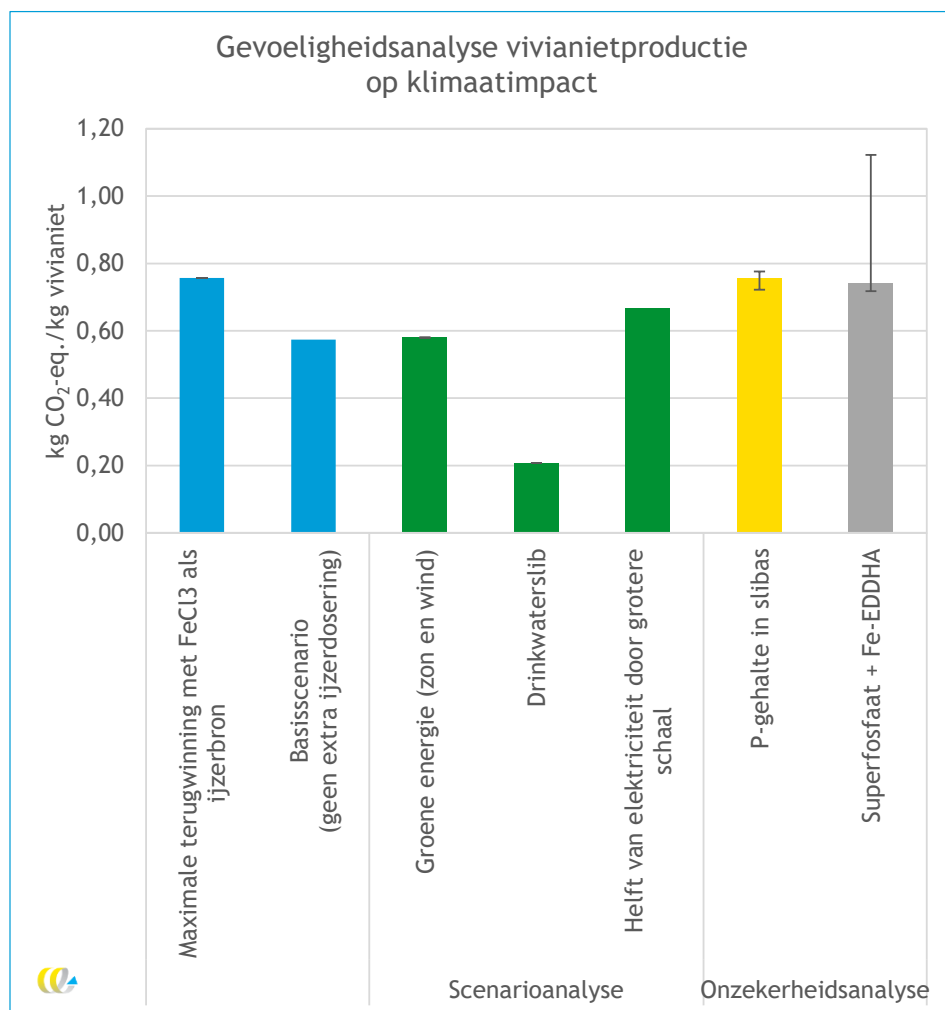
Het gebruik van groene energie vermindert de klimaatimpact met 23%. Als door schaalvoordelen het energiegebruik halveert zorgt dit voor een vermindering van de klimaatimpact van 12%. Een schommeling van het P-gehalte in het slib heeft weinig invloed op de klimaatimpact. Deze neemt 3% toe bij een laag P-gehalte en neemt 5% af bij een hoog P-gehalte. Deze variatie heeft te maken met een hoger of lager energieverbruik per kg vivianiet. Het energiegebruik van de magneetinstallatie blijft namelijk gelijk, ongeacht het P-gehalte in het slib, en dus ongeacht de hoeveelheid geproduceerd vivianiet. De input van ijzer daarentegen beweegt mee met het P-gehalte in het slib. De milieukosten die FeCl_3 veroorzaakt blijven dus gelijk per kg vivianiet. Deze domineren de milieukosten van een kg vivianiet. Daarom zorgt een variatie door meer of minder energieverbruik voor een relatief kleine variatie in de milieukosten per kg vivianiet.

Bij de combinatie van superfosfaat en Fe-EDDHA geeft de foutbalk aan wat de klimaatimpact van de referentieproducten minimaal en maximaal is.

In het basisscenario, en als drinkwaterslib wordt gebruikt voor de ijzerdosering en de elektriciteit groen is of het proces half zo veel elektriciteit verbruikt is het aannemelijk dat vivianiet een klimaatvoordeel heeft ten opzichte van de referentieproducten. De combinatie van superfosfaat en Fe-EDDHA in de aangenomen hoeveelheden heeft namelijk een hogere klimaatimpact dan 1 kg vivianiet in deze scenario's. Als vivianiet alléén Fe-EDDHA vervangt is er alleen een klimaatvoordeel als drinkwaterslib wordt gebruikt voor extra ijzertoediening, en als de grootste dosis Fe-EDDHA wordt vervangen die in de literatuur is gevonden.

We hebben ook gekeken naar de gevoeligheid van de milieukosten voor de scenario's en onzekerheden. Omdat het milieuvoordeel uitgedrukt in milieukosten van de emissiereductie van fosfor via het effluent in absolute zin groot is en de resultaten domineert, hebben de onderzochte veranderingen weinig tot geen invloed op het resultaat in milieukosten. Daarnaast speelt bij dit milieuvoordeel de vraag in hoeverre dit toegerekend kan worden aan vivianiet en het zuiveren van rioolwater (zie Paragraaf 8.3.2.) Dit is een onzekerheid op zich.

Figuur 51 - Gevoeligheidsanalyse vivianiet

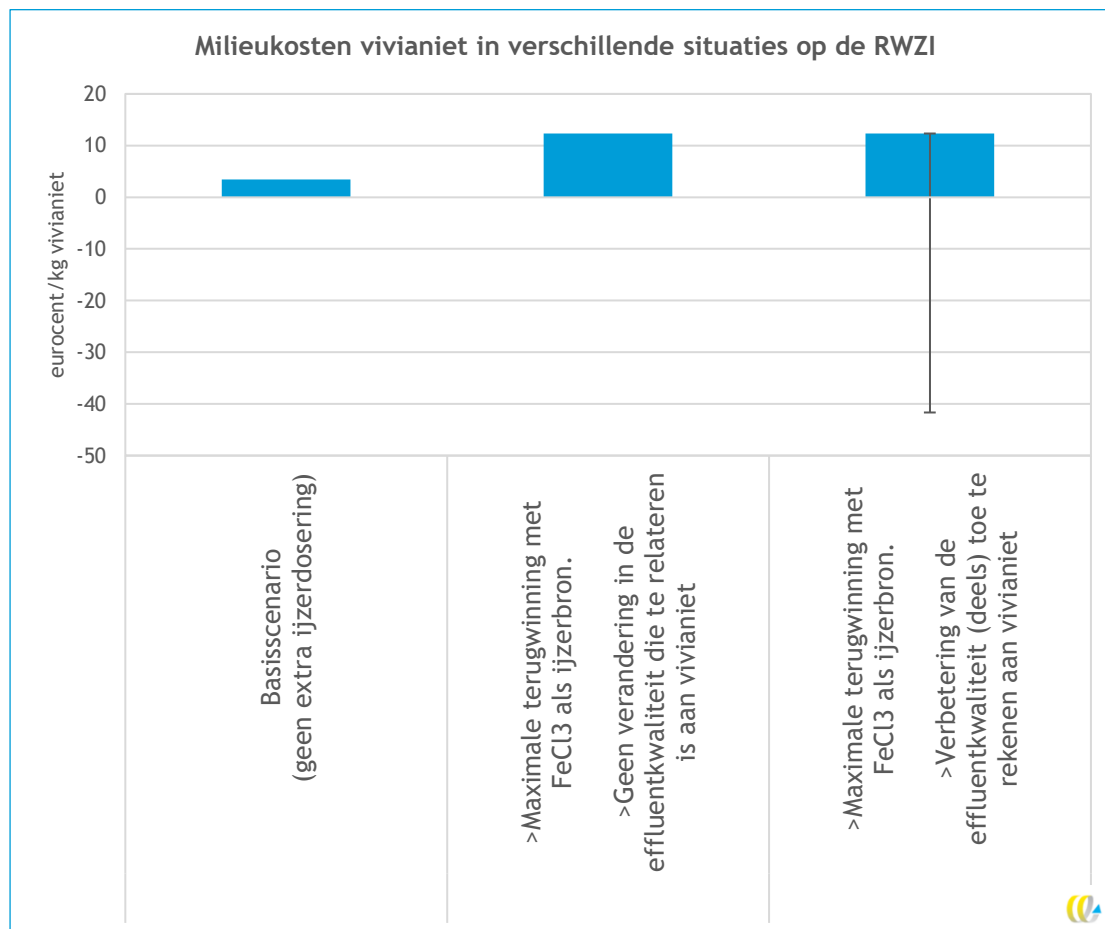


Verschillende situaties en bedrijfsvoering op de RWZI

Bij maximale vivianietterugwinning met FeCl₃, waarbij de effluentkwaliteit gelijk blijft, beïnvloedt de effluentkwaliteit de milieu-impact van vivianietterugwinning niet. In dat geval nemen we aan dat de bedrijfsvoering aangepast wordt, bijvoorbeeld door meer water te zuiveren of de zuivering op andere parameters gunstiger te laten draaien (minder energie of andere hulpstoffen).

Als de effluentkwaliteit wél verbetert, en dit concreet gerelateerd is aan de beslissing om vivianiet terug te winnen kan een milieuvoordeel worden toegerekend aan vivianiet. Hoeveel van dit milieuvoordeel toe te rekenen is aan vivianiet zal per situatie bepaald moeten worden. Het maximale milieuvoordeel is 54 eurocent en resulteert in milieukosten van -42 eurocent/kg vivianiet. Dit komt alleen voor als er in de bedrijfsvoering ‘geen gebruik’ wordt gemaakt van de extra zuiveringscapaciteit en de fosfaatconcentratie in het effluent dus inderdaad sterk daalt, en als de allocatiemethode toestaat dat het volledige milieuvoordeel aan vivianiet mag worden toegerekend.

Figuur 52 - Gevoeligheidsanalyse Vivianiet - Milieukosten vivianiet in verschillende situaties op de RWZI



8.5 Conclusies en discussie

Voordeel op milieukosten met toedienen FeCl₃ en klimaatvoordeel met toedienen drinkwaterslib - betekenis voor keuzes ijzerbron

Maximale vivianietwinning kan worden bereikt door toedienen van FeCl₃ of drinkwaterslib. De keuze of FeCl₃ of drinkwaterslib wordt gebruikt om de maximale hoeveelheid vivianiet neer te laten slaan hangt af van de omstandigheden. FeCl₃ is een logischere keuze als er op een RWZI meer zuiveringscapaciteit nodig is. Omdat FeCl₃ gedoseerd kan worden in de waterlijn van de zuivering, levert dit bij gelijkblijvend influent een lagere fosfaatconcentratie op in het RWZI-effluent. Dit betekent een betere waterkwaliteit van het effluent, of, als die waterkwaliteit gelijk gehouden wordt, de mogelijkheid meer vervuiling te behandelen. Wat zich in de LCA-analyse uit als een groot voordeel op milieukosten (zie Figuur 52), zal zich dan in de praktijk vertalen naar een capaciteitsvoordeel. Los van de voordelen die extra fosfaatverwijdering kan hebben op de capaciteit van een RWZI, is niet eenduidig te zeggen hoe groot het effect van extra fosfaatreductie in het effluent op de locatie van de zuivering daadwerkelijk zou zijn. Dit is zeer afhankelijk van de plaatselijke ecologie en de kwaliteit van het waterlichaam waarop het effluent wordt geloosd.

Daarnaast zorgt gebruik van FeCl_3 ook voor een hoge klimaatimpact van vivianiet. Deze is dan hoger dan de klimaatimpact van de referentieproducten, behalve in het meest gunstige geval (superfosfaat + 0,1 kg Fe-EDDHA). Als er geen extra zuiveringscapaciteit nodig is, is het qua kosten en klimaatimpact waarschijnlijk interessanter om drinkwaterslib te gebruiken in plaats van FeCl_3 . Gebruik van drinkwaterslib is gunstig voor de klimaatimpact van vivianiet, en het is een goedkope en secundaire grondstof. Omdat het niet op de waterlijn maar volledig op de vergisting wordt gedoseerd, verwijdert het geen extra fosfaat uit het rioolwater. Als er op de RWZI geen noodzaak is om extra zuiveringscapaciteit te creëren, is het dus logischer om drinkwaterslib in te zetten als ijzerbron.

Toekomstbeeld: vivianiet splitsen in ijzer en fosfaat

Met verdere innovatiestappen kan het mogelijk worden om fosfaat en ijzer los van elkaar terug te winnen uit het vivianiet. De bedoeling is dat het ijzer op de RWZI kan worden ingezet voor de fosfaatverwijdering. Op deze manier is de fosfaatverwijdering en terugwinning via vivianiet circulair. Dit spaart grondstoffen zodat een ijzerinput van buiten niet meer (of veel minder) nodig is, en is milieukundig gezien dus een goede oplossing.

Precieze milieukosten van vivianiet afhankelijk van de concrete verandering in de bedrijfsvoering bij betreffende RWZI en allocatiemethode

Als de effluentkwaliteit ondanks toediening van extra FeCl_3 gelijk blijft door de bedrijfsvoering op de RWZI aan te passen, is er geen milieuvoordeel in de vorm van een gereduceerde fosfaatconcentratie in het effluent.

Als er wél een verbetering in de effluentkwaliteit is die duidelijk gerelateerd is aan vivianietterugwinning, kan dit milieuvoordeel mogelijk ook worden toegerekend aan vivianiet. Om een eenduidige MKI-score toe te kennen aan vivianiet zou de additionele zuivering (lagere fosfaatconcentratie in het effluent) meegenomen moeten worden in de functionele eenheid. Deze analyse laat niet nader zien wat (aan inputs en milieuvoordeel) toe te rekenen is aan vivianiet en wat aan additionele zuivering. Er zijn twee mogelijkheden: of de ijzerchloride dosering wordt maar deels toegerekend aan vivianiet, en dan wordt er geen zuiveringsvoordeel toegerekend aan vivianiet; of het zuiveringsvoordeel wordt maar deels toegerekend aan vivianiet. Het is buiten de scope van deze studie om deze toerekening in beeld te brengen, en het is dus niet bekend hoeveel van het milieuvoordeel werkelijk aan vivianiet toegerekend mag worden. Als dit maar een klein deel is, zou het kunnen dat het resultaat door de hoge milieukosten van FeCl_3 veel minder gunstig uitvalt.



Klimaatvoordeel mogelijk als vivianiet P-kunstmest en Fe-EDDHA vervangt en ijzerdosering met drinkwaterslib gebeurt

Met vivianiet kan een substantieel klimaatvoordeel worden behaald als dit in het Max-scenario met drinkwaterslib als ijzerbron wordt geproduceerd, én als vivianiet een combinatie van P-kunstmest en Fe-EDDHA vervangt (70-80% reductie bij gebruik van vivianiet vs. P-kunstmest + Fe-EDDHA). Om dit klimaatvoordeel te realiseren is voorlichting van agrariërs van belang, bijvoorbeeld via brancheorganisaties. Het gecombineerde milieuvoordeel ontstaat namelijk als agrariërs vivianiet inzetten om én ijzerkunstmest én P-kunstmest te vervangen, en niet alleen om Fe-EDDHA te vervangen. Van deze praktijk moeten agrariërs dan op de hoogte zijn. Het is ook mogelijk dat dit niet op alle bodems even relevant is. Als geen superfosfaat wordt vervangen, en de hoeveelheid Fe-EDDHA in de buurt komt van de lage literatuurwaarden is het waarschijnlijk dat het qua klimaatimpact niet veel verschil maakt of vivianiet of Fe-EDDHA wordt gebruikt. In deze situatie is er ook een mogelijke gevoeligheid voor de aanname dat Fe-EDDHA gemodelleerd wordt met Fe-EDTA als proxy.

Grondstoffenschaarste goede reden om P terug te winnen

Vanuit het perspectief van kritieke grondstoffen is er alle reden om fosfor via vivianiet terug te winnen. De schattingen voor de termijn waarop de voorraad aan fosfor de jaarlijkse behoefte aan fosfor kan dekken, lopen uiteen en liggen tussen 60-130 jaar (Schroder, et al., 2010). De Europese Commissie benadrukt het grote belang van het ontwikkelen van technologieën om fosfor in de kringloop te houden (Europese Commissie, 2017). Winnen van vivianiet uit rioolwater is zo'n technologie. Het doorontwikkelen hiervan is dus in lijn met de aanbeveling van de Europese Commissie. Het onderwerp van grondstoffenschaarste en fosfor wordt verder behandeld aan het einde van dit rapport in Paragraaf 11.2.



9 PHA

9.1 Introductie

Het organische materiaal in zuiverings-slib kan worden omgezet in het polymeer PHA dat kan dienen als vervanger van fossiel plastic. PHA onderscheidt zich van veel fossiele plastics en bioplastics doordat het biologisch afbreekbaar is - zowel in industriële composteerinstallaties als ook in de natuur. Het proces dat in deze studie wordt beschreven produceert Poly(3-hydroxyalkanoate) (PHA), een biobased polyester. Het produceren van PHA is een alternatieve benutting van het organische materiaal in zuiverings-slib voor het vergisten en het winnen van biogas. Hiermee verschuift de benutting van organisch materiaal van energie naar een grondstof. PHA is biologisch afbreekbaar en heeft vergelijkbare mechanische en thermische eigenschappen als conventionele plastics die dezelfde functies vervullen. In de nabije toekomst zal dit vooral om toepassingen gaan waarbij de biologische afbreekbaarheid een sleutelfunctie heeft, bijvoorbeeld als papiercoating, papier- en kartonbindmiddel en coating van meststoffen (WUR, 2022). Andere mogelijke toepassingen van PHA zijn landbouwfolie, foampluggen (vervangen materiaal: PUR) en zelfhelend beton (vervangen materiaal: PLA).

Het productieproces maakt gebruik van micro-organismen die de stof PHA produceren en accumuleren in hun cel. Deze organismen zijn in veel RWZI's voorhanden. Door de micro-organismen op de juiste manier te verrijken met vetzuren kan gericht de groei van deze organismen op gang worden gebracht. De benodigde vetzuren worden geproduceerd door slibstromen 4-5 dagen te laten fermenteren. Bij voorkeur wordt hiervoor primair slib gebruikt, maar ook andere slibstromen zijn mogelijk. Hierna volgt een proces om de PHA te extraheren.

9.2 Afbakening

9.2.1 Systeem

Figuur 53 toont een schematische weergave van het PHA-productiesysteem

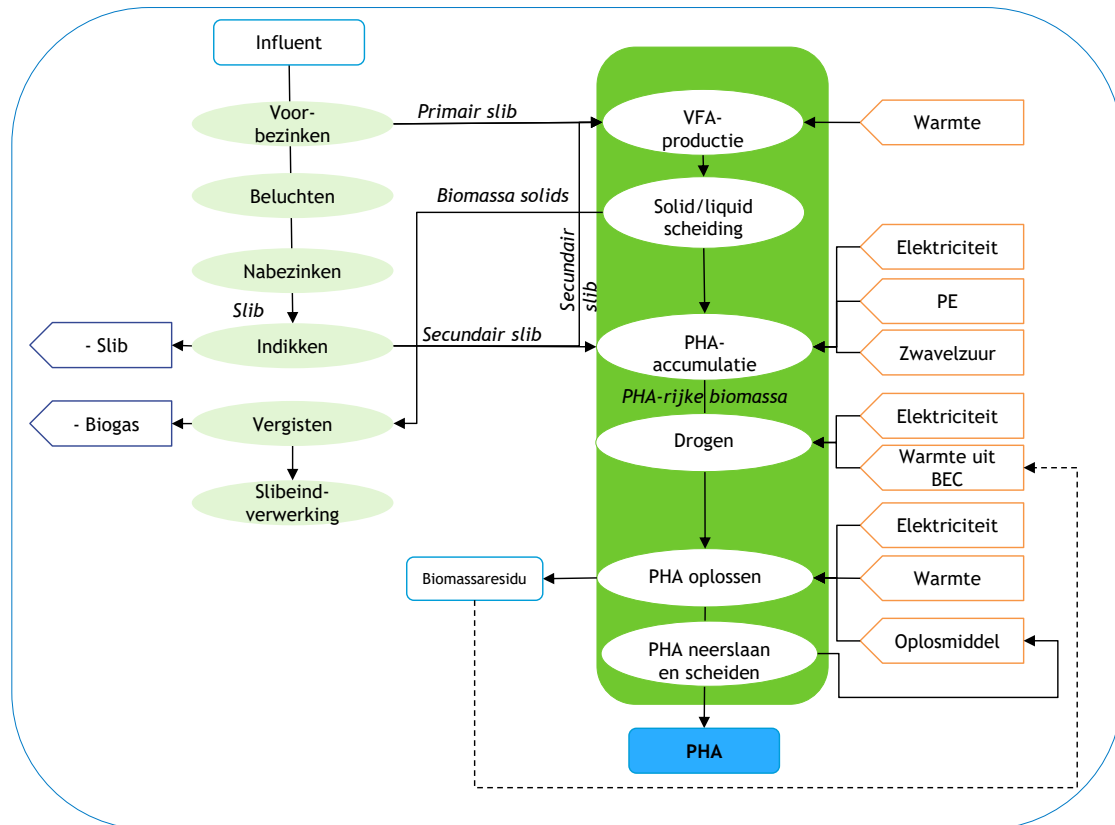
VFA-productie

De scope van de LCA begint bij het produceren van vetzuren (VFA). In deze studie gaan we ervan uit dat hiervoor primair rioolslib wordt gemengd met een deel van het actieve secundaire rioolslib. Er wordt secundair slib bijgemengd tot de totale hoeveelheid slib genoeg is om zoveel vetzuren te produceren dat bij de PHA-accumulatie een PHA-gehalte van 50% in de aanwezige biomassa gerealiseerd kan worden. In het slibmengsel vindt fermentatie plaats, waarbij VFA wordt geproduceerd. Er is input van warmte nodig om het proces op de juiste temperatuur te brengen. VFA bevindt zich in oplossing. Daarom worden de vaste bestanddelen afgescheiden van de waterige oplossing. Dit gebeurt met behulp van een decanteercentrifuge. De overblijvende vaste biomassa wordt vergist, net als wanneer geen PHA wordt gewonnen. Het is ook mogelijk om vetzuren of biomassa van externe bronnen te gebruiken. Dit hebben we in deze studie buiten beschouwing gelaten.

PHA-accumulatie

Een kleiner deel van het secundaire slib wordt samengevoegd met de VFA-bevattende oplossing. De micro-organismen in het slib maken PHA aan in hun cellen. Voor de beluchting van het proces is elektriciteit nodig.

Figuur 53 - Processchema PHA-productie



Ontwateren en stabiliseren PHA-rijke biomassa

De PHA-rijke biomassa wordt vervolgens ontwaterd. Inputs hierbij zijn elektriciteit en in de modellering voor deze studie ook vlokmiddel (polyelektrolyt, PE). Uit nieuwe ontwikkelingen tijdens het uitvoeren van deze studie blijkt dat er in de praktijk geen PE gedoseerd wordt om te voorkomen dat het PE in het PHA terecht komt. In de modellering is dit niet aangepast en PE zit nog steeds in de LCA. Hier hebben we voor gekozen omdat de hele massabalans wellicht veranderd (ook al is dit waarschijnlijk maar weinig). Deze keuze heeft weinig invloed op het resultaat. PE maakt 1,6% uit van de totale klimaatimpact, en 1% van de totale milieukosten.

Het water dat uit de PHA-rijke biomassa gewonnen wordt tijdens de ontwatering bevat een gedeelte aan droge stof en organische stof. Omdat dit rejectiewater een gedeelte aan organische stof bevat gaat daarmee ook een gedeelte van de geproduceerde PHA verloren. We nemen aan dat deze hoeveelheid verwaarloosbaar is. Het rejectiewater wordt weer toegevoegd aan de reguliere waterzuivering. Om de PHA-rijke biomassa te stabiliseren wordt zwavelzuur toegevoegd.

PHA-rijke biomassa drogen, PHA-extractie, precipitatie en droging

Nadat de PHA-rijke biomassa is ontwaterd wordt het gedroogd. De warmte voor de droging wordt betrokken uit stoom. Na het drogen heeft de massa een drogestofgehalte van 95%. De gedroogde massa wordt opgelost in een oplosmiddel¹⁶. Gedurende dit proces wordt oplosmiddel toegevoegd aan de PHA-rijke biomassa en wordt het mengsel verwarmd en gemengd. Zodra de aanwezige PHA is opgelost in het oplosmiddel wordt dit van de biomassa gescheiden. Dit gebeurt met behulp van een filter. Het biomassa-residu bevat nog een klein aandeel oplosmiddel en PHA. Het biomassa-residu heeft een hoog drogestofgehalte (95%) en stookwaarde (22 MJ/kg ODS). Daarom kan dit in een bio-energiecentrale worden verbrand. We nemen dit in het model op door aan te nemen dat energie voor het drogen van de PHA-rijke biomassa gebeurt met warmte uit een bio-energiecentrale.

Na het oplossen wordt PHA geprecipiteerd. Tijdens het precipiteren van PHA wordt de opgeloste PHA teruggewonnen uit het oplosmiddel. In deze processtap wordt ook het gebruikte oplosmiddel teruggewonnen. Het precipiteren van PHA gebeurt door de temperatuur van de oplossing te verlagen. Hierdoor slaat de PHA neer als een gel die afgescheiden kan worden van het overgrote deel van het oplosmiddel.

Het oplosmiddel dat achterblijft kan vervolgens worden weggeperst, gezuiverd en hergebruikt. In deze processtap wordt een groot deel van de energie-input gebruikt. De gel die gewonnen wordt bevat nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid oplosmiddel en water. Het persen van de gel kost energie. Het overige oplosmiddel en het restant water worden verwijderd door middel van verdamping.

9.2.2 Gebruikte data en aannames

- Conversie van organische stof uit primair slib naar VFA is 0,35 kg VFA COD/kg organische droge stof (ODS). Dit is de huidige inschatting op basis van waarden die in de literatuur te vinden zijn. Hogere waarden zijn in theorie mogelijk zodat hier een innovatie-potentieel ligt. Omdat de conversie een onzekere parameter is doen we een gevoeligheidsanalyse (zie Paragraaf 9.4). Voor de conversie van secundair slib is een lagere waarde aangenomen.
- PHA-gehalte in de PHA-rijke biomassa is 46% (op basis van ODS). Ook dit is een onzekere parameter, waarvoor we een gevoeligheidsanalyse doen (zie Paragraaf 9.4).
- Het PHA-verlies gaat volledig naar het biomassa-residu.
- De organische (droge) stof die in het PHA-eindproduct terecht komt wordt niet vergist, en uit deze organische stof kan dus geen biogas gewonnen worden. Ook slibeind-verwerking wordt hiervoor uitgespaard.
- De vaste stof uit de VFA solid/liquid-scheiding, en de VFA die opgelost zitten in het waterige deel van deze biomassa worden nog steeds vergist. Voor het vergistingsproces en biogaswinning, -verbranding en energiewinning wordt hetzelfde proces aangenomen zoals beschreven in Paragraaf 2.4.2.
- De organische stof die in het biomassa-residu (na het extraheren van PHA) wordt niet vergist, en hier wordt dus ook geen biogas uit gewonnen.
- Het biomassa-residu gaat naar een bio-energiecentrale en de warmte die hierbij vrijkomt wordt (indirect) gebruikt voor het drogen van de PHA-rijke biomassa. Dit is gemodelleerd door de warmte-input voor de droging uit een bio-energiecentrale te laten komen. Er is rekening gehouden met de specifieke stookwaarde van het biomassa-residu. Het Ecoinventproces dat hiervoor is gebruikt is “Heat, district or industrial, other than natural gas {CH}| heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000kW | Cut-off, U”. Hier worden houtsnippers verbrand. Deze zijn uit het model gehaald omdat deze (in theorie) worden vervangen door het biomassa-residu. De energie-output is

¹⁶ Het oplosmiddel is anoniem gehouden omdat dit concurrentiegevoelige informatie is.



aangepast voor de hogere LHV van het biomassa-residu: $(LHV/DS * DS)$
 biomassa-residu/LHV houtsnippers = factor voor hogere energie-output.

- Tabel 37 toont een overzicht van de aannames die zijn gemaakt voor de reductie van slibverwerking.

Tabel 37 - PHA - Aannames reductie slibverwerking

In		Uit		Vergisting	Ontwatering	WKK	Slib-verbranding
Primair (ton ODS/y)	3.066						
Secundair (ton ODS/y)	3.019						
		Solids (ton ODS/y)	4.463	Ja	Ja	Ja	Ja
		VFA verlies (ton sCOD/y)	136	Ja	Ja	Ja	Ja
		Biomassa residue, waarvan 45 ton PHA (ton ODS/y)	524	Nee	Nee	Nee	Nee, want gaat naar BEC. Gemodelleerd via energie- input.
		PHA (ton ODS/y)	406	Nee	Nee	Nee	Nee
		Zo veel minder modelleren:		930,4	930,4	930,4	930,4
Som In	6.085	Som Uit	5.530				
		Verschil in-uit	555	Deze hoeveelheid organische stof gaat verloren omdat de conversiefactor VFA naar PHA kleiner is dan 1. Een deel van het organische materiaal wordt tijdens het accumulatieproces omgezet in CO ₂ . We nemen aan dat hier evenveel CO ₂ bij vrijkomt wanneer biogas wordt verbrand.			

9.2.3 Inventarisatie en modellering

Data voor de modellering zijn een combinatie van data uit de pilotinstallatie van het PHARIO-project in 2016 voor de productie van PHA, en data van het zuiveringsproces op RWZI Bath uit 2019 en resultaten van een engineering studie naar de extractie van PHA uit 2022 (PDC, 2022) als basis om de data naar productie op schaal te extrapoleren. De pilotinstallatie gebruikte slib van RWZI Bath. Er bestaat nog geen PHA-productie-installatie op industriële schaal. De techniekontwikkelaar geeft aan dat er nog een optimalisatie mogelijk is voor het energiegebruik middels warmteterugwinning en gebruik, dat is in de huidige analyse nog niet opgenomen.

Tabel 38 - PHA inventarisatie

	Energie of materiaal	eenheid	Hoeveelheid	Toelichting	Databron
Totale proces					
	Primair slib	ton ODS/y	3.066		Meting RWZI Bath, 2019.
	Secundair slib	ton ODS/y	3.019		Meting RWZI Bath, 2019.
VFA-productie					
Inputs	Primair Slib	ton ODS/y	2.540		
	Secundair slib	ton ODS/y	3.066		
	Heat	GJ/y	4.146	GJ per year at Temp level of 40-50 °C. Heating requirement for fermentation at 25 C. Efficiency of heat exchangers 5 C. assuming heat exchange and nett T difference that needs to be realized for heating.	
Outputs	VFA (Total Soluble COD)	ton sCOD	1.368		Conversie ODS naar VFA ingeschat o.b.v. waarde uit literatuur. Getallen aan de hoge kant gekozen om optimalisatie aan te nemen.
	Solids	ton TS/y	4.463	Solids van de afscheiding van de vloeistof die VFA bevat. Deze gaan naar vergisting.	
PHA-accumulatie					
Inputs	Secundair slib	ton ODS/y	479		
	Electricity	kWh/y	192.627	Electricity for aeration during PHA accumulation process (aeration total wwtp plant Bath = 3.227.085 kWh/y, so this is 6%).	(KNN, 2016)
	Electricity	kWh/y	63.595	Electricity for dewatering PHA-rich biomass	
	PE ¹⁷	ton active/y	2,3	Ton active compound PE for dewatering PHA-rich biomass	Gebaseerd op praktijkschaal proef in Leeuwarden, 2020.

¹⁷ Uit nieuwe ontwikkelingen tijdens het uitvoeren van deze studie blijkt dat er in de praktijk geen PE gedoseerd wordt om te voorkomen dat het PE in het PHA terecht komt. In de modellering is dit niet aangepast en PE zit nog steeds in de LCA. Hiervoor hebben we gekozen omdat de hele massabalans wellicht veranderd (ook al is dit waarschijnlijk maar weinig). Deze keuze heeft weinig invloed op het resultaat. PE maakt 1,6% uit van de totale klimaatimpact, en 1% van de totale milieukosten.

	Energie of materiaal	eenheid	Hoeveelheid	Toelichting	Databron
	Acid H+SO ₄	ton/y	54	Ton H ₂ SO ₄ for dewatering PHA-rich biomass	
Outputs	PHA-productie	ton PHA	452	ton PHA produced	Conversie VFA naar PHA als in (KNN, 2016).
Emissions	N ₂ O	ton/jaar	29	Ton N ₂ O emitted yearly	
PHA droging en extractie (getallen zijn vertrouwelijk)					
Inputs	Elektriciteit	GJ/jaar		Total electricity use for drying, extraction and post-drying processes	(KNN, 2016) en PDC 2022.
	Stoom	GJ/jaar		Total steam use for extraction and drying proces	(KNN, 2016) en engineeringstudie extractie (PDC, 2022).
	Oplosmiddel	ton/jaar		Oplosmiddelgebruik voor het extractieproces	(PDC, 2022)
Emissions	Oplosmiddel	ton/jaar		Evaporates to atmosphere	
Outputs	PHA	ton/jaar	406	Product produced in this proces, ton/year	

9.2.4 Referentieproduct

Andere biobased PHA

PHA uit RWZI-slib kan andere biobased PHA vervangen. Deze vergelijking is nuttig omdat we bij dit materiaal vergelijkbaardere eigenschappen verwachten als bij PHA uit rioolwater. Daarom zullen ook de toepassingen vergelijkbaarder zijn. Als referentieproduct gebruiken we bio PHA dat is gemaakt op basis van conventionele landbouwgewassen. We maken gebruik van een metastudie over de milieu-impact van biopolymeren, waarbij PHA uit verschillende gewassen met elkaar worden vergeleken (nova-Institut, 2012).

Polyethyleen (PE) in landbouwfolies

Er is perspectief dat PHA uit rioolwater PE kan vervangen als het in landbouwfolies wordt toegepast. Daarom maken we ook hier een vergelijking mee. Echter, de verhouding waarin PHA uit rioolwater PE vervangt is niet bekend. Daarom laten we de impact van PE per kilogram zien. We geven een instructie hoe deze waarde te gebruiken is wanneer de verhouding wél bekend wordt. Om het uiteindelijke effect van deze toepassing van PHA te berekenen geldt de volgende formule:

Impact PHA als vervanger van PE in landbouwfolie = Impact [x kg PHA] - Impact [1 kg PE],

waarbij x = de hoeveelheid PHA die nodig is om 1 kg PE in landbouwfolie te vervangen.

Er zit in deze toepassing ook een milieuvoordeel in de biologische afbreekbaarheid van PHA uit rioolwater: delen van landbouwfolies komen als microplastics terecht in het milieu; als deze goed afbreekbaar zijn verdwijnen deze snel uit het milieu. Dit vermijdt milieueffecten ten opzichte van wanneer fossiel-gebaseerde en moeilijk afbreekbare deeltjes plastic in het

milieu terecht komen, die daar ook langer verblijven. De lange termijn milieueffecten van microplastics zijn nog moeilijk kwantificeerbaar en nog niet opgenomen in de LCA-methodiek (Gontard, et al., 2021). Daarom worden voordelen van biologische afbreekbaarheid van PHA uit rioolwater in deze studie ook niet meegenomen en daarmee onderschat. Wat we wél meenemen is de (uiteindelijke) emissie van fossiel CO₂ voor het referentie product PE. De koolstof van dat product zal uiteindelijk als CO₂ vrijkomen, en omdat dit fossiele koolstof is tegenover de biogene van de PHA, levert PHA uit rioolwater een extra voordeel als naar de hele levenscyclus gekeken wordt. We nemen hierbij aan dat alle koolstof in 1 kg PE wordt omgezet naar CO₂.

9.3 Resultaten

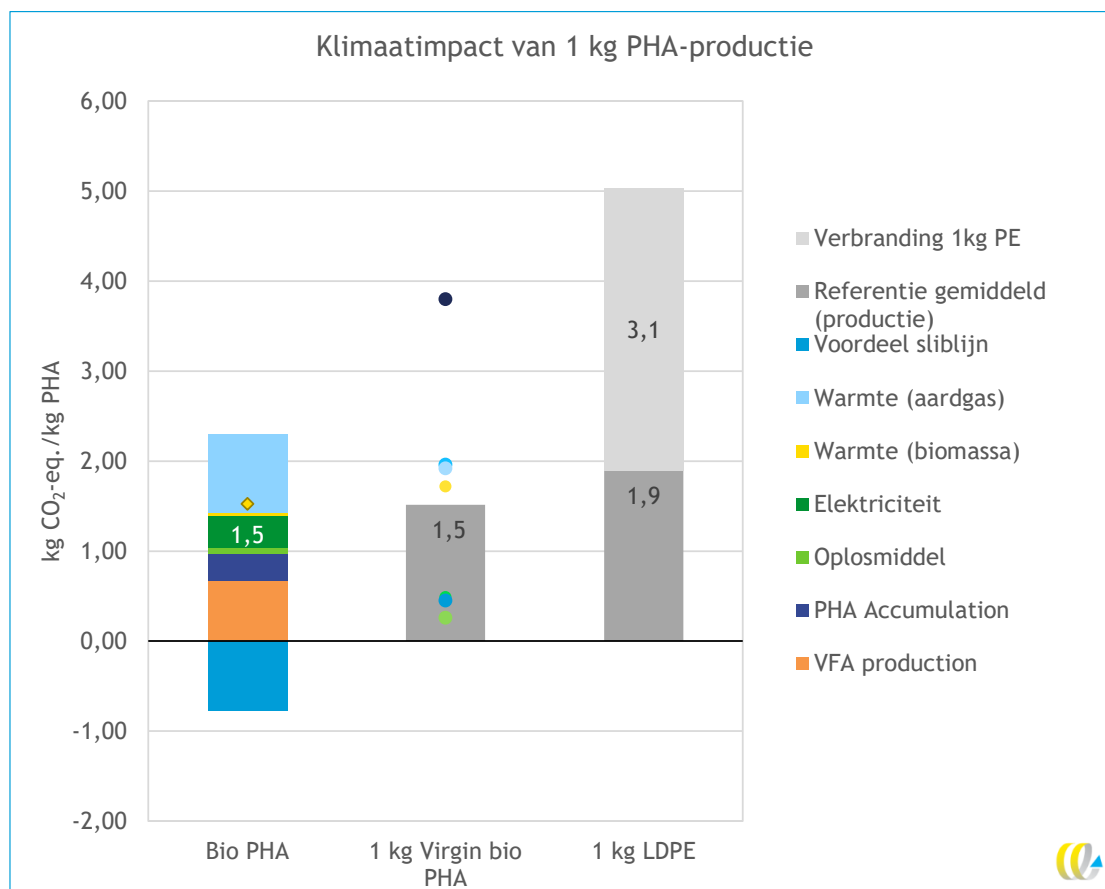
In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van PHA-productie. We gaan eerst in op de klimaatimpact van de PHA-productie. Vervolgens bespreken we de milieukosten hiervan. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage J.1. In Bijlage J.1 zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode.

9.3.1 Klimaatimpact

Figuur 54 toont de klimaatimpact van de productie van 1 kg PHA. De impact van VFA-productie en PHA-accumulatie zijn gebundeld weergegeven; de impact van PHA-extractie is uitgesplitst in de verschillende inputs omdat deze processtap het overgrote deel van de klimaatimpact veroorzaakt. De netto klimaatimpact hiervan is 1,54 kg CO₂-eq./kg DS PHA. De netto klimaatimpact van de PHA-productie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van warmte, elektriciteit en het doseren van hulpstoffen zorgen voor impact op het klimaat; de voordelen op de sliblijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Gebruik van warmte uit aardgas zorgt voor de grootste bijdrage aan de klimaatimpact (67%), opgevolgd door elektriciteitsverbruik (27%). Input van hulpstoffen draagt 4% bij aan de klimaatimpact. De meeste warmte uit gas wordt gebruikt in het extractieproces, voor het opwarmen van het oplosmiddel. Voor het drogen van de PHA-rijke biomassa wordt aangenomen dat de warmte uit de verbranding van biomassa wordt betrokken, en dat dit net zo veel warmte is als het verbranden van het biomassa-residu oplevert. In de CO₂-uitstoot van deze warmte-input wordt dus alleen de operatie van de verbrandingsinstallatie meegenomen. De CO₂ die vrijkomt bij het verbranden van het biomassa-residu is namelijk biogeen en telt daarom niet mee in de klimaatimpact. Dit is 1% van de totale klimaatimpact. Andere soorten emissies uit de verbranding worden wél meegenomen. We nemen de verbranding van hout uit het originele Ecoinventproces van de verbrandingsinstallatie hiervoor aan als proxy.

Figuur 54 - Klimaatimpact van de productie van 1 kg PHA en referentieproduct, in kg CO₂-eq./ kg DS PHA



De voordelen op de sliblijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Het voordeel op de sliblijn bestaat uit een lagere slibproductie, waardoor minder slibontwatering en slibverwerking nodig is. Per kg PHA wordt ook 1 kg minder slib geproduceerd. Dit voordeel is in het geval van PHA een vermindering van 44% ten opzichte van de klimaatimpact van energie- en hulpstoffengebruik. Het grootste gedeelte (60%) van dit voordeel bestaat uit het vermijden van slibverwerking (verbranding). Vermeden vergisting en ontwatering veroorzaken beiden ongeveer 20% van het voordeel.

De twee rechter balken laten de klimaatimpact zien van de referentieproducten. 1 kg PHA uit rioolwater vervangt 1 kg PHA uit landbouwgewassen uit conventionele landbouw. De grijze balk voor PHA uit landbouwgewassen toont het gemiddelde van alle 12 waarden voor de klimaatimpact van PHA uit de metastudie van (nova-Instituut, 2012). De gekleurde punten staan elk voor één van deze literatuurwaarden¹⁸. Bijlage I.1 toont de

¹⁸ In de studie van (nova-Instituut, 2012) komen ook negatieve waarden voor de klimaatimpact van PHA uit landbouwgewassen. Deze laten we niet zien. Dit is omdat de aannames die in (nova-Instituut, 2012) voor deze gevallen gemaakt worden niet vergelijkbaar zijn met de aannames in deze studie. Bij (nova-Instituut, 2012) komen negatieve klimaatimpacts voor in situaties waarbij een biomassa reststroom voor het eerst ingezet kan worden om energie voor het productieproces op te wekken. Er wordt aangenomen dat daardoor het gebruik van fossiele energie wordt vermeden. In deze studie doen we deze aanname niet. Energie uit biomassa veroorzaakt geen klimaatimpact door verbranding, maar we gaan er niet van uit dat de gebruikte bio-energie fossiele energiebronnen uitspaart.



literatuurreferenties die bij de verschillende punten horen. De gemiddelde klimaatimpact van de literatuurwaarden is vrijwel gelijk aan de klimaatimpact van PHA uit rioolslib (1,5 kg CO₂-eq./kg PHA). Ook in (nova-Institut, 2012) is de klimaatimpact sterk afhankelijk van de energie- en warmtebronnen die worden gebruikt. Bij het productieproces van de PHA met de hoogste klimaatimpact van 3,8 kg CO₂-eq./kg PHA wordt alle procesenergie uit aardgas betrokken (Kurdikar, et al., 2000).

De klimaatimpact van de productie van op aardolie gebaseerde LDPE is met 1,9 kg CO₂-eq./kg LDPE iets hoger dan de klimaatimpact van PHA uit rioolslib. Inclusief verbranding is dit 5 kg CO₂-eq./kg LDPE. Als verbranding wordt meegerekend, hebben de twee materialen in hun functie dezelfde klimaatimpact als 3,3 kg PHA uit rioolslib 1 kg LDPE vervangt. Als er meer dan 3,3 kg PHA uit rioolslib nodig is om 1 kg LDPE te vervangen is er geen sprake meer van een voordeel op klimaatimpact.

9.3.2 Milieukosten

Figuur 55 geeft de milieukosten van de PHA-productie weer, in eurocent per kg PHA. De milieukosten voor PHA uit landbouwgewassen kan niet worden getoond omdat hiervoor alleen de klimaatimpact uit (nova-Institut, 2012) bekend is. De grijze balk toont de milieukosten van 1 kg op aardolie gebaseerde LDPE.

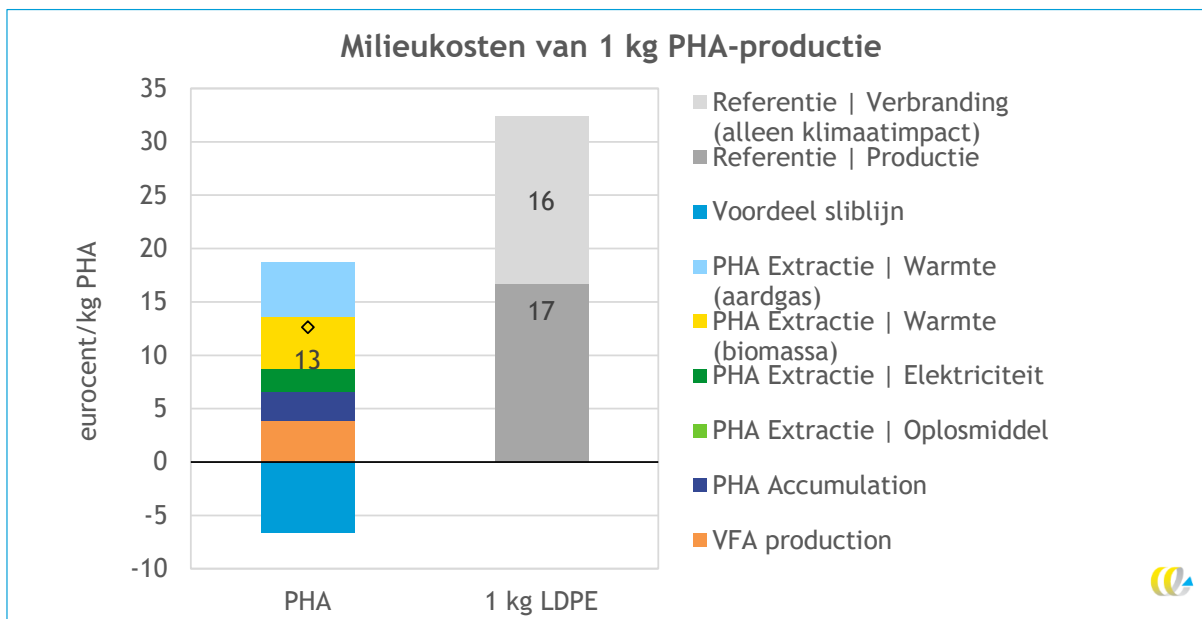
De totale milieukosten van 1 kg PHA zijn 13 eurocent. Er zitten een aantal verschillen in de verdeling van milieukosten en klimaatimpact over de verschillende procesonderdelen. Het zwaartepunt van de klimaatimpact ligt bij het gebruik warmte uit gas. Warmte uit biomassa veroorzaakt maar een klein deel van de klimaatimpact. Bij de totale milieukosten komt warmte uit biomassa juist naar voren als belangrijke bijdrager. Bij elektriciteit en warmte uit gas ligt het zwaartepunt op klimaatimpact, zonder andere 'uitschieters'. Daarom spelen deze in verhouding een kleinere rol in de milieukosten dan bij klimaatimpact. Ook het oplosmiddel valt bijna weg in de milieukosten omdat dit laag scoort op andere impact categorieën dan klimaat.

De milieukosten van energie uit het biomassa-residu komt voornamelijk door emissies naar de lucht uit het rookgas dat vrijkomt bij het verbranden van de biomassa. Hiervoor zijn als proxyemissies van het verbranden van hout aangenomen uit het originele Ecoinventproces dat is gebruikt voor het modelleren van bio-energie uit het biomassa-residu. De grootste bijdragers aan de totale milieukosten van deze bio-energie zijn menselijke toxiciteit (35%), verzuring (31%) en eutrofiëring (18%), samen 85%. De bijdrage aan menselijke toxiciteit komt voornamelijk door emissies van polycyclische aromaten en benzeen; verzuring en eutrofiëring worden allebei vooral veroorzaakt door uitstoot van stikstofoxides.

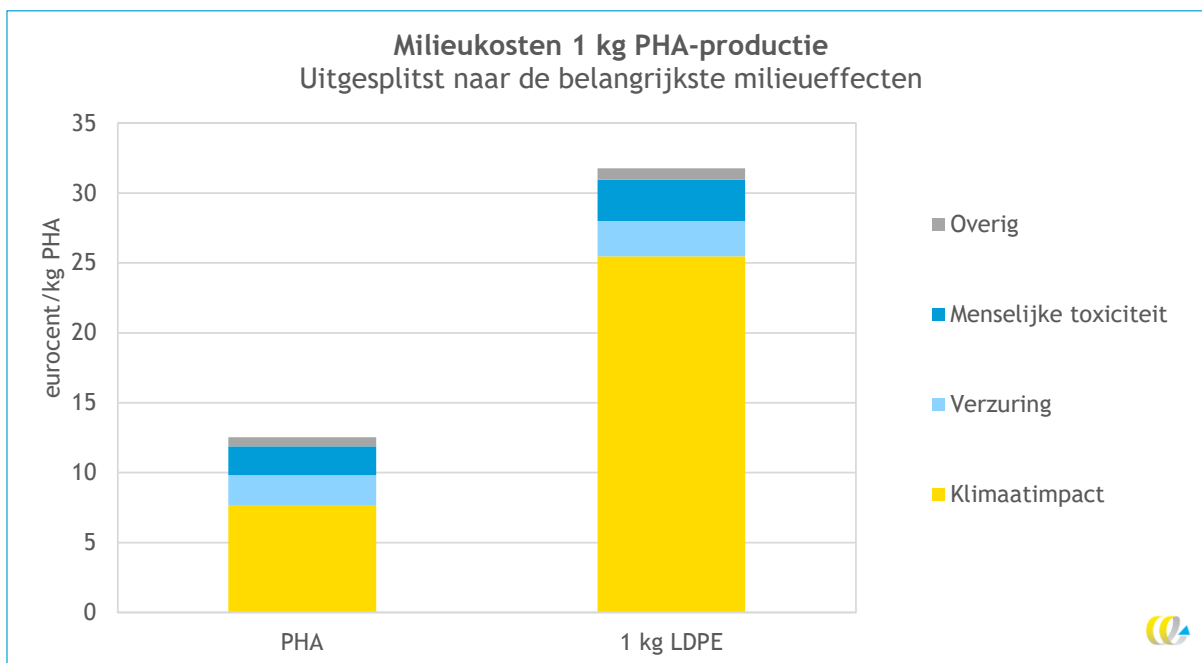
De milieukosten van de productie van 1 kg LDPE zijn met 17 eurocent 25% hoger dan de milieukosten van PHA uit rioolslib. Als verbranding van LDPE (gebaseerd op aardolie) wordt meegenomen is dit 60% omdat de klimaatimpact van LDPE hierdoor aanzienlijk hoger wordt.

Figuur 56 laat zien dat klimaatimpact de grootste impactcategorie in de milieukosten van PHA is (61%), opgevolgd door verzuring (17%) en menselijke toxiciteit (16%). De klimaatimpact komt voor 67% door warmte-input, voor 27% door elektriciteit en voor 4% uit hulpstoffen. Bij LDPE worden 80% van de milieukosten veroorzaakt door klimaatimpact. Dit is meer dan bij PHA omdat het verbranden of oxideren in het milieu van LDPE wordt meegenomen. Het gaat hier namelijk om CO₂-emissies met fossiele oorsprong. Ongeveer de helft van de milieukosten van LDPE worden hierdoor veroorzaakt

Figuur 55 - Milieukosten van de productie van PHA, in eurocent per kg DS PHA



Figuur 56 - Uitsplitsing van de milieukosten naar de milieueffecten waarop PHA-productie de grootste impact heeft



9.4 Gevoeligheidsanalyse

Onzekerheidsanalyses

Conversie slib naar VFA

Eén van de onzekere parameters in de modellering van PHA zijn de conversie van ODS naar VFA uit het gedeelte primair slib tijdens de fermentatie en productie van VFA. Hiervoor is nu 0,35 kg VFA CZV/kg ODS aangenomen voor verzuring van primair slib. Voor verzuring van secundair of surplus slib is een significante lagere waarde van 0,19 kg VFA CZV/kg ODS aangenomen. In de literatuur zijn brede ranges voor de conversie te vinden die variëren van 0,14 tot 0,35 kg VFA/kg ODS voor conventionele verzuring van slib waarbij het doel vaak vooral was de productie van een koolstofbron voor denitrificatie. Deze conversies zijn significant lager (ongeveer de helft) dan die bereikt wordt bij vergisting van slib. Dit is verrassend omdat ook de vergisting van slib verloopt via verzuring en vervolgens methaanvorming. Dit suggereert dat in theorie een hogere conversie mogelijk is door slimmere procesvoering. Dit wordt ook bevestigd door studies waarbij bijvoorbeeld een alkalische verzuring wordt toegepast en significant hogere conversies worden bereikt. Voor deze studie is gekozen om een conversie aan te nemen die aan de hoge kant zit van het spectrum gevonden in de literatuur om daarmee ook dit innovatiepotentieel weer te geven. In een gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat het effect is als de conversie nog hoger zou kunnen uitvallen. Momenteel loopt onderzoek door het PHA2USE-consortium om deze aannames nog verder te onderbouwen. De conversies van primair en secundair slib naar VFA zijn voor de gevoeligheidsanalyse beiden 25% lager en hoger gezet dan de basisanalyse (zie Tabel 39).

Tabel 39 - Conversies van slib naar VFA voor onzekerheidsanalyse PHA

VFA production	Origineel	25% lagere yield	25% hogere yield	Eenheid
Yield VFA primair slib	0,35	0,26	0,44	kg VFA sCZV/kg VS in
Yield VFA secundair slib	0,19	0,14	0,23	kg VFA sCZV/kg VS in

PHA-gehalte in PHA-rijke biomassa

We nemen aan dat het PHA-gehalte in de PHA-rijke biomassa 46% (van de ODS) bedraagt. Dit is een onzekere aanname. Daarom doen we een gevoeligheidsanalyse met een PHA-gehalte van 60%. Recent wetenschappelijk onderzoek bij Wetsus laat zien dat er waarschijnlijk een maximum is bij 65% bij gebruik van secundair actief slib als accumulerende biomassa (Pei, et al., 2022).

Scenarioanalyse

Alle warmte uit gas

Ook de warmte voor het drogen van de PHA-rijke biomassa wordt gewonnen uit aardgas. In de basisanalyse wordt aangenomen dat deze warmte uit bio-energie wordt betrokken omdat het biomassa-residu wordt verbrand in een bio-energiecentrale. Deze scenario-analyse laat zien hoe het de milieu-impact beïnvloedt als dit niet het geval zou zijn.

Duurzame elektriciteit

Er wordt groene stroom gebruikt voor het PHA-productieproces. Voor de groenestroommix gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022).

Duurzame warmte

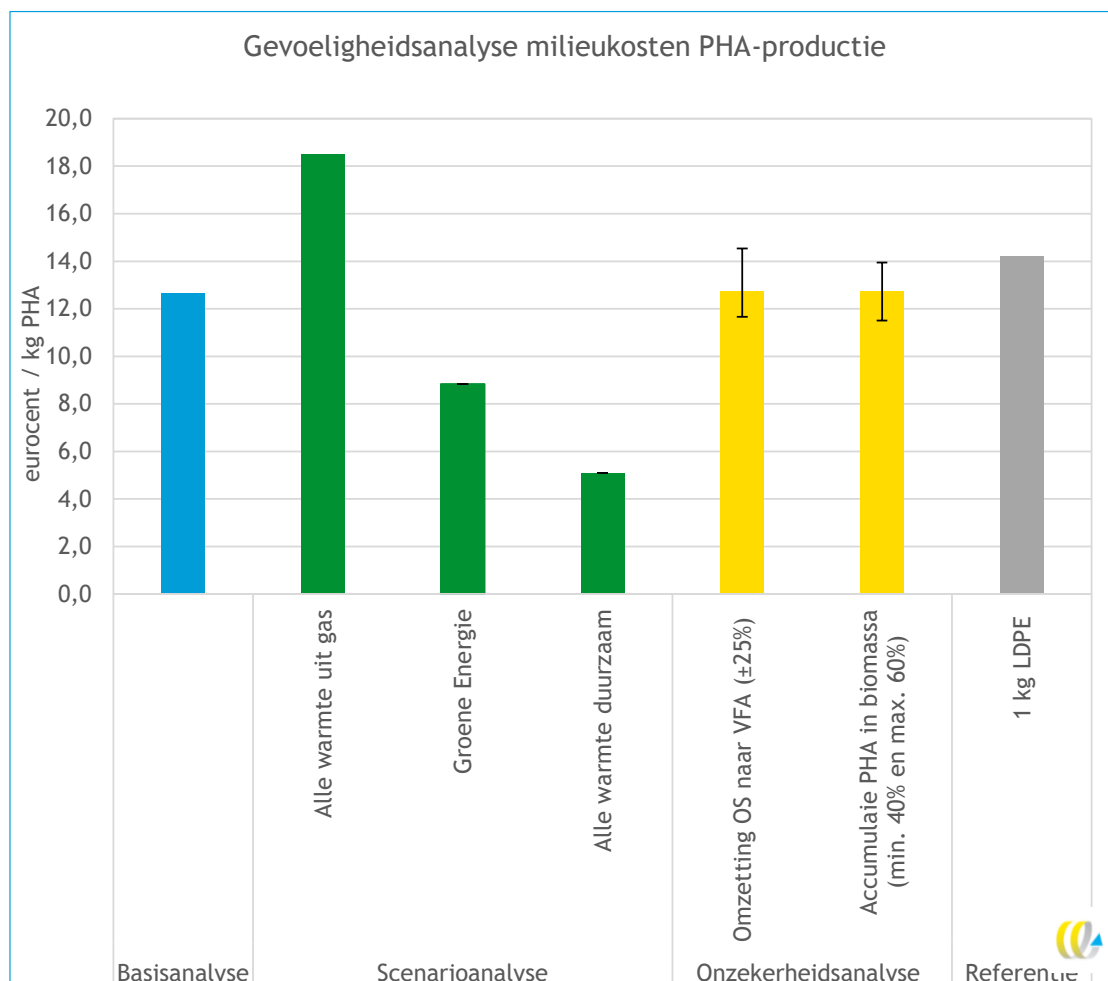
In de basisanalyse zijn we ervan uitgegaan dat de gemiddelde Nederlands marktmix voor warmte wordt gebruikt voor in het hele productieproces. In dit scenario gaan ervan uit dat daarvoor restwarmte wordt gebruikt. Het model voor de productie van restwarmte is gebaseerd op een studie van CE Delft over ketenemissies van warmtelevering (CE Delft, 2016). Hierin wordt ervan uitgegaan dat zuivere restwarmte niet altijd beschikbaar is en er daarom 20% bijstook met aardgas nodig is.

9.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Figuur 57 toont de resultaten van de gevoeligheidsanalyse. De scenario's waarbij alleen groene energie of alleen duurzame warmte wordt gebruikt (groene balken) veroorzaken de grootste reductie in milieu-impact ten opzichte van de basisanalyse. Dit is in lijn met de verwachtingen omdat de milieu-impact van PHA uit rioolwater voornamelijk zit in het gebruik van warmte (2/3) en elektriciteit (1/4). Omschakelen naar groene elektriciteit zorgt voor een reductie in de milieukosten van 30%. Vooral het omschakelen naar volledig duurzame warmte heeft veel effect (reductie van 60%). In de basisanalyse is de warmte-input voor het drogen van de PHA-rijke biomassa al als bio-energie gemodelleerd omdat het biomassa-residu in ene bio-energiecentrale wordt verbrand. Als dit niet gebeurt, en alle warmte uit aardgas wordt betrokken stijgen de milieukosten met bijna 50%.

De onzekerheidsanalyses voor de omzetting van organische stof (OS) naar VFA en de accumulatie van PHA in de biomassa (gele balken) laten zien dat het resultaat hier minder gevoelig voor is dan voor de energiebronnen. De milieukosten worden 14% hoger met een 25% lagere omzetting van OS naar VFA variëren de milieukosten met, en 9% lager met een 25% hogere omzetting. De milieukosten worden 9% hoger met een accumulatie van PHA in de PHA-rijke biomassa van 40%, en 10% lager met een PHA-accumulatie van 60%.

Figuur 57 - Gevoeligheidsanalyse PHA



9.5 Discussie

De milieu-impact van PHA wordt gedomineerd door warmte-input (2/3) en elektriciteit (1/4). De klimaatimpact is dan ook vooral afhankelijk van de warmtebron voor drogen van het biomassa-residu. Als deze ook uit fossiele energie (aardgas) wordt betrokken worden de milieukosten ongeveer 1,5 keer hoger dan in de basisanalyse. Het valt op dat de totale milieukosten van bio-energie voor droging vergelijkbaar zijn met de milieukosten van warmte uit gas voor het extractieproces (zie Figuur 55). Voor droging is ongeveer twee keer zo veel warmte nodig als voor de extractie. Dit betekent dat de totale milieukosten alsnog dalen door het gebruik van bio-energie in plaats van warmte uit gas. De grootste reductie van de milieu-impact ten opzichte van de basisanalyse kan worden bewerkstelligd door het gebruik van duurzame energie- en warmtebronnen voor het hele proces. Dit heeft ongeveer 2-4 keer zoveel effect als procesoptimalisaties die de omzetting van OS naar VFA of de accumulatie van PHA in de biomassa verhogen. De techniekontwikkelaar geeft aan dat er nog een optimalisatie mogelijk is voor het energiegebruik middels warmteterugwinning en gebruik, dat is in de huidige analyse nog niet opgenomen.

De klimaatimpact van het referentieproduct is sterk afhankelijk van de energiebron van het productieproces. Vooral als voor het referentieproduct warmte uit fossiele energiebronnen wordt gebruikt en voor de PHA-productie uit rioolslib niet, is de kans groot dat die laatste een milieuvoordeel zal hebben.

De conventionele productie van PHA heeft volgens (nova-Institut, 2012) een sterk variërende klimaatemissie van 0,26 tot +3,8 kg CO₂-eq./kg PHA. Productie uit slib is met 1,52 CO₂-eq./kg PHA gelijk aan het gemiddelde van deze range. Of PHA uit rioolslib milieukundig voordelig is hangt sterk af van welke PHA vervangen wordt in de markt.

De milieukosten van 1 kg LDPE zijn zeer beperkt (0,8%) hoger dan de milieukosten van PHA uit rioolslib. Daarmee is het milieuvoordeel bij de basisaannames, en met de gebruikte LCA-methodiek, beperkt. Er zijn echter een aantal aspecten die verder onderzoek naar terugwinning van PHA rechtvaardigen: de huidige analyse is een momentopname voor een niet-uitontwikkeld proces. Het is bijvoorbeeld mogelijk dat het energiegebruik in de toekomst aanzienlijk kan verminderen, wat de milieu-impact zou verlagen. Ook kan gebruik van (additionele) groene energie de impact verder verlagen (hoewel dit ook deels waar is voor LDPE productie). Ook draagt vervanging van LDPE door een teruggewonnen grondstof bij aan de circulaire economie. Tot slot zijn de langetermijneffecten van LDPE dat als microplastics in het milieu terecht komen niet meegenomen omdat er nog geen methodiek is dit in LCA's te doen. Door inzetten van de biologisch afbreekbare PHA worden deze effecten vermeden. Het kwantificeren van de toxicologische langetermijneffecten van microplastics in het milieu is nog volop in ontwikkeling (Gontard, et al., 2021). Het is niet bekend hoe groot deze effecten zijn ten opzichte van de milieu-impact die in de huidige studie is meegenomen.

10 Kaamera

10.1 Introductie

Kaamera Nereda® Gum is een nieuwe biobased grondstof die wordt gewonnen uit slibkorrels die zich vormen bij het Nereda®-zuiveringsproces. Het is een polymeer dat functioneel enigszins lijkt op alginaat dat uit zeewier wordt gewonnen. Zeewieralginaat wordt op dit moment vooral toegepast in textiel, voedingsmiddelen, bouw en in de papierindustrie. Chemische karakterisering van het polymeer heeft uitgewezen dat Kaamera hoofdzakelijk is opgebouwd uit eiwitten en polysachariden. Kaamera lijkt chemisch gezien het meeste op een glycoproteïne; een polymeer met eiwitgroepen als basis en sachariden als zijgroepen. Vanwege de veelzijdigheid van het product, de verschillende mogelijke toepassingen en de invloed van de extractiemethode op de samenstelling van het product is de naam Kaamera Nereda gum (Kaamera) voorgesteld. Kaamera betekent kameleon in de Maori taal. Deze metafoor is gekozen omdat deze goed past bij de eigenschappen van het polymeer die mede bepaald worden door de extractiemethode (STOWA, 2019).

10.2 Afbakening

Kaamera staan in zijn ontwikkeling als product en technologie op een TRL van 7-8. Het terugwinnen van Kaamera gebeurt nog niet op grote schaal op communale RWZI's, zoals de waterschappen dit na verdere doorontwikkeling voornamelijk voor ogen hebben. Het doel van deze LCA is om de milieu-impact van grootschalige winning van Kaamera op communale RWZI's zo goed mogelijk te benaderen. Kaamera wordt nu gewonnen op RWZI's Zutphen en Epe. Bij Zutphen gaat het om een permanente installatie die proceswater uit de zuivelindustrie behandelt. Dit levert een andere samenstelling Kaamera op dan op RWZI Epe, waar communaal rioolwater wordt behandeld. In Epe staat een demonstratie-installatie. Beide installaties zijn in sommige opzichten representatief voor toekomstige Kaameraproductie en in sommige opzichten niet. Daarom hebben we voor de modellering van het proces een combinatie gemaakt van data van de twee installaties. De uitwerking hiervan staat in Paragraaf 10.2.2.

10.2.1 Systeem

Kaamera wordt geëxtraheerd uit korrelslib afkomstig uit Nereda® RWZI's. Er zijn vier processtappen: oplossen, scheiden, neerslag en afscheiden.

Oplossen met warmte en loog

Om Kaamera uit het korrelslib op te lossen wordt het slib verwarmd tot 60-80 °C en de pH verhoogd tot 9 à 11. Verwarming van het slib kan op verschillende manieren. Indirecte verwarming met heet water via een warmtewisselaar uit het eigen proces, aangevuld met warmte uit een elektrisch boiler, of injectie van stoom in het ingedikte slib. De pH wordt verhoogd door loog toe te voegen. Welk loog er wordt gebruikt is afhankelijk van toepassing, beschikbaarheid, prijs en duurzaamheid. Kaliumloog (KOH) wordt gebruikt voor toepassingen van Kaamera in de landbouw omdat kalium ook een belangrijke nutriënt is. Extra toevoegen van natrium voor deze toepassingen is onwenselijk. Bij toepassingen in de bouw wordt natriumloog (NaOH) gebruikt. Dit is vaak beter beschikbaar en goedkoper, en



heeft een iets lagere milieu-impact. De aanwezigheid van natrium vormt bij toepassingen in de bouw geen probleem.

Scheiden met decanter

In de decanter-centrifuge wordt de oplossing met Kaumera gescheiden van het slib. Het centraat gaat naar de volgende processtap. Het biomassa-residu gaat naar de vergisting en wordt verder verwerkt als slib. Het biomassa-residu bevat minder organische stof dan in een situatie zonder grondstofterugwinning omdat veel organische stof als Kaumera verder door het proces gaat. Er wordt minder biomassa vergist, waardoor minder biogas kan worden gewonnen. Er is tegelijkertijd ook minder slib dat ontwaterd en verbrand hoeft te worden. Deze effecten nemen we mee in de analyse. Door de extractie wordt een betere vergisting van de resterende organische biomassa verwacht. Omdat details hierover ontbreken en het netto effect op de uitkomsten beperkt zal zijn, is dit niet meegenomen in de analyse.

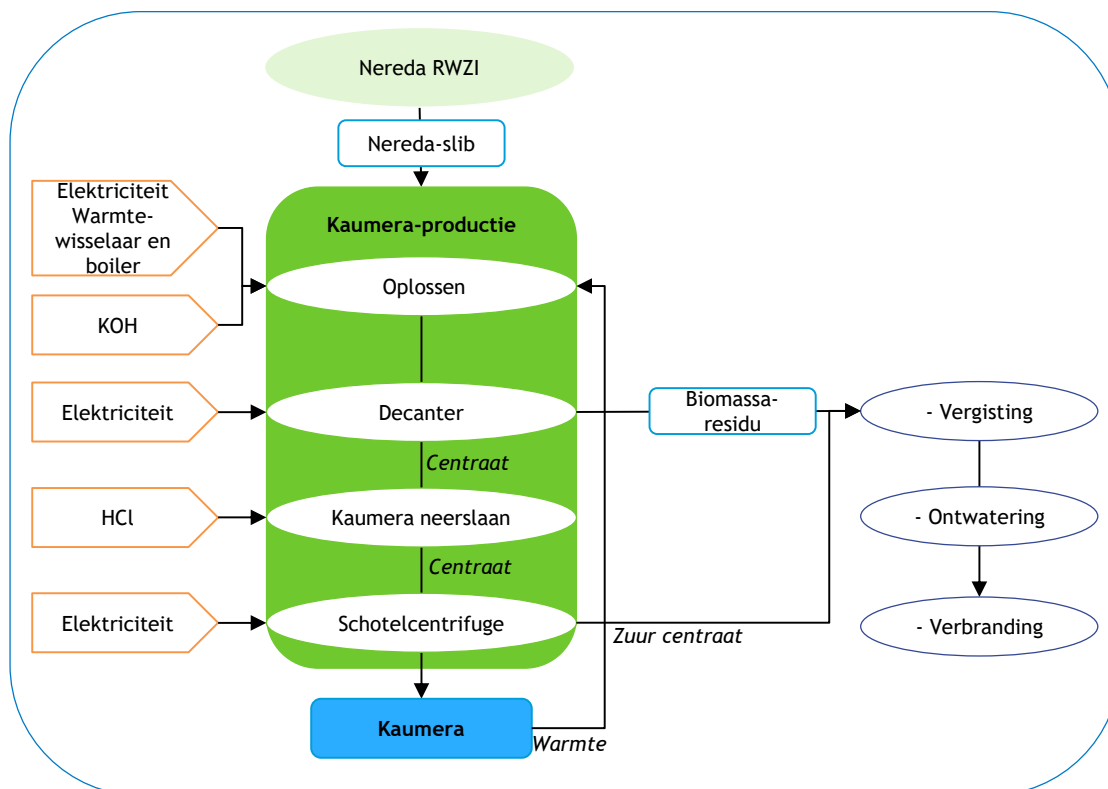
Kaumera neerslaan

In deze stap wordt zoutzuur toegevoegd om de pH van de oplossing te verlagen naar 2-4. Bij deze pH vlokt de Kaumera uit in de vorm van een hydrogel.

Afscheiden Kaumera met centrifuge

Met een schotelcentrifuge wordt de Kaumeragel afgescheiden van het zure centraat. Het zure centraat wordt bij het slib gemengd. Zo wordt de organische stof die in het zure centraat aanwezig is ook vergist.

Figuur 58 - Processchema Kaumerawinning zoals gemodelleerd in deze LCA



10.2.2 Aannames

De modellering van het Kaumeraproductieproces is gebaseerd op een combinatie van data van de bestaande installaties in Epe en Zutphen. Tabel 40 toont een samenvatting van de keuzes die we hierbij hebben gemaakt en hun onderbouwing.

De energie-input van Kaumeraproductie is gemodelleerd op basis van data van de installatie in Zutphen. Deze keuze is gemaakt omdat het permanente karakter van deze installatie representatiever is voor de operatie van toekomstige full scale-installaties. Een ander groot verschil in operatie tussen Kaumerawinning uit communaal en industrieel slib is de input-hoeveelheid van chemicaliën. Dit komt door verschillen in de eigenschappen van communaal slib en slib uit de Nereda®-installatie die proceswater behandelt. Daarom is de chemicaliëinput in de modellering gebaseerd op het ontwerp van de installatie in Epe.

Tabel 40 - Aannames voor modellering Kaumera

Eigenschap	Zutphen	Epe	In toekomst voorzien	Keuze voor modellering
Industrieel vs. Communaal	Industrieel Per kg Kaumera – Minder slib – Minder energie – Minder chemicaliën	Communaal Per kg Kaumera – Meer slib nodig – Grotere dimensionering nodig en dus	Communaal → In theorie lijkt energieverbruik per kg Kaumera in Epe meer op energiegebruik bij	→ We gebruiken de chemicaliëinput van Epe

Eigenschap	Zutphen	Epe	In toekomst voorzien	Keuze voor modellering
		groter energie-verbruik – Meer chemicaliën	toekomstige Kaumerawining om dat daar communaal slib wordt verwerkt maar zie 'Continu vs. Niet continu'	
Full scale en permanent vs. demonstratie	Full scale en permanent	Demonstratie	Full scale en permanent	→ Capaciteit Zutphen is representatiever
Continu vs. Niet continu	Continu	Niet continu – Installatie Epe draait alleen op afroep. – Daardoor relatief veel energie nodig voor opwarmen – Duur van inregelen lang t.o.v. productietijd	Continu	→ Energiegebruik Epe niet representatief voor toekomstige Kaumeraproductie Energie-input gemodelleerd op basis van data van de installatie in Zutphen
Warmteterugwinning vs. aardgas	Warmteterugwinning uit het slib na Kaumera extractie met een warmtepomp en elektrische boiler voor aanvulling voor warmteverlies	Aardgas voor warmteopwekking	Warmteterugwinning + elektrische boiler I.v.m. economisch rendement logische keuze voor permanente installaties	Energie-input gemodelleerd op basis van data van de installatie in Zutphen

Enkele andere aannames worden in het vervolg beschreven.

Kaliumloog (KOH) als loog

Voor het oplossen van Kaumera kan kaliumloog (KOH) of natronloog (NaOH) worden gebruikt. In deze studie nemen we aan dat KOH wordt gebruikt. Dit heeft te maken met de referentieproducten die we onderzoeken; dit zijn producten die in de landbouw worden toegepast. In bodemsystemen is het gunstiger om kalium te introduceren dan natrium. Kalium is namelijk een nutriënt dat gewassen nodig hebben; natrium is een stof die gewassen ongunstig kan beïnvloeden als deze in te grote hoeveelheden aanwezig is. NaOH is goedkoper en ook milieukundig gunstiger dan KOH. Als Kaumera wordt toegepast buiten de landbouw (bijvoorbeeld in de bouw) is het aannemelijk dat NaOH als loog zal worden gebruikt.

Chemicaliën van primaire oorsprong

De gebruikte chemicaliën zijn geproduceerd met primaire grondstoffen. Dit is een aanname die we doen voor alle teruggewonnen grondstoffen in de basisanalyse.

Slibverwerking

Vergisting, ontwatering en verbranding van slib in de referentiesituatie (zonder Kaumera-winning) gaan volgens het algemene model dat we in deze studie gebruiken, zoals beschreven in Paragraaf 2.4.2. De organische droge stof waar Kaumera uit bestaat eindigt niet als slib. Daarom nemen we aan dat per kg Kaumera ook 1 kg minder slib vergist, ontwaterd en verbrand hoeft te worden. Tegelijkertijd zorgt de extractie ervoor dat het resterende deel mogelijk beter vergist kan worden. Deze invloeden op de slibvergistings na extractie is iets voor verder praktijkonderzoek.

Verwerking reststromen

Het biomassa-residu en zure centraat worden net als slib verwerkt. Het zure centraat wordt niet teruggeluid naar de zuivering. Dit is de situatie zoals op RWZI Epe nu ook het geval is.

Elektriciteitsmix

De gebruikte elektriciteit is de gemiddelde energiemix in Nederland. We doen een gevoeligheidsanalyse voor een duurzame energiemix.

10.2.3 Inventarisatie en modellering

Data voor de modellering over energiegebruik zijn afkomstig van de Kaumera extractie-installatie Zutphen. De gegevens zijn gebaseerd op metingen en massabalansen van het proces. De Nereda® in Zutphen zuivert proceswater van FrieslandCampina. De Kaumera extractie-installatie heeft een ontwerpcapaciteit van 350 ton DS/jr. De installatie is gebouwd om 24/7 in bedrijf te kunnen zijn.

Chemicaliëninput zal meer lijken op de installatie in Epe, die Neredaslib uit een communale RWZI verwerkt. Voor slib van communale RWZI's ligt de dosering van HCl en loog hoger dan voor het slib van de zuivelindustrie dat in Zutphen wordt gebruikt. Dit ligt aan het hogere buffervermogen van communaal slib. We gebruiken ontwerpgegevens om het chemicaliën-gebruik van Zutphen om te rekenen naar het gebruik voor Epe (zie Tabel 41). De hoeveelheden KOH en HCl per kg DS-slib input zijn om redenen van vertrouwelijkheid niet weergegeven.

Tabel 41 - Input KOH en HCl voor communaal slib Epe

Input	Factor Zutphen --> Epe (geen eenheid)	Input per kg DS Kaumera	Eenheid
KOH	1,63	0,76	Mol/kg DS slib input
HCl	2,03	0,92	Mol/kg DS slib in

Omdat de hoeveelheden van gebruikte inputs vertrouwelijk zijn, zijn deze niet opgenomen in dit rapport. Tabel 42 toont de inputs en de datasets die we gebruiken voor de modellering.

Tabel 42 - Modellerings inputs en slibreductie Kaamera

Materiaal	Dataset/Databron
KOH (25%)	(Ecoinvent 3.8) Potassium hydroxide {GLO} market for Cut-off, U
HCl (30%)	(Ecoinvent 3.8) Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for Cut-off, U
Elektriciteit	Elektriciteit NL - Gemiddeld 2019 (CE Delft, 2021)
Reductie slib voor vergisting en eindverw.	Zie Paragraaf 2.4.2

10.2.4 Referentieproducten

We onderzoeken drie toepassingen van Kaamera, zoals in Tabel 43 samengevat. De meeste focus ligt nu op de toepassing als biostimulant. De toepassing als slow release coating zit nog in de R&D-fase. Toepassing als bindmiddel in meststoffen is op pilotschaal bewezen, maar de markt lijkt vooralsnog niet heel groot.

Tabel 43 - Referentieproducten Kaamera

Functie	Vervangen product	Hoeveelheid	Data
Bindmiddel in meststoffen	Lignosulfaat	1 liter Kaamera (zure gel à 7% DS) vervangt 1 kg Lignosulfaatpoeder (95% DS)	(Saur & Soldal, 2016)
Biostimulant	Alginaat uit zeewier	1 kg Kaamera vervangt 1 kg alginaat uit zeewier	(STOWA, 2016)
Slow release coating van meststoffen	Kaamera + plasticiser vervangt Ethyleen-acrylzuur copolymeer	1 kg DS Kaamera vervangt 1 kg DS Ethyleen-acrylzuur copolymeer	(Capendale, 2004)

Lignosulfaat

Lignosulfaat is een coproduct in de productie van cellulose, ethanol, lignine en vanilline uit hout. LCA-data zijn overgenomen uit (Saur & Soldal, 2016). Dit is een LCA-studie van productiebedrijf Borregaard in Sarpsborg, Noorwegen. Deze LCA heeft dezelfde scope als de LCA-grondstoffen uit rioolwater: cradle-to-gate. (Saur & Soldal, 2016) hebben transport naar de klant meegenomen in de analyse, maar resultaten ook exclusief gepresenteerd. Daarom zijn de resultaten vergelijkbaar.

Bureau Lumbricus heeft in 2016 testenruns uitgevoerd waar Kaamera lignosulfaat in kunstmestkorrels van struviet verving in de verhouding 1 L Kaamera (7%) op 1 kg lignosulfaatpoeder (95% DS). Dit gaf een vergelijkbare kwaliteit struvietkorrel, die als kunstmest kan worden toegepast in de landbouw. Voor de vervanging van 1 kg DS Kaamera is 14,28 kg lignosulfaatpoeder nodig. Met een klimaatimpact van 0,692 kg CO₂-eq./kg voor lignosulfaatpoeder betekent dit een vermeden CO₂-uitstoot van 9,89 kg CO₂-eq. per kg DS Kaamera die wordt ingezet om lignosulfaatpoeder te vervangen. Tabel 44 toont hoe deze getallen tot stand komen.

Tabel 44 - Omrekening vergelijkbare hoeveelheid Kaamera en lignosulfaatpoeder

	Hoeveelheid	DS	CO ₂ -footprint excl. Transport voor aanwezige DS	Factor om 1 kg DS Kaamera te vervangen	CO ₂ -footprint excl. Transport voor effect 1 kg DS kaamera
	kg	%	kg CO ₂ -eq./kg	[-]	kg CO ₂ -eq./kg DS Kaamera
Kaamera	1	7%	0,018 ¹	14,28 ³	0,25
Lignosulfaaat poeder	1	95% ²	0,692 ²	14,28 ³	9,89 ⁴
Alginaat uit zeewier	1	100%	2,70	1	2,7

¹ Klimaatimpact 1 kg Kaamera met 7% DS = Klimaatimpact 1 kg DS Kaamera x 0,07 = 0,018 kg CO₂-eq./kg.

² Bron: (Saur & Soldal, 2016).

³ Factor om 1 kg DS Kaamera te vervangen is 1 / 0,07 = 14,28 kg lignosulfaatpoeder met 95% DS nodig.

⁴ CO₂-footprint excl. transport voor lignosulfaatpoeder dat door 1 kg DS kaamera wordt vervangen: 0,692 kg CO₂-eq./kg x 14,28 = 9,89 kg CO₂-eq./kg.

⁵ Uit (STOWA, 2016).

Alginaat uit zeewier

Zeewieralginaat wordt op dit moment vooral toegepast in textiel, voedingsmiddelen, bouw en in de papierindustrie. Alginaat uit de Nereda®-korrel vertoont fysisch-chemisch zeer sterke overeenkomsten met alginaat, maar is niet geheel identiek. Alginaat uit korrelslib is een extracellulair polysaccharide (terwijl zeewieralginaat geïntegreerd is in de celwanden), en het heeft zowel hydrofiele als hydrofobe eigenschappen (STOWA, 2016).

Ethyleen-acrylzuur copolymeer

In de functie als slow-release coating van meststoffen vervangt een combinatie van Kaamera en een plasticiser de stof Ethyleen-acrylzuur copolymeer (EAC). Om deze vergelijking goed te kunnen maken zou de samenstelling van Kaamera en plasticiser bekend moeten zijn. Daarnaast is er informatie nodig over de milieu-impact van de plasticiser. In deze studie geven we de directe vergelijking tussen Kaamera en EAC, omdat er niet voldoende informatie beschikbaar is over de samenstelling en de impact van EAC. Om het uiteindelijke effect van deze toepassing van Kaamera te berekenen geldt de volgende formule:

Impact Kaamera als slow-release coating = Impact [x kg Kaamera + (1-x) kg plasticiser] - Impact [1 kg EAC],

waarbij $x < 1$ kg.

Omdat er geen directe productiedata of datasets in databases beschikbaar zijn, benaderen we de milieu-impact van EAC door middel van de hoofdcomponenten ethyleen en acrylzuur, waar wél datasets voor beschikbaar zijn in Ecoinvent. De verhouding waarin EAC uit ethyleen en acrylzuur bestaat is afgeleid uit een patent voor een materiaal waar EAC in wordt gebruikt, en dat ook onder andere als oplosbare coating wordt ingezet (Capendale, 2004). De voorkeursverhouding ethyleen/acrylzuur die hier wordt genoemd is 80-85% ethyleen en 15-20% acrylzuur. Voor dit onderzoek hebben we 82,5% ethyleen en 17,5% acrylzuur gebruikt. Omdat dit slechts de hoofdbestanddelen zijn van EAC, zal deze methode leiden tot een onderschatting van de milieu-impact EAC. Bijvoorbeeld energie en mogelijke andere hulpstoffen en het verwerken van afvalstromen zijn nu niet meegerekend.

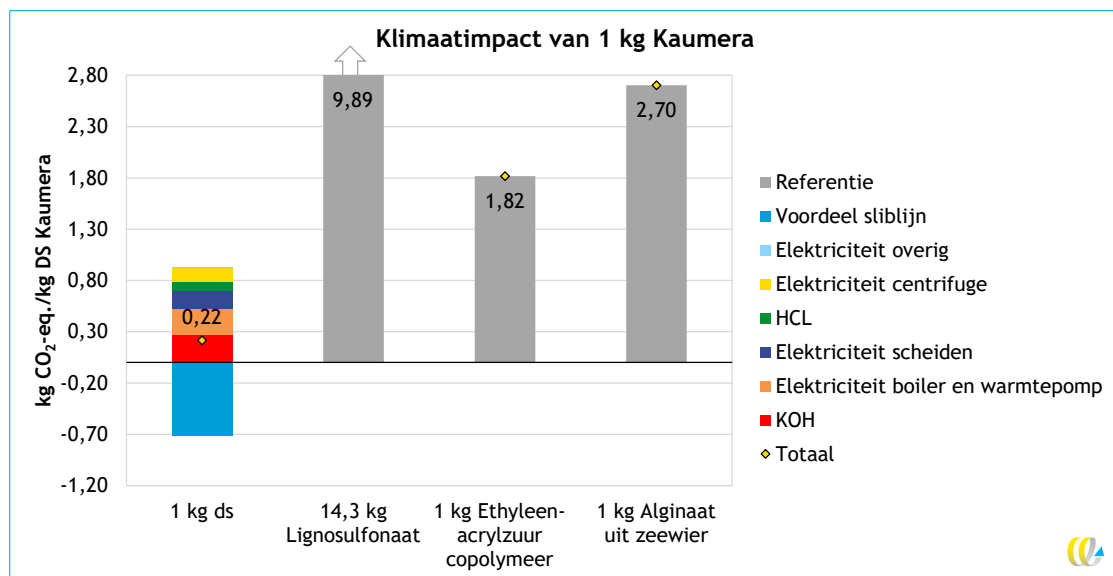
10.3 Resultaten

In deze paragraaf presenteren we de resultaten van de analyse van Kaumeraproductie. We gaan eerst in op de klimaatimpact van de Kaumeraproductie. Vervolgens bespreken we de milieukosten. In de milieukosten zijn meerdere milieueffecten meegenomen (zie Paragraaf 2.3 voor meer achtergrondinformatie over milieukostenberekeningen).

De resultaten zijn in dit hoofdstuk alleen in grafiekvorm gepresenteerd. De tabellen met de getallen die bij deze grafieken horen zijn te vinden in Bijlage J.1. In Bijlage J.1 zijn ook de tabellen te vinden met de resultaten die berekend zijn met de ReCiPe-methode.

10.3.1 Klimaatimpact

Figuur 59 - Klimaatimpact van 1 kg van de productie van Kaumera en referentieproducten, in kg CO₂-eq./ kg DS Kaumera



Figuur 59 laat de klimaatimpact van de productie van Kaumera zien. De linker kolom laat het resultaat voor de productie van Kaumera uit Neredaslib zien, gemodelleerd op basis van een combinatie van data van bestaande installaties op RWZI Zutphen en Epe (zie Paragraaf 10.2.2). De netto klimaatimpact hiervan is 0,22 kg CO₂-eq./kg Kaumera. De netto klimaatimpact van de Kaumeraproductie bestaat uit een deel klimaatimpact (boven de x-as) en een deel vermeden klimaatimpact (onder de x-as). Het gebruik van elektriciteit en het doseren van hulpstoffen zorgen voor impact op het klimaat. Gebruik van elektriciteit voor verwarmen en scheidingsstappen zorgt voor de grootste bijdrage aan de klimaatimpact van Kaumeraproductie (61%).

De voordelen op de sliblijn zorgen ervoor dat er klimaatimpact vermeden wordt. Het voordeel op de sliblijn bestaat uit een lagere slibproductie, waardoor minder slibontwatering en slibverwerking nodig is. Per kg Kaumera wordt ook 1 kg minder slib geproduceerd. Dit voordeel is in het geval van Kaumera substantieel ten opzichte van de klimaatimpact van energie- en hulpstoffengebruik. Het grootste gedeelte (60%) van dit voordeel bestaat uit het vermijden van slibverwerking (verbranding). Vermeden vergisting en ontwatering veroorzaken beiden ongeveer 20% van het voordeel. Dit geeft een voordeel omdat vergisting en ontwatering energie kosten.

De rechter drie kolommen laten de klimaatimpact zien van de referentieproducten. Om de klimaatimpact van de referentieproducten vergelijkbaar te houden met de klimaatimpact van 1 kg DS Kaamera (linker balk), is deze uitgedrukt in kg CO₂-eq. per hoeveelheid die 1 kg DS Kaamera vervangt.

In de toepassing als bindmiddel in meststoffen vervangt 1 kg DS Kaamera 14,3 kg Lignosulfonaatpoeder (95% DS). De klimaatimpact hiervan is 9,89 kg CO₂-eq.

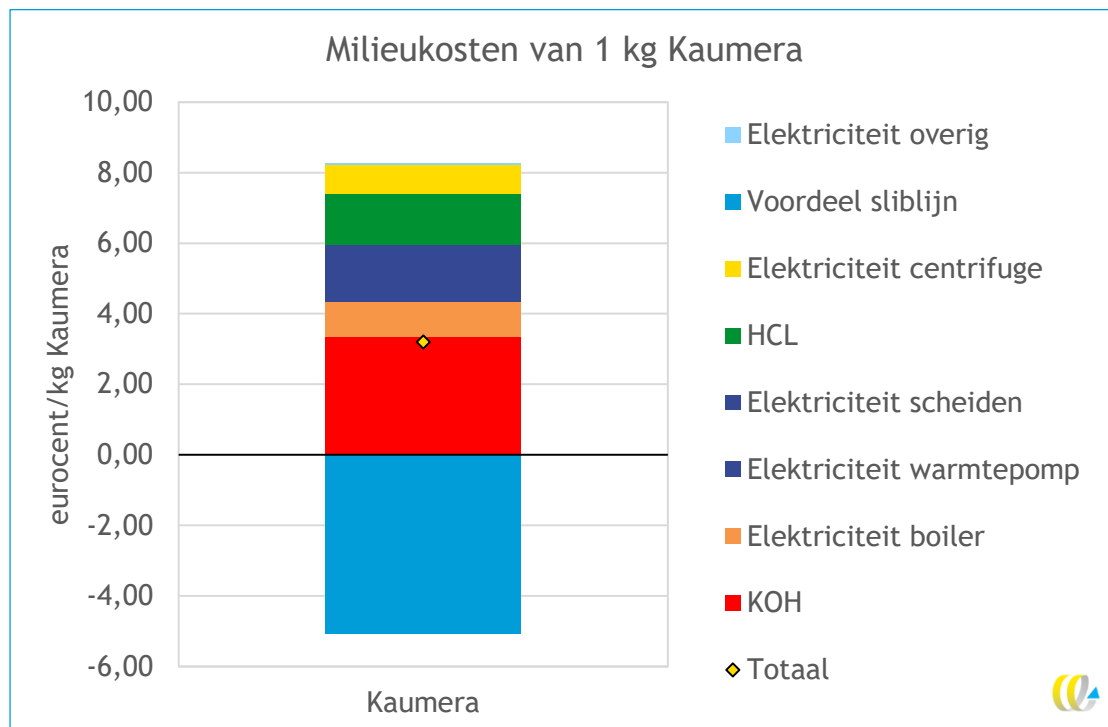
In de toepassing als vervanger van Ethyleen-acrylzuur copolymeer (EAC) nemen we in deze studie aan dat 1 kg DS Kaamera 1 kg EAC vervangt. De klimaatimpact hiervan is 1,8 kg CO₂-eq. Dit resultaat is onzeker omdat alleen de impact van de hoofdbestanddelen ethyleen en acrylzuur zijn meegenomen. De werkelijke klimaatimpact van EAC is daarom waarschijnlijk hoger. Het is daarom aannemelijk dat de klimaatimpact van 1 kg EAC hoger is dan 1 kg DS Kaamera. Of de toepassing van Kaamera als vervanger van EAC een milieuvoordeel heeft ligt eraan hoeveel Kaamera er daadwerkelijk nodig is om 1 kg EAC te vervangen, hoeveel plasticiser hier nog aan toegevoegd wordt, en wat de klimaatimpact hiervan is. Als de klimaatimpact van deze combinatie in de juiste vervangende hoeveelheid lager is dan de geschatte klimaatimpact van EAC, is het aannemelijk dat het inzetten van Kaamera en plasticiser een milieuvoordeel heeft. Dit komt doordat de klimaatimpact van EAC waarschijnlijk een onderschatting is.

In de toepassing als biostimulant vervangt 1 kg DS Kaamera 1 kg alginaat uit zeewier. De klimaatimpact hiervan is 2,7 kg CO₂-eq.

10.3.2 Milieukosten

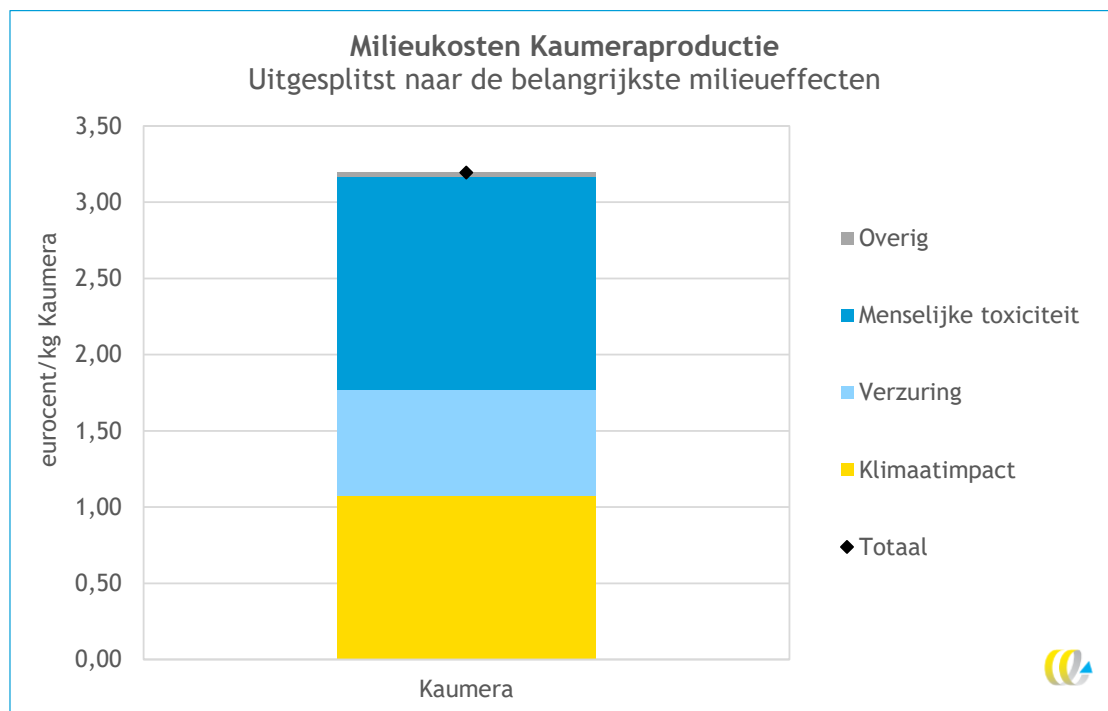
Figuur 60 geeft de milieukosten van de Kaameraproductie weer, in eurocent per kg Kaamera. De totale milieukosten van 1 kg Kaamera zijn 3,19 eurocent. Over het algemeen geeft de grafiek hetzelfde beeld als de grafiek in Figuur 59, met één klein verschil. Het zwaartepunt van de klimaatimpact ligt vooral bij het gebruik van elektriciteit. Bij de totale milieukosten komen de chemicaliën KOH en HCl sterker naar voren. Dit ligt eraan dat KOH en HCl naast klimaatimpact ook op verzuring en menselijke toxiciteit in verhouding hoger scoren dan op andere impactcategorieën. Bij elektriciteit ligt het zwaartepunt op klimaatimpact, zonder andere 'uitschieters'.

Figuur 60 - Milieukosten van de productie van Kaamera, in eurocent per kg DS Kaamera



Figuur 61 laat zien dat menselijke toxiciteit de grootste impactcategorie in de milieukosten is, opgevolgd door klimaatimpact en verzuring.

Figuur 61 - Uitsplitsing van de milieukosten naar de milieueffecten waarop Kaameraproduktie de grootste impact heeft



10.4 Gevoeligheidsanalyse

Onzekerheidsanalyse

Variatie in yield (ODS/kg kaamera)

De meeste data is nu beschikbaar vanuit de full scale installatie in Zutphen. Hier kan 24/7 Kaamera worden geproduceerd. Uit massabalansen blijkt dat de opbrengst - afhankelijk van procesinstellingen, o.a. duur van centrifugeren - tot 47% à 63% bedraagt (ODS Kaamera per ODS slib). Dit is een opbrengst specifiek voor deze locatie.

Verschillende toepassingen van Kaamera vragen om verschillende kwaliteiten. De kwaliteit kan verschillen in de aanwezigheid van fijne zwevende deeltjes en organische drogestofgehaltes. De hoeveelheid organische droge stof (ODS) die afgescheiden wordt in de laatste scheidingsstap hangt af van de duur van het centrifugeren. Hier heeft de procesoperator direct invloed op. Die kan de centrifuge na één batch gelijk legen (minder droge stof/kg Kaamera) of bijvullen en dezelfde batch langer laten centrifugeren (meer droge stof/kg Kaamera).

Het gebruik van energie en hulpstoffen voor de extractie is afhankelijk van de karakteristieken van het korrelslib (o.a. bufferende vermogen) en niet zozeer van de opbrengst die gemiddeld wordt bereikt. Voor deze onzekerheidsanalyse rekenen we met gelijkblijvende inputs van KOH en HCl, en met een variatie in de energie-input voor de laatste centrifugeerstep (separator). Tabel 45 toont de bijbehorende variatie. In de regel is de opbrengst van communaal slib lager, met een gemiddelde van 35% (Epe). Omdat er geen informatie is over hoe zo'n lagere opbrengst andere inputs en outputs beïnvloedt, hebben we hier geen gevoeligheidsanalyses over opgenomen.

Variatie in warmte-input door elektrische boiler

Door externe factoren varieert de hoeveelheid warmte van de elektrische boiler die nodig is om de teruggewonnen warmte uit het proces aan te vullen. Tabel 45 toont de bijbehorende variatie.

Tabel 45 - Parameters gevoeligheidsanalyse Kaamera

Parameter	Minimum	Maximum	Eenheid	Databron
Variatie in yield (ODS/kg Kaamera)	47%	63%		Metingen Zutphen, 12 febr - 11 mrt 2022
Elektriciteit separator	0,37	0,29 ¹	kWh/kg DS Kaamera	Metingen Zutphen, 12 febr - 11 mrt 2022
Variatie in warmte-input door elektrische boiler	0,20	0,26	kWh/kg DS Kaamera	Metingen Zutphen, 12 febr - 11 mrt 2022

¹ De energie-input bij de maximale opbrengst is lager dan bij de minimale opbrengst. De Kaamera zit wel eens wat langer in de centrifuge, maar de opbrengst van Kaamera per kWh is dan alsnog hoger. De hogere opbrengst van kg ODS is bepalender voor het energieverbruik per kg Kaamera dan de langere centrifugeertijd en daaraan gerelateerde energie-input.

Scenarioanalyses

NaOH in plaats van KOH

Het verschilt per toepassing of NaOH of KOH wordt gebruikt als base. Daarom is dit een relevante gevoeligheidsanalyse.

Scenario voor chemicaliëngebruik proceswater zuivelindustrie op basis van data Zutphen

Om ook de milieu-impact van de Kaamera in beeld te brengen die in Zutphen wordt geproduceerd en verkocht, hebben we ook een scenario gemodelleerd met het chemicaliëngebruik op de installatie in Zutphen. Zie Tabel 41 voor de input van KOH en HCl in Zutphen.

Groene energie

Er zal steeds meer zelfopgewekte groene energie worden gebruikt door de waterschappen. Om een scenario met 100% groene energie te modelleren gebruiken we een model op basis van een studie over de elektriciteitsmix in Nederland in 2019 (CE Delft, 2022).

10.4.1 Resultaten gevoeligheidsanalyse

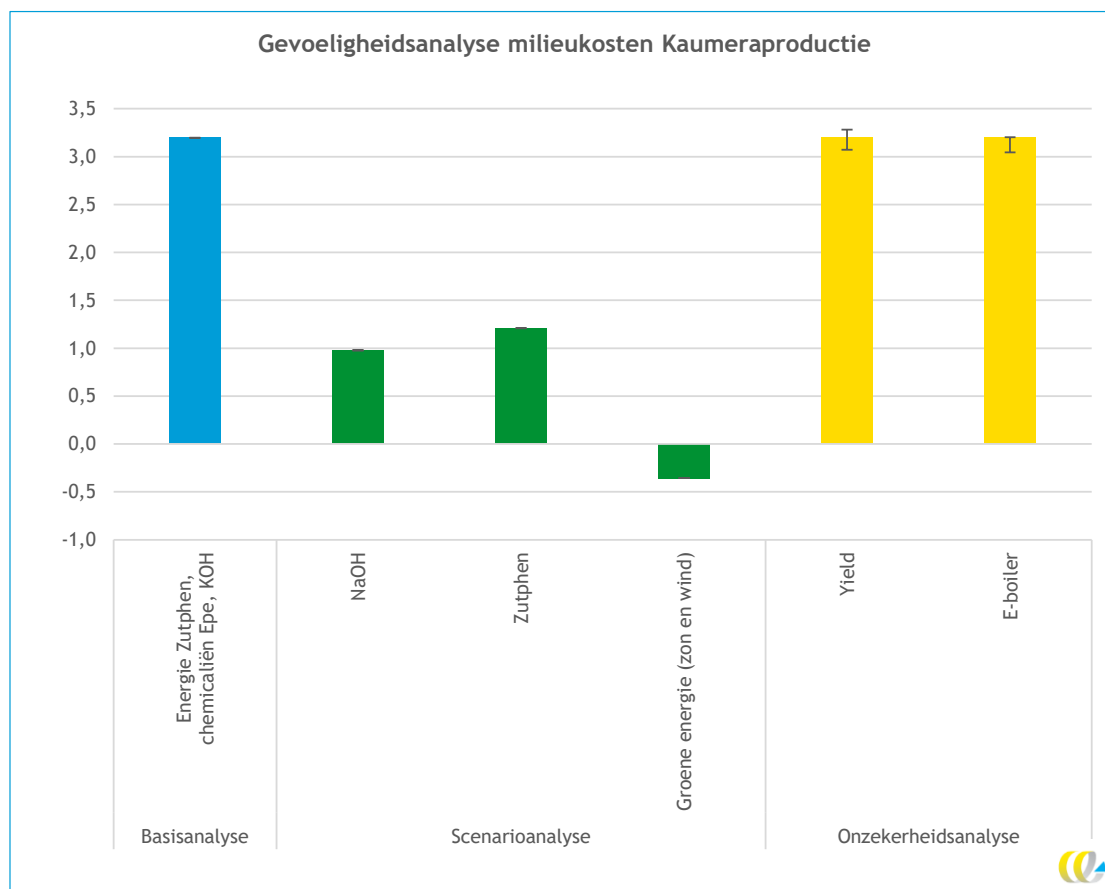
In de gevoeligheidsanalyse kijken we welk effect aannames en onzekerheden in de data hebben op de milieukosten. Figuur 62 geeft de resultaten van de gevoeligheidsanalyse weer. Voor de referentieproducten is alleen de klimaatimpact berekend omdat er voor een modellering van andere impacts niet voldoende data beschikbaar waren. Daarom zijn deze niet opgenomen in de gevoeligheidsanalyse. De milieukosten voor 1 kg Kaamera liggen voor alle scenario's en variaties tussen -0,4 eurocent/kg (groene energie) en 3,3 eurocent/kg (lage opbrengst). De grootste gevoeligheid is te zien in de verschillende scenario's. Het resultaat is redelijk robuust voor variaties in opbrengst en energiegebruik van de boiler.

Als NaOH als base wordt gebruikt in plaats van KOH heeft 1 kg Kaamera 70% lagere milieukosten. Dit komt doordat NaOH een lagere milieu-impact heeft. Vooral op menselijke toxiciteit, klimaat en verzuring heeft NaOH minder impact dan KOH. Het lagere verbruik van chemicaliën bij de installatie in Zutphen heeft een groot effect op de milieukosten. De milieukosten worden 62% lager. Er loopt momenteel onderzoek of CO₂-strippen bij communaal slib het (extra) verbruik van chemicaliën kan reduceren.

Bij het gebruik van groene energie valt de impact van stroom voor een groot deel weg. De resterende impact (chemicaliën) is in absolute zin kleiner dan de vermeden impact van slibverwerking. Daarom zijn de milieukosten negatief.

De gevoeligheid voor de parameters opbrengst en energie-input voor de elektrische boiler is minder groot (-4% en +3% voor yield en -5% en +0,2% voor elektriciteit boiler).

Figuur 62 - Gevoeligheidsanalyse milieukosten Kaumeraproductie, in eurocent per kg Kaumera



10.5 Discussie

De milieukosten van 1 kg Kaumera zijn sterk scenarioafhankelijk. Het resultaat is gevoelig voor de energiebron, de keuze tussen NaOH en KOH, en de hoeveelheid loog en HCl die wordt gebruikt.

Als Kaumera alginaat uit zeewier vervangt heeft Kaumera een duidelijk milieuvoordeel. De klimaatimpact van alginaat uit zeewier is 2,7 kg CO₂-eq./kg. In de functie als bindmiddel in mest heeft het toepassen van Kaumera een duidelijk voordeel op klimaatimpact, met in de basisanalyse 0,22 kg CO₂-eq./kg DS Kaumera en 9,89 kg CO₂-eq./hoeveelheid lignosulfaatpoeder dat 1 kg DS Kaumera vervangt.

Of de toepassing van Kaumera als vervanger van EAC een milieuvoordeel heeft ligt eraan hoeveel Kaumera er daadwerkelijk nodig is om 1 kg EAC te vervangen, hoeveel plasticiser hier nog aan toegevoegd wordt, en wat de klimaatimpact hiervan is. Als de klimaatimpact van deze combinatie in de juiste vervangende hoeveelheid lager is dan de geschatte klimaatimpact van EAC, is het aannemelijk dat het inzetten van Kaumera en plasticiser een milieuvoordeel heeft. Dit komt doordat de klimaatimpact van EAC waarschijnlijk een onderschatting is. Dit resultaat dient te worden gezien als eerste indicatie en is niet geschikt om kwantitatieve uitspraken op te baseren over het milieuvoordeel van Kaumera ten opzichte van EAC. Op het moment dat het Kaumera-plasticiser-mengsel bekend is dat 1 kg EAC vervangt, is het sterk aan te raden om een nauwkeurigere analyse te maken.

Ook als de werkelijke milieu-impact van toekomstige Kaamera hoger blijkt te zijn dan uit deze benadering komt, is de kans op een milieuvoordeel ten opzichte van de referentieproducten groot. De klimaatimpact van de referentieproducten is namelijk 8 (EAC) tot 45 (Lignosulfonaat) keer hoger dan de klimaatimpact van Kaamera. De analyse is gebaseerd op een samenstelling van data van de installaties op RWZI's Epe en Zutphen die toekomstige grootschalige Kaameraterugwinning op communale RWZI's zo goed mogelijk benadert. Het kan dat de milieu-impact van Kaamera uit dit soort toekomstige installaties hoger is omdat de huidige analyse het energieverbruik mogelijk onderschat. Daarentegen kan een toekomstig zuiniger chemicaliëngebruik door verdere ontwikkeling van de technologie de milieu-impact ook verlagen.

Het is aan te bevelen om een nieuwe LCA te maken als een permanente grootschalige Kaamera-installatie operationeel is.

11 Conclusies en aanbevelingen

In dit afsluitende hoofdstuk geven we een korte samenvatting van de conclusie per grondstoffen en trekken we ook een aantal overkoepelende conclusies over het terugwinnen van grondstoffen uit rioolwater. Daarnaast gaan we kort in op een aantal zaken die overwogen kunnen worden bij het terugwinnen van grondstoffen en doen we enkele aanbevelingen, bijvoorbeeld voor vervolgonderzoek.

De conclusies die hier getrokken worden, zijn gebaseerd op de resultaten die volgen uit de analyses in de voorgaande hoofdstukken. Voor deze analyses hebben we bepaalde aannames gedaan over de referentieuivering. Op individuele zuiveringen kunnen andere omstandigheden gelden, waardoor de hier getrokken conclusies niet voor elke zuivering gelden.

11.1 Conclusies per grondstof

In deze paragraaf geven we voor elke grondstof een verkorte versie van de conclusie weer zoals die in de voorgaande hoofdstukken is opgenomen.

Groen gas

De productie en verbranding van groen gas heeft een aanzienlijk lagere klimaatimpact (-1,2 kg CO₂-eq./Nm³) en lagere milieukosten (-8 eurocent/Nm³) dan de productie en verbranding van aardgas. Dit komt met name doordat bij de verbranding van aardgas veel fossiel CO₂ vrijkomt, terwijl de CO₂ uit verbranding van groen gas biogeen is.

Op toepassingsniveau hebben we de toepassing van biogas via de groengasroute en via de WKK-route vergeleken. Deze twee routes komen op dezelfde klimaatimpact uit, ze vermijden allebei uitstoot van broeikasgassen. De WKK route heeft wel iets lagere milieukosten dan de groengasroute maar het verschil is klein en waarschijnlijk valt dit binnen de onzekerheidsmarges.

CO₂

Doordat er voor het terugwinnen van de CO₂ bij groengasproductie geen warmte nodig is, heeft het geproduceerde CO₂ zowel een lagere klimaatimpact (0,13-0,64 kg CO₂-eq./kg CO₂) als lagere milieukosten (1,4-13,9 eurocent/kg CO₂) dan CO₂ dat wordt teruggewonnen bij industriële installaties en AVI's.

Cellulose

Cellulose terugwinning heeft in alle gevallen een duidelijk milieuvoordeel. Vergisten voor biogasproductie gebeurt veel, en heeft een 200% lagere milieu-impact dan de referentie. Het grootste voordeel wordt behaald bij opwerking. Het milieuvoordeel van het terugwinnen van cellulose is het grootste als droog celluloseproduct wordt gewonnen met het CellCap-proces en dit wordt ingezet om cellulosevezels uit oud papier of virgin cellulose uit zacht hout te vervangen (in beide gevallen rond de 6 eurocent/kg DS cellulose). Het op één na grootste milieuvoordeel wordt bereikt als het natte celluloseproduct virgin papierpulp vervangt (4 eurocent/kg DS cellulose). Hierbij is het van belang dat in de



praktijk inderdaad sprake is van vervanging van virgin materiaal. Het kan gebeuren dat de markt van gerecycled papier verzadigd is, en er geen toepassingen meer zijn waar gerecycled papier met cellulose uit rioolwater een virgin papierproduct kan vervangen. Dan is er in de praktijk geen milieuvoordeel door vervanging, maar gewoonweg meer gerecycled papier.

Het toegevoegde milieuvoordeel van los vergisten van zeefgoed van de bandzeef is kleiner dan het vervangen van virgin papierpulp of cellulose. Dit komt uit op ongeveer 2 eurocent/kg DS cellulose voor zeefgoed van de bandzeef en bijna 4 eurocent/kg DS cellulose voor zeefgoed van de Meri-technologie. Dit is gelijk aan het milieuvoordeel als het natte, gehygiëniseerde celluloseproduct van de Meri-technologie virgin papierpulp vervangt. Hierbij is het belangrijk om te vermelden dat andere voordelen van een circulaire grondstofketen dan milieu-impact niet zijn meegenomen in de LCA. De toepassing als materiaal is in deze zin hoogwaardiger dan de toepassing als grondstof voor energieproductie.

Terugwinnen van alle onderzochte zeefgoed- en celluloseproducten heeft in de basisanalyse op zich al een milieuvoordeel, zowel op klimaatimpact als ook totale milieukosten, zonder dat de nuttige toepassing van het product milieukundig verrekend wordt.

Als slibeindverwerking met een technologie gebeurt die beduidend minder milieu-impact heeft dan slibverbranding is het belangrijk dat het natte celluloseproduct werkelijk wordt ingezet om virgin materiaal te vervangen, en dat zeefgoed van de bandzeef werkelijk wordt vergist om biogas en groengas te produceren. Zo blijft er sprake van een milieuvoordeel.

Fosforzuur uit as

Op milieukosten scoort RepAcid in de basisanalyse iets beter dan fosforzuur uit fosforeerts. Op klimaatimpact scoort RepAcid in de basisanalyse iets minder goed dan hoogwaardig fosforzuur uit fosforeerts. Of RepAcid inderdaad een milieuvoordeel heeft ten opzichte van hoogwaardig fosforzuur uit fosforeerts, en hoe zeker dit is, is sterk afhankelijk van de warmtebron en het productieproces van HCl. Als duurzame warmte en een milieukundig gunstige HCl wordt gebruikt kan dit milieuvoordeel met enkele tientallen procenten toenemen. Als geen duurzame warmte wordt gebruikt en het HCl met een milieukundig ongunstig productieproces wordt vervaardigd kan het milieuvoordeel bijna wegvallen.

De resultaten van de basisanalyse gelden alleen onder de aannames die ten grondslag liggen aan de analyse. De resultaten zijn sterk gevoelig voor deze aannames en de keuzes die we maken bij het selecteren van milieukundige achtergrondgegevens van de inputs. Als meer informatie beschikbaar is over het productieproces van het HCl dat wordt gebruikt in het TetraPhos®-proces worden de resultaten minder onzeker. Daarom bevelen we aan om milieukundige informatie op te vragen bij de leverancier.

Het doorontwikkelen van de TetraPhos®-technologie is in lijn met de aanbeveling van de Europese Commissie. Deze merkt fosfor aan als kritieke grondstof en benadrukt het belang van innovaties die het recyclen van fosfor mogelijk maken (Europese Commissie, 2017). Het TetraPhos® is zo een technologie. Met gebruik van duurzame elektriciteit, warmte en slimme keuzes bij de inkoop van chemicaliën is er naast het terugwinnen van een kritieke grondstof ook potentie tot een milieuvoordeel in termen van totale milieukosten ten opzichte van fosforzuur uit fosforeerts. Dit zijn goede redenen om het TetraPhos® toe te passen en door te ontwikkelen.



Struviet

Bij een (vrijwel) optimale werking van de struvietreactor is er sprake van een vermeden klimaatimpact (tussen de -0,3 en -1,4 kg CO₂-eq./kg struviet) en vermeden milieukosten (tussen de -5 en -11 eurocent/kg struviet) voor de productie van struviet. De klimaatimpact van de referentieproducten ligt tussen de 0,2 en 0,7 kg CO₂-eq., de milieukosten van de referentieproducten liggen tussen de 5 en 25 eurocent.

De klimaatimpact en de milieukosten van de struvietproductie zijn zeer afhankelijk van de werking van de struvietreactor. Als de reactor geen optimale struvietproductie weet te realiseren, terwijl de elektriciteit- en MgCl₂-input daar wel op gebaseerd zijn, zal de impact een stuk hoger komen te liggen dan bij een optimale productie. Bij niet-optimale productie hangt de milieu-impact van een kilogram struviet af van de mate waarin de reactor niet optimaal functioneert, maar in het slechtste geval kan de milieu-impact van struviet hoger uitkomen dan de milieu-impact van de referentieproducten.

Vivianiet

Met vivianiet kan een substantieel klimaatvoordeel worden behaald als dit in het Max-scenario met drinkwaterslib als ijzerbron wordt geproduceerd, én als vivianiet een combinatie van P-kunstmest en Fe-EDDHA vervangt (70-80% reductie bij gebruik van vivianiet vs. P-kunstmest + Fe-EDDHA).

Maximale vivianietwinning kan worden bereikt door toedienen van FeCl₃ of drinkwaterslib. Toedienen van FeCl₃ zorgt voor een voordeel op milieukosten; toedienen van drinkwaterslib zorgt voor een klimaatvoordeel. De keuze of FeCl₃ of drinkwaterslib wordt gebruikt om de maximale hoeveelheid vivianiet neer te laten slaan hangt af van de omstandigheden. FeCl₃ is een logischere keuze als er op een RWZI meer zuiveringscapaciteit nodig is omdat doseren op de waterlijn mogelijk is. Dit zorgt voor extra fosfaatverwijdering en daarmee voor lagere fosfaatconcentraties in het effluent. Als er op de RWZI geen noodzaak is om extra zuiveringscapaciteit te creëren, is het logischer om drinkwaterslib in te zetten als ijzerbron. Het is namelijk een goedkope en secundaire grondstof.

Met verdere innovatiestappen kan het mogelijk worden om fosfaat en ijzer los van elkaar terug te winnen uit het vivianiet. Als het ijzer op de RWZI kan worden ingezet voor de fosfaatverwijdering is de fosfaatverwijdering en terugwinning via vivianiet circulair.

PHA

PHA hebben we vergeleken met de referentieproducten LDPE en PHA uit landbouwgewassen. Voor conventionele PHA uit landbouwgewassen zijn alleen gegevens bekend over de klimaatimpact. De conventionele productie van PHA heeft volgens (nova-Institut, 2012) een sterk variërende klimaatemissie van 0,26 tot +3,8 kg CO₂-eq./kg PHA. Productie uit slib is met 1,52 CO₂-eq./kg PHA gelijk aan het gemiddelde van deze range. Of PHA uit rioolslib milieukundig voordelig is hangt sterk af van welke PHA vervangen wordt in de markt. De klimaatimpact van het referentieproduct is sterk afhankelijk van de energiebron van het productieproces. Vooral als voor het referentieproduct warmte uit fossiele energiebronnen wordt gebruikt en voor de PHA-productie uit rioolslib niet, is de kans groot dat die laatste een milieuvoordeel zal hebben.



De milieukosten van de productie van 1 kg LDPE zijn 25% hoger dan de milieukosten van PHA uit rioolslib. Als verbranding van LDPE (gebaseerd op aardolie) wordt meegenomen is dit 60% omdat de klimaatimpact van LDPE hierdoor aanzienlijk hoger wordt. Daarmee heeft PHA een milieuvoordeel ten opzichte van LDPE bij de basisaannames, en met de gebruikte LCA-methodiek. Dit milieuvoordeel kan door verder onderzoek naar terugwinning van PHA nog groter worden: de huidige analyse is een momentopname voor een niet-uitontwikkeld proces. Het is bijvoorbeeld mogelijk dat het energiegebruik in de toekomst aanzienlijk kan verminderen, wat de milieu-impact zou verlagen. Ook kan gebruik van (additionele) groene energie de impact verder verlagen (hoewel dit ook deels waar is voor LDPE productie). Ook draagt vervanging van LDPE door een teruggewonnen grondstof bij aan de circulaire economie. Tot slot zijn de langetermijneffecten van LDPE dat als microplastics in het milieu terecht komen niet meegenomen omdat er nog geen methodiek is dit in LCA's te doen. De milieu-impact van PHA wordt gedomineerd door warmte-input (2/3) en elektriciteit (1/4). De klimaatimpact is dan ook vooral afhankelijk van de warmtebron voor drogen biomassa-residu. Als deze ook uit fossiele energie (aardgas) wordt betrokken worden de milieukosten ongeveer 1,5 keer hoger dan in de basisanalyse. De grootste reductie van de milieu-impact ten opzichte van de basisanalyse kan dan ook worden bewerkstelligd door het gebruik van duurzame energie- en warmtebronnen voor het hele proces. Dit heeft ongeveer 2-4 keer zoveel effect als procesoptimalisaties die de omzetting van OS naar VFA of de accumulatie van PHA in de biomassa verhogen. De techniekontwikkelaar geeft aan dat er nog een optimalisatie mogelijk is voor het energiegebruik middels warmteterugwinning en gebruik, dat is in de huidige analyse nog niet opgenomen.

Kaamera

In de functie als bindmiddel in mest heeft het toepassen van Kaamera een duidelijk voordeel op klimaatimpact, met in de basisanalyse 0,22 kg CO₂-eq./kg DS Kaamera en 9,89 kg CO₂-eq./hoeveelheid lignosulfaatpoeder dat 1 kg DS Kaamera vervangt. Ook als Kaamera alginaat uit zeewier vervangt heeft Kaamera een duidelijk milieuvoordeel. De klimaat-impact van alginaat uit zeewier is 2,7 kg CO₂-eq./kg.

Of de toepassing van Kaamera als vervanger van EAC een milieuvoordeel heeft ligt eraan hoeveel Kaamera er daadwerkelijk nodig is om 1 kg EAC te vervangen, hoeveel plasticiser hier nog aan toegevoegd wordt, en wat de klimaatimpact hiervan is.

De milieukosten van 1 kg Kaamera zijn sterk scenarioafhankelijk. Het resultaat is gevoelig voor de energiebron, de keuze tussen NaOH en KOH, en de hoeveelheid loog en HCl die wordt gebruikt.

Ook als de werkelijke milieu-impact van toekomstige Kaamera hoger blijkt te zijn dan uit deze benadering komt, is de kans op een milieuvoordeel ten opzichte van de referentieproducten groot. De klimaatimpact van de referentieproducten is namelijk 8 (EAC) tot 45 (Lignosulfonaat) keer hoger dan de klimaatimpact van Kaamera (in de basisanalyse).

11.2 Overkoepelende conclusies

We hebben in deze studie losse LCA's van de acht grondstoffen uitgevoerd, dit resulteert in acht afzonderlijke conclusies. Uit de resultaten en conclusies uit de voorgaande hoofdstukken kunnen wel een aantal overkoepelende conclusies getrokken worden.

Grondstoffen zijn niet één-op-één te vergelijken

Het is niet mogelijk de milieu-impacts en het voordeel ten opzichte van het te vervangen product van de verschillende grondstoffen één-op-één met elkaar te vergelijken. Hier zijn een aantal redenen voor:

- De referentiezuiivering is niet voor elke grondstof hetzelfde. Op basis van terugwinning op de referentiezuiivering is bepaald hoeveel hulpstoffen en energie er nodig zijn voor terugwinning van de grondstof en wat het effect is op de waterzuiivering. Bij verschillende referentiezuiiveringen, zullen de effecten en de hoeveelheden verschillen. Dit verschil in referentiezuiivering komt onder andere doordat niet elke grondstof op elk soort zuivering teruggewonnen kan worden. Zo is voor het terugwinnen van vivianiet chemische fosfaatverwijdering een voorwaarde. Struviet kan juist niet teruggewonnen worden in combinatie met chemische fosfaatverwijdering. Een ander voorbeeld is dat Kaumera alleen op Nereda-zuiveringen teruggewonnen kan worden. En tenslotte is er voor een aantal grondstoffen een gisting noodzakelijk (CO₂, groen gas, struviet, vivianiet, en Kaumera), terwijl dit voor de overige grondstoffen niet zo is.
- De potentiële terug te winnen hoeveelheid verschilt per grondstof. In deze analyse hebben we gekeken naar de klimaatimpact en milieukosten van het terugwinnen van 1 kg of Nm³ van een grondstof. Van de ene grondstof kan echter veel meer teruggewonnen worden uit een bepaald aantal i.e. dan van een andere grondstof. Hierdoor kan een grondstof met een grote productie die een klein voordeel heeft ten opzichte van het te vervangen product per jaar een veel groter milieuvoordeel opleveren dan een grondstof met een groot voordeel ten opzichte van het te vervangen product met een kleine opbrengst.
- De kosten van het terugwinnen van de grondstoffen zijn ook heel verschillend. Sommige kunnen rendabel worden geproduceerd (kostprijs lager dan marktwaarde) en bij anderen is de productie nog niet rendabel.
- De technologieën om de grondstoffen terug te winnen, bevinden zich niet allemaal op hetzelfde ontwikkelingsniveau. Hierdoor zijn de resultaten voor sommige grondstoffen gebaseerd op praktijkgegevens van RWZI's, terwijl de resultaten voor andere grondstoffen gebaseerd zijn op gegevens van pilotinstallaties met meer gecontroleerde omstandigheden.

De resultaten voor een specifieke zuivering kunnen verschillen van de resultaten zoals die in dit rapport gepresenteerd zijn. Dit komt doordat op een specifieke zuivering andere omstandigheden kunnen gelden. In dit rapport zijn bepaalde aannames gedaan over de geldende omstandigheden. Deze aannames zijn terug te vinden in de datatabellen in de afbakeningsparagrafen. In de gevoeligheidsanalyses zijn de belangrijkste aannames gevarieerd en is het effect op de resultaten weergegeven.

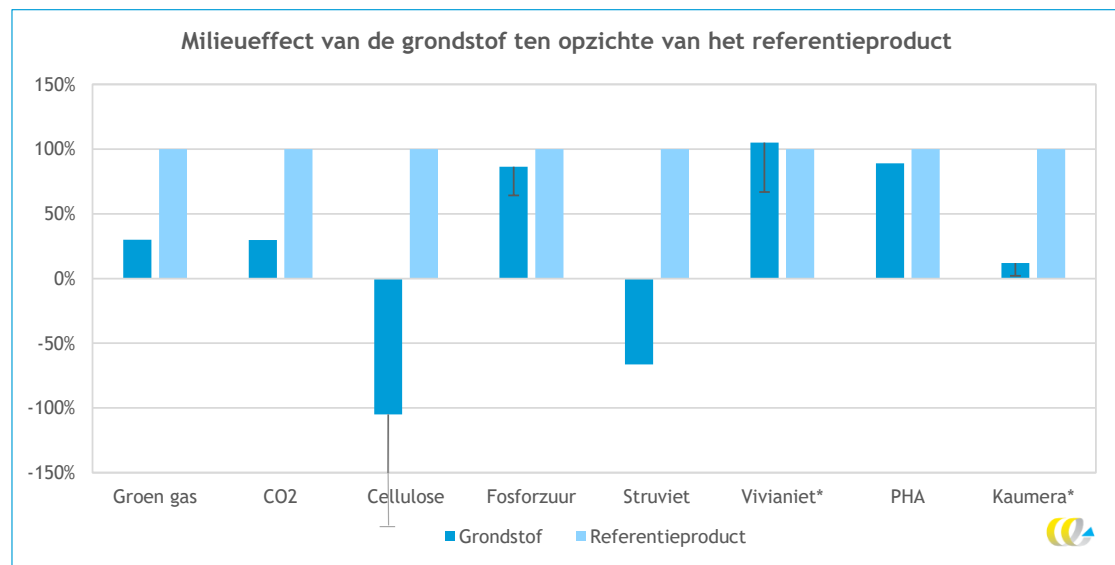
Verdeling grondstoffen in twee groepen

Zoals hierboven uitgelegd is het dus niet mogelijk de milieu-impacts van de verschillende grondstoffen direct met elkaar te vergelijken en te kunnen zeggen welke grondstoffen het beste teruggewonnen kunnen worden op een RWZI. Wel kunnen we de grondstoffen indelen in twee groepen op basis van het voordeel dat ze behalen ten opzichte van de referentieproducten.

Figuur 63 geeft weer wat de milieukosten van elke grondstof zijn ten opzichte van de milieukosten van het referentieproduct. Het referentieproduct en de milieukosten ervan zijn hierbij voor elke grondstof anders. Om het voordeel van ten opzichte van de referentieproducten goed te kunnen vergelijken is de impact van het referentieproduct op 100% gezet.

Voor een aantal grondstoffen zijn in de analyses in de voorgaande hoofdstukken meerdere routes doorgerekend en/of is de grondstof vergeleken met meerdere referentieproducten. In deze overzichtsgrafiek geven we voor elke grondstof de vergelijking tussen één productieroute en één referentieproductie of tussen een gemiddelde van productieroutes/referentieproducten. In Bijlage K wordt toegelicht welke resultaten gebruikt zijn in Figuur 63.

Figuur 63 - Overzicht van het milieueffect van de terugwinning van elke grondstof t.o.v. het referentieproduct (voor vivianiet en Kaamera is de klimaatimpact van grondstof en referentieproduct gebruikt)



Grondstoffen met een duidelijk voordeel

Er zijn vijf grondstoffen waarvan de klimaatimpact en de milieukosten duidelijk lager zijn dan de klimaatimpact en de milieukosten van de grondstof die ze vervangen. Het gaat om groen gas, CO₂, cellulose, struviet en Kaamera.

Grondstoffen waarvan het voordeel onzeker is

Er zijn drie grondstoffen waarvan het voordeel ten opzichte van de referentieproducten onzeker is. Het gaat hierbij om fosforzuur uit as, vivianiet en PHA. Bij fosforzuur uit as is de klimaatimpact van fosforzuur uit het Tetrachloro-fosfaat-proces hoger dan de klimaatimpact van fosforzuur uit fosforerts, maar de milieukosten zijn lager. Bij vivianiet bepalen de omstandigheden op de RWZI of primaire of secundaire hulpstoffen gebruikt worden. Dit bepaalt wederom of er een voordeel is op klimaatimpact. Bij gebruik van primaire hulpstoffen (FeCl₃) is de klimaatimpact van de grondstof hoger dan of vergelijkbaar met de klimaatimpact van de referentie, maar zijn de milieukosten lager. Bij PHA zijn de milieukosten van het terugwinnen van de grondstof iets lager dan de milieukosten van LDPE. Als we PHA uit rioolwater vergelijken met PHA uit landbouwgewassen is het voordeel onzeker, doordat de carbon footprints daarvan sterk uiteenlopen.

Bijdragen processen

Als we kijken naar de processen en inputs die de grootste bijdragen leveren aan de klimaatimpacts en/of milieukosten dan kunnen we de volgende conclusies trekken:

- Elektriciteit en warmte zijn vaak hoofdveroorzaker van de klimaatimpact (groen gas, CO₂, fosforzuur uit as, struviet, vivianiet (basisscenario), PHA en zeefgoed (niet gehygiëniseerd).
- Alleen bij vivianiet dat wordt gewonnen door toedienen van extra ijzer met de primaire hulpstof FeCl₃, domineert de chemicaliëninput de klimaatimpact.
- Bij een aantal grondstoffen zorgen warmte en elektriciteit ook voor een overgroot deel van de totale milieukosten, omdat er verder weinig inputs zijn (PHA, vivianiet (basisscenario) en zeefgoed).
- De chemicaliën natronloog en zoutzuur hebben vaak een relatief grote invloed op de milieu-impact. Dit valt voornamelijk op voor de impactcategorieën verzuring en menselijke toxiciteit (fosforzuur uit as en Kaamera).
- Chemicaliën domineren bij de milieukosten vaak de resultaten voor verzuring en menselijke toxiciteit (fosforzuur uit as, Kaamera en struviet). Met de huidige relatieve lage milieuprijs voor klimaatimpact komen deze twee impactcategorieën hoger uit dan de klimaatimpact. De milieuprijs CO₂ gaat waarschijnlijk hoger worden in de update milieuprijs 2023, dan kan de verhouding tussen de bijdrage van chemicaliën en energie veranderen.

Bij veel van de grondstoffen heeft het terugwinnen een positief effect op de waterzuivering, waardoor de milieu-impact van de waterzuivering lager wordt. Effecten die bij meerdere grondstoffen terugkomen, en een significante reductie van de milieu-impact veroorzaken, zijn:

- Minder slibverwerking: doordat grondstoffen uit het rioolwater worden gehaald die anders in het slib zouden belanden, wordt de hoeveelheid geproduceerd slib verminderd. Het transporteren en verwerken van slib brengt een milieu-impact met zich mee. Hoe lager de slibproductie, hoe minder slib er getransporteerd en verwerkt hoeft te worden.
- Minder slibontwatering: als er minder slib geproduceerd wordt, hoeft er ook minder slib ontwaterd te worden. Voor de slibontwatering is elektriciteit en PE nodig. Minder slibontwatering resulteert dus ook in een verlaging van de milieu-impact.
- Minder energie en/of chemicaliën op de waterzuivering: als er vóór de sliblijn al extra stoffen worden teruggewonnen, is de zuivering efficiënter. Dit zorgt óf voor een verbetering van de effluentkwaliteit óf voor een reductie van de energiekosten op de waterlijn.

Combinatie terugwinning grondstoffen

Bij het terugwinnen van een aantal grondstoffen die in dit rapport worden meegenomen, wordt gebruik gemaakt van dezelfde stoffen in het rioolwater. Als deze stoffen eenmaal uit het rioolwater verwijderd zijn voor de ene grondstof, kunnen ze niet ook nog gebruikt worden voor een andere grondstof. Niet alle grondstoffen kunnen daarom tegelijkertijd op één RWZI teruggewonnen worden. Andere grondstoffen kunnen juist wel goed in combinatie worden teruggewonnen. In de tabel in Bijlage A wordt aangegeven welke grondstoffen wel en niet goed op dezelfde zuivering kunnen worden teruggewonnen.



11.3 Overwegingen en aanbevelingen

In deze paragraaf gaan we in op de overwegingen en aanbevelingen die volgen uit de LCA's van de acht grondstoffen.

Verder onderzoek

De uitgevoerde LCA's zijn voor het grootste deel gebaseerd op gegevens aangeleverd door RWZI's en technologieontwikkelaars. Echter werden niet altijd alle voor de LCA benodigde gegevens op de RWZI's gemeten. Het gaat daarbij vooral om de voordelen die het terugwinnen van de grondstof heeft op de zuivering. Bij het ontbreken van meetgegevens hebben we zelf een inschatting gemaakt op basis van theorie. Aangezien het op de waterzuivering gaat om biologische en chemische processen die van veel factoren afhankelijk zijn, zullen de daadwerkelijke effecten op de zuivering waarschijnlijk anders zijn dan de theoretische effecten. Om de klimaatimpact en de milieukosten van de grondstoffen nauwkeuriger in te schatten is het aan te raden meer meetgegevens te verzamelen van de processen op de RWZI's.

Een aantal van de terugwinningsprocessen bevindt zich nog op een lager TRL-niveau. Hierdoor is van deze processen alleen data beschikbaar van pilotinstallaties. Ook voor deze grondstoffen geldt dat het verzamelen van meer meetgegevens van full scale-installaties op representatieve RWZI's zal leiden tot een meer waarheidsgetrouwe inschatting van de klimaatimpact en de milieukosten.

Bij de analyse van een groot deel van de grondstoffen is de slibverwerking meegenomen in het model. Een onderdeel van het model voor slibverwerking is een model voor slibverbranding. Dit model is gebaseerd op een slibverbrandingsmodel uit een eerder onderzoek van CE Delft. De terugwinning van de grondstoffen kan effect hebben op de samenstelling van het slib, waardoor ook de slibverbranding anders verloopt. In deze studie is geen rekening gehouden met de invloed van andere slibsamenstellingen op de slibverbranding, of andere vormen van slibverwerking. Voor elke grondstof is hetzelfde model voor slibverbranding gebruikt. De invloed van de slibverbranding op de resultaten is klein, maar voor nauwkeuriger resultaten kan de invloed van verschillende samenstellingen op het proces, of andere vormen van slibverwerking nog nauwkeuriger onderzocht worden.

Zoals eerder in dit hoofdstuk al werd genoemd, verschillen de kosten van het terugwinnen van de grondstoffen. Om de grondstoffen beter onderling te kunnen vergelijken en een beslissing te kunnen nemen welke grondstoffen terug te winnen op een RWZI is het mogelijk om uit te rekenen wat de kosten per ton CO₂-reductie of per euro milieukostenreductie zijn.

Duurzame energie

Voor veel van de grondstoffen geldt dat het energiegebruik voor de terugwinttechnologie een groot aandeel heeft in de klimaatimpact en de milieukosten. We zijn daarbij uitgegaan van de huidige gemiddelde elektriciteitsmix en warmtemix. We hebben deze keuze gemaakt, omdat het waarschijnlijk nog wel enige tijd zal duren voordat de gehele energievraag van een RWZI op een duurzame manier opgewekt kan worden. Om al wel vast een idee te geven van de milieu-impact van de grondstoffen bij het gebruik van duurzame energie hebben we daarvoor gevoeligheidsanalyses uitgevoerd.

Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt dat het gebruik van duurzame elektriciteit en warmte ervoor kunnen zorgen dat de klimaatimpact en milieukosten aanzienlijk lager worden. Zo is



de klimaatimpact van de groene elektriciteitsmix 93% lager dan de klimaatimpact van de gemiddelde elektriciteitsmix in 2019 en de klimaatimpact van duurzame warmte¹⁹ is 54% lager dan de klimaatimpact van conventionele warmte. RWZI's bevinden zich vaak op locaties waar ruimte is voor installaties voor de opwek van duurzame elektriciteit. Het zelf opwekken van duurzame elektriciteit heeft de voorkeur boven het inkopen van duurzame elektriciteit, aangezien het inkopen van duurzame elektriciteit binnen de Nederlandse context maar een beperkt effect heeft op het vergroten van de hoeveelheid duurzame energieproductie. (Dit geldt vooral voor waterschappen met een hoge energierekening die een zeer laag ODE (opslag duurzame energie) tarief betalen). Afhankelijk van de locatie kan restwarmte uit de industrie of geothermie mogelijk zijn als bron van duurzame warmte.

In de toekomst zal ook de productie van de referentieproducten in toenemende mate met duurzame energie plaatsvinden. Hierdoor wordt ook de milieu-impact van de referentieproducten lager. Dit effect is niet meegenomen in deze studie, omdat we er in de gevoeligheidsanalyses voor duurzame energie van uit gaan dat de grondstof op korte termijn met duurzame energie wordt teruggewonnen. Bij een vergelijking tussen een grondstof en een referentieproduct voor een scenario dat verder in de toekomst ligt, moet wel rekening worden gehouden met verduurzaming van het referentieproduct.

Fosforterugwinning

Naast de milieu-impact van de terugwinprocedures van fosfor uit rioolwater is de status 'kritieke grondstof' van witte fosfor (P₄) en fosforgesteente een belangrijk aspect in de overweging om fosfor terug te winnen. Inschattingen over de beschikbaarheid van, en de vraag naar fosfor in de komende 100 jaar geven aanleiding om dit aspect zwaar mee te laten wegen in beslissingen en beleid over het terugwinnen van fosfor uit rioolwater:

Hoe lang bestaan er nog toegankelijke fosforreserves?

De schattingen voor de termijn waarop de voorraad aan fosforeerts de jaarlijkse behoefte aan fosfor kan dekken, lopen uiteen en liggen tussen 60-130 jaar (Schroder, et al., 2010). Dit heeft te maken met aannames over de ontwikkeling van de vraag, en de efficiëntie waarmee fosfor uit het fosforeerts en de mijnen wordt onttrokken. Een studie van (Cooper, et al., 2011) zegt dat 70% van de huidige productie uit mijnen komt die in het jaar 2100 uitgeput zullen zijn. In combinatie met een stijgende vraag zou dit ertoe leiden dat het productietekort in 2070 groter is dan de huidige vraag (Cooper, et al., 2011).

Hoe afhankelijk is Europa van fosforimport?

Volgens Cooper et al. (2011), heeft Marokko bijna 77% van alle wereldwijde reserves in handen. Als Marokko de productie voor 2075 met 700% verhoogt, kan het dreigende deficit verregaand worden gedekt. Als dit gebeurt, zal Marokko's aandeel aan de wereldproductie van ongeveer 15% (in 2010) groeien naar rond de 80% in 2100. Ook is de kans groot dat de productie-efficiëntie in Marokko nog hoger wordt, waarmee fosfor hier nog beter toegankelijk wordt. Dit kan ervoor zorgen dat Marokko's aandeel van de wereldvoorraad gaat groeien van 77 naar 89%. Hiermee impliceert het onderzoek van (Cooper et al., 2011) dat de wereldwijde voorziening van fosfor tegen het einde van de eeuw voor het allergrootste deel afhankelijk is van één land. Dit kan worden voorkomen als er nieuwe bronnen ontdekt en/of toegankelijk worden gemaakt, en als fosforrecycling op beduidend grotere schaal mogelijk en toegepast wordt (Cooper et al., 2011).

¹⁹ Zoals gemodelleerd in dit project.



Circulaire economie

De Nederlandse overheid heeft als doel gesteld dat Nederland in 2030 50% minder primaire grondstoffen moet gebruiken en in 2050 een geheel circulaire economie moet hebben (Rijksoverheid, 2022). Dit is volgens de Rijksoverheid *“een economie waarin zoveel mogelijk duurzame hernieuwbare grondstoffen worden gebruikt, producten en grondstoffen worden hergebruikt en waarin afval niet bestaat”*. Op dit moment worden nog veel primaire grondstoffen gebruikt. De grondstoffen die uit rioolwater worden teruggewonnen zijn secundaire grondstoffen. Deze secundaire grondstoffen kunnen primaire grondstoffen vervangen en leveren daarom een belangrijke bijdrage aan de transitie naar een circulaire economie.

Einde-afvalstatus

Stoffen die uit rioolwater worden teruggewonnen zijn afvalstoffen totdat is aangetoond dat voldaan wordt aan de ‘einde-afvalcriteria’ uit de Kaderrichtlijn Afvalstoffen. De meeste bedrijven mogen geen afvalstoffen ontvangen en verwerken, waardoor het voor veel toepassingen nodig is dat de afvalstatus eraf gaat voordat verwerking of toepassing mogelijk is. Dat kan via een zelfbeoordeling of via een uitspraak van het bevoegd gezag, als rechtszekerheid over de einde-afvalstatus gewenst is. In dit onderzoek is niet beoordeeld of een teruggewonnen stof juridisch gezien afval of product is. Waar gesproken wordt over producten wordt bedoeld teruggewonnen stoffen die als product zullen worden ingezet en wordt geen uitspraak gedaan over de juridische status.

Lange termijn ontwikkelingen

Naast de hierboven beschreven ontwikkelingen zijn er ook op de lange termijn nog ontwikkelingen mogelijk, waardoor de vraag naar bepaalde grondstoffen toe kan nemen en/of grondstoffen meer waard kunnen worden. Deze ontwikkelingen lichten we hierna toe:

- De verduurzaming van de warmtevraag van de gebouwde omgeving is een lastige opgave. Niet alle huizen zijn geschikt om te verwarmen met een warmtepomp en zijn ook op de langere termijn nog steeds afhankelijk van aardgas. Dit aardgas kan verduurzaamd worden door gebruik te maken van groen gas. De huidige Nederlandse coalitie heeft de introductie van een bijmengverplichting voor groen gas aangekondigd (Ministerie van Economische Zaken en Klimaat, 2022). Volgens het huidige voorstel zou in 2030 1,6 BCM groen gas aan de bebouwde omgeving geleverd moeten worden. Dit komt overeen met ongeveer 20% van de totale gasaanvoer naar deze sector. Als deze bijmengverplichting wordt doorgevoerd, zal de vraag naar groen gas en daarmee de prijs ervan waarschijnlijk toenemen.
- Op steeds meer plekken op aarde worden microplastics teruggevonden. Het is nog onduidelijk wat precies de effecten van microplastics zijn op de gezondheid van mensen, dieren en ecosystemen. Bij meer aandacht voor de schadelijke effecten van microplastics, zou de vraag naar bio-afbreekbare plastics (zoals PHA) voor zwerfafval-gevoelige producten en verpakkingen sterk kunnen toenemen. Hierbij speelt mee dat PHA anders dan veel andere bioplastics ook in de natuur goed afbreekt.
- Het toepassen van biogene CO₂ in producten of processen waarbij het later weer vrijkomt heeft een voordeel ten opzichte van het toepassen van fossiele CO₂, omdat de biogene CO₂ bij het vrijkomen geen klimaatimpact heeft (zie ook Paragraaf 2.1.4), terwijl de fossiele CO₂ dat wel heeft. Als kan worden voorkomen dat de biogene CO₂ weer vrijkomt in de atmosfeer, bijvoorbeeld door het ondergronds op te slaan, dan ontstaat een netto sink van CO₂. Er wordt CO₂ uit de atmosfeer gehaald. De CO₂ die bij de productie van groen gas ontstaat is biogene CO₂. Het afvangen en opslaan van die



CO₂ kan dus bijdragen aan verlaging van de CO₂-concentratie in de atmosfeer. Dit is op de lange termijn wellicht nodig om de opwarming van de aarde zoveel mogelijk tegen te gaan.



12 Bibliografie

- Akiyama, M., Tsuge, T. & Doi, Y., 2003. Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. *Polymer Degradation and Stability*.
- Arcadis, 2020. *Klimaatmonitor waterschappen - Verslagjaar 2019*, 's Hertogenbosch: Arcadis.
- Arcadis, 2021. *Klimaatmonitor waterschappen - Verslagjaar 2020*, 's Hertogenbosch: Arcadis.
- Capendale, J., 2004. *COATING COMPOSITION CONTAINING A LOW MFI ETHYLENE ACRYLIC ACID COPOLYMER*. Nederland, Patentnr. WO 2000/063309 .
- CE Delft, 2016. *Ketenemissies warmtelevering. Directe en indirecte CO2-emissies van warmtetechnieken*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017. *Handboek Milieuprijzen 2017*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017. *Milieuscore SNB slibverwerking: update 2015 en 2017*, sl: CE Delft.
- CE Delft, 2021. *Verkenning generieke maatregelen glastuinbouw*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2022. *Ketenemissies elektriciteit. Actualisatie elektriciteitsmix 2019*, Delft: CE Delft.
- Cooper, J., Lombardi, R., Boardman, D. & Carliell-Marquet, C., 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *onservation and Recycling*, Issue 57, pp. 78-89.
- de Santiago, A., Carmona, E. & Quintero, J. M., 2013. Effectiveness of mixtures of vivianite and organic materials materials in preventing iron chlorosis in strawberry. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11(1), pp. 208-2016.
- de Santiago, A. & Delgado, A., 2010. Interaction between beet vinasse and iron. *Ecoinvent*, 2022. *ecoquery.ecoinvent.org*. [Online]
Available at: <https://v39.ecoquery.ecoinvent.org/Details/UPR/d540fe50-cec3-4547-8669-ba44fad871bd/8b738ea0-f89e-4627-8679-433616064e82>
[Geopend 17 11 2022].
- European Commission, 2018. *DIRECTIVE (EU) of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources*, Brussels: Official Journal of the European Union.
- Europese Commissie, 2017. *www.eur-lex.europa.eu*. [Online]
Available at: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017DC0490&from=FR>
[Geopend 16 juni 2021].
- Fodoue, Y., Nguetnkam, J. P. & Tchameni, R., 2015. Assessment of the Fertilizing effect of Vivianite on the Growth and yield of the Bean “phaseolus vulgaris” on Oxisoils from Ngaoundere (Central North Cameroon). *International Research Journal of Earth Sciences*, 3(4).
- Gontard, N., David, G. & Guilbert, A., 2021. Recognizing the long-term impacts of plastic particles for preventing distortion in decision-making. *Nature*, 09.
- Harding, K., von Blottnitz, J. & Harrison, S., 2007. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylenewith biologically-based poly-b-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of biotechnology*, pp. 57-66.
- ICE, 2022. *Dutch TTF Natural Gas Futures*. [Online]
Available at: <https://www.theice.com/products/27996665/Dutch-TTF-Gas-Futures/data?marketId=5460494&span=3>
[Geopend 15 November 2022].



Isofloc, 2018. *Ecology in the construction - Sustainable insulation: what owners and architects need to know*, Berlin/Bütschwil: sn

Kim, S. & Dale, B. E., 2008. Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: A life cycle perspective. *Environmental Science and Technology*.

KNN, 2016. *Life Cycle Analysis of PHA-production*, Groningen: KNN.

Kurdikar, D., Fournet, L. & Slater, S., 2000. Kurdikar, D., Fournet, L., Slater, S. C., Paster, M., Gruys, K. J., Gerngross, T. U., & Coulon, R. (2000). Greenhouse Gas Profile of a Plastic Material Derived from a Genetically Modified Plant. *Journal of Industrial Ecology*, 4(3), 107-122. doi:10.1162/10. *Ecology*, Volume 4(3),, p. 107-122.

KWR, 2019. *TKI-Project HerCauWer*, sl: sn

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat, 2022. *Kamerbrief Bijmengverplichting groen gas*, Den Haag: Directoraat-generaal Klimaat en Energie.

Muller, M., van Dam, D. & Lensink, S., 2021. *Conceptadvies SDE++ 2022 Elektrificatie van industriële processen*, Den Haag: PBL.

nova-Instituut, 2012. *Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic*, sl: sn

NZIC, 2017. *The manufacture of sulfuric acid and superphosphate*. [Online] Available at: <https://nzic.org.nz/app/uploads/2017/10/1B.pdf> [Geopend 12 April 2022].

Overstappen.nl, 2022. *Wat doet de gasprijs in 2022?*. [Online] Available at: <https://www.overstappen.nl/energie/gasprijzen/#:-:text=Momenteel%20betreft%20de%20gasprijs%20gemiddeld,de%20E2%82%AC%20100%20per%20megawattuur.> [Geopend 1 Juni 2022].

PBL, 2022. *Klimaat- en Energieverkenning 2022*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

PDC, 2022. *Conceptual design study of a large full-scale extraction plant, PHA2USE, v.7 april*, sl: PDC Engineering Centre.

Pei, R., Vicente-Venegas, G. & Van Loosdrecht, M. C., 2022. Quantification of polyhydroxyalkanoate accumulated in waste activated sludge. *Water Research*.

Prot, T., Wijdeveld, W. & Ekuia Eshun, L., 2020. Full-scale increased iron dosage to stimulate the formation of vivianite and its recovery from digested sewage sludge. *Water Research*.

Rijksoverheid, 2022. *Nederland Circulair in 2050*. [Online] Available at: <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/circulaire-economie/nederland-circulair-in-2050> [Geopend 10 Augustus 2022].

Royal HaskoningDHV, 2021. *Duurzaamheid van productie van biogas op rwzi's*, Amersfoort: Haskoning DHV.

RVO, 2021. *Nederlandse lijst van energiedragers en standaard CO2 emissiefactoren, versie januari 2021*, Utrecht: RVO.

Saur, I. & Soldal, E., 2016. *The 2015 LCA of products from the wood-based biorefinery at Borregaard, Sarsborg*, sl: Østfoldforskning.

Schroder, J., Cordell, D., Smit, A. & Rosemarin, A., 2010. *Sustainable Use of Phosphorus*, Wageningen: DLO Foundation, Plant Research International.

SNB, 2022. *Persoonlijk contact met Luc Seijstermans*. sl:sn

STOWA, 2010. *Influent fijnzeven in RWZI's, STOWA-rapport 2010-19*. Amersfoort: STOWA.

STOWA, 2011 b. *Handboek slibvergistings, STOWA 2011 - 16*, sl: sn

STOWA, 2011. *Optimalisatie WKK en biogasbenutting*, Amersfoort: STOWA.

STOWA, 2012. *GER-waarden en milieu-impactscores productie van hulpstoffen in de waterketen*, Amersfoort: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.

STOWA, 2014. *Praktijkresultaten influent fijnzeef RWZI Blaricum, STOWA-rapport 2014-W-01*, Amersfoort: STOWA.



STOWA, 2016. sl: sn

STOWA, 2016. *Levenscyclusanalyse van grondstoffen uit rioolwater*, Amersfoort: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.

STOWA, 2018. *Cellu2PLA: van cellulose in afvalwater naar grondstof voor bioafbraakbaar plastic*, Amersfoort: STOWA.

STOWA, 2019. *Kaamera Nereda Gum, SAMENVATTING NAOP ONDERZOEKEN 2013-2018*, Amersfoort: STOWA.

STOWA, 2019. *Pilot terugwinning cellulose door inzet fijnzeven uit papierindustrie, STOWA-rapport 2019- 37*, sl: sn

STOWA, 2020. *Actiever actief slib, onderzoek met zeefbocht op RWZI Ommen, ONDERZOEK, STOWA 2020-33*, Amersfoort: STOWA.

STOWA, 2022. *Pilot afscheiding en opwerking cellulose uit primair slib en fijnzeefgoed door inzet van Meri-technologie 2022-15*, sl: STOWA.

STOWA, 2022. *Spodofos: witte-fosforproductie uit slibverbrandingsassen. Eerste evaluatie van de duurzaamheid en technologische en economische haalbaarheid*, sl: STOWA.

Unie van Waterschappen, 2020. *Waterschappen ontwikkelen strategie Circulaire Waterschappen*. [Online]
Available at: <https://unievanwaterschappen.nl/waterschappen-ontwikkelen-strategie-circulaire-waterschappen/#:-:text=Waterschappen%20hebben%20de%20ambitie%20om,van%20een%20strategie%20Circulaire%20Waterschappen>.
[Geopend 26 Juli 2022].

Unie van Waterschappen, 2021. *Het verhaal van de circulaire waterschappen*, Den Haag: Unie van Waterschappen.

University of Minnesota Extension, 2018. www.extension.umn.edu. [Online]
Available at: <https://extension.umn.edu/phosphorus-and-potassium/understanding-phosphorus-fertilizers#available-619562>
[Geopend 08 08 2022].

Voldsund, M. et al., 2019. Comparison of Technologies for CO2 Capture from Cement Production. *Energies*, 12(559), p. 33.

WDODelta, 2019. *Reductie CO2 voetafdruk hulpstoffen waterketen*, sl: sn

Werkgroep Cellulose EFGF-fabriek, 2020. *Factsheet Terugwinnen cellulosevezelsop RWZI's*, sl: sn

Wijdevelda, W., Protab, T. & Sudintasa, G., 2022. *Pilot-scale magnetic recovery of vivianite from digested sewage sludge*, sl: Water Research.

Wilfert, P., Dugulan, A. I. & Korving, L., 2018. Vivianite as the main phosphate mineral in digested sewage sludge and its role for phosphate recovery. *Water research*, Issue 144, pp. 312-321.

WUR, 2010. *Sustainable Use of Phosphorus*, Wageningen: DLO Foundation, Plant Research International.

WUR, 2022. *Paving the way for biobased materials - A roadmap for the market introduction of PHAs*, sl: sn

Yu, J. & Chen, L. X. L., 2008. The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastics from cradle to gate of a biomass refinery.






A Onderlinge beïnvloeding grondstoffen

Bij het terugwinnen van een aantal grondstoffen die in dit rapport worden meegenomen, wordt gebruik gemaakt van dezelfde stoffen in het rioolwater. Als deze stoffen eenmaal uit het rioolwater verwijderd zijn voor de ene grondstof, kunnen ze niet ook nog gebruikt worden voor een andere grondstof. Niet alle grondstoffen kunnen daarom tegelijkertijd op één RWZI teruggewonnen worden.

Een voorbeeld van een stof die op verschillende manieren uit het rioolwater gehaald kan worden is fosfaat. Zowel voor struviet, vivianiet en fosfor uit as wordt gebruik gemaakt van het fosfaat in het rioolwater. Als het fosfaat al in de vorm van struviet uit het rioolwater is teruggewonnen, zit er minder fosfaat in het slib en dus ook in de as, waardoor er minder fosfor uit het as kan worden gehaald.

Daarnaast zijn er juist ook grondstoffen die heel goed op een RWZI teruggewonnen kunnen of zelfs moeten worden. Zo kan CO₂ alleen afgevangen worden bij de productie van groen gas uit biogas. En bij het terugwinnen van struviet, blijft het slib langer in de vergister, waardoor er een hogere opbrengst van biogas is, waardoor ook meer groen gas geproduceerd zou kunnen worden.

Tabel 46 geeft een overzicht van hoe de terugwinning van elke grondstof de terugwinning van andere grondstoffen beïnvloedt. We gebruiken hierbij drie categorieën:

	De grondstoffen kunnen tegelijkertijd op één RWZI teruggewonnen worden, zonder dat er aanpassingen nodig zijn. Het terugwinnen van beide grondstoffen zou zelfs een voordeel op kunnen leveren.
	De grondstoffen zouden tegelijkertijd op één RWZI teruggewonnen kunnen worden, maar er zijn wel aandachtspunten.
	De grondstoffen kunnen niet samen op één RWZI teruggewonnen worden, de productie van de ene grondstof zorgt ervoor dat de productie van de andere grondstof niet sterk verminderd wordt.

Tabel 46 - Overzicht van hoe de terugwinning van de ene grondstof de terugwinning van een andere grondstof kan beïnvloeden

	CO ₂	Cellulose	Fosforzuur	Struviet	Vivianiet	Bioplastics	Kaamera
Groen gas	Het terugwinnen van CO ₂ kan niet als er geen groengasproductie plaatsvindt.	Door de productie van cellulose wordt de biogasopbrengst lager.	Vergisting heeft geen invloed op het fosforgehalte in het slib.	Bij de productie van struviet wordt de biogasopbrengst hoger door een langere verblijftijd in de vergister.	Gaat goed samen. Minder H ₂ S in het biogas, waardoor minder uitstoot van SO ₂ /minder metaalzouten t.b.v. H ₂ S verwijdering.	PHA is een alternatief voor het winnen van biogas. De biomassa reststromen van Phawinning gaan direct naar verbranding.	Door de productie van Kaamera wordt de biogasopbrengst lager.
CO ₂		Door de productie van cellulose wordt de biogasopbrengst lager en kan er dus ook minder CO ₂ geproduceerd worden.	Vergisting heeft geen invloed op het fosforgehalte in het slib.	Bij de productie van struviet wordt de biogasopbrengst hoger, door een langere verblijftijd in de vergister.	Heeft geen invloed op elkaar.	PHA is een alternatief voor het winnen van biogas. Daarom kan ook geen CO worden gewonnen als er PHA wordt geproduceerd.	Door de productie van kaamera wordt de biogasopbrengst lager en kan er dus ook minder CO ₂ geproduceerd worden.
Cellulose			Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.	Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.	Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.	Mogelijk nadelige invloed: PHA wordt geproduceerd uit organische materiaal in primair slib om VFA te produceren. Als cellulose wordt verwijderd is de opbrengst van PHA en daarmee VFA wellicht lager.	Mogelijk nadelige invloed: Kaamera wordt geproduceerd uit organisch materiaal van neredaslib. Hiervan zal er minder zijn als cellulose wordt verwijderd.

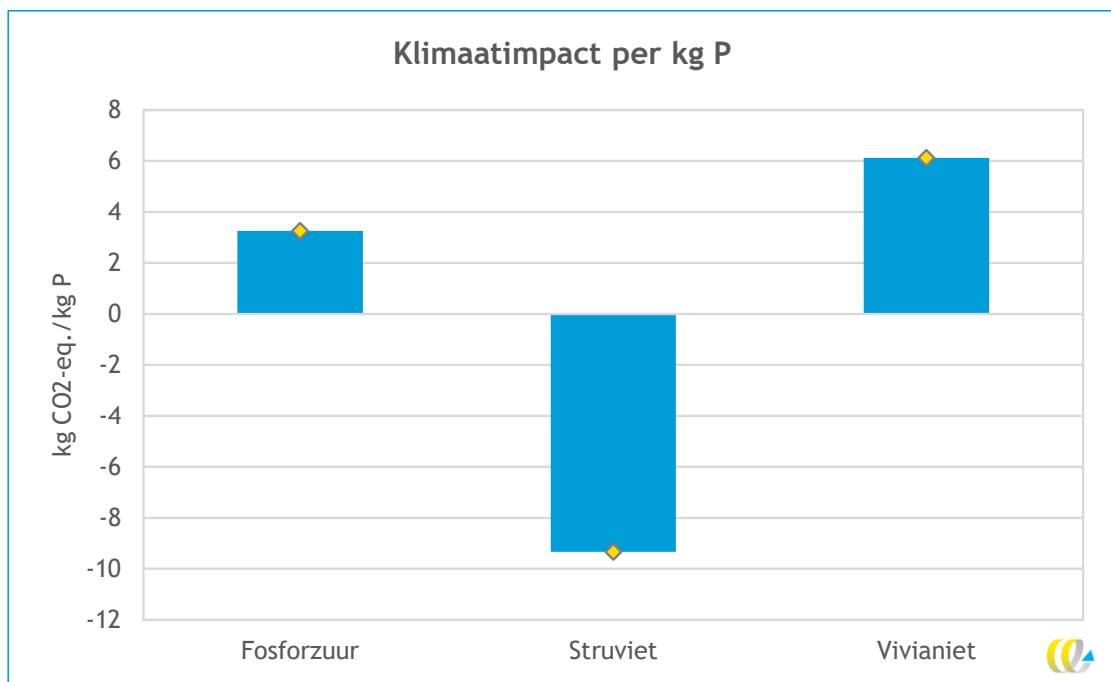
	CO ₂	Cellulose	Fosforzuur	Struviet	Vivianiet	Bioplastics	Kaamera
Fosforzuur				Als er struviet wordt teruggewonnen zit er 10-15% minder fosfor in het slib, de P-terugwinning uit as kan dan nog rendabel plaatsvinden.	Als er vivianiet wordt teruggewonnen zit er 60-80% minder fosfor in het slib, waardoor P-terugwinning uit as niet rendabel meer is.	Kan allebei, maar bij grootschalige PHA-productie daalt het organische materiaal gehalte. Hierdoor kan het voor slibverwerkers onaantrekkelijker worden.	Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.
Struviet					Chemische P-verwijdering is een voorwaarde is voor vivianietwinning. Alleen bij Bio-P RWZI's kan struviet terugwinning plaatsvinden.	Als PHA wordt geproduceerd vindt geen vergisting meer plaats, waardoor struviet niet kan worden teruggewonnen.	Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.
Vivianiet						Als PHA wordt geproduceerd vindt geen vergisting meer plaats, waardoor vivianiet niet kan worden teruggewonnen.	Gaat goed samen want heeft geen invloed op elkaar.
Bioplastics							Beide grondstoffen zijn gebaseerd op organisch materiaal en sluiten elkaar dus uit.

B Vergelijking fosforroutes

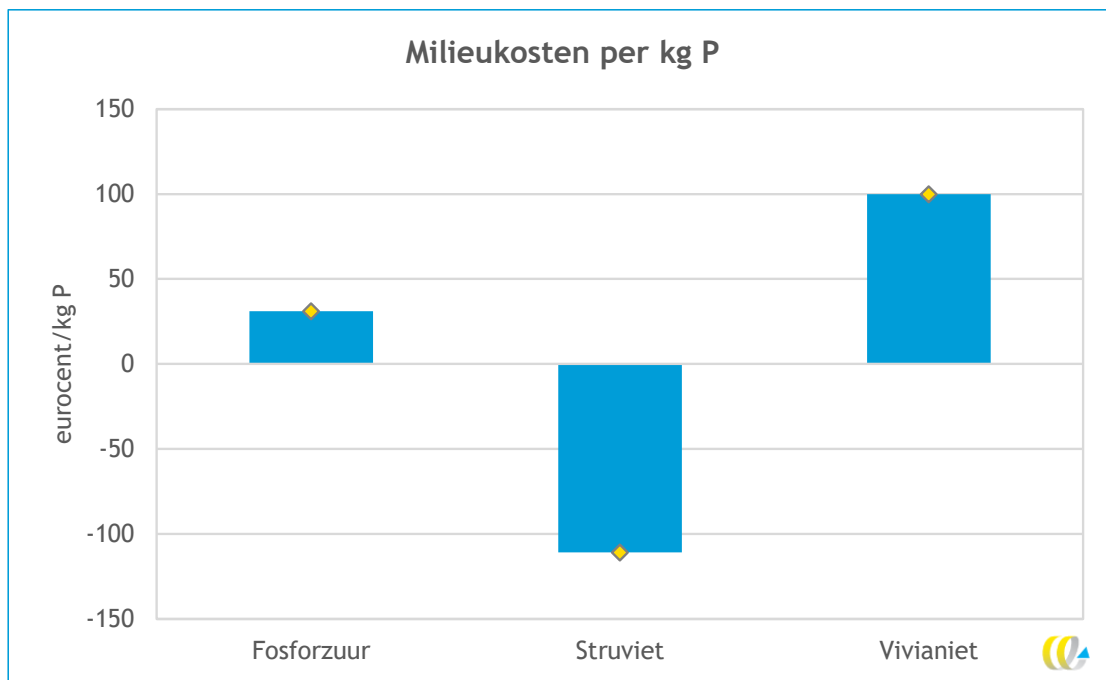
In deze LCA-studie hebben we drie grondstoffen geanalyseerd waarmee fosfor uit het rioolwater wordt teruggewonnen: fosforzuur, struviet en vivianiet. In de analyses in de voorgaande hoofdstukken zijn de klimaatimpact en de milieukosten van het terugwinnen van deze grondstoffen uitgedrukt per kg grondstof. Aangezien het terugwinnen van al deze grondstoffen als doel heeft om de fosfor uit het rioolwater te halen, is het ook interessant om de resultaten uit te drukken per kg fosfor (P).

Figuur 64 en Figuur 65 geven respectievelijk de klimaatimpact en de milieukosten weer van het terugwinnen van fosforzuur, struviet en vivianiet per kg fosfor in de grondstof.

Figuur 64 - Klimaatimpact van het terugwinnen van fosforzuur, struviet en vivianiet per kg P in de grondstof



Figuur 65 - Milieukosten van het terugwinnen van fosforzuur, struviet en vivianiet per kg P in de grondstof



C Achtergronddata groen gas

C.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 47 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) en milieukosten (in eurocent) van de productie en verbranding van 1 Nm³ groen gas en 1 Nm³ aardgas, getallen bij Figuur 8

Proces	Klimaatimpact		Milieukosten	
	Groen gas	Aardgas	Groen gas	Aardgas
Slibvergisting	1,4	-	8	-
Spuien en affakkelen biogas	0,05	-	0,2	-
Opwerking biogas	0,4	-	2	-
Minder slibontwatering	-0,2	-	-1	-
Minder slibverbranding	-0,6	-	-6	-
Productie aardgas	-	0,3	-	3
Verbranding aardgas	-	1,8	-	9
Totaal	0,9	2,1	3	12

Tabel 48 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) en milieukosten (in eurocent) van de productie van 1,54 Nm³ biogas en verwerking ervan via de groengasroute en de biogasroute, getallen bij Figuur 9

Proces	Klimaatimpact		Milieukosten	
	Groengasroute	Biogasroute	Groengasroute	Biogasroute
Slibvergisting	1,4	0,9	8	5
Spuien en affakkelen biogas	0,05	0,05	0,2	0,2
Opwerking biogas	0,4	0,0	2	0
Minder slibontwatering	-0,2	-0,2	-1	-1
Minder slibverbranding	-0,6	-0,6	-6	-6
Verbranden in WKK	-	-1,3	-	-8
Vermeden verbranding aardgas	-2,1	-	-12	-
Totaal	-1,1	-1,1	-8	-9

Tabel 49 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van de groengasproductie (milieukosten in eurocent per Nm³ groen gas), getallen bij Figuur 12

	Scenarioanalyse		Gevoeligheidsanalyse			
	Duurzame elektriciteit	Duurzame warmte	Warmte	CH ₄ -emissies	Omzetting	Slibverwerking
Milieukosten	2,2	2,0	3,5	3,5	3,5	3,5
Bovengrens foutenmarge	-	-	4,3	6,3	3,7	8,8
Ondergrens foutenmarge	-	-	2,6	0,6	3,2	-

Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 50 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per m³ gas bij het productperspectief en per 1,54 m³ gas bij het toepassingsperspectief)

Effectcategorie	Eenheid	Productperspectief		Toepassingsperspectief	
		Groen gas	Aardgas	Groengasroute	Aardgasroute
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	1,15E+00	2,11E+00	-9,60E-01	-9,12E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	-1,28E-05	3,96E-07	-1,32E-05	-1,25E-05
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	-3,30E-03	1,05E-03	-4,35E-03	-1,04E-02
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	-4,46E-04	6,99E-04	-1,15E-03	-2,07E-03
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	-1,56E-04	2,54E-04	-4,10E-04	-5,13E-04
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	-4,49E-04	7,41E-04	-1,19E-03	-2,09E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	-5,61E-04	7,45E-04	-1,31E-03	-1,45E-03
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	-2,42E-05	3,24E-06	-2,74E-05	-7,23E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	-1,57E-04	3,99E-07	-1,58E-04	-1,61E-04
Ecotoxiciteit, terrestisch	kg 1,4-DCB	-2,64E+00	1,00E-01	-2,74E+00	-3,65E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	-4,69E-04	8,01E-05	-5,49E-04	-7,14E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	-1,26E-03	5,61E-03	-6,87E-03	-2,93E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-2,07E-03	2,38E-03	-4,45E-03	-6,91E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-1,94E-02	1,39E-02	-3,33E-02	-1,98E-01
Landgebruik	m ² a crop-eq.	-2,84E-03	7,18E-03	-1,00E-02	-2,14E-02
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	-3,07E-04	4,53E-04	-7,60E-04	-1,33E-03
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	1,39E-01	1,03E+00	-8,89E-01	-2,04E-01
Watergebruik	m ³	7,64E-04	4,07E-04	3,57E-04	-4,64E-03

D Achtergronddata CO₂

D.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 51 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg CO₂ uit groen gas en de referentie, getallen bij Figuur 14

	Basisanalyse	Referentieproduct	
	CO ₂ uit groen gas	Vloeibare CO ₂ - PBL	Vloeibare CO ₂ - Ecoinvent
Elektriciteit	0,09	0,09	0,15
Warmte		0,13	0,18
Hulpstoffen	0,001	0,003	0,041
Emissies			0,30
Overig			0,05
Totaal	0,09	0,22	0,73

Tabel 52 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg CO₂ uit groen gas en de referenties, getallen bij grafiek Figuur 15

	Basisanalyse	Referentieproduct	
	CO ₂ uit groen gas	Vloeibare CO ₂ - PBL	Vloeibare CO ₂ - Ecoinvent
Elektriciteit	0,6	0,6	1,4
Warmte	0,0	0,8	1,3
Hulpstoffen	0,01	0,6	7,8
Emissies		0,0	1,5
Overig		0,0	2,5
Totaal	0,6	2,0	14,5

Tabel 53 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 16

	Basisanalyse	Referentieproduct	
	CO ₂ uit groen gas	Vloeibare CO ₂ - PBL	Vloeibare CO ₂ - Ecoinvent
Klimaatimpact	0,5	1,1	3,7
Verzuring	0,04	0,1	0,7
Menselijke toxiciteit	0,1	0,7	9,6
Overige milieu-impacts	0,03	0,1	0,5
Totaal	0,6	2,0	14,5

Tabel 54 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van de CO₂-productie (milieukosten in eurocent per kg CO₂), getallen bij Figuur 17

	Scenarioanalyse		Gevoeligheidsanalyse	
	Duurzame elektriciteit	Economische allocatie	Elektriciteit	Hulpstoffen
Milieukosten	0,2	0,5	0,6	0,6
Bovengrens foutenmarge	-	0,9	0,7	0,6
Ondergrens foutenmarge	-	0,2	0,5	0,6

D.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 55 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H) methode (per kg)

Effectcategorie	Eenheid	Basisanalyse	Referentieproduct	
		CO ₂ uit groen gas	Vloeibare CO ₂ - PBL	Vloeibare CO ₂ - Ecoinvent
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	9,28E-02	2,27E-01	7,99E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	2,39E-08	5,48E-08	1,59E-07
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	3,39E-04	5,63E-04	6,78E-03
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	9,20E-05	1,92E-04	7,16E-04
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	2,93E-05	5,88E-05	5,63E-04
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	9,29E-05	1,97E-04	7,31E-04
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	8,49E-05	1,69E-04	1,46E-03
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	2,41E-06	3,16E-06	2,97E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	1,73E-07	2,97E-06	3,74E-05
Ecotoxiciteit, terreestisch	kg 1,4-DCB	4,89E-02	7,22E-02	6,92E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	1,19E-05	2,02E-05	1,04E-03
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	4,42E-05	3,14E-04	2,49E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	2,44E-04	5,19E-04	9,24E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	9,11E-03	1,10E-02	2,09E-01
Landgebruik	m ² a crop-eq.	8,61E-04	1,38E-03	1,38E-02
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	5,62E-05	9,20E-05	2,96E-03
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	8,58E-03	6,38E-02	1,42E-01
Watergebruik	m ³	2,58E-04	9,21E-04	5,91E-03

E Achtergronddata cellulose

E.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 56 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg zeefgoed en de referentie, getallen bij Figuur 23

	Zeefgoed			Referentieproduct
	Bandzeef	Meri-technologie	Zeefbocht + trommelzeef	Los vergisten
E zeven	-	0,23	-	-
E Zeven en persen	0,23	-	0,58	-
E Hygiëniseren	-	-	-	-
Mierenzuur hygiëniseren	-	-	-	-
E persen	-	0,15	-	-
Transport	0,02	0,04	0,04	-
E Bespaard in beluchting	-0,06	-0,17	-0,50	-
Slib Vergisting	-0,12	-0,30	?	-
WKK	0,00		?	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,05	-0,12	?	-
Slib Slibverbranding	-0,14	-0,35	?	-
Totaal	-0,11	-0,51	?	-0,15

Tabel 57 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg nat celluloseproduct en de referentie, getallen bij Figuur 24

	Nat celluloseproduct	Referentieproduct	
	Meri-technologie + hygiënisering	Papierpulp oud papier	Virgin sulfaatpulp
E zeven	0,23	-	-
E Zeven en persen	-	-	-
E Hygiëniseren	0,09	-	-
Mierenzuur hygiëniseren	0,11	-	-
E persen	0,15	-	-
Transport	0,04	-	-
E Bespaard in beluchting	-0,17	-	-
Slib Vergisting	-0,30	-	-
WKK	0,00	-	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,12	-	-
Slib Slibverbranding	-0,35	-	-
Totaal	-0,30	0,32	0,14

Tabel 58 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg schone en droge en de referentie, getallen bij Figuur 25

	Schone, droge cellulose	Referentieproduct	
	CellCap-proces	Cellulose uit oud papier	Virgin cellulose
E zeven	-	-	-
E Zeven en persen	0,15	-	-
E Hygiëniseren	0,16	-	-
Mierenzuur hygiëniseren	-	-	-
E persen	-	-	-
Transport	-	-	-
E Bespaard in beluchting	-0,14	-	-
Slib Vergisting	-0,28	-	-
WKK	-	-	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,11	-	-
Slib Slibverbranding	-0,33	-	-
Totaal	-0,55	0,21	0,14

Tabel 59 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg zeefgoed en het referentieproduct, getallen bij grafiek Figuur 26

Eenheid	Zeefgoed			Referentieproduct
	Bandzeef	Meri-technologie	Trommelzeef + zeefbocht L. Rijn	Los vergisten
	Eurocent	Eurocent	Eurocent	-
E zeven	-	1,4	-	-
E Zeven en persen	1,5	-	5,7	-
E Hygiëniseren	-	0,0	-	-
Mierenzuur hygiëniseren	0,0	0,0	-	-
E persen	-	0,9	-	-
Transport	0,2	0,3	0,3	-
E Bespaard in beluchting	-0,4	-1,1	-5,0	-
Slib Vergisting	-0,7	-1,7	?	-
WKK	0,0	0,0	?	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,3	-0,6	?	-
Slib Slibverbranding	-1,3	-3,1	?	-
Totaal	-1,0	-3,8	?	-1,0
Bovengrens	-	-	-	-0,8
Ondergrens	-	-	-	-1,2

Tabel 60 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) van 1 kg zeefgoed en referentieproduct over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 27

	Zeefgoede		Referentieproduct
	Bandzeef	Meri-technologie	Los vergisten
Klimaatimpact	-0,57	-2,54	-0,56
Menselijke toxiciteit	-0,20	-0,59	-0,06
Verzuring	-0,04	-0,23	-0,06
Eutrofiëring	-0,12	-0,35	-0,07
Fotochemische oxidatie			
Overig	-0,04	-0,13	-0,02
Totaal	-0,98	-3,84	-0,78

Tabel 61 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg nat celluloseproduct en het referentieproduct, getallen bij grafiek Figuur 28

	Nat celluloseproduct	Referentieproduct	
	Meri-technologie + hygiënisering	Papierpulp oud papier	Virgin sulfaatpulp
E Zeven en persen	1,5	-	-
Mierenzuur hygiëniseren	3,7	-	-
Transport	0,2	-	-
E Bespaard in beluchting	-0,4	-	-
Slib Vergisting	-0,7	-	-
WKK	0,0	-	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,3	-	-
Slib Slibverbranding	-1,3	-	-
Totaal	2,7	16,1	2,0

Tabel 62 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) van 1 kg nat celluloseproduct en referentieproduct over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 29

	Nat celluloseproduct	Referentieproduct	
	Meri-technologie + hygiënisering	Papierpulp oud papier	Virgin sulfaatpulp
Klimaatimpact	-1,52	1,71	0,71
Menselijke toxiciteit	-0,20	4,10	0,45
Verzuring	0,01	0,47	0,45
Eutrofiëring	-0,28	0,96	0,34
Fotochemische oxidatie		8,48	0,03
Overig	-0,08	0,39	0,05
Totaal	-2,07	11,39	2,02

Tabel 63 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg schone, droge cellulose en het referentieproduct, getallen bij grafiek Figuur 30

	Schone, droge cellulose	Referentieproduct	
	CellCap-proces	Cellulose uit oud papier	Virgin cellulose
E Zeven en persen	0,9	-	-
E Hygiëniseren	1,0	-	-
E Bespaard in beluchting	-0,9	-	-
Slib Vergisting	-1,6	-	-
WKK	0,0	-	-
Slib Ontwatering na vergisting	-0,6	-	-
Slib Slibverbranding	-2,9	-	-
Totaal	-4,1	2,0	2,0

Tabel 64 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) van 1 kg schone droge cellulose en referentieproduct over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 31

	Nat celluloseproduct	Referentieproduct	
	CellCap	Cellulose oud papier	Virgin cellulose
Klimaatimpact	-2,74	0,66	0,71
Menselijke toxiciteit	-0,57	1,14	0,45
Verzuring	-0,29	0,12	0,45
Eutrofiëring	-0,36	0,06	0,34
Overig	-0,13	0,06	0,08
Totaal	-4,10	2,04	2,02

Tabel 65 - Uitkomsten van de onzekerheidsanalyses op de milieukosten van zeefgoed- en celluloseproductie (milieukosten in eurocent per kg), getallen bij Figuur 32

	Rendement		Cellulose- gehalte	Optimale belasting	Slibverwerking			Referentie	
	Bandzeef zonder hygiënisering	Meri- technologie zonder	Trommelzeef + Zeefbocht	CellCap	Bandzeef	Meri- technologie	CellCap	Los vergisten+ Groengas	Papierpulp en cellulose
MKI-waarde	-1,00	-3,84	3,01	-4,10	-1,00	-2,07	-4,10	-1,01	2,02
Bovengrens	-0,59	-3,00	3,82	-4,10	0,25	0,93	-1,28		
Ondergrens	-1,57	-4,44	2,49	-4,10	-1,00	-2,07	-4,10		

Tabel 66 - Uitkomsten van de scenarioanalyse met groene energie op de milieukosten van zeefgoed- en celluloseproductie (milieukosten in eurocent per kg), getallen bij Figuur 33

	Scenarioanalyse groene energie				Referentie	
	Bandzeef	Meri- technologie nat celluloseproduct	Meri- technologie niet gehygiëniseerd	CellCap	Los vergisten + Groen gas	Papierpulp en cellulose virgin
MKI-waarde bisisanalyse	-1,0	-2,0	-3,2	-4,1	-1,0	2,0
Met groene energie	-1,9	-3,5	-4,7	-4,8		

E.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 67 - Milieu-impact van zeefgoed en celluloseproducten op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg CO₂)

Effectcategorie	Eenheid	Zeefgoed en celluloseproducten			
		Bandzeef	Meri-technologie zonder hygiënisering	Meri-technologie met hygiënisering	CellCap
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	2,08E-01	-4,73E-01	-3,59E-01	-6,14E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	-2,75E-06	-7,54E-06	-7,43E-06	-7,16E-06
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	4,97E-03	-1,79E-03	4,53E-05	-2,24E-03
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	6,75E-04	-1,96E-04	2,55E-05	-5,42E-04
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	4,32E-04	-1,12E-04	3,89E-05	-2,02E-04
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	6,94E-04	-2,01E-04	2,66E-05	-5,53E-04
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	1,19E-03	-3,53E-04	6,78E-05	-6,03E-04
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	4,82E-05	-1,16E-05	5,48E-06	-1,55E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	-3,72E-05	-9,23E-05	-9,20E-05	-8,74E-05
Ecotoxiciteit, terrestrisch	kg 1,4-DCB	3,87E-01	-1,70E+00	-1,35E+00	-1,72E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	1,54E-04	-1,79E-04	-1,11E-04	-2,99E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	8,52E-04	-1,00E-03	-6,20E-04	-1,41E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	3,38E-03	-7,90E-04	3,39E-04	-2,27E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	8,08E-02	-1,44E-02	1,26E-02	-2,93E-02
Landgebruik	m ² a crop-eq.	1,56E-02	1,47E-03	6,10E-03	-3,25E-03
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	8,33E-04	-2,40E-04	5,28E-05	-4,57E-04
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	1,88E-01	1,23E-02	6,68E-02	-4,38E-02
Watergebruik	m ³	2,44E-02	3,48E-04	8,36E-03	-1,63E-04

Tabel 68 - Milieu-impact van referentieproducten zeefgoed en celluloseproducten op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg CO₂)

Effectcategorie	Eenheid	Referentieproducten			
		Los vergisten	Oudpapier-pulp	Cellulose oud papier	Virgin cellulose en papierpulp
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	-9,97E-02	3,49E-01	2,21E-01	1,28E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	-1,37E-06	1,59E-07	9,68E-08	6,58E-08
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	-4,51E-04	1,35E-03	9,28E-04	1,28E-03
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	-1,16E-04	1,71E-02	7,61E-04	0,00E+00
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	-4,15E-05	3,59E-04	4,24E-04	4,53E-04
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	-1,21E-04	2,71E-02	7,79E-04	1,26E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	-1,32E-04	9,54E-04	1,05E-03	7,86E-04
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	-2,84E-06	1,82E-04	1,30E-05	1,29E-04
Vermesting, zout water	kg N-eq.	-1,64E-05	3,58E-04	5,98E-06	6,12E-06
Ecotoxiciteit, terreestisch	kg 1,4-DCB	-2,84E-01	9,36E-01	1,62E+00	7,71E-01
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	-5,66E-05	1,17E-03	4,15E-04	1,58E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	-6,97E-04	2,17E-03	1,44E-03	6,54E-04
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-4,53E-04	4,17E-03	1,44E-02	2,28E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-3,40E-03	7,70E-01	1,89E-01	4,70E-02
Landgebruik	m ² a crop-eq.	-1,01E-03	1,51E-02	4,79E-03	1,34E+00
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	-7,71E-05	1,25E-03	4,26E-03	2,41E-04
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	-8,78E-02	9,38E-02	5,51E-02	3,15E-02
Watergebruik	m ³	3,88E-05	3,20E-03	1,32E-03	1,85E-02

F Achtergronddata fosforzuur uit as

F.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 69 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg fosforzuur uit het TetraPhos-proces en het referentieproduct, getallen bij Figuur 35

	TetraPhos-proces		Referentie	
	SNB	HVC	Uit fosforeerts (fertilizer grade)	Uit fosforeerts (industrial grade)
Stoom	0,78	0,58	0,17	
HCl	0,29	0,24	0,00	
Elektriciteit	0,24	0,23	0,02	
Zwavelzuur	0,10	0,06	0,10	
Overige inputs	0,03	0,03	0,03	
Voordeel zand + gips	-0,01	-0,01	0,02	
Voordeel metaalzout	-0,30	-0,21	0,00	
Afvalwater	0,01	0,00	0,00	
Inputs voor opwerking				0,257
Fosforzuur fertilizer grade				0,578
Fosforeerts	0,000	0,000	0,206	
Totaal	1,1	0,9	0,5	0,8

Tabel 70 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg fosforzuur uit het TetraPhos-proces en het referentieproduct, getallen bij Figuur 36

	TetraPhos-proces		Referentie
	SNB	HVC	Uit fosforeerts (industrial grade)
Stoom	6,07	4,52	
HCl	4,65	3,79	
Elektriciteit	1,45	1,43	
Zwavelzuur	3,75	2,08	
Overige inputs	0,41	0,32	
Voordeel zand + gips	-0,21	-0,12	
Voordeel metaalzout	-5,38	-3,87	
Afvalwater	0,55	0,23	
Inputs voor opwerking			0,257
Fosforzuur fertilizer grade			0,578
Fosforeerts	0,000	0,000	
Totaal	11,3	8,4	13,1

Tabel 71 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 37

Impactcategorie	TetraPhos-proces		Referentie	
	SNB	HVC	OUD Fosforzuur (industrial grade)	Uit fosforeerts (industrial grade)
Klimaatimpact	5,71	4,58	4,36	3,94
Verzuring	3,10	2,06	20,69	5,00
Menselijke toxiciteit	1,29	0,96	10,15	1,92
Overig	1,22	0,78	4,12	2,23
Totaal	11,32	8,37	39,32	13,09

Tabel 72 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van de fosforzuurproductie met het TetraPhos-proces (milieukosten in eurocent per kg CO₂), getallen bij Figuur 38

	Basisanalyse (SNB)	Scenarioanalyse			Onzekerheidsanalyse	Referentie
		Duurzame elektriciteit	Warmte	HCl-bron	P-gehalte in as	Fosforzuur uit erts
MKI waarde	11	11	11	11	11	13
Bovengrens	11	11	11	176	13	13
Ondergrens	11	10	6	8	9	13

F.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 73 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg)

Effectcategorie	Eenheid	Fosforzuur uit TetraPhos-proces		Referentieproduct
		SNB	HVC	Fosforzuur uit erts
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	1,16E+00	9,32E-01	5,83E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	4,71E-07	3,81E-07	2,04E-07
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	9,31E-03	7,43E-03	6,97E-03
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	1,72E-03	1,29E-03	1,20E-03
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	1,80E-03	1,22E-03	1,20E-02
Ozonvorming, terrestische ecosystemen	kg NO _x -eq.	1,76E-03	1,32E-03	1,23E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	6,46E-03	4,30E-03	4,09E-02
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	1,48E-04	9,00E-05	8,88E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	1,38E-04	5,89E-05	1,58E-05
Ecotoxiciteit, terreestisch	kg 1,4-DCB	2,95E+00	2,03E+00	6,12E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	1,20E-03	7,29E-04	2,18E-03
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	4,80E-03	3,25E-03	8,91E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	5,32E-03	3,94E-03	8,34E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	2,69E-01	1,70E-01	4,27E-01
Landgebruik	m ² a crop-eq.	2,04E-02	1,55E-02	1,86E-01
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	-8,89E-04	-1,92E-04	3,09E-02
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	4,69E-01	3,59E-01	2,06E-01
Watergebruik	m ³	1,39E-02	1,57E-02	4,51E-02

G Achtergronddata struviet

G.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 74 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg struviet, getallen bij Figuur 42 Figuur 14

	Airprex Amsterdam		AnPhos Den Bosch		NuReSys		Pearl
	Werkelijk	Optimaal	Werkelijk	Optimaal	Cuijk	Apeldoorn	Amersfoort
Elektriciteit reactor	2,8	0,3	0,2	0,1	0,1	0,3	0,5
Magnesium	0,9	0,1	0,2	0,1	0,04	0,1	0,1
NaOH							0,5
Minder PE	-2,0	-0,2					
Voordeel waterlijn	-1,1	-1,1	-0,8	-1,1	-1,1	-1,1	-1,1
Voordeel sliblijn		-0,3	-0,2	-0,4	-0,4	-0,4	-0,4
Totaal	0,7	-1,3	-0,5	-1,3	-1,4	-1,1	-0,3

Tabel 75 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg struviet, getallen bij Figuur 43

	Airprex Amsterdam		AnPhos Den Bosch		NuReSys		Pearl
	Werkelijk	Optimaal	Werkelijk	Optimaal	Cuijk	Apeldoorn	Amersfoort
Elektriciteit reactor	18	2	2	1	1	2	3
Magnesium	27	3	2	1	1	2	3
NaOH							6
Minder PE	-10	-1					
Voordeel waterlijn	-15	-15	-9	-15	-15	-15	-15
Voordeel sliblijn		-3	-2	-3	-3	-3	-3
Totaal	21	-14	-7	-16	-16	-14	-5

Tabel 76 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) en milieukosten (in eurocent) van 1 kg referentieproduct, getallen bij Figuur 42 en Figuur 43

	ICL	Opure	TimacAgro
Klimaatimpact	0,19	0,73	0,65
Milieukosten	5	23	25

Tabel 77 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 44

	Struviet gemiddeld	Referentieproduct		
		ICL	Opure	TimacAgro
Klimaatimpact	-4	1	4	3
Verzuring	-2	2	11	10
Menselijke toxiciteit	-5	1	6	7
Overige milieu-impacts	-1	0	2	4
Totaal	-12	5	23	25

Tabel 78 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van de struvietproductie (milieukosten in eurocent per kg struviet), getallen bij Figuur 45

	Scenario-analyse	Onzekerheidsanalyse						
		Duurzame elektriciteit	Elektriciteit reactor	MgCl ₂ -dosering	Elektriciteit beluchting	Slib-productie	Biogas-productie	PE-dosering
Milieukosten	-15	-14	-14	-14	-14	-14	-14	-14
Bovengrens foutenmarge		-13	-13	-14	-14	-14	-7	-12
Ondergrens foutenmarge		-15	-15	-14	-15	-14	-12	-

G.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analyse

Tabel 79 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg struviet)

Effectcategorie	Eenheid	Airprex Amsterdam		AnPhos Den Bosch		Pearl
		Werkelijk	Optimaal	Werkelijk	Optimaal	Amersfoort
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	6,86E-01	-1,33E+00	-5,25E-01	-1,36E+00	-4,65E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	-1,52E-05	-2,18E-05	-1,87E-05	-2,18E-05	-2,11E-05
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	2,05E-02	-5,05E-03	-9,09E-06	-6,16E-03	9,20E-04
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	3,14E-03	-2,01E-03	-3,55E-04	-2,16E-03	-4,37E-04
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	1,53E-03	-1,59E-03	-6,73E-04	-1,80E-03	-3,03E-04
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	3,19E-03	-2,04E-03	-3,58E-04	-2,19E-03	-4,48E-04
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	5,33E-03	-2,98E-03	-1,18E-03	-3,55E-03	-6,58E-04
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	1,16E-04	-4,94E-05	-9,48E-06	-5,69E-05	-7,28E-06
Vermesting, zout water	kg N-eq.	2,56E-06	-7,73E-05	-3,69E-05	-7,75E-05	-6,70E-05
Ecotoxiciteit, terreestisch	kg 1,4-DCB	1,94E+01	-7,12E+00	-4,55E+00	-9,83E+00	-4,14E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	1,82E-03	-9,37E-04	-4,77E-04	-1,17E-03	-4,74E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	1,27E-02	-4,95E-03	-2,81E-03	-6,62E-03	-2,77E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	5,33E-02	-1,75E-02	-9,58E-03	-2,41E-02	-8,21E-03
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,33E+00	-3,99E-01	-2,57E-01	-5,80E-01	-1,64E-01
Landgebruik	m ₂ a crop-eq.	6,92E-02	-2,28E-02	1,24E-02	-2,02E-02	-6,28E-03

Effectcategorie	Eenheid	Airprex Amsterdam		AnPhos Den Bosch		Pearl
		Werkelijk	Optimaal	Werkelijk	Optimaal	Amersfoort
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	1,91E-02	-5,29E-03	-3,43E-03	-7,80E-03	-2,89E-03
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	3,28E-01	-1,59E-01	-1,72E-02	-1,80E-01	-1,61E-02
Watergebruik	m ³	-6,52E-03	-1,43E-02	3,25E-01	1,36E-01	4,12E-04

Tabel 80 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg struviet)

Effectcategorie	Eenheid	NuReSys		Referentieproduct		
		Cuijk	Apeldoorn	ICL	Opure	TimacAgro
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	-1,43E+00	-1,17E+00	1,78E-01	6,82E-01	6,10E-01
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	-2,18E-05	-2,18E-05	1,03E-07	3,64E-07	2,91E-07
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	-6,98E-03	-5,49E-03	3,18E-02	7,07E-02	5,81E-02
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	-2,40E-03	-2,08E-03	2,80E-04	1,39E-03	1,22E-03
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	-1,81E-03	-1,64E-03	1,47E-03	6,95E-03	6,43E-03
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	-2,43E-03	-2,11E-03	2,89E-04	1,42E-03	1,26E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	-3,57E-03	-3,11E-03	4,91E-03	2,33E-02	2,18E-02
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	-6,18E-05	-5,21E-05	4,98E-05	6,89E-05	4,68E-04
Vermesting, zout water	kg N-eq.	-7,84E-05	-7,76E-05	1,18E-05	1,90E-05	2,73E-04
Ecotoxiciteit, terreestisch	kg 1,4-DCB	-8,99E+00	-7,68E+00	1,18E+00	5,07E+00	8,14E+00
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	-1,13E-03	-9,92E-04	2,45E-04	2,35E-03	7,87E-03
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	-6,22E-03	-5,34E-03	3,82E+00	5,57E+01	6,67E+01
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-2,27E-02	-1,91E-02	2,22E-01	6,20E-01	9,52E-01
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	-5,28E-01	-4,35E-01	4,92E+00	6,14E+01	7,30E+01
Landgebruik	m ² a crop-eq.	-2,98E-02	-2,46E-02	4,31E-02	1,08E-01	1,06E-01
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	-7,07E-03	-5,82E-03	2,35E-02	1,80E-02	2,37E-02
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	-2,04E-01	-1,73E-01	6,88E-02	3,21E-01	2,25E-01
Watergebruik	m ³	-1,50E-02	-1,44E-02	1,37E-02	4,66E-02	3,01E-02

H Achtergronddata vivianiet

H.1 Omrekenen massa P naar massa PO₄

	Eenheid	Hoeveelheid of berekening
Molar weight P	g/mol	31
Molar weight PO ₄	g/mol	95
P discharge	ton P discharged/year	-0,019
Mol	Mol P discharged/year	$(0,019 \cdot 10^6 \text{ g}) / 31 \text{ g/mol} = -608,7 \text{ mol}$
PO ₄ discharge	ton PO ₄ discharged/year	$(-608,7 \text{ mol} \cdot 95 \text{ g/mol}) / 10^6 = -0,058 \text{ ton}$

H.2 Klimaatimpact drinkwaterslib

Als klimaatimpact van drinkwaterslib gebruiken we de waarde 0,007 kg CO₂-eq/kg drinkwaterslib. Aquaminerals berekende de klimaatimpact van drinkwaterslib op verschillende wijzen: Met allocatie op verkoopprijs, incl. transport (0,008 kg CO₂-eq./kg) en met allocatie op werkelijke waarde, incl. transport (0,006 kg CO₂-eq. /kg). Deze waarden zijn ook gebruikt in het project 'Ondersteuning voetafdruk CO₂ hulpstoffen' voor WDO in 2020. 0,007 kg CO₂-eq./kg is het gemiddelde van deze twee waarden.

H.3 Onderbouwing hoeveelheden referentieproduct

(Caballero, et al., 2009) vonden dat toediening van oplossingen van 1 g vivianiet/L en 10 µmol Fe-EDDHA (dat staat gelijk aan 0,0044 g) vergelijkbaar effectief is op het voorkomen van ijzerchlorose in gerbera's.

Molaire gewicht van Fe-EDDHA = 435,2g/mol (Ava Chemicals, sd)
 $10E-6 \text{ mol} \cdot 435,2\text{g/mol} = 0,00435 \text{ g}$

Bij (de Santiago, et al., 2013) was dit 1 g vivianiet tegenover 0,1 g Fe-EDDHA;
 bij (de Santiago & Delgado, 2010) was dit 1 g vivianiet (= 0,32 g Fe) tegenover 20 µmol Fe-EDDHA (dat staat gelijk aan 0,0088 g).

H.4 Resultaten bij de grafieken

Tabel 81 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg vivianiet en het referentieproduct, getallen bij Figuur 47

	Vivianiet		Referentieproducten		
	Basis	Max	Caballero, et al., 2009	de Santiago, et al., 2013)	(de Santiago & Delgado, 2010)
Elektriciteit	0,31	0,18			
FeCl ₃	-	0,65			
Voordeel water-/sliblijn	-0,05	-0,08			
Totaal	0,26	0,76			
Superfosfaat 0,756 kg			0,70	0,70	0,70
Fe-EDDH 0,0044 kg			0,02		

	Vivianiet		Referentieproducten		
	Basis	Max	Caballero, et al., 2009	de Santiago, et al., 2013)	(de Santiago & Delgado, 2010)
Fe-EDDHA 0,0088 kg				0,04	
Fe-EDDHA 0,1 kg					0,43
Totaal	0,35	2,87			

Tabel 82 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg vivianiet en het referentieproduct, getallen bij Figuur 48

	Vivianiet		Referentieproducten		
	Basis	Max	Caballero, et al., 2009	de Santiago, et al., 2013)	(de Santiago & Delgado, 2010)
Elektriciteit	3,83	1,11			
FeCl ₃	-	11,78			
Voordeel water-/sliblijn	-0,42	-0,53			
Totaal	3,41	12,36			
Superfosfaat 0,756 kg			15,40	15,40	15,40
Fe-EDDH 0,0044 kg			0,26		
Fe-EDDHA 0,0088 kg				0,53	
Fe-EDDHA 0,1 kg					6,01

Tabel 83 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 49

	Vivianiet		Referentie	
	Basis	Max	0,756 kg Superfosfaat	0,0088 kg Fe-EDDHA
Klimaatimpact	2,83	3,78	3,48	0,22
Verzuring	0,25	1,60	4,23	0,07
Menselijke toxiciteit	0,19	6,09	4,17	0,16
Eutrofiëring	0,11	0,39	2,41	0,06
Overig	0,04	0,49	1,11	0,03

Tabel 84 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van vivianiet (milieukosten in eurocent per kg CO₂), getallen bij Figuur 51

	Maximale terugwinning met FeCl ₃ als ijzerbron	Basisscenario (geen extra ijzerdosering)	Scenarioanalyse			Onzekerheidsanalyse	
			Groene energie (zon en wind)	Drinkwaterslib	Heft van elektriciteit door grotere schaal	P-gehalte in slib	Superfosfaat + Fe-EDDHA
MKI-waarde	0,76	0,57	0,58	0,21	0,67	0,76	0,74
Bovengrens	-	-	-	-	-	0,78	1,12
Ondergrens	-	-	-	-	-	0,72	0,72

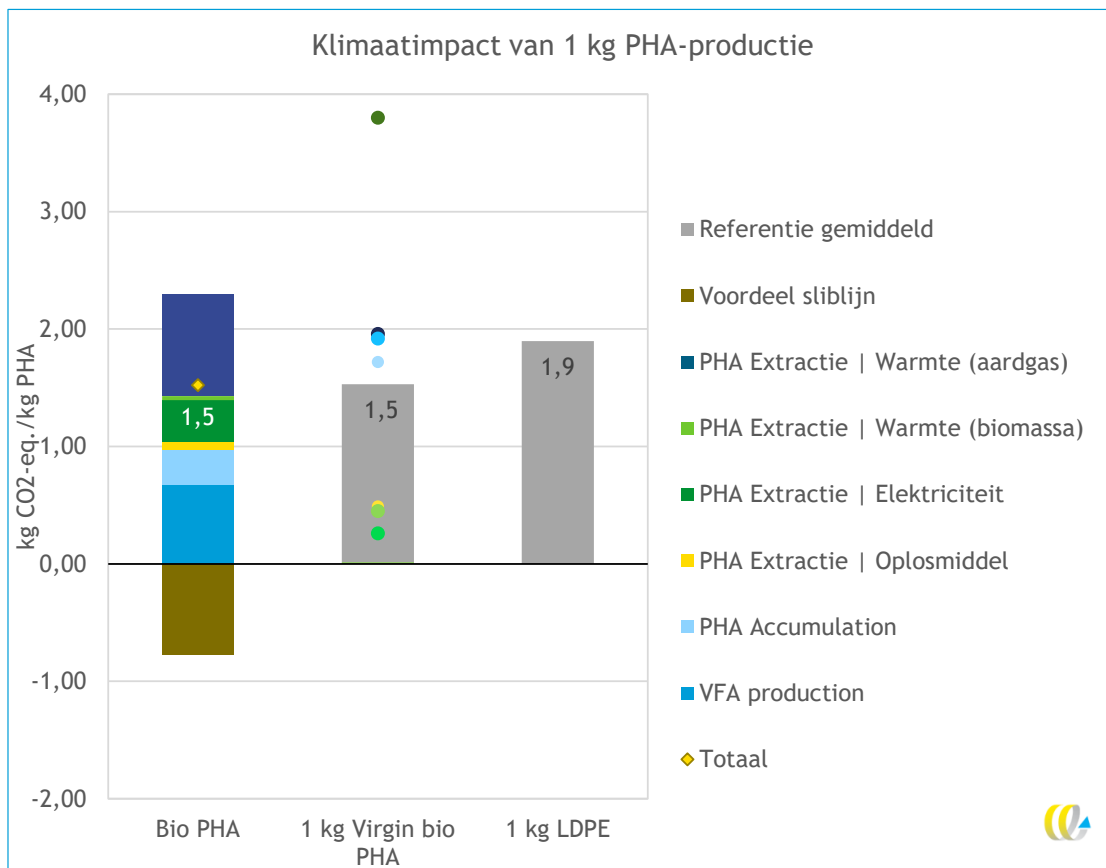
H.5 Resultaten berekend met de ReCiPe analyse methode

Tabel 85 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg)

		Vivianiet		Referentie	
		Basis	Max	0,756 kg Superfosfaat	0,0088 kg Fe-EDDHA
Effectcategorie	Eenheid	2,64E-01	7,69E-01	2,75E-01	4,44E-02
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	7,71E-08	6,31E-07	1,22E-07	1,64E-08
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	4,59E-04	5,39E-03	5,86E-03	3,37E-04
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	2,56E-04	2,06E-03	5,98E-04	9,14E-05
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	6,35E-05	1,69E-03	1,16E-03	6,06E-05
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	2,58E-04	2,09E-03	6,10E-04	9,44E-05
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	1,98E-04	3,27E-03	3,23E-03	1,47E-04
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	4,59E-06	5,07E-05	2,75E-04	8,43E-06
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	4,38E-07	1,10E-05	7,11E-06	2,36E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	-2,23E-01	8,08E+00	3,80E+00	2,08E-01
Ecotoxiciteit, terrestisch	kg 1,4-DCB	-2,96E-05	9,08E-04	2,42E-03	5,03E-05
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	4,65E-05	5,49E-03	5,48E-03	1,65E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	2,23E-04	2,26E-02	8,60E-03	9,20E-04
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,84E-02	5,45E-01	3,79E-01	1,32E-02
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,80E-03	2,86E-02	3,09E-02	1,05E-03
Landgebruik	m ² a crop-eq.	5,78E-05	7,35E-03	1,41E-02	1,68E-04
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	7,84E-02	2,05E-01	8,22E-02	1,59E-02
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	7,11E-04	1,44E-02	9,25E-03	5,94E-04
Watergebruik	m ³	2,64E-01	7,69E-01	2,75E-01	4,44E-02

I Achtergronddata PHA

I.1 Literatuurreferenties voor klimaatimpact van PHA uit landbouwgewassen



● Kurdikar et al. 2001

● Harding et al. 2007

● Kim & Dale 2005

● Kim & Dale 2005

● Yu & Chen 2008

● Akiyama et al. 2003

● Akiyama et al. 2003

Bronnen: (Harding, et al., 2007), (Kim & Dale, 2008), (Yu & Chen, 2008), (Akiyama, et al., 2003).

I.2 Resultaten bij de grafieken

Tabel 86 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg PHA en het referentieproduct, getallen bij Figuur 51

Procesonderdeel	PHA	Referentieproduct	
	PHA	1 kg virgin bio PHA	1 kg LDPE
VFA-productie	0,67		
PHA-accumulatie	0,30		
Oplosmiddel	0,07		
Elektriciteit	0,36		
Warmte (biomassa)	0,03		
Warmte (aardgas)	0,87		
Voordeel sliblijn	-0,77		
Totaal	1,5		5,0^a
Referentie gemiddeld		1,5	
Kurdikar et al. 2001		3,80	
Harding et al. 2007		1,96	
Kim & Dale 2005		1,92	
Kim & Dale 2005		1,72	
Yu & Chen 2008		0,49	
Akiyama et al. 2003		0,26	
Akiyama et al. 2003		0,45	

^aInclusief volledige oxidatie (verbranding of vergaan)

Tabel 87 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg PHA en het referentieproduct, getallen bij Figuur 55

Procesonderdeel	PHA	Referentieproduct
	PHA	1 kg LDPE
VFA-productie	3,92	
PHA-accumulatie	2,64	
Oplosmiddel	0,01	
Elektriciteit	2,16	
Warmte (biomassa)	4,89	
Warmte (aardgas)	5,13	
Voordeel sliblijn	-6,64	
Totaal	13	33^a

^aInclusief volledige oxidatie (verbranding of vergaan)

Tabel 88 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij Figuur 56

Impactcategorie	PHA	Referentieproduct
	PHA	1 kg LDPE
Klimaatimpact	7,69	25,47
Verzuring	2,13	2,53
Menselijke toxiciteit	2,05	2,96
Overig	0,66	0,81
Totaal	12,53	31,78^a

^aInclusief volledige oxidatie (verbranding of vergaan)

Tabel 89 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van PHA (milieukosten in eurocent per kg), getallen bij Figuur 57

	Basisanalyse	Scenarioanalyse			Onzekerheidsanalyse		Referentie 1 kg LDPE
		Alle warmte uit gas	Groene energie	Alle warmte duurzaam	Omzetting OS naar VFA ($\pm 25\%$)	Accumulatie PHA in biomassa (min. 40% en max. 60%)	
MKI-waarde	12,63	18,51	8,84	5,09	12,74	12,74	14,19
Bovengrens			8,84	5,09	14,54	13,94	
Ondergrens			8,84	5,09	11,66	11,51	

I.3 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 90 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg)

Effectcategorie	Eenheid	PHA	LDPE
		1,40E+00	2,02E+00
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	-1,50E-05	2,38E-07
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	3,18E-03	1,48E-02
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	8,23E-03	4,19E-03
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	2,31E-03	1,83E-03
Fijnstofvorming	kg PM _{2,5} -eq.	8,34E-03	4,77E-03
Ozonvorming, terrestrische ecosystemen	kg NO _x -eq.	4,28E-03	5,12E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	2,77E-05	6,52E-05
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	-1,97E-04	1,71E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	7,74E-02	3,33E+00
Ecotoxiciteit, terrestisch	kg 1,4-DCB	-2,19E-04	9,30E-04
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	4,00E-03	3,14E-03
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	5,28E-03	1,57E-02
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	8,35E-01	2,71E-01
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,31E-02	1,72E-02
Landgebruik	m ² a crop-eq.	8,58E-04	3,48E-03
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	1,03E+00	1,57E+00
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	1,22E-02	3,36E-02
Watergebruik	m ³	1,40E+00	2,02E+00

J Achtergronddata Kaamera

J.1 Resultaten bij de grafieken

Tabel 91 - Klimaatimpact (in kg CO₂-eq.) van de productie van 1 kg DS Kaamera en de referenties, getallen bij Figuur 59

	Kaamera	Referentie		
	1 kg DS	14,3 kg Lignosulfonaat	1 kg Ethyleen-acrylzuur copolymeer	Algnaat uit zeewier
KOH	0,27			
Elektriciteit boiler en warmtepomp	0,26			
Elektriciteit scheiden	0,17			
HCl	0,09			
Elektriciteit centrifuge	0,13			
Elektriciteit overig	0,01			
Voordeel sliblijn	-0,71			
Totaal	0,22	9,89	1,82	2,70

Tabel 92 - Milieukosten (in eurocent) van de productie van 1 kg DS Kaamera, getallen bij Figuur 60 -

	Kaamera
KOH	3,34
Elektriciteit boiler	0,99
Elektriciteit warmtepomp	0,60
Elektriciteit scheiden	1,02
HCl	1,45
Elektriciteit centrifuge	0,81
Voordeel sliblijn	-5,07
Elektriciteit overig	0,05
Totaal	3,19

Tabel 93 - Verdeling van de milieukosten (in eurocent/kg) over de verschillende milieu-impactcategorieën, getallen bij grafiek Figuur 61 -

	Kaamera
Klimaatimpact	1,08
Verzuring	0,70
Menselijke toxiciteit	1,39
Overig	0,03
Totaal	3,19

Tabel 94 - Uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses op de milieukosten van de Kaumerapductie (milieukosten in eurocent per Nm³ groen gas), getallen bij Figuur 62

	Basisanalyse	Scenarioanalyse				Onzekerheidsanalyse	
	KOH	Zutphen zonder vergiftiging	NaOH	Epe chemicaliën	Groene energie	Yield	E boiler
MKI waarde	3,19	2,74	0,98	1,21	-0,35	3,19	3,19
Bovengrens	3,19	2,74	0,98	1,21	-0,35	3,07	3,20
Ondergrens	3,19	2,74	0,98	1,21	-0,35	3,28	3,04

J.2 Resultaten berekend met de ReCiPe-analysemethode

Tabel 95 - Milieu-impact op alle effectcategorieën uit de ReCiPe 2016 Midpoint (H)-methode (per kg)

Effectcategorie	Eenheid	Kaamera
		1,61E-01
Klimaatverandering	kg CO ₂ -eq.	-6,81E-06
Ozonlaagaantasting	kg CFC ₁₁ -eq.	3,36E-03
Ioniserende straling	kBq Co-60-eq.	8,58E-04
Ozonvorming, menselijke gezondheid	kg NO _x -eq.	7,03E-04
Fijnstofvorming	kg PM _{2.5} -eq.	8,69E-04
Ozonvorming, terrestische ecosystemen	kg NO _x -eq.	1,47E-03
Verzuring, bodem	kg SO ₂ -eq.	2,18E-05
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	-8,31E-05
Vermesting, zout water	kg N-eq.	8,57E-01
Ecotoxiciteit, terrestisch	kg 1,4-DCB	1,27E-04
Ecotoxiciteit, zoetwater	kg 1,4-DCB	9,42E-04
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DCB	5,24E-03
Carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,66E-01
Niet-carcinogene menselijke toxiciteit	kg 1,4-DCB	1,45E-02
Landgebruik	m ² a crop-eq.	1,64E-03
Grondstofschaarste, mineralen	kg Cu-eq.	1,95E-01
Grondstofschaarste, fossiele brandstoffen	kg oil-eq.	7,10E-03
Watergebruik	m ³	1,61E-01

K Achtergronddata overzichtsgrafiek

De overzichtsgrafiek in Hoofdstuk 11 geeft de milieukosten van elke grondstof weer ten opzicht van het referentieproduct. Om de grafiek overzichtelijk te houden is voor elke grondstof een productieroute en een referentieproduct gekozen. Tabel 96 geeft weer welke productieroutes en referentieproducten gekozen zijn.

Tabel 96 - De resultaten die gebruikt zijn voor de overzichtsgrafiek in Figuur 63

Grondstof	Resultaat gebruikt voor de milieukosten van de grondstof	Resultaat gebruikt voor de milieukosten van het referentieproduct
Groen gas	Milieukosten van de productie en verbranding van groen gas (Figuur 10)	Milieukosten van de productie en verbranding van aardgas (Figuur 10)
CO ₂	Milieukosten van de productie van CO ₂ uit groen gas (Figuur 15)	Milieukosten van de productie van CO ₂ via afvang uit industriële installaties en AVI's volgens het PBL (Figuur 15)
Cellulose	Bovengrens: Milieukosten van Meri-technologie + hygiënisering (Figuur 28) Ondergrens: Milieukosten van CellCap (Figuur 30)	Bovengrens: Milieukosten van virgin papierpulp (Figuur 28) Milieukosten van virgin cellulose (Figuur 30)
Fosforzuur uit as	Milieukosten van SNB (bovengrens) en HVC (ondergrens, aangegeven met marge) (Figuur 36)	Milieukosten van de conventionele productie van fosforzuur (Figuur 36)
Struviet	Milieukosten van struviet geproduceerd met een gemiddelde struvietreactor zoals gedefinieerd in Tabel 28 - (Figuur 45)	Gemiddelde milieukosten van de drie referentieproducten (Figuur 45)
Vivianiet	Klimaatimpact van vivianiet geproduceerd volgens het Max-scenario (Figuur 47)	Voor de bovengrens: klimaatimpact van de productie van superfosfaat plus de productie van 0,0044 kg Fe-EDDHA (Figuur 47) Voor de ondergrens (aangegeven met marge): klimaatimpact van de productie van superfosfaat plus de productie van 0,1 kg Fe-EDDHA (Figuur 47)
PHA	Milieukosten van PHA (Figuur 55)	Milieukosten van LDPE (Figuur 55)
Kaamera	Klimaatimpact van Kaamera (Figuur 64)	Voor de bovengrens: klimaatimpact van EAC (Figuur 64) Voor de ondergrens (aangegeven met marge): klimaatimpact van lignosulfonaat (Figuur 64)