



Milieuscore monoverbranding van zuiveringslib

Detailanalyse SNB-monoverbranding, effect fosfaathergebruik

Rapport
Delft, mei 2013

Opgesteld door:
M.R. (Maarten) Afman (CE Delft)
L. (Leon) Korving (Aiforo)



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

M.R. (Maarten) Afman, L. (Leon) Korving

Milieuscore monoverbranding van zuiveringslib

Detailanalyse SNB-monoverbranding, effect fosfaathergebruik

Delft, CE Delft, mei 2013

Publicatienummer: 13.2847.30a

Opdrachtgever: N.V. Slibverwerking Noord-Brabant.

Alle openbare CE-publicaties zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Maarten Afman.

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.



Samenvatting

Dit rapport bevat een levenscyclusanalyse van slibverwerking, uitgevoerd in opdracht van N.V. Slibverwerking Noord-Brabant (SNB).

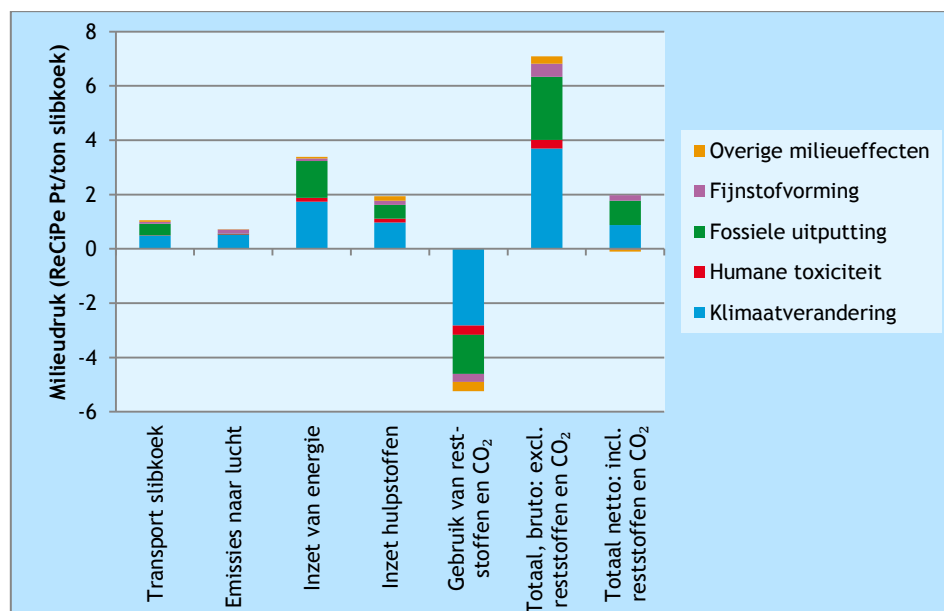
De volgende hoofdvragen worden beantwoord:

1. Hoe scoort slibverwerking via monoverbranding bij SNB?
2. Wat zijn de effecten van maatregelen die SNB kan doorvoeren?
3. Wat zijn de effecten van fosfaathergebruik als ook fosforuitputting meegenomen wordt?

Milieukscore slibverwerking via SNB

Figuur 1 laat de milieuscore van SNB zien, uitgedrukt in milieupunten per ton slibkoek (ontwaterd zuiveringsslib). De stappen in de keten die bijdragen aan het totaal zijn apart weergegeven evenals de verdeling over de verschillende milieuthema's. (N.B. positieve scores betekenen milieuschade, negatieve scores zijn milieugunstig).

Figuur 1 Milieuscore monoverbranding van zuiveringsslib via SNB



Klimaatverandering en fossiele uitputting zijn belangrijk.

Ongeveer 46% van de totale brutoscore heeft te maken met het elektriciteitsgebruik te maken, 18% heeft te maken met het gebruik van hulpstoffen en 15% met de aanvoer van slib per vrachtauto. Dit zijn aanknopingspunten waar maatregelen zich op kunnen richten.

Door de inzet van reststoffen en CO₂ neemt de bruto totale milieuscore (7,1 Pt) met 75% af tot een nettoscore van 1,9 Pt. Dit is vooral dankzij de levering van CO₂ uit de rookgassen aan het naastgelegen Omya, onder de aanname dat anders gecompriemd CO₂ per tankauto aangevoerd wordt. De emissies naar lucht geven een kleine bijdrage in de score. Stel dat de SO₂-emissies een factor drie stijgen, dan wordt de brutoscore 0,5% hoger.

Effecten van maatregelen die SNB kan doorvoeren

SNB heeft het beleid om de milieuscore te verkleinen. Van een viertal maatregelen hebben we het effect bepaald. De effecten op de brutoscore zijn:

- biologische zuiveringsstap (DEMON, al geïmplementeerd): -3%;
- meer eigen elektriciteitsopwekking (HD-ketels): -47%;
- 50% vliegias als fosfaatertsvervanging: -22%;
- 100% vliegias (2015 doelstelling) als fosfaatertsvervanging: -43%.

Als alle maatregelen worden doorgevoerd (het beleid voor 2015), dan zal de milieuscore van een netto milieudruk omslaan naar netto milieugunstig.

Milieu-impact van fosfaathergebruik: voorkomen fosforschaarste

Om de milieuwinst door het sluiten van de fosfaatkringloop te kunnen bepalen, moet een maat gevonden worden hoe fosfor meegenomen kan worden in de milieukundige analyse. Hiervoor is eerst een schaduwprijs voor fosforuitputting bepaald, en vervolgens is dit meegenomen in een analyse van de milieuscore van SNB via milieuschaduwrijzen, die een economische maatstaf zijn voor de externe kosten van milieuschade.

Een schaduwprijs voor fosforschaarste

We hebben schaduwrijzen voor het gebruik van voorraden fosfaaterts opgesteld. De assumptie is dat het gebruik van eindige ertsvoorraden op een gegeven moment leidt tot tekorten aan P-kunstmeststoffen, stijgende voedselprijzen en hongersnood. Het bijbehorende verlies aan menselijk leven - geprijsd conform westerse methoden - levert een worst case schaduwrijz met een relatief zware waardering van fosforschaarste. Per kg fosfor:

Jaar van optreden van 'peak phosphor'	Schaduwrijz (€ ₂₀₁₂ per kg P) (schadekosten)
2100	€ 642
2150	€ 210
2200	€ 69

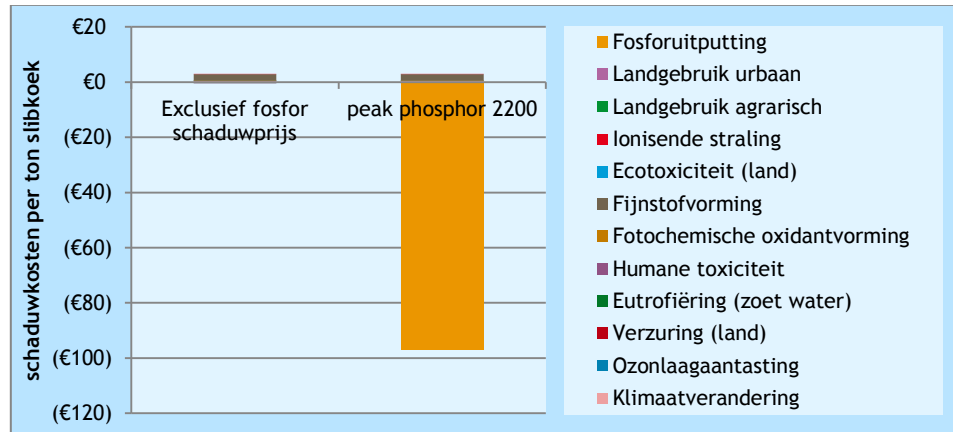
De schaduwrijzen zijn vele malen hoger dan de geldende marktprijzen van fosfaaterts (circa 1-2 euro per kg P). Ze hangen sterk af van de inschatting van het tijdstip van de piek van de fosforwinning: naarmate de effecten verder in de toekomst verwacht worden, wordt de naar 2012 euro verdisconteerde schade kleiner. Daarom presenteren we de verschillende waarden. Voor de voorzichtigheid kan gerekend worden met peak phosphor in het jaar 2200.

Effect fosforterugwinning

Als het effect van fosforterugwinning door fosfaatertsvervanging meegenomen wordt in de milieukundige analyse van de slibverwerkingsroute, dan blijkt dat het een zeer bepalend thema is. Dit is weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2 Milieuscore van SNB, via schaduwrijzen, zonder en met 69 €/kg P voor fosforschaarste



Een conclusie hiervan is dat het mogelijk maken van fosforterugwinning een zeer belangrijk milieuvoordeel is van de slibverwerkingsroute ‘monoverbranden’. De milieubaten van fosforterugwinning zijn vele malen hoger dan schadetekosten op de andere (traditionele) milieuthema’s. Hierbij moet wel worden aangegeven dat de op deze manier ingeschatte schaduwrijzen voor fosfor wel zeer onzeker is.

Aanbevelingen van het onderzoek

Het onderzoek resulteert in de volgende aanbevelingen

- doe verder onderzoek naar het terugbrengen elektriciteitsconsumptie of het vergroten van de eigen opwekking van energie;
- verfijn in discussie met andere wetenschappers de hier voorlopig bepaalde schaduwrijzen voor fosfor;
- het is interessant verschillende slibverwerkingsroutes met elkaar te vergelijken, om te leren of monoverbranden specifieke voor- of nadelen kent ten opzichte van de andere verwerkingsroutes.



Inhoud

	Samenvatting	3
1	Inleiding	9
1.1	Onderzoeksvragen	9
1.2	Aanpak	9
2	Afbakening en methodologie	11
2.1	Doel en afbakening	11
2.2	Gegevens modellering	12
2.3	Impactanalysemethode	15
2.4	Beperkingen	17
3	Milieuscore SNB	19
3.1	Resultaten SNB	19
3.2	Gebruik reststromen	21
3.3	Gevoeligheidsanalyse	23
3.4	Vergelijking met eerder opgestelde score voor monoverbranding	25
3.5	Samenvatting	27
4	Maatregelen SNB	29
4.1	Beschrijving maatregelen	29
4.2	Effecten maatregelen	30
5	Fosfaathergebruik	33
5.1	Fosforschaarste	33
5.2	Milieu-indicator voor uitputting van grondstoffen	34
5.3	Effect fosfaathergebruik	38
5.4	Conclusie	40
6	Conclusies en aanbevelingen	41
6.1	Antwoorden op onderzoeksvragen	41
6.2	Aanbevelingen	44
	Literatuur	47
Bijlage A	Gehanteerde schaduw prijzen	51
A.1	Schaduw prijzen	51
A.2	Uitputting van grondstoffen	52
A.3	Ecosysteemschade op land	53
Bijlage B	Standaard Ecoinvent-processen slibverwerking	55





1 Inleiding

SNB wil een zo duurzaam mogelijke verwerkingsroute voor communaal zuiveringslib aanbieden. Daarom is precieze kennis over de milieukundige prestaties gewenst. Ook heeft SNB een aantal concrete verbeteropties in studie: HD-ketels met extra elektriciteitsopwekking en een biologische waterzuivering (DEMON). Van deze maatregelen wil men graag weten wat de invloed van de maatregelen op de milieuprestatie van SNB is.

SNB heeft Leon Korving (Aiforo) gevraagd om een eerste uitwerking te maken van de milieuscores van SNB. Hierbij is gebruik gemaakt van de kentallen die eerder door CE Delft (STOWA, 2012a) zijn opgesteld. Deze analyse heeft een aantal vragen opgeworpen waardoor een uitgebreidere analyse gewenst is.

Dit rapport stelt zich ten doel om op een viertal onderwerpen een verdere kwantificering van de milieuscore met nadere onderbouwing te geven. De onderwerpen zijn: de milieuscore van SNB met uitleg van totstandkoming, inzicht in wat bepalend is in de scores, effecten en te maken keuzes wat betreft maatregelen en de effecten van fosforhergebruik.

1.1 Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen zijn:

1. Wat is de milieukundige score van de huidige slibeindverwerking via monoverbranding bij SNB?
2. Wat is het milieueffect van maatregelen die SNB kan doorvoeren: HD-ketels met elektriciteitsopwekking, biologische zuivering (DEMON)?
3. Wat zijn de milieueffecten van fosfaathergebruik? Met als subvraag: Hoe kan fosforuitputting meegenomen worden/gekwantificeerd worden?

1.2 Aanpak

De vragen kunnen beantwoord worden met een levenscyclusanalyse van de verwerkingsroute monoverbranden. Als eerste zullen we in Hoofdstuk 2 de gevolgde methodologie, de afbakeningskeuzes en de gebruikte gegevens toelichten. De milieuscore van SNB met aandacht voor belangrijke aspecten zoals gevoeligheidsanalyse is het onderwerp van Hoofdstuk 3. Maatregelen die SNB kan nemen worden gekwantificeerd in Hoofdstuk 4. Fosfaathergebruik en een indicator hiervoor is het onderwerp van Hoofdstuk 5.





2 Afbakening en methodologie

In dit hoofdstuk lichten we de gevolgde methodologie toe. De onderzoeksvragen kunnen deels worden beantwoord met een levenscyclusanalyse (LCA) van het type 'screening-LCA'. Een screening-LCA is een beknopte LCA-studie die op voldoende niveau is uitgevoerd om beslissingen te kunnen nemen en de gevraagde inzichten te verschaffen. De eerste stap 'doel en afbakening' wordt beschreven in Paragraaf 2.1. De gebruikte gegevens en de gemaakte keuzes beschrijven we in Paragraaf 2.2. De methode waarmee de milieu-impacts worden geanalyseerd leggen we uit in Paragraaf 2.3. De gemaakte keuzes leiden tot een aantal beperkingen van de aanpak, deze zijn het onderwerp van Paragraaf 2.4.

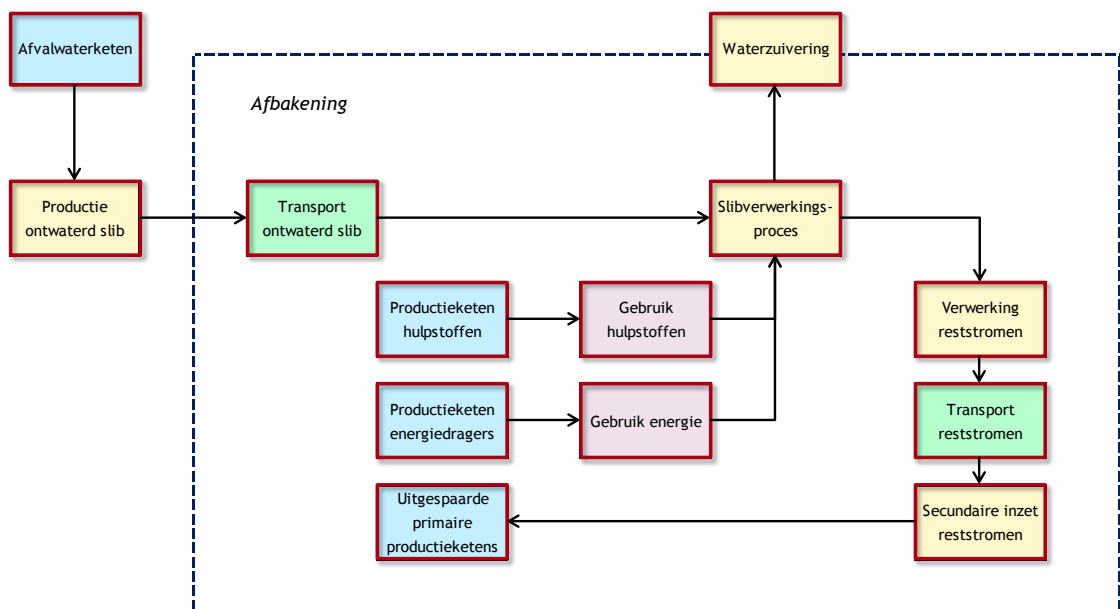
2.1 Doel en afbakening

Het doel van de screening-LCA in deze studie is inzicht te geven in de milieuprestaties van SNB en hoe deze verbeterd zijn door maatregelen die SNB genomen heeft en nog kan nemen.

De afbakening heeft tot doel de grenzen van het beschouwde systeem duidelijk te kiezen. De gekozen afbakening is weergegeven in Figuur 3. Deze afbakening wordt in de hele studie aangehouden.

De functionele eenheid die bij de afbakening hoort is de eindverwijdering van 1 ton slibkoek.

Figuur 3 Systeemgrenzen



De slibverwerkingsroute wordt in kaart gebracht vanaf de aanvoer van ontwaterd slib tot en met de verwerking van reststromen en uitgespaarde productieketens door het inzetten van het secundaire materiaal. Waar dit van toepassing is, wordt transport meegenomen. Van alle processen worden alle emissies en impacts op de omgeving zoveel mogelijk meegenomen.

Een uitzondering hierop is het afvalwater van het slibverwerkingsproces. Dit valt deels buiten de afbakening omdat het binnen de context van deze studie niet doenbaar bleek dit volledig mee te nemen. Het energiegebruik van de denitrificatiestap hebben we vereenvoudigd meegenomen. Daarom is dit proces op de rand van de afbakening getekend.

2.2 Gegevens modellering

De gegevens voor de modellering zijn afkomstig uit een aantal bronnen. Voor LCA-studies is de Ecoinvent-database met levenscyclusinformatie een goed startpunt. De Ecoinvent-database is een uitgebreide database (Life Cycle Inventory) met de levenscyclusinformatie van meer dan 4.000 processen uit de sectoren Energie, Transport, Bouwmaterialen, Chemie, Metaal, Pulp/papier, Afvalverwerking en Landbouw. Deze omvat ook een aantal processen voor slibverwerking, maar de processen zijn geïntegreerd met ontwatering en gaan bijvoorbeeld uit van verbranding in een standaard AVI of stort, en voldoen dus niet. Meer informatie over waarom de bestaande Ecoinvent-processen voor slibeindverwerking niet voldoen en hoe slibeindverwerking via verbranding is opgenomen in Ecoinvent is opgenomen in Bijlage A. Omdat de bestaande Ecoinvent-processen voor slibverwerking niet voldoen, is ervoor gekozen de processen opnieuw op te bouwen op basis van gegevens uit openbare bronnen. De primaire gebruikte gegevensbron voor de emissies, energiegebruiken, etc. van SNB is het milieujaarverslag 2010 van SNB. Gegevens over de hulpstoffeninzet, en hoe dit in de toekomst zal zijn, zijn nader verkregen uit opgaaf van SNB (Luc Sijstermans, 2013).

2.2.1 Modellen slibverwerkingsroute

De verwerkingsroute is geanalyseerd waarbij we de hoeveelheden uitgedrukt hebben in de functionele eenheid (ton slibkoek verwerkt). Figuur 4 geeft het overzicht van de belangrijkste massastromen voor monoverbranding, dit is de basis voor de modellering in het programma SimaPro.

Emissies naar lucht

Figuur 4 geeft ook de emissies naar lucht weer. Van slibdroging zijn deze bekend uit het openbaar jaarverslag en uit mondelinge opgaaf van SNB.

Emissies naar water/impacts afvalwaterbehandeling

Uit de installaties komt afvalwater vrij dat wordt gezuiverd in een zuiveringsinstallatie. Het stikstofgehalte (N_{tot}) en de organische stof fractie (CZV) van slibverbranding bij SNB zijn bekend.

Echter deze informatie is niet voldoende om de milieueffecten van de behandeling van het afvalwater precies te modelleren, omdat zowel CZV als N alsook preciezere parameters bekend moeten zijn.

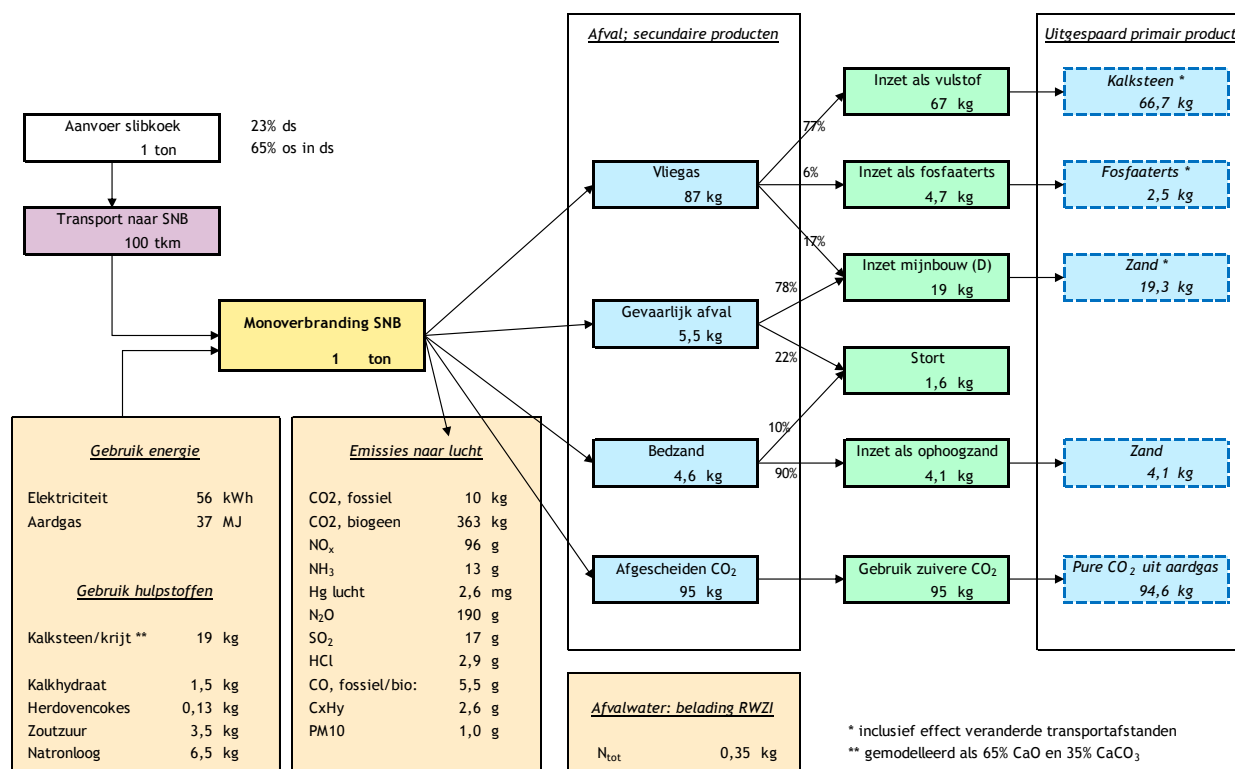
Voor RWZI Bath is wel bekend hoeveel energie met de stikstofverwijdering gemoeid is (4 MWh per ton N in afvalwater). We zullen deze waarde gebruiken en middels een gevoeligheidsanalyse het effect op de totaalscore laten zien als de N-belading of het energiegebruik een factor 2 hoger is.



Daarnaast is in STOWA (2012b) een rekenmodel opgesteld waarmee de milieupact (en energiebehoefte) van RWZI's in kaart gebracht kunnen worden. Dit rekenmodel (Excel-tool) is ingevuld met de informatie van RWZI Bath. We zullen dit model gebruiken om te duiden hoeveel van de impact van de waterzuivering we nu vermoedelijk wel/niet meegenomen hebben in de score van de verwerkingsroutes.

Overige emissies op de RWZI of van toxische stoffen op het oppervlaktewater zijn niet in kaart gebracht en vallen buiten de afbakening (Paragraaf 2.1).

Figuur 4 Modelling slibverwerkingsroute monoverbranding SNB



- De gegevens zijn op basis van de informatie over 2010, de hoeveelheid inzet van vlieggas als vervanger van fosfaaterts is gebaseerd op het getal voor 2011, omdat dit representatiever is (in 2011 en 2009 was de inzet veel hoger dan in 2010).
- De hoeveelheid fosfaaterts die wordt uitgespaard door de inzet van fosforhoudend vlieggas in de fosforproductie is gemodelleerd naar rato van P₂O₅-inhoud van erts en vlieggas. De P₂O₅-concentratie in opgewerkt erts dat aangevoerd wordt naar de verwerker in Amsterdam is 32%.

2.2.2 Energiewaarde secundaire grondstoffen en stookwaarden

De gehanteerde stookwaarden zijn in Tabel 1 weergegeven.

Tabel 1 Stookwaarden restproducten en brandstoffen

	Stookwaarden
Steenkool	24,5 MJ _{LHV} /kg
Aardgas	31,65 MJ _{LHV} /Nm ³
Diesel	42,7 MJ _{LHV} /kg
Petroleum cokes	35,2 MJ _{LHV} /kg
Houtsnippers (zachthout, u=40%, 169 kg/m ³)	10,26 MJ _{LHV} /kg

Bronnen: Fossiele energiedragers: Nederlandse brandstoffenlijst (Agentschap NL, 2011).

Houtsnippers: ontleend aan Energiequelle Wallhecke, 2012.

2.2.3 Infrastructuur

Infrastructuur vormt een onderdeel van de levenscyclusanalyse. In het geval van slibverwerking gaat het dan om de procesinstallaties. De milieu-impacts van de bouw van de procesinstallaties (beton, staal, landgebruik, energie bouwmachines) worden gealloceerd naar een zekere functionele levensduur. Zo ontstaat dan een kleine bijdrage aan de totale milieuscore. Het gebruikte infrastructuurproces is weergegeven in Tabel 2. Dit proces is gekozen om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de praktijk.

Tabel 2 Infrastructuurprocessen volgens Ecoinvent 'Municipal waste incineration plant/CH'

Input/aspect	Waarde	Eenheid
Oppervlakte van site	3.000	m ²
<i>Bouwmaterialen</i>		
RVS Chromium steel 18/8	80	Ton
Reinforcing steel	4	Kton
Cement	5	Kton
Grind	35	Kton
Bitumen	800	Ton
Zand	10	Kton
Transport bouwmaterialen, vrachtwagen	2,8	miljoen tonkm
Transport bouwmaterialen, trein	1,5	miljoen tonkm
Afvalverwerking bouwmaterialen	52	Kton

De Ecoinvent-gegevens zijn voor een installatie met een capaciteit van 100 kt/j en een levensduur van 40 jaar. In deze studie is uitgegaan van een functionele levensduur van 25 jaar, de impacts van het Ecoinvent-infrastructuurproces moeten dus worden geschaald naar deze kortere levensduur. Daarnaast is de genoemde capaciteit ook niet in overeenstemming met de >400 kt/j capaciteit van SNB.

Hierdoor is de hoeveelheid van bovenstaand infrastructuurproces die wordt toegerekend aan de verwerking van 1 ton slibkoek aangepast; hierbij is een schaalfactor van 0,7 gehanteerd (om tot uitdrukking te brengen dat grotere installaties materiaalefficiënter worden gebouwd).



2.2.4 Transportafstanden

De gebruikte transportafstanden zijn in Tabel 3 weergegeven.

Tabel 3 Transportafstanden

Te modelleren onderdeel	Afstand
Aanvoer slib naar SNB	100 km
Transport naar Versatzbau Sondershausen (DLD)	477 km: Moerdijk -> Sondershausen = 527 km over de weg Aanname voor normale transportafstand voor zand naar de mijn: 50 km
Fosfaaterts herkomst Negev-woestijn	6.300 km per zeeschip: 3.400 zeemijl van Ashdod (Israël) naar Amsterdam (sea-distances.com) 150 km per vrachtwagen (over land, mijn in Negev-woestijn naar haven Ashdod)
Inzet van vliegias als vulstof	170 km extra transport naar productielocatie vulstof (aanname verwerking in Maastricht, Wansum of Winterswijk; groeves voor vervangen kalksteen liggen naast deze locaties)

Transport over de weg is, voor het slibtransport, gemodelleerd als een gemiddelde vrachtwagen van >33 ton op basis van het Europese gemiddelde Euro 5-wagenpark. Voor de overige transportprocessen zijn geen gegevens aangeleverd en is daarom uitgegaan van de gemiddelde vrachtwagen van >16 ton (Europees gemiddelde wagenpark).

2.3 Impactanalyse methode

In deze studie is gebruik gemaakt van de ReCiPe-impactanalyse methode (ReCiPe v1.07, 2012).

De ReCiPe-methode is een analyse methode voor levenscyclusanalyse. Wanneer in de LCA-onderzoek de inventarisatie compleet is en de modellering is voltooid, wordt de milieu-impact berekend. In eerste instantie is dit een lange lijst met emissies, ruwe grondstoffen en andere onderwerpen (zie de linker kolom van Tabel 4). Deze lijst heeft echter interpretatie en hiertoe zijn analysemethoden beschikbaar. Eén van de beschikbare methoden is de ReCiPe-methode, die in deze studie is gebruikt. Het is een veelgebruikte methode en de opvolger van de vroegere Eco-indicator 99- en CML2-methoden. De ReCiPe-methode zet de lange lijst met primaire resultaten om in beter te interpreteren indicatoren en biedt drie niveaus van impactanalyse (zie ook Tabel 4).

1. Midpointniveau ofwel milieueffectniveau

Dit niveau is een directe vertaalslag van stof/emissie naar milieueffect. Het midpointniveau geeft inzicht in de afzonderlijke milieueffecten doordat alle emissies, etc. zijn omgerekend naar een kenmerkende equivalenten eenheid met equivalentiefactoren. De daadwerkelijke milieuschade is op dit niveau nog niet bekend.

2. Endpointniveau

Op dit niveau worden de milieueffecten (Niveau 1) genormaliseerd en omgerekend naar schadecategorieën. Zo heeft bijvoorbeeld een score voor ecotoxiciteit gevolgen voor de hoeveelheid dier- en plantensoorten



(afname daarvan). Er worden drie schadecategorieën onderscheiden: schade aan menselijke gezondheid (uitgedrukt in DALY's: Disability Adjusted Life Years); schade aan ecosystemen (uitgedrukt in verlies van soorten per jaar); schade aan grondstofbeschikbaarheid (monetair uitgedrukt: \$).

3. Enkele score

De drie endpoint-indicatoren worden vaak gewogen tot een enkele eind-indicator, een dimensieloos getal. Dit zijn de ReCiPe-‘punten’.

ReCiPe maakt het ook mogelijk om te laten zien welke milieueffecten (op Niveau 1) verantwoordelijk zijn voor welk aantal punten op Niveau 3 zodat bekend is welke milieueffecten het meest bepalend zijn in de totale milieudruk van een beschouwd systeem.

Omdat in dit onderzoek het bepalen van een relatieve reductie in de totale milieudruk centraal staat, gebruiken we het niveau van de enkele indicator. Daarnaast geven we inzicht in de relatieve bijdrage van de verschillende milieueffecten.

Tabel 4 Schematisch overzicht van de relatie tussen midpoints, endpoints en de enkele indicator

LCI- resultaat	Midpoint (Niveau 1)	Omrekening naar	Endpoint (Niveau 2)	Eind-indicator (Niveau 3)
Lange lijst van emissies en stoffen:	Ozonlaagaantasting	DALY	Schade aan menselijke gezondheid (DALY)	Enkele indicator, verkregen door weging van de drie endpoints
	Humane toxiciteit	DALY		
	Ioniserende straling	DALY		
	Smogvorming	DALY		
Ruwe grondstoffen Landgebruik CO ₂ VOS P SO ₂ NO _x CFC Cd DDT, etc.	Fijnstofvorming	DALY	Schade aan ecosystemen (species*yr)	
	Klimaatverandering	Human Health: DALY		
		Ecosystems: species*yr		
	Verzuring, bodem	species*yr		
	Ecotoxiciteit, bodem	species*yr		
	Landgebruik, urbaan	species*yr		
	Landgebruik, agrarisch	species*yr	Schade aan grondstof- beschikbaarheid (\$)	
	Ecotoxiciteit, zoutwater	species*yr		
	Vermesting, zoetwater	species*yr		
	Ecotoxiciteit, zoetwater	species*yr		
	Uitputting, mineralen/metalen	\$		
	Uitputting, fossiel	\$		
	Vermesting, zoutwater	-	-	-
	Water, depletie	-	-	-

Transparantie en onzekerheid

Hoe verder naar rechts wordt gegaan in de tabel, des te lager de transparantie wordt en des te hoger de onzekerheid. Dit komt door de stappen die nodig zijn: een normalisatiestap, berekeningsstap naar schade en weging van de verschillende thema's.

Methodes voor normalisatie per milieueffect zijn constant in ontwikkeling en niet voor elk milieueffect is de methode even robuust. Voor weging zijn meerdere mogelijkheden: de weegfactoren naar enkele indicator verschillen al naar gelang er meer belang wordt gehecht aan een van de drie endpoints.



De normalisatie en weegfactoren die in deze studie gebruikt zijn, volgen ReCiPe's Europese methode vanuit het gemiddelde hiërarchisch perspectief ('Europe, H/A'). Hierbij horen weegfactoren van 40% voor menselijke gezondheid, 40% voor ecosystemen en 20% voor grondstoffenbeschikbaarheid.

Niet alle emissies van toxische stoffen of milieueffecten worden meegenomen in de ReCiPe-methode. Bijvoorbeeld een lozing van dioxinen op oppervlaktewater is niet opgenomen (wel de lucht), maar hiervoor kan de ReCiPe-methode via equivalentiefactoren uitgebreid worden.

Voor fosforuitputting is een aanzet gemaakt voor een indicator, dit is het onderwerp van Hoofdstuk 6.

Om met de fundamentele onzekerheid om te gaan, is een standaard onderdeel van een LCA dat de gevoeligheid van de gemaakte modelleringskeuzes getest wordt. Dit zullen we ook doen.

2.4 Beperkingen

Deze studie kent uiteraard beperkingen. We zullen voor de helderheid de belangrijkste beperkingen noemen:

- We hebben gegevens verzameld waarmee milieu-impacts en -scores zijn berekend van slibverwerking. Een milieuscore is alleen te berekenen voor zover gegevens beschikbaar zijn waar die op gebaseerd is - alles wat niet in de studie is opgenomen, alles wat buiten de afbakening valt, is niet meegenomen in de bepaling van de milieuscores.
- De gegevensinventarisatie voor het proces van SNB is relatief compleet en omvat de belangrijkste volumestromen. De milieuscores geven hiermee naar verwachting een goed beeld. Tegelijkertijd het is niet uit te sluiten dat er aspecten zijn die, hoewel niet meegenomen, wel voor een significante milieubelasting zorgen (bijvoorbeeld het gebruik van een kleine hoeveelheid hulpstof welke per eenheid product een relatief zware milieubelasting kent in de productieketen of gebruik).
- Een aantal aspecten van de afvalwaterbehandeling en emissies naar oppervlaktewater zijn niet meegenomen, het kan zijn dat er specifieke stoffen zijn die in het afvalwater terecht komen (en dus niet door de waterzuivering geneutraliseerd worden) welke bijvoorbeeld voor schade aan ecosystemen kunnen zorgen.
- Hoe het leveren van CO₂ aan buurbedrijf Omya gemodelleerd wordt, heeft voor de uitkomsten grote gevolgen. Milieuscores vallen sterk anders uit bij afwijkende keuzes. Gekozen is de volle bandbreedte van de opties te laten zien.
- Levenscyclusanalyse is een instrument dat zich tot doel stelt inzichten in productieketens te geven op globale/bovenregionale schaal. Lokaal kunnen er echter effecten optreden die in LCA niet worden meegenomen maar die wel belangrijk zijn (zoals effecten op rode lijstsoorten die voorkomen in ecosystemen die direct door de locatie van een activiteit worden beïnvloedt). Waar dit soort risico's spelen is het aanbevolen naast een LCA ook een lokale milieu-impactassessment uit te voeren.





3 Milieuscore SNB

In dit hoofdstuk presenteren we de milieuscore van SNB, in Paragraaf 3.1 eerst de totale score, met aandacht voor de bijdrage van het elektriciteits- en hulpstoffengebruik op de totale score.

In Paragraaf 3.2 beschouwen we de milieueffecten van het gebruik van CO₂ afkomstig van SNB door Omya en van de inzet van restproducten (bedzand en vlieggas) als secundaire grondstof.

In de gevoeligheidsanalyse van Paragraaf 3.3 laten we zien hoe gevoelig de milieuscores zijn voor:

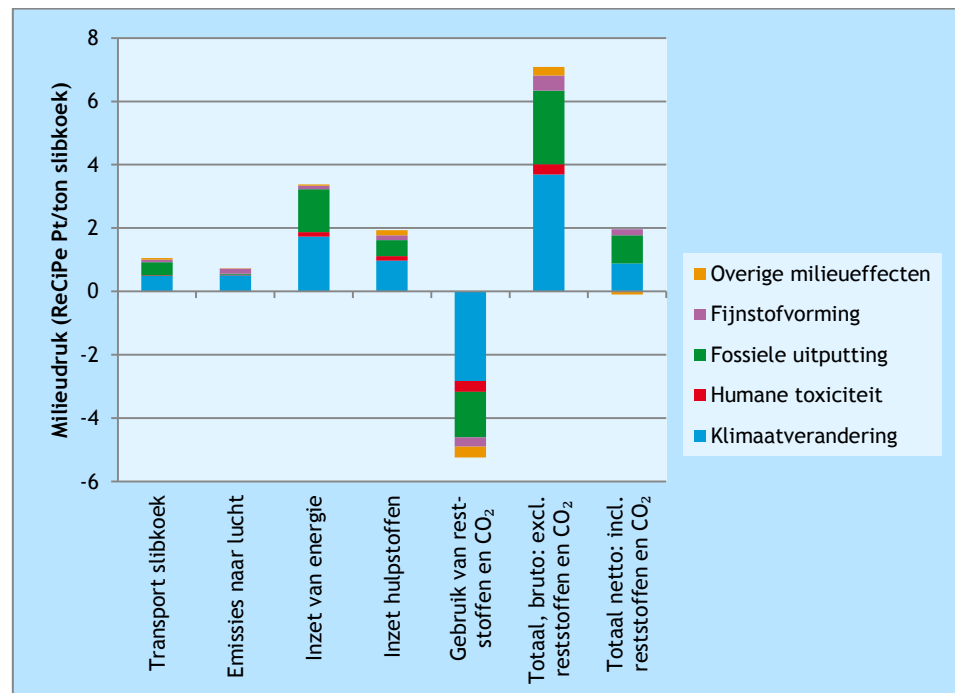
- extra emissies van SO₂, kwik, ammoniak, en NO_x;
- hogere inzet van CaCO₃ uit gebrande kalksteen;
- andere modeleringskeuzes rond de CO₂-levering aan Omya;
- meer volledig opnemen van de afvalwaterzuivering.

In Paragraaf 3.4 vergelijken we de in deze studie opgestelde scores met in eerder berekende milieuscores, waarna we de belangrijkste resultaten samenvatten in Paragraaf 3.5.

3.1 Resultaten SNB

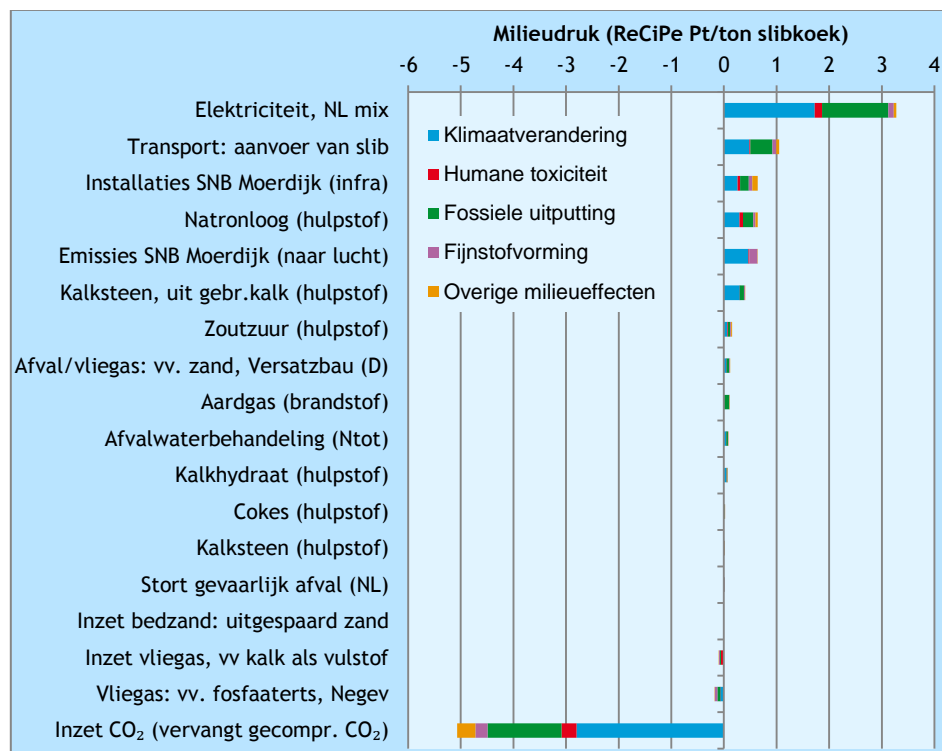
De milieuscore van SNB met de uitsplitsing naar de verschillende componenten die bijdragen aan de totale score is weergegeven in Figuur 5. De meest rechterbalk laat de totale nettoscore zien, deze komt op 1,9 ReCiPe-punten per ton. Exclusief het gebruik van afvalstoffen als secundaire grondstof (waaronder CO₂) komt de score op 7,1 Pt per ton slibkoek verwerkt (brutoscore).

Figuur 5 Milieuscore monoverbranding via SNB



In de onderverdeling van milieueffecten die bij de totaalscore doortellen zijn zowel klimaatverandering als fossiele uitputting belangrijk. Een uitsplitsing naar de verschillende stoffen/deelprocessen is weergegeven in Figuur 6. De processen zijn gesorteerd op hun bijdrage aan de nettoscore van SNB.

Figuur 6 Uitsplitsing verschillende deelprocessen milieuscore SNB



Figuur 6 laat het volgende zien over de grootste bijdragen aan de bruto milieupact:

- Elektriciteitsgebruik door SNB is de belangrijkste met een positieve score van ReCiPe-punten (=milieuschade). Het gaat om 46% van de (bruto) milieuscore.
- De aanvoer van het slib per vrachtauto levert ook een bijdrage van 15%.
- De emissies van de installaties van SNB zelf zijn verantwoordelijk voor 9%.
- Natronloog levert een bijdrage van 9%.
- De allocatie van de infrastructuur (installaties SNB Moerdijk) levert ca. 9%.

Figuur 6 laat ook de bijdragen van hulpstoffen zien. De bijdragen aan de totale brutoscore zijn:

- de inzet van natronloog is belangrijk is: 9% van de brutoscore;
- puur kalksteen (CaCO₃ gemodelleerd als CaO; 65% van het totaal aan kalksteen + krijt) is daarna het belangrijkste: 5,6% van de bruto milieupact;
- krijt is verantwoordelijk voor 0,1%;
- zoutzuur is verantwoordelijk voor 2,2%;
- kalkhydraat is verantwoordelijk voor 0,9%;
- cokes is verantwoordelijk voor 0,3%.

In Paragraaf 3.4 vergelijken we de milieuscore van SNB met de waarde die eerder voor SNB is berekend in opdracht van STOWA (2012b).

3.2 Gebruik reststromen

Het gebruik van restproducten als secundaire grondstof levert gezamenlijk een bijdrage waardoor de bruto score 75% lager uitvalt.

De hergebruik van CO₂ uit de rookgassen van SNB in het proces van Omya levert de grootste reductie aan de absolute score, deze is becijferd op -5,1 Pt per ton, ofwel 72% van de milieu-impact. Deze bijdrage is fors maar zeer gevoelig voor hoe men dit modelleert. In Paragraaf 3.2.1 gaan we hier verder op in. De daarna belangrijkste secundaire grondstoffen blijken de inzet van fosfaaterts (-3%) en vlieggas (-1%) te zijn.

De besparing op fosfaaterts is significant, hierbij is ook belangrijk dat veel transport per zeeschip wordt voorkomen. Het transport is ca. 50% van de totale impactbesparing. In deze impactanalyse methode is nog niet het aspect fosforuitputting meegenomen, zie hiervoor Hoofdstuk 5.

Het vervangen van kalksteen door vlieggas zorgt niet voor een grote milieu-bijdrage, de reden is dat de kalksteen uit de mergelgroeven een lage milieu-belasting kent en daarnaast de transportafstanden nadelig zijn. De uitgespaarde impacts van het storten zijn hier wel meegenomen.

Inzet van bedzand om zand uit te sparen levert een verwaarloosbare bijdrage (+/- 0%). Dit komt, omdat zand een product is met een zeer lage milieu-impact. Wat wel een voordeel is van het hergebruik, is dat het storten van bedzand wel een milieubijdrage kent, bijvoorbeeld voor de aanleg van een depot, mogelijk transport over een grotere afstand, etc. Dit gedeelte is niet gemodelleerd.

3.2.1 Levering CO₂ aan Omya

De milieubijdrage van het leveren van CO₂ is lastig te bepalen. Doordat de processen gekoppeld zijn, moet eigenlijk het gehele systeem beoordeeld worden, maar dat willen we niet doen gezien de scope. De oplossing is door de huidige situatie, waarin de CO₂-rijke afgassen aan Omya worden geleverd, te vergelijken met een referentiesituatie. De referentiesituatie kan worden gevonden door de volgende vraag te beantwoorden: *‘Wat zou de situatie zijn zonder CO₂-levering door SNB?’*

Omya heeft CO₂ nodig in haar proces voor het vervaardigen van PCC.

Als de CO₂ niet van SNB betrokken kan worden zal een andere leverancier worden gezocht. Dit is de referentie waartegen de milieuprestaties van de SNB-levering worden beoordeeld. Mogelijkheden hiervoor:

1. Gecomprimeerd CO₂ aanvoeren, bijv. van een fabriek in Europoort.
2. CO₂ uit eigen opwek, bijvoorbeeld door een gasmotor met coproductie van elektriciteit en CO₂.
3. CO₂ als reststroom van een ander industriebedrijf in Moerdijk.
4. Omya stopt haar productie.

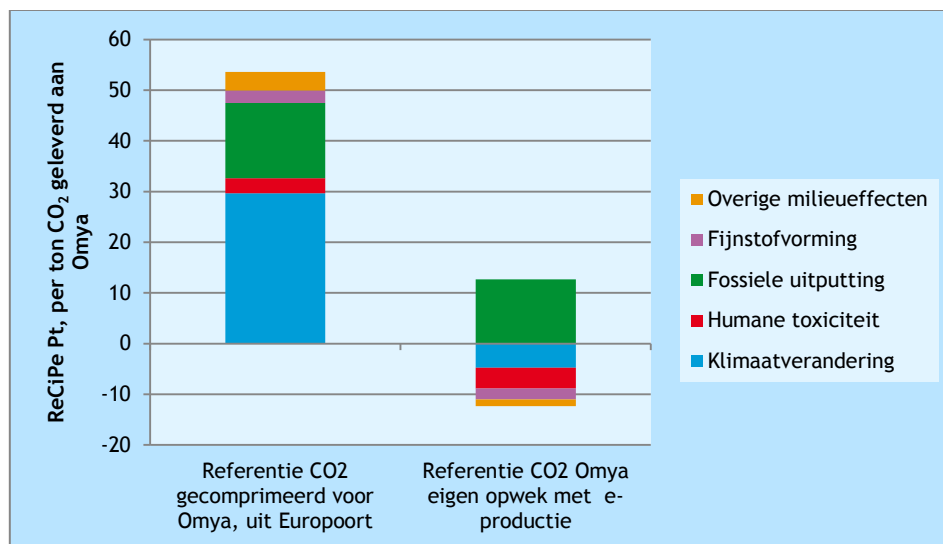
Als uitgangspunt is de eerste optie genomen, omdat dit het meest realistische scenario is, mocht SNB haar proces moeten stopzetten, in ieder geval op de korte termijn. Mogelijk kan voor de lange termijn een andere oplossing getroffen worden, maar dat is niet duidelijk.

Deze keuze beïnvloedt de kwantificering van milieueffecten sterk. Figuur 7 toont de milieu-impacts van de eerste twee mogelijke referenties voor de CO₂ die Omya nodig heeft, in het geval dat deze niet van SNB zou kunnen worden betrokken. Duidelijk te zien is dat de eigen opwekoptie milieutechnisch beter scoort dan gecomprimeerd CO₂ uit Europoort laten aanvoeren.



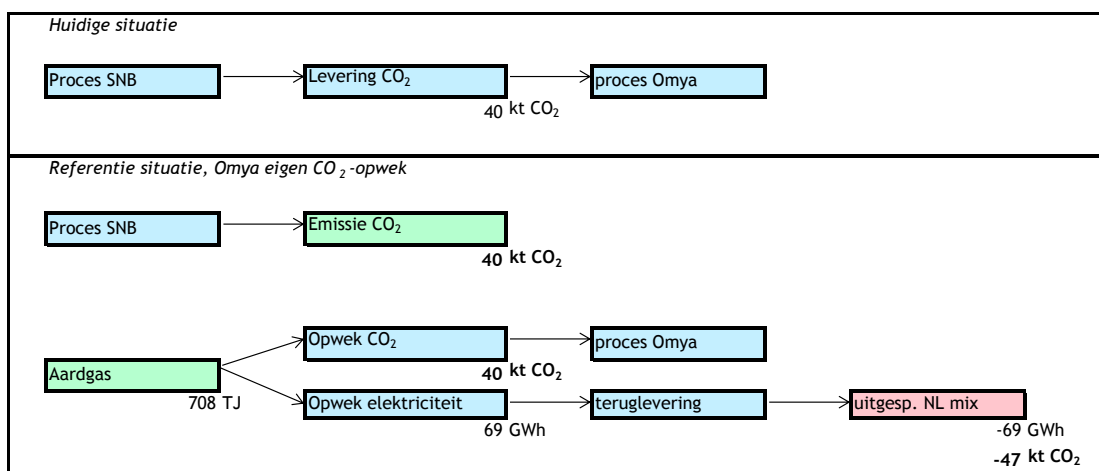
Door de CO₂-levering vanuit SNB aan Omya wordt de referentie *uitgespaard*. Dit betekent dat de milieuscore van SNB wordt verbeterd met een hoeveelheid van 54 ReCiPe Pt per ton geleverd CO₂, in het geval van gecomprimeerd CO₂ uit Europoort (zie Figuur 7). Voor de milieuvergelijking van SNB maakt het dus uit welke keuze gemaakt wordt voor de referentie. Door de keuze voor de gecomprimeerde CO₂-route als de meest realistische referentie, ontstaat een duidelijke 'credit' voor het leveren van CO₂.

Figuur 7 Milieu-impacts van referentie-scenario's voor CO₂-levering aan de naastgelegen PCC-fabriek



Als voor de tweede optie gekozen zou worden, het geval waarbij Omya zelf CO₂ gaat opwekken met een gasmotor, dan wordt de milieuvergelijking uitgebreid met het aardgasgebruik, eigen elektriciteitsproductie en de uitgespaarde conventionele elektriciteitsopwekking. Dit is een optelsom van positieve en negatieve milieu-impacts, Figuur 8 geeft dit nader weer. De netto milieuimpact van een ton CO₂ geleverd aan Omya zou in dit geval op 0,3 Pt per ton CO₂ komen, en dat is duidelijk lager dan de eerste optie.

Figuur 8 Aspecten CO₂-teruglevering Omya bij de WKK - referentievariant



Toelichting: In de huidige situatie beschouwen we geen netto emissie of energiegebruik. In de geschetste referentiesituatie is er een extra energiegebruik, maar netto wat lagere CO₂-emissies door uitsparing van de Nederlandse productiemix.



In het derde geval dat er een andere CO₂-reststroom voorhanden is voor Omya, een reststroom die nu niet benut wordt, dan is er netto weinig verandering van milieu-impacts tussen de huidige situatie en de referentie. Het verschil hangt dan vooral af van transportafstanden en energiegebruik van bijvoorbeeld blowers. Als dat beperkt is, dan betekent dit dat er voor de huidige situatie eigenlijk ook maar betrekkelijk weinig CO₂-‘credits’ aan SNB toe te kennen zijn. Deze situatie is niet in de figuur opgenomen omdat hier geen gegevens van bekend zijn. Dit geldt ook voor de vierde situatie, waarbij Omya stopt.

3.3 Gevoeligheidsanalyse

Bij het interpreteren van LCA-resultaten moet altijd voorzichtigheid betracht worden, omdat de resultaten gevoelig zijn voor dataverzameling en modelleringskeuzes/aannames. In deze paragraaf laten we de gevoeligheid van de resultaten voor SNB zien, eerst voor hogere emissies van SNB in Paragraaf 3.3.1 en in Paragraaf 3.3.3 over de effecten van hoe de levering van CO₂ gewaardeerd kan worden.

De resultaten worden gepresenteerd als procentuele veranderingen ten opzichte van de netto score van SNB, bepaald op 1,86 ReCiPe Pt/ton slibkoek.

3.3.1 Emissies

Indien de emissies gevarieerd worden, dan veranderen de totale uitkomsten. Tabel 5 laat de resultaten voor de gevoeligheidsanalyse zien. De emissies voor kwik, NO_x en ammoniak zijn gevarieerd, kwik met een factor ×10, de NO_x en ammoniak met een factor ×3. Het betreft emissies naar lucht (emissies naar water zijn niet meegenomen in deze studie).

Tabel 5 Gevoeligheidsanalyse emissies naar lucht, relatieve verandering netto milieuscore SNB

Milieueffect	Variatie van emissies				
	SO ₂ ×3	Hg ×10	NH ₃ ×3	NO _x ×3	SO ₂ ×3 Hg ×10 NH ₃ ×3 NO _x ×3
Klimaatverandering				+ 2%	
Humane toxiciteit		+ 746%		+ 3%	+ 746%
Fossiele uitputting				+ 2%	
Fijnstofvorming	+ 18%		+ 22%	+ 115%	+ 148%
Verzuring land	+ 31%		+ 58%	+ 105%	+ 187%
Smogvorming	+ 2%			+ 116%	+ 114%
Overige milieueffecten		+ 1%		+1%	+ 1%
Totale score SNB	+ 2%	+ 9%	+ 2%	+ 14%	+ 25%

De veranderingen zijn ten opzichte van de netto score van SNB, deze blijft in alle gevallen tussen de 1,90 en 2,33 Pt Pt/ton slibkoek.

Noot, de netto score voor het milieueffect ‘humane toxiciteit’ is negatief; deze verandert in een positieve bijdrage (dus milieuschade) bij 10x hogere kwikemissies. De wisseling van teken draagt bij aan de grote relatieve verandering.



3.3.2 Hulpstoffen

Krijt en reactief kalksteen zijn één van de meest gebruikte hulpstoffen door SNB. In de uitgangssituatie van de modellering gebruikt SNB 35% krijt (CaCO₃ uit gewonnen kalksteen/mergel) en 65% reactieve kalksteen (CaCO₃ uit gebrande kalk (CaO) dat is omgezet in CaCO₃). Indien alle benutte kalksteen van het laatste type zou zijn (100% CaCO₃ uit CaO), dan worden de milieu-impacts significant hoger, omdat de productie van CaO een endotherm proces is. Dit is gemodelleerd onder de aanname van molmassa en 1:1 omzetting van CaO naar CaCO₃. De totale score valt in dit geval +3% uit. De resultaten voor de overige hoofdthema's staan in Tabel 6.

Tabel 6 Gevoeligheidsanalyse bij vergroten inzet van reactieve kalksteen in plaats van natuurlijk krijt

Milieueffect	CaO i.p.v. CaCO ₃ als hulpstof
Klimaatverandering	+ 18%
Humane toxiciteit	+ 2%
Fossiele uitputting	+ 5%
Fijnstofvorming	+ 2%
Overige milieueffecten	+ 1%
Totale score SNB	+ 11%

De score van SNB is in het bovenstaande geval 2,07 Pt/ton slibkoek.

3.3.3 CO₂-hergebruik bij Omya

In Paragraaf 3.2.1 zijn opmerkingen gemaakt over welke referentie gekozen wordt voor het kwantificeren van de 'credits' voor het leveren van CO₂ van SNB aan buurbedrijf Omya. Voor de referentie is gekozen voor het aanvoeren van gecompriemd CO₂ uit Rotterdam. Deze route is op de korte termijn het meest waarschijnlijk.

Omdat er met het comprimeren en het vervoeren van CO₂ een milieudruk gemoeid is, is deze referentie (die vermeden wordt door de inzet van CO₂ uit rookgassen van SNB) een factor die de milieudruk van SNB verlaagt. In Tabel 7 presenteren we de resultaten voor twee andere keuzes voor referentie: eigen opwek door Omya met een gasmotor (met een elektrisch rendement van 35% en het terugleveren van de geproduceerde elektriciteit aan het net, en vervangen van de gemiddelde Nederlandse productiemix), en het geval waarin Omya de CO₂ elders zou betrekken of de productie zou verplaatsen naar een locatie waar de CO₂ voorhanden is.

Tabel 7 Gevoeligheidsanalyse CO₂-referentiekeuze, relatieve verandering netto milieuscore SNB

Milieueffect	Keuze CO ₂ -referentie Omya	
	Eigen opwek van CO ₂ uit een gasmotor met 35% rendement	Omya betreft CO ₂ elders: geen CO ₂ -credits voor SNB
Klimaatverandering	+ 370%	+ 319%
Humane toxiciteit	+ 3.000%	+ 1.266%
Fossiele uitputting	+ 23%	+ 158%
Fijnstofvorming	+ 220%	+ 117%
Verzuring (land)	+ 226%	+ 119%
Smogvorming	+ 104%	+ 53%
Overige milieueffecten	+ 567%	+ 419%
Totale score SNB	+ 270%	+ 272%



In deze gevallen valt de netto score van SNB sterk hoger uit: van 1,86 Pt/ton slibkoek gaat deze naar 6,90 respectievelijk 6,93 Pt/ton. Dit geeft aan dat de manier waarop CO₂-levering gewaardeerd wordt, een belangrijke factor is voor de netto milieuprestatie van SNB.

3.3.4 Waterzuivering

Van de zuivering van het afvalwater is alleen het energiegebruik van de denitrificatiestap opgenomen, omdat hier gegevens van bekend zijn (zie Paragraaf 4.1). Het is de vraag hoe gevoelig de resultaten hiervoor zijn. In de gepresenteerde resultaten hanteren we al een energiegebruik voor de N-verwijdering, dit komt op 0,08 Pt/t. Dit is ca. 4% van de netto score van SNB. Zou het energiegebruik voor N-verwijdering verdubbelen, dan komt de score van SNB 4% hoger uit.

We kunnen ook proberen om de inschatting te valideren en een indruk te krijgen voor de 'fout' door afbakeningskeuze. In opdracht van STOWA (2012b) is een rekenmodel ontwikkeld waarmee een milieubelasting van een RWZI kan worden opgesteld afhankelijk van specifieke zuiveringskenmerken, hulpstoffengebruik, e.d. Voor RWZI Bath is dit model ingevuld op basis van het jaarverslag 2010 van Waterschap Brabantse Delta. De lozing van CZV en N_{kj} door SNB in 2010 vertegenwoordigt een vuilvracht van ongeveer 22.160 inwonerequivalenten (i.e.; jaarverslag 2010). Resultaat is dan een score van 2,43 Pt/i.e., dit is in overeenstemming met andere RWZI's met het concept en de schaalgrootte van Bath. Met 22.160 i.e.'s zorgt het afvalwater van SNB hierdoor voor een belasting van 54 kPt/jaar¹. De behandeling van afvalwater zorgt dan, volgens het rekenmodel RWZI, voor een additionele milieu-impact van 0,13 Pt/ton slibkoek.

In de gepresenteerde resultaten hanteren we al een energiegebruik voor de N-verwijdering, dit komt op 0,08 Pt/t. De fout die gemaakt wordt door de afvalwaterzuivering is dus 0,05 Pt/t ofwel ca. 3% op de netto score (of minder dan een procentpunt (<0,7%) op de totale bruto milieuscore) van SNB.

3.4 Vergelijking met eerder opgestelde score voor monoverbranding

In STOWA (2012b) is een score van 8,5 Pt per ton slibkoek bepaald voor het proces van SNB. Deze score kan niet zonder meer worden vergeleken met de resultaten uit deze studie vanwege een aantal redenen.

- Hergebruik van CO₂ is eerder niet meegenomen, in deze studie is dit becijferd met een referentie gecomprimeerd flessengas; er ontstaat een groot milieuvoordeel becijferd op -5,1 Pt per ton, ofwel 72% van de bruto milieu-impact.
- De score van STOWA (2012b) is bepaald met een andere ReCiPe-versie (v1.06) in plaats van de huidige v1.07. In de vorige versies van ReCiPe zaten fouten in de doorrekening van het milieuthema fossiele uitputting die de resultaten op het endpointniveau significant beïnvloedden.
- De score van STOWA (2012b) is bepaald met een andere wegingsmethode: er is gebruik gemaakt van weging volgens Europe H/H. In deze studie is gebruik gemaakt van H/A. Dit is de meest gebruikte methode en wordt veel in Europese LCA-studies gehanteerd. De verschillen zitten in de wegingsfactoren die gebruikt worden om de enkele score te bepalen. H/A-weging heeft de volgende gewichtsfactoren: 40% menselijke

¹ De berekening zal niet helemaal correct zijn, omdat de verhouding CZV/N in het afvalwater van SNB anders is dan het influent van de RWZI Bath.



gezondheid, 40% ecosystemen en 20% grondstoffenbeschikbaarheid. H/H hanteert in plaats daarvan 30% menselijke gezondheid, 40% ecosystemen en 30% grondstoffenbeschikbaarheid. In H/H wordt menselijke gezondheid dus minder hoog gewaardeerd en grondstoffenbeschikbaarheid is belangrijker.

Om toch een vergelijking te kunnen maken, vermeldt Tabel 8 de bruto resultaten (exclusief reststoffen hergebruik en CO₂-teruglevering) van deze studie met het resultaat voor monoverbranding uit STOWA (2012b). Het resultaat voor monoverbranding van deze studie is doorgerekend met ReCiPe v1.07 H/H en H/A. Onder H/H valt de score lager uit dan onder H/A, omdat klimaatverandering in de wegging minder belangrijk is.

Tabel 8 Vergelijking scores met STOWA-resultaat, verschillende ReCiPe-versies

	ReCiPe v1.06 H/H	ReCiPe v1.07 H/H	ReCiPe v1.07 H/A
Monoverbranding, volgens STOWA (2012b)	8,5 Pt	Indicatie: ² 70-90% van v1.06 score: 6,0-7,7 Pt	
Deze studie: Monoverbranding, bruto proces exclusief gebruik reststromen/CO ₂ -levering (netto proces)		7,57 Pt (2,09 Pt)	7,09 Pt (1,86 Pt)

Omdat we geen toegang hebben tot het SimaPro-proces dat voor STOWA (2012b) is gebruikt is het niet mogelijk om dat proces met ReCiPe v1.07 door te rekenen. Daarom is in Tabel 8 de schatting van de fout gebruikt om een range te verkrijgen waarmee het resultaat uit deze studie vergeleken kan worden. De verschillen tussen het resultaat uit STOWA (2012b) en het resultaat van deze studie worden als volgt verklaard:

- Het proces in STOWA (2012b) is gemodelleerd op basis van aanpassing van het Ecoinvent-proces voor slibeindverwerking (een proces dat ook ontwatering bevat, zie Paragraaf 2.2 en 0). Voor STOWA (2012b) is getracht hiervoor het proces te corrigeren, echter er blijven emissies en gebruik van hulpstoffen opgenomen die niet in het van de grond af opgebouwde proces voor monoverbranding zitten.
- Er is in deze studie een nauwkeuriger modellering voor het infrastructuur-proces gehanteerd, aansluitend bij de in Ecoinvent opgegeven capaciteit van de processen. Hierdoor neemt de score met ca. 5% toe.
- De emissies van het proces zelf zijn in deze studie kleiner (deze zijn beperkt tot emissies op de lucht, afvalwaterbehandeling is niet volledig meegenomen).

Er kan worden geconcludeerd dat binnen de onnauwkeurigheden van verschillende ReCiPe-versies en analysemethoden en modellerings-uitgangspunten de bruto scores redelijk met elkaar in overeenstemming zijn. De netto scores verschillen zeer sterk doordat het gebruik van reststromen niet is meegenomen in STOWA (2012b).

² Over de fout die in ReCiPe v1.07 gecorrigeerd is, vermeldt ReCiPe: 'Fossil depletion impact category of the ReCiPe endpoint methods (I, H, and E), a conversion error was found, which leads to an overestimation of 10-30 percent of the impact for single score results.[...] We recommend to recalculate critical results that were calculated using the ReCiPe endpoint methods.' Opmerking van Sipke Durksz d.d. 19-7-2012. <https://sites.google.com/site/lciarecipe/characterisation-and-normalisation-factors>.



3.5 Samenvatting

In dit hoofdstuk hebben we de milieuscore van SNB geanalyseerd.

De totale milieuscore komt op 1,86 Pt/ton slibkoek. Dit getal is lager dan in eerder onderzoek bepaald. Verder kan het volgende geconcludeerd worden:

- Met name elektriciteit zorgt voor een grote bijdrage in de milieuscore van SNB (46%).
- De inzet van restproducten als secundaire grondstoffen zorgt voor een duidelijke milieuwinst. De bruto milieuscore van SNB komt op 7,1 Pt/ton slibkoek. Door de nuttige inzet van de reststromen als secundaire grondstoffen, wordt de netto milieuscore met 75% teruggebracht tot 1,9 Pt/ton. Dit komt vooral door de inzet van CO₂ aan buurbedrijf Omya en de manier waarop dit is gekwantificeerd. De inzet van vliegias als vervanger van fosfaaterts en het gebruik van vliegias als vulmiddel dat kalksteen uitspaart leveren een reductie van 4% op de bruto milieu-impact.
- Het vervangen van zand (inzet van bedzand in de wegenbouw; inzetten van gevaarlijk afval in de mijnbouw) levert niet een heel grote milieuwinst op doordat het vervangen primaire product een lage milieubelasting heeft. Een aandachtspunt is dat een lange transportafstand de milieuvergelijking negatief kan doen uitslaan, bijvoorbeeld bij de inzet van vliegias als vervanger van zand in de Versatzbau in Duitsland. Aan de andere kant is de referentie hiervan stort, en storten kent ook milieu-impacts die betekenisvol kunnen zijn.
- De inzet van kalk uit gebrande kalksteen als hulpstof in het proces zou, als die ter vervanging is van de huidige inzet van krijt, tot een extra milieubelasting leiden (+11%).

De gevoeligheidsanalyse laat zien dat de score zeer gevoelig is voor de keuze van referentie voor de CO₂-levering bij Omya. De teruglevering van CO₂ naar Omya levert milieubaten waarvan de becijferde omvang afhangt van de keuze van de referentie. Uitgegaan is van compressie van CO₂ in Europoort dat per vrachtwagen naar Omya gaat, de winst ten opzichte van deze situatie is groot. Indien uitgegaan wordt van een gasmotor met 35% rendement en hypothetische teruglevering van elektriciteit door Omya, dan is de milieuwinst beperkter

Verder valt op dat, indien de emissies naar lucht (SO₂, Hg, NO_x, NH₃) sterk verhoogd worden, de milieuscore relatief weinig verandert. Dat kan betekenen dat de emissies in de huidige situatie laag te noemen zijn. Als de emissies van SO₂, NO_x en NH₃ driemaal zo hoog zouden zijn, en die van kwik 10x zo hoog, dan neemt de totale milieu-impact van SNB slechts 25% toe.

De afbakeningskeuze rond de zuivering van het afvalwater van het proces heeft geen forse onderschatting van de milieu-impacts tot gevolg.





4 Maatregelen SNB

SNB is van plan een drietal maatregelen te nemen: het vervangen van de stoomopwekking door HD-ketels met daarmee ook extra elektriciteitsopwekking, een biologische zuivering (DEMON) in de zuivering van afvalwater waardoor de dosering van hulpstoffen verminderd kan worden en de belasting van de RWZI afneemt, en het realiseren van 100% inzet van vliegias als fosfaatertsvervanger. De effecten die deze maatregelen op de milieuscore van SNB hebben, onderzoeken we in dit hoofdstuk.

4.1 Beschrijving maatregelen

Hogedrukketels met elektriciteitsopwekking

De HD-ketels leiden tot een extra elektriciteitsopwekking van 24.000 MWh. Dit betekent dat SNB in feite zelfvoorzienend wordt wat betreft elektriciteitsverbruik: de opwek is ongeveer gelijk met het jaarverbruik.

DEMON/biologische zuivering

Een andere maatregel is behandeling van het afvalwater van SNB met het onlangs in bedrijf genomen DEMON-proces. Het DEMON-proces zorgt voor een lagere belading van organische stof en stikstof naar de RWZI Bath en mogelijk een reductie van energiegebruik op deze RWZI. Voor de berekening van de invloed van de invoering van het DEMON-proces op de milieueffecten van RWZI Bath, zijn de volgende uitgangspunten aangehouden (gebaseerd op Royal Haskoning (2010) en DHV (2008)):

- Van het afvalwater van SNB is gebleken dat het een nitrificatieremmende werking heeft. Lozing van afvalwater met een dergelijke werking is in principe niet toegestaan. Daarom werd onderzoek verricht naar het verloop van de remming van de nitrificatie en de verantwoordelijk geachte componenten in het afvalwater. Conform dit onderzoek wordt ervan uitgegaan dat de beïnvloeding van de nitrificatie op RWZI Bath vrijwel niet waarneembaar zal zijn.
- De organische stoffractie in het afvalwater van SNB is tevens moeilijker afbreekbaar dan normaal gesproken bij huishoudelijk afvalwater. De slibproducties op RWZI Bath worden hierdoor nauwelijks door beïnvloed.

Voor SNB zorgt invoering van het DEMON-proces voor een lagere dosering van zoutzuur (-50% op het totaal) en natronloog (-9% op het totaal). Er is wel sprake van extra elektriciteitsgebruik voor dit DEMON-proces; dit wordt geschat op 250 MWh/jaar.

Conform eerder uitgevoerde onderzoeken wordt aangenomen dat met name het energieaspect rondom stikstofverwijdering een rol speelt in de vergelijking tussen behandeling van afvalwater op RWZI Bath of in een separaat DEMON-proces. Stikstofverwijdering in de RWZI Bath vraagt meer energie dan stikstofverwijdering in een DEMON-proces. De stikstofaanvoer naar RWZI Bath daalt met circa 100 ton stikstof per jaar door invoering van het DEMON-proces, een afname van het energieverbruik van RWZI Bath van 400 MWh/jaar. Netto levert invoering van het DEMON-proces hierdoor een besparing op van 150 MWh/jaar (-0,35 kWh/ton slibkoek; een reductie van 0,6%). Milieueffecten door behandeling van organische stoffen in een DEMON-proces of op RWZI Bath kunnen voor deze studie worden verwaarloosd.



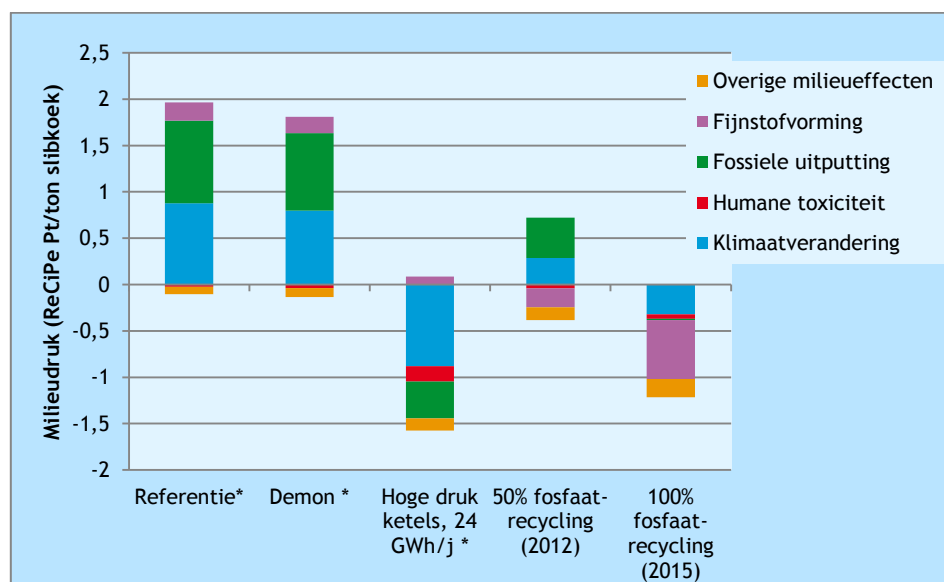
Hogere fosfaatvervanging

SNB heeft hard gewerkt om meer vliegias in te zetten richting partijen die dit kunnen gebruiken om fosfaaterts te vervangen. Eén van die partijen, Thermphos International in Vlissingen, is weggevallen, doorstart is nog onzeker. Een andere afnemer is ICL Fertilizers in Amsterdam. Voor 2015 is de ambitie van SNB dat 100% van het vliegias nuttig gebruikt wordt. In 2012 was dit al voor 50% het geval. We zullen het effect laten zien van percentages van 50% en 100% van het vliegias, dat naar fosfaatertsvervanging gaat.

4.2 Effecten maatregelen

Figuur 9 geeft de effecten van de maatregelen weer. Iedere maatregel is apart doorgerekend, de grafiek toont de nieuwe netto milieuscores. Deze kunnen worden vergeleken met de referentie, de nettoscore uit Paragraaf 3.1.

Figuur 9 Totale netto milieuscore van SNB zoals in Hoofdstuk 3 berekend (referentie) en na doorvoering van maatregelen (balkjes daarnaast)



* In deze gevallen bedraagt het inzetpercentage van vliegias dat naar fosfaatertsvervanging gaat 6% (percentage gehaald in 2011).

Het eerste dat opvalt, is dat de maatregelen 'hogedrukketels' en '100% fosfaatrecycling' véél beter scoren dan de referentie. In het eerste geval zorgt de eigen elektriciteitsopwekking voor een afname van de milieudruk met 3,4 Pt/ton (een afname van 180% van de nettoscore). Dit komt, omdat deze maatregel ingrijpt op het elektriciteitsgebruik, en dat is de post die voor de grootste absolute bijdrage in de milieuscore zorgt. Bij 100% fosforrecycling is de verbetering -3,1 Pt/ton (-165%).

In deze situatie slaat de milieuscore van SNB om van positief naar negatief. Dit betekent dat de activiteiten niet langer milieubelastend zijn maar juist netto gunstig voor het milieu.

De maatregel 'biologische zuivering' vertaalt zich niet in een zeer sterk gereduceerde milieu-impact, het verschil is -0,2 Pt/(-10%). Het effect van het veranderde hulpstoffengebruik is het meest belangrijke, het veranderde gebruik van zoutzuur is groot (-50%), zoutzuur behelst ca. 8% van de totale milieu-impact.

Een verandering van -9% op de inzet van natronloog is iets minder belangrijk. Tabel 9 bevat de precieze percentages verandering van de milieuscore per milieueffect.

Tabel 9 Effecten maatregelen SNB

Milieueffect	DEMON	Hogedruk- ketels, 24 GWh/j	50% fosfaat- recycling (2012)	100% fosfaat- recycling (2015)
Klimaat- verandering	-9,1%	-200%	-68%	-137%
Humane toxiciteit	+ 69,7%	+ 641%	+ 84%	+ 106%
Fossiele uitputting	-6,3%	-144%	-51%	-102%
Fijnstofvorming	-9,9%	-56%	-203%	-420%
Overige milieueffecten	+ 18,9%	+ 65%	+ 72%	+ 146%
Totale score SNB	-10,0%	-180%	-82%	-165%





5 Fosfaathergebruik

5.1 Fosforschaarste

Het hergebruik van fosfaathoudende vliegassen levert een milieuwinst op. Hergebruik is mogelijk in bijvoorbeeld de productie van kunstmeststoffen of fosforzuur (bij ICL Fertilizers Amsterdam of voorheen bij Thermphos Vlissingen). De winning, opwerking en transport van fosfaatertsen van de mijn naar een productielocatie in Nederland kent onder andere een energiegebruik en milieu-impacts. Door het hergebruik van vliegassen als grondstof worden deze impacts uitgespaard. In Paragraaf 3.2 is dit al aan de orde geweest, het effect is een reductie van 3% op de bruto milieu-impact van SNB.

In deze berekening is het effect van de uitputting van fosfaatertsvoorraden nog niet meegenomen. De economisch winbare fosfaatertsvoorraden in de wereld zijn eindig, en door prudent met de voorraden om te gaan, gaan deze langer mee.

Hoe groot of urgent het thema fosforuitputting/fosforschaarste is, daarover verschillen de meningen. De momenteel geschatte reserves³ van fosfaaterts kennen een *reserve over production ratio* van momenteel meer dan 300 jaar (IFDC, 2010; US Geological Survey, 2013). Enige jaren gelden was dat nog 80-90 jaar. Sommige onderzoekers plaatsen hier sterke vraagtekens bij omdat de reserveberekeningen niet transparant zijn. Daarnaast worden ze voor-namelijk gemaakt door het staatsmijnbouwbedrijf van Marokko. Cordell e.a. (GPRI, 2008; GPRI, 2010) voorspellen zelfs dat in de komende eeuw een *'peak phosphor'* optreedt, waarna de gewonnen hoeveelheden zullen afnemen, prijzen zullen stijgen, en voedsel te duur wordt voor een deel van de wereldbevolking, met alle gevolgen van dien.

Daarom is het interessant om te weten hoe fosforrecycling scoort als dit thema in de LCA van slibverwerking wordt betrokken. De ReCiPe-analysmethode bevat echter geen karakterisatiefactor voor de depletie van winbare hoeveelheden fosfaaterts. In dit hoofdstuk geven we een aanzet naar hoe dit gedaan kan worden.

Fosforuitputting zou rechtstreeks toegevoegd kunnen worden aan de ReCiPe-methode, in Paragraaf 5.2 beschrijven we als eerste hoe dit gedaan zou moeten worden, in lijn met de voorschriften van het ILCD Handbook (JRC-IES, 2011). Echter de gegevens om dit te doen zijn niet voorhanden, daarom zullen wel een alternatieve route via milieuschaduwrijzen volgen, waarbij we ook een schaduwprijs voor fosforuitputting zullen ontwikkelen. In Paragraaf 5.3 presenteren we resultaten voor de slibverwerking met schaduwrijzen, zowel met als zonder de schaduwprijs voor fosforuitputting.

³ Het totaal aan economisch winbare onontgonnen ertsvoorraden. Economisch winbaar betekent dat onder andere onderzoek is uitgevoerd (proefboringen, e.d.) waardoor is geconcludeerd dat de winningskosten lager zijn dan de huidige marktprijs voor het erts.



5.2 Milieu-indicator voor uitputting van grondstoffen

5.2.1 Aanbevolen methode ILCD Handbook

Schade als gevolg van het schaarser worden van grondstoffen kan een onderdeel van een milieukundige LCA zijn. Het ILCD Handbook (JRC-IES, 2011) heeft hiervoor voorschriften:

- op midpointniveau: de verminderde beschikbaarheid direct kwantificeren (bijvoorbeeld in kilogrammen Fe of olie);
- op endpointniveau: een benadering die de toekomstige beschikbaarheid en de hoeveelheid inspanning voor toekomstige winning uitdrukt.

Daarnaast geeft ILCD aan dat aan het eind van de causale doorwerking ook het aspect ‘toekomstige behoeftevoorziening’ zit. Er zijn evenwel (nog) geen impactanalysemethoden die zich hier echt op richten.

ReCiPe volgt de ILCD-voorschriften voor het endpointniveau via de benadering van de effecten op de kosten van toekomstige beschikbaarheid. ReCiPe onderscheidt de thema's ‘fossil depletion’ (fossiele energiebronnen: olie, gas, steenkool, etc.) en ‘metal depletion’ (ertsen voor metalen: ijzer, koper, lood, etc.). Het is goed denkbaar dat fosfor aan bijvoorbeeld het laatste thema toegevoegd zou kunnen worden.

Schade door grondstofuitputting is in ReCiPe in economische termen uitgedrukt. De mogelijke toekomstige toename van maatschappelijke kosten door marginaal verbruik van een grondstof worden bepaald, dit zijn de zogeheten surpluskosten. De eenheid waarin dit uitgedrukt is, is de US dollar (\$). Voor fosfor is dit niet gedaan, maar, als alle benodigde informatie achterhaald kan worden, dan is er geen reden waarom dit niet wel gedaan kan worden. De aanpak zou er als volgt uit kunnen zien:

1. De extractie van een kg P_2O_5 uit aardkorst leidt tot een marginale verhoging van de fosforwinning, uitgedrukt in \$. Dit leidt tot een marginaal lagere kwaliteit van de nog winbare voorraden fosfaaterts, uitgedrukt in \$/kg.
2. De relatie tussen ertsgehalte en mijnbouwkosten wordt onderzocht en uitgedrukt in \$/kg erts. Afhankelijk van de kwaliteit van de voorraden moet er een bepaalde hoeveelheid erts worden gewonnen. Een lichte daling in gehalte (in \$/kg) resulteert in extra winningskosten.
3. De marginale kostenstijging (\$/\$) is niet lineair met de daling van de ertskwaliteit. Er wordt dus een marginale kostencurve voor alle voorraadsituaties berekend.
4. De toekomstige winningsverwachting wordt vervolgens gebruikt om de ontwikkeling van de winning en daarmee ook de gevolgtijdelijkheid van de kostentoeename te berekenen.
5. De totale maatschappelijke schade wordt contant gemaakt en naar massa omgerekend.

Gebaseerd op Goedkoop et al. (2008) en Vieira et al.(2012).

Dit is evenwel een omvangrijke rekenexercitie waarbij detailkennis nodig is van onder andere de ertskwaliteiten van de verschillende mijnen, de winningskosten van de verschillende mijnen afhankelijk van de uitputtingsgraad en geologische situatie, en dergelijke. Dit soort gegevens zijn niet openbaar te verkrijgen, waardoor het binnen de context van deze studie niet doenbaar is om deze aanpak te volgen.



5.2.2 Alternatief: kwantificeren toekomstige behoeftevoorziening

Via het in het ILCD Handbook genoemde aspect van ‘toekomstige behoeftevoorziening’ kunnen we wel op een geheel andere wijze een duiding van het mogelijke milieueffect geven. We zullen een economische benadering volgen, die resulteert in een monetarisering van de externe kosten van het verbruiken van fosfor: een schaduwprijs. Het volgende tekstblok beschrijft wat schaduw prijzen zijn.

Schaduw prijzen geven een economische waarde aan (aantastingen van) milieukwaliteit, waarbij het dan gaat om externe milieueffecten. Een schaduw prijs drukt uit wat de waarde in het economisch verkeer zou zijn van de milieuschades die niet opgenomen zijn in de prijs. CE Delft heeft schaduw prijzen voor de Nederlandse situatie opgesteld in het Handboek Schaduw prijzen (CE Delft, 2010).

Milieueffecten kunnen worden gewaardeerd op basis van preventiekosten of schadetekosten:

- De preventiekostenmethode bepaalt de economische waarde van de milieuwinst op basis van uitgespaarde kosten van alternatieve maatregelen. Deze set schaduw prijzen kan worden gebruikt als er inderdaad ook echt (bindend/verplichtend) milieubeleid is op dat specifiek thema.
- De schadetekostenmethode volgt een andere benadering en bepaalt de economische waarde op basis van schadetekosten voor de samenleving. Bijvoorbeeld de totale gemonetariseerde schade als gevolg van kanker die veroorzaakt wordt door emissies van radioactieve stoffen, of van aandoeningen aan luchtwegen veroorzaakt door fijnstof.

Schaduw prijzen worden uitgedrukt per emissie van een kg stof (en kennen een bepaalde locatie van emissie (lucht(hoogte)/land/water, etc.). Bijlage A geeft de gehanteerde schaduw prijzen, die worden toegepast op de ReCiPe-midpoint-effectcategorieën.

Schaduw prijs voor fosforuitputting

Men kan beredeneren dat het probleem van fosforuitputting een unieke dimensie heeft, omdat planten het element fosfor nodig hebben, onze voedselvoorziening in toenemende mate afhankelijk is van P-houdende kunstmeststoffen, en hier geen alternatieven voor zijn. De veronderstelling is dat fosforschaarste in een hogere voedselprijs zal doorwerken, met daardoor gevolgen als hongersnood. Menselijk leven heeft een waarde, en statistisch gezien kan men dat monetariseren. Door het verlies aan menselijk leven te monetariseren kan dan een schaduw prijs van fosforgebruik worden herleid. Het gaat hier om een schadetekostenbenadering (voor fosforuitputting bestaat geen milieubeleid met bindende doelstellingen of maatregelen, daarom is de preventiekostenbenadering niet van toepassing).

Om de schaduw prijs te kunnen bepalen moeten we wel een aanname doen omtrent het tijdstip wanneer nadelige schaarste-effecten op zullen treden. We nemen aan dat rond het optreden van de zogeheten ‘peak phosphor’ in de toekomst - het moment waarbij de fosforproductie wereldwijd zal gaan dalen terwijl de vraag niet daalt - fosforschaarste zich zal manifesteren in hongersnood met het verlies van mensenlevens tot gevolg. Deze methode is een eerste aanzet en is vrij ruw.

Verder gebruiken we de economische waardering van menselijk leven volgens geldende Europese methodiek, met de Europese ‘Value of Statistical Life’ (VSL). We relateren dit aan het relatief eiwitrijke dieet dat in de welvarende wereld gebruikelijk is. De schaduw prijs volgt dus een westerse waardering van een mensenleven.



De gedachte is: nu fosfor besparen maakt rond het optreden van peak phosphor (bijvoorbeeld in het jaar 2100) de gevolgen van fosforuitputting een stukje minder, doordat de gevolgen uitgesteld worden.

Uit de rekenexercitie volgt, dat door nu (in 2012) een ton aan fosfor te besparen, daarmee rond het jaar 2100, als we aannemen dat de ‘peak phosphor’ dan optreedt, 147 Europeanen een volledig jaar gevoed kunnen worden. Dit is dus een winst van 147 DALY (Disability Adjusted Life Years). Met een levensduur van 80 jaar wordt in feite een schadebedrag van 1,8 VSL uitgespaard. Het verdisconteren van deze in de toekomst voorkomen schade naar 2012 euro's, geeft een schaduwprijs die we nu kunnen hanteren om de bespaarde hoeveelheid fosfor te duiden.

De schaduwrijzen die horen bij het jaar waarin men het optreden van ‘peak phosphor’ verwacht, zijn aangegeven in Tabel 10. In de modellering gebruikte parameters zijn in Tabel 11 opgenomen.

Tabel 10 Schaduwrijzen (schadekosten) voor fosforuitputting

Jaar van optreden van ‘peak phosphor’	Schaduwrijzen (€ ₂₀₁₂ per kg P)
2100	€ 642
2150	€ 210
2200	€ 69

Tabel 11 Parameters voor de bepaling van de schaduwrijzen voor fosforuitputting

Parameter	Waarde
Fosforbehoefte westers eiwitrijk dieet	544 kg P per mensenleven (Odegard, 2011)
Duur van een mensenleven	80 jaar
Optreden van ‘peak phosphor’ in het jaar:	2100/2150/2200
Value of statistical life (VSL)	2,5 mln € ₂₀₁₂
Discontovoet om de VSL naar toekomst om te rekenen	1,7% (2% economische groei × inkomenselasticiteit 0,85)
Discontovoet om onomkeerbare milieueffecten contant te maken	4,0% (2,5% als risicovrije rente + 1,5% risico-opslag. Over de risico-opslag: economische/ omkeerbare effecten kunnen worden door-gerekend met 3% risico-opslag, maar dit is een onomkeerbaar uitputtingsvraagstuk, dan mag de helft genomen worden (Advies werkgroep Lange Termijn Discontovoet, 2009))

Onzekere factoren

Een discussie is mogelijk over deze schaduwrijzen en de aanpak.

We noemen een aantal punten:

- Als grondstoffen schaarser worden, gaan economische mechanismen werken waarmee de grondstoffen efficiënter worden benut en wordt hergebruik interessanter. Dit is gedeeltelijk al meegenomen in het verdisconteren, daardoor hebben we niet nogmaals een separate factor geïntroduceerd.
- Als fosfor eerder schaars wordt door meer gebruik nu zal de prijs de komende jaren hoger worden waardoor er meer aandacht zal zijn voor het vinden van nieuwe voorraden en het verbeteren van winningsmethodieken. Dit effect leidt tot een iets lagere schaduwrijzen voor fosfor.



- Het fosforgebruik is sterk afhankelijk van mondiaal menselijke dieet. Als er mondiaal substantieel gekozen gaat worden voor een minder dierlijk dieet zoals bijvoorbeeld in India zal dit leiden tot een substantieel lagere fosfor-behoefte.
- Men zou ook kunnen stellen dat het optreden van honger/sterfte niet wordt voorkomen, maar alleen uitgesteld. In dat geval komt de schaduwprijs lager uit want er wordt per saldo minder economische schade voorkomen.
- Men zou ook kunnen beargumenteren dat de armsten het eerst zullen lijden aan hongersnood en het zwaarst geraakt zullen worden. Mensen met een laag inkomensniveau waarderen hun eigen leven minder. Om hiervoor te compenseren zou je de VSL kunnen bijstellen. Echter dan moet je aannames doen over hoe de inkomensniveaus en -ongelijkheid er mondiaal uitziet in 2100. Daarnaast kennen armere mensen een fosforarmer dieet, waarmee het relatieve belang van een hoeveelheid fosfor groter wordt met een navenant weer hogere schaduwprijs.

Is een dergelijk hoge schaduwprijs voor fosfor logisch?

De berekende schaduwprijs voor fosfor is in vergelijking met andere schaduw prijzen (zie Bijlage A) zeer substantieel. Hoger dan de schaduwprijs voor de voorraden fossiele energie en metalen. Deze hogere prijs is echter ook goed voorstelbaar, omdat fosfor een direct ingrediënt is voor ons voedsel en een schaarste van dit ingrediënt een veel directer effect op de levensverwachting van mensen kan hebben dan emissies of schaarste aan energie of metalen. Dat is in ieder geval de premisse in dit hoofdstuk, en daardoor ontstaat de hoge schaduwprijs.

Schaduw prijzen en ReCiPe

De schaduwprijs voor fosforuitputting zou toegevoegd kunnen worden aan de ReCiPe-impactanalyse methode, bijvoorbeeld onder één van de bestaande thema's die op endpointniveau in monetaire termen zijn uitgedrukt ('metals depletion' of 'fossil depletion'). Zo kan het effect in de eerder gebruikte ReCiPe-punten worden geduid.

Echter de weging ten opzichte van de andere milieuthema's, die op schade aan menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen worden beoordeeld, is dan wel methodologisch lastig, want we voegen nu iets toe aan een reeds vastgestelde weegmethode ('panelweging') dat daar niet geheel mee compatible is⁴.

Daarom kiezen we ervoor om de ReCiPe-midpointeffecten allemaal naar schadekosten om te redenen. Het Handboek Schaduw prijzen geeft immers voor veel van de milieueffecten typerende schaduw prijzen die we kunnen gebruiken, en dit is een geaccepteerde alternatieve wegingsmethode.

Op deze manier worden de milieuscores per thema allemaal op economische gronden beoordeeld. De totaalscore van SNB is dan het resultaat van de optelling van de milieueffecten en de mate waarin zij bijdragen aan de externe schade. Het geeft wel een ander beeld dan eerder gepresenteerd, omdat in een schadekostenbenadering andere milieueffecten sterker werken.

⁴ In de huidige studie is gekozen voor de weegset 'Europe ReCiPe H/A'. Deze weegset met Europese normalisatie is gebaseerd op weegfactoren volgens het gemiddelde culturele perspectief voor zowel midpoint als endpoints. Deze weegset geeft een gewicht van 40% aan humane gezondheid en 40% aan ecosystemen, en een gewicht van 20% aan uitputting van grondstoffen. Echter de fosforschaarste grijpt in op zowel uitputting van grondstoffen als op humane gezondheid. Het zou dus incorrect zijn hem alleen voor 20% mee te tellen.



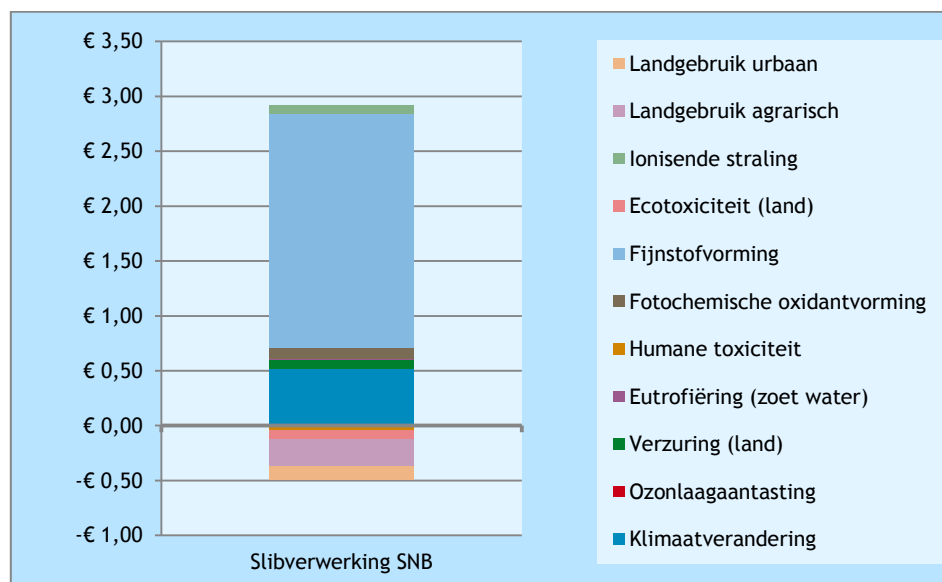
Maar dat is niet zozeer een probleem, het doel is nu inzichtelijk te maken wat het recyclen van fosfaat mogelijk aan schade voorkomt. Als we consequent schaduwrijzen op basis van schadekosten gebruiken hebben we een consistent raamwerk om de beoordeling van effecten in te doen.

5.3 Effect fosfaathergebruik

In Paragraaf 5.2 is een aangegeven dat milieuprestaties van SNB ook met schaduwrijzen beoordeeld kunnen worden, zo kan de voor fosforschaarste bepaalde schaduwrij (of verschillende schaduwrijzen afhankelijk van de aannames voor het optreden van ‘peak phosphor’) ook meegenomen worden. In deze paragraaf presenteren we de resultaten.

De netto milieuscore van slibverwerking via SNB-monoverbranding, is, op basis van schaduwrijzen op twaalf milieuthema's, weergegeven in Figuur 10. Deze figuur laat de milieuscore zien exclusief het effect van de fosforterugwinning/voorkomen van fosforschaarste. De resultaten voor SNB zijn voor de situatie met nog relatief beperkte hoeveelheid vliegias dat als fosfaatertsvervanger wordt ingezet (de referentie, zie Paragraaf 2.2.1).

Figuur 10 Milieuscore van SNB, via schaduwrijzen. In deze figuur is fosforrecycling nog niet meegenomen. Verticale as: schaduwkosten per ton slibkoek verwerkt

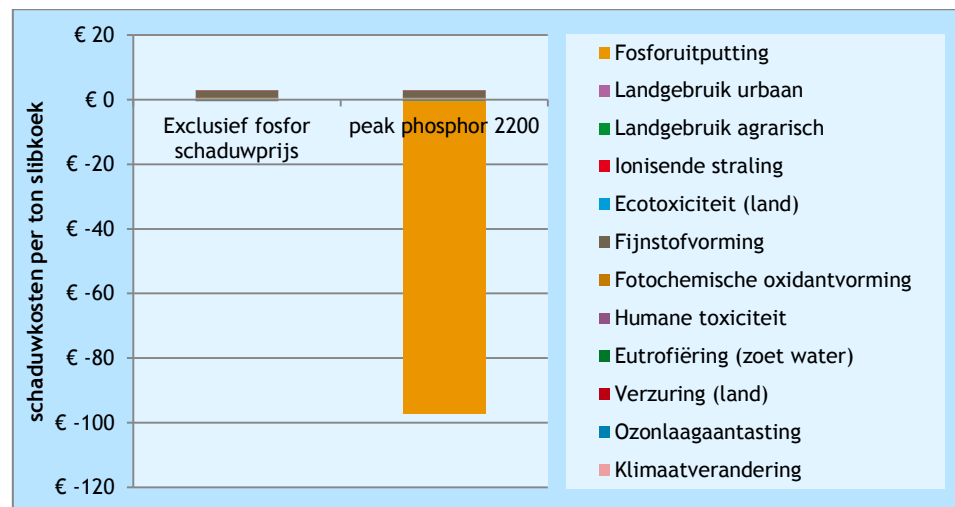


De totale netto schaduwkosten van slibverwerking via SNB bedragen volgens deze set schaduwrijzen € 2,43 per ton slibkoek verwerkt. We zien dat fijnstofvorming hierin een belangrijk milieuthema is, relatief nu veel belangrijker dan eerder. Klimaatverandering zijn nu minder belangrijk. Op een aantal thema's (ecotoxiciteit, landgebruik urbaan/agrarisch en uitputting metalen) is de bijdrage negatief, op de andere positief (de negatieve bijdragen, ofwel externe milieubaten, heeft te maken met de uitgespaarde referentie: het uitgespaarde gecompriëerde CO₂-aanvoeren uit Europort).

Thema's zoals fossiele energie-uitputting komen nu niet voor omdat deze een schaduwrij van 0 krijgen.

Figuur 11 laat de resultaten zien voor de situatie zonder en met een schaduw-prijs voor het uitsparen van fosforeerts, op basis van de schaduwprijs van 69 €/kg P (die hoort bij het optreden van peak phosphor in 2010). Te zien is dat met het terugwinnen van fosfor een grote milieuwinst gemoeid is. In de weergegeven situatie wordt al meer dan een kg zuiver P teruggewonnen en uitgespaard, en dit geeft dermate grote externe baten in verhouding tot de andere posten dat het het dominante thema wordt. In verhouding tot de netto score, exclusief de maatstaf voor voorkomen fosforschaarste, zijn de externe milieuschadetekosten gedaald van € 2,43 per ton slibkoek verwerkt tot milieubaten van € 94 per ton slibkoek verwerkt.

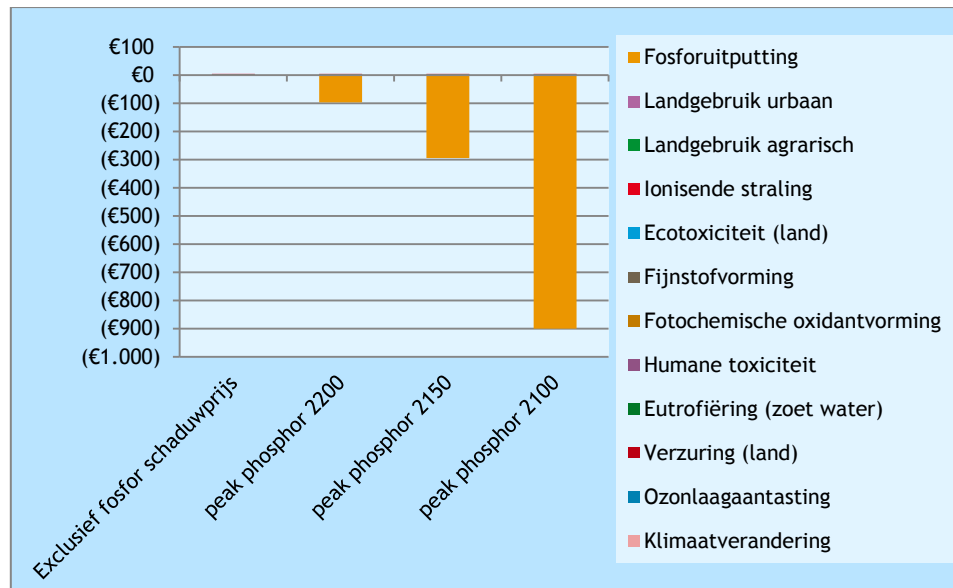
Figuur 11 Milieuscore van SNB, via schaduwrijzen, situatie exclusief en inclusief de schaduwrijzen voor fosforrecycling, op basis van 69 €/kg P. Verticale as: schaduwkosten per ton slibkoek verwerkt



In Figuur 12 zijn de resultaten weergegeven voor alle drie de opgestelde schaduwrijzen. We zien dat naarmate de hogere schaduwrijzen wordt gebruikt, de fosforterugwinning nog belangrijker wordt. In verhouding tot de netto score exclusief de maatstaf voor voorkomen fosforschaarste zijn de externe milieuschadetekosten gedaald van € 2,43 per ton slibkoek verwerkt tot milieubaten van € 292 per ton slibkoek verwerkt (als peak phosphor in 2150) optreedt tot € 897 per ton (bij een peak phosphor in 2100).



Figuur 12 Milieuscore van SNB, via schaduwrijzen, situatie exclusief en inclusief de schaduwrijz voor fosforrecycling, op basis van de drie opgestelde schaduwrijzen. Verticale as: schaduwkosten per ton slibkoek verwerkt



5.4 Conclusie

De gevonden schaduwrijzen van 69 tot 642 €/kg P (afhankelijk van in welk jaar men de 'peak phosphor' veronderstelt op te treden: 2200 of 2100) zijn hoog en zorgen - als het getal in de LCA wordt meegenomen - voor uitkomsten waarbij het fosforaspect dominant is.

Zoals aangegeven zijn er discussiepunten rond de gevolgde schadekostenmethode. Maar het is duidelijk dat als fosfor werkelijk een schaars mineraal is, en de effecten en schade die ontstaan zodra we de 'peak phosphor' hebben bereikt, die komen ook maar in de buurt zijn van wat becijferd is, dan is fosforhergebruik een cruciaal thema dat veel aandacht verdient. In dat geval is het ook onterecht dat dit grondstoffendepletietheema niet in gangbare LCA's is opgenomen, terwijl dat wel is gedaan voor schaarste en uitputting voor andere grondstoffen (ruwe olie, metalen).

Slibverwerkingsroutes die ingericht zijn op zoveel mogelijk fosforterugwinning zijn dan duidelijk te verkiezen boven routes die misschien beter scoren op andere milieuthema's maar de fosforkringloop niet sluiten. Of dat nu bij Thermphos is, of in de productie van triple-superfosfaat, maakt niet uit, zolang als maar op een efficiënte manier zoveel mogelijk fosfaaterts wordt uitgespaard.

6 Conclusies en aanbevelingen

Dit onderzoek geeft een brede analyse van de milieuscore van slibverwerking volgens het monoverbrandingsproces van SNB, de effecten van maatregelen, en de effecten van fosfaathergebruik. In dit hoofdstuk geven we de belangrijkste conclusies en aanbevelingen.

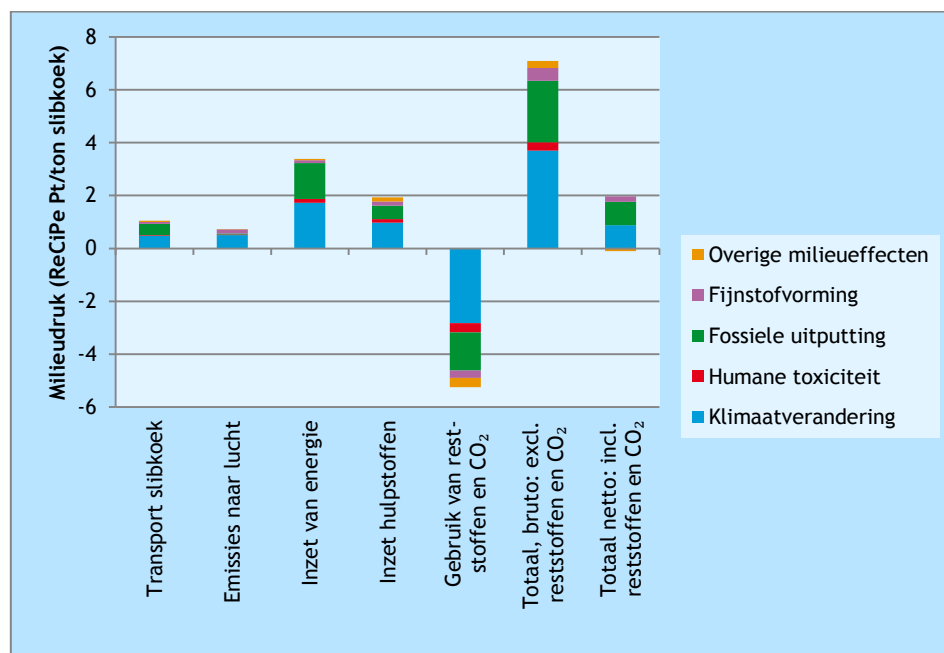
6.1 Antwoorden op onderzoeksvragen

Per onderzoeksvraag geven we in de volgende subparagrafen de uitkomsten van het onderzoek.

6.1.1 Milieukundige score slibverwerking via SNB

Op basis van de gevolgde aanpak, gegevensverzameling en afbakening is de milieuscore van SNB bepaald. Figuur 13 laat de resultaten zien.

Figuur 13 Milieuscore monoverbranding via SNB



Totaalscore: bruto/netto

De totaalscore exclusief de inzet van reststoffen en CO₂ als secundaire grondstoffen komt op 7,1 ReCiPe Pt per ton slibkoek verwerkt. Inclusief het effect van het gebruik van reststoffen komt de score op 1,86 ReCiPe-punten per ton. Dit omvat de effecten van hergebruik van grondstoffen en daarmee de uitgespaarde productieketens van primair materiaal. Opvallend is dat bijna 46% van de totale bruto impact met het elektriciteitsgebruik te maken heeft. 18% heeft te maken met het gebruik van hulpstoffen en 15% met de aanvoer van slib per vrachtauto.

Inzet reststoffen als secundaire grondstof

Het effect van het inzetten van reststoffen levert een grote reductie van -75% op de bruto totale impact. Het is belangrijk om te weten dat dit wel sterk afhankelijk is van de wijze waarop het hergebruik van CO₂ in rookgassen door buurbedrijf Omya wordt gemodelleerd. Dit is gedaan onder de aanname dat, als de CO₂-pijpleiding vanuit SNB er niet zou zijn, Omya dan gecompriemd CO₂-gas van een leverancier in Europoort zou krijgen (per tankauto). Op de korte termijn is dit een realistische optie, op de lange termijn is dit echter onzeker en zal Omya misschien de productie elders verplaatsen. Als andere keuzes gemaakt worden omtrent de modellering hiervan kan deze reductie grotendeels wegvallen. Via de aangegeven modellering levert het gebruik van CO₂ door Omya een reductie van -72% op de bruto score. Het hergebruik van 6% van de vliegassen als fosfaatertsvervanger levert een reductie op van in ieder geval 3% van de bruto milieu-impact.

Gevoeligheid voor emissies

Verder is vastgesteld dat de resultaten niet bijzonder gevoelig zijn voor de milieuschadelijke emissies van SNB:

- als de emissies significant stijgen (SO₂-, NO_x- en NH₃-emissies een factor drie; kwikemissies een factor tien) zal de netto milieuscore + 25% toenemen, de bruto score 7%;
- het laten stijgen van alleen de SO₂-emissies (factor drie) geeft +2% extra milieu-impact op de netto score of +0,5% op de bruto score.

Hierdoor kunnen we concluderen dat de milieuschadelijke emissies redelijk laag zijn.

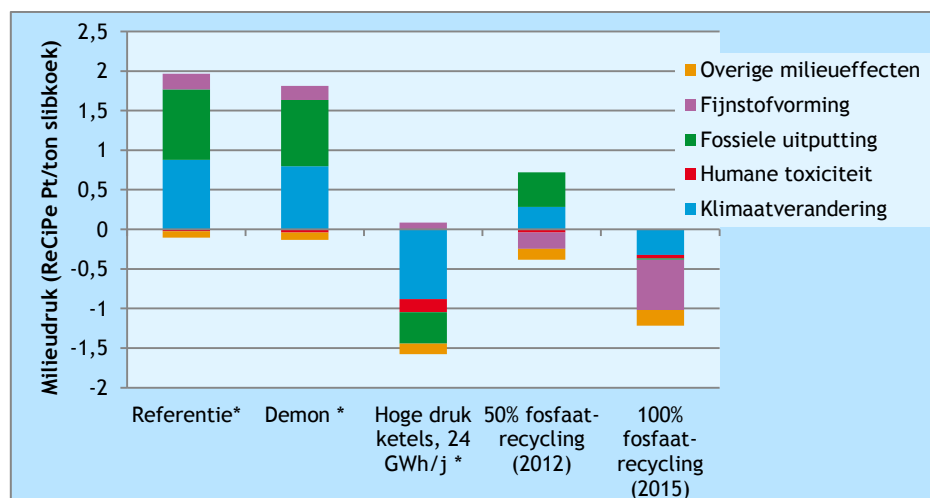
6.1.2 Effecten van maatregelen die SNB kan doorvoeren

Van het volgende viertal maatregelen is het effect op de milieuscore bepaald:

1. Verbeteren van de zuivering met een biologische zuiveringsstap (DEMON).
2. Meer eigen elektriciteitsopwekking door de installatie van HD-ketels.
3. Fosfaatertsvervanging zoals in 2012 behaald (50% van het totaal).
4. Realiseren van 100% fosfaatertsvervanging (de doelstelling voor 2015).

Figuur 14 geeft de effecten van de maatregelen weer. Iedere maatregel is apart doorgerekend, de grafiek toont de nieuwe nettoscores (ReCiPe Pt/ton slibkoek), naast de uitgangssituatie zonder maatregelen (referentie).

Figuur 14 Netto milieuscore van SNB zonder (referentie), en na doorvoering van maatregelen



* In deze gevallen bedraagt het inzetpercentage van vlieggas dat naar fosfaatertsvervanging gaat 6%.



Alle maatregelen geven reducties op de bruto en netto milieu-impacts van SNB. De DEMON levert een vrij kleine bijdrage, de andere maatregelen tellen sterker door. De onderstaande tabel laat de nieuwe scores zien.

Tabel 12 Effecten van maatregelen die SNB kan doorvoeren

Milieueffect	DEMON	Hogedruk- ketels, 24 GWh/j	50% fosfaat- recycling	100% fosfaat- recycling
Verandering brutoscore	-3%	-47%	-22%	-43%
Verandering nettoscore	-10%	-180%	-82%	-165%
Brutoscore inclusief maatregel	6,9 Pt/ton	3,7 Pt/ton	5,6 Pt/ton	4,0 Pt/ton
Nettoscore inclusief maatregel	1,7 Pt/ton	-1,5 Pt/ton	0,3 Pt/ton	-1,2 Pt/ton

6.1.3 Milieuimpact van fosfaathergebruik: impact op fosforschaarste.

De onderzoeksvraag bij dit deel van het onderzoek luidt: ‘Wat zijn de totale milieueffecten van fosfaathergebruik, inclusief effect op fosforschaarste?’

De belangrijkste subvraag hierbij is hoe fosforuitputting meegenomen kan worden in milieukundige LCA. De aanpak die is gevolgd is de milieuscore van SNB via milieuschaduwkosten te duiden.

Een schaduwprijs voor fosforschaarste

Hiervoor hebben we onder andere schaduw prijzen voor het gebruik van voorraden fosfaaterts opgesteld. De prijzen zijn bepaald onder de assumptie dat het gebruik van eindige fosforvoorraden rond een bepaald jaar leidt tot het optreden van een moment waarop de productie van fosfor de toenemende vraag niet meer kan bijhouden. Op dit punt wordt kunstmest en voedsel duur, en neemt hongersnood toe. Het hierbij horende verlies aan menselijk leven is conform westerse waardering van leven teruggerekend naar kilogrammen fosfor. Het uitsparen van fosforgebruik nu zorgt voor het uitstellen van effecten, waarvan we de economische waarde hebben bepaald conform geldende methodieken. We hebben de schaduw prijzen uitgerekend voor drie jaren waar fosforuitputtingseffecten zich zouden kunnen manifesteren.

Tabel 13 Schaduw prijzen (schadewkosten) voor fosforuitputting

Jaar van optreden van ‘ <i>peak phosphor</i> ’	Schaduw prijs (€ ₂₀₁₂ per kg P)
2100	€ 642
2150	€ 210
2200	€ 69

Deze schaduw prijzen zijn veel hoger dan de huidige marktwaarde van fosfor (1-2 €/kg P) en de huidige winningskosten.

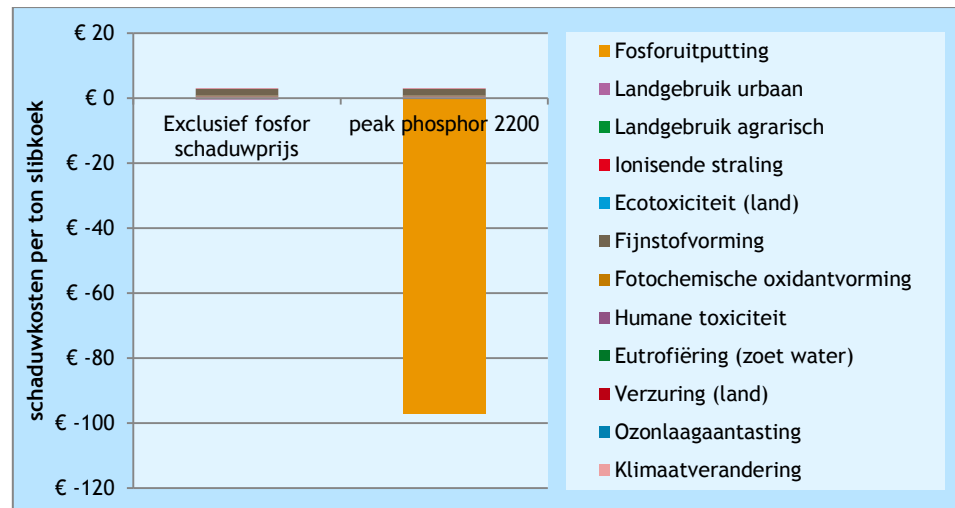
Wel moet worden aangegeven dat de op deze manier ingeschatte schaduw prijs voor fosfor zeer onzeker is.

Effect fosforterugwinning

Als het effect van fosforterugwinning door fosfaatertsvervanging meegenomen wordt in de milieukundige analyse van de slibverwerkingsroute, dan blijkt dat het een zeer bepalend thema is. Dit is weergegeven in Figuur 14.



Figuur 15 Milieuscore van SNB, via schaduwrijzen, situatie exclusief en inclusief de schaduwrijz voor fosforrecycling, op basis van 69 €/kg P. Verticale as: schaduwkosten per ton slibkoek verwerkt



Een conclusie is dat het mogelijk maken van fosforterugwinning een zeer belangrijk milieuvoordeel is van de slibverwerkingsroute ‘monoverbranden’ en de gerealiseerde milieubaten zijn onder de aangegeven schaduwrijz vele malen hoger dan impacts op andere (traditionele) milieuthema’s.

6.2 Aanbevelingen

Een aantal zaken is in de context van deze studie niet volledig uitgewerkt of kan worden verbeterd. Specifiek is aanbevolen om op de volgende punten nader onderzoek te doen:

1. De elektriciteitsinzet van SNB is een grote bijdrage in de totale milieuscore. Als het elektriciteitsverbruik in de toekomst gereduceerd kan worden door energie-efficiëntie te verbeteren, dan is dat direct van invloed op de milieuscore. Ook kan eventueel onderzocht worden wat het effect is van het opwekken of inkopen van duurzame elektriciteit.
2. Het zou interessant zijn om een vergelijking te maken tussen verschillende slibverwerkingsroutes, om te leren of monoverbranden specifieke voor/nadelen kent ten opzichte van de andere verwerkingsroutes. Hiervoor dient wel een gegevensinventarisatie uitgevoerd te worden van de milieugevolgen van de verschillende verwerkingsroutes.

In de waterketen of fosforketen zullen er vele partijen zijn die belang hebben bij een scherp beeld van de externe kosten van fosforgebruik. Voor de fosfor-indicator bevelen we het volgende aan:

3. Voor fosforuitputting is een schaduwrijz op basis van schadewkosten ontwikkeld die de westerse benadering van menselijk leven volgt. We hebben een methodologisch zuivere manier gezocht die aansluit bij hoe we in West-Europa economisch met onomkeerbare (milieu)effecten wordt omgegaan. De onderliggende aanname is evenwel sterfte door hongersnood en dit is een vrij heftig effect, waardoor een hoge schaduwrijz ontstaat. We nodigen wetenschappers en andere onderzoeksbureaus uit om hun mening te geven over de gevolgde aanpak. Vervolgens kunnen we de methode om de schaduwrijz te bepalen verfijnen.

4. Schadekosten van de uitputting van fosforvoorraden kunnen theoretisch ook worden bepaald volgens ReCiPe/LC-impact-aanpak, meer gericht op economische schade doordat toekomstige winningskosten niet in de huidige prijs zouden zitten. Om dit te kunnen beargumenteren moeten echter wel precieze geologische en mijnbouwkundige gegevens verkregen worden, inclusief gegevens over kosten, waarvoor dan samenwerking met een hierin gespecialiseerde partij nodig is.





Literatuur

Aalbers e.a., 2009

Advies werkgroep Lange Termijn Discontovoet, 2 september 2009
Kamerstuk; bijlage bij Kamerbrief inzake lange termijn discontovoet
IRF 2009-1171
Den Haag : Inspectie der Rijksfinanciën, 2009

Agentschap NL, 2011

H.H.J. Vreuls, P.J. Zijlema
Nederlandse lijst van energiedragers en standaard CO₂-emissiefactoren,
versie januari 2011
Utrecht : Agentschap NL, 2011

CE Delft, 2010

Handboek schaduw prijzen
Delft : CE Delft, 2010

CE Delft, 2012

Harry Croezen, Marijn Bijleveld (CE Delft), Mirabella Mulder Waste Water
Management
GER-waarden van teruggewonnen fosfor. Ketenganalyse van struvietproductie
uit communaal afvalwater en terugwinning van fosfor uit assen van
slibverbranding
Delft : CE Delft, 2012

DHV, 2008

Verduurzaming afvalwaterketen SNB - Brabantse Delta. Studie naar het effect
van een verhoogde stikstoflozing door SNB
Interne studie SNB, 2008

ENCI, 2009

ENCI - wereldwijd één van de koplopers binnen cementindustrie in besparing
op CO₂-emissie
Maastricht : HeidelbergCementGroup, ENCI, 2009

Energiequelle Wallhecke, 2012

Stoken op streekhout - Energiequelle Wallhecke
Brochure energiehout regio Achterhoek/Münsterland
Online beschikbaar: www.energiequelle-wallhecke.de/nl/resultaten
Laatst geraadpleegd: december 2012

Goedkoop et al., 2008

Goedkoop M.J., Heijungs R, Huijbregts M., De Schryver A.; Struijs J.,
Van Zelm R.
ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises
harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level;
First edition Report I: Characterisation; 6 January 2009
Online beschikbaar: www.lcia-recipe.net

GPRI, 2008

D. Cordell
The Story of Phosphorus: 8 reasons why we need to rethink the management of
phosphorus resources in the global food system
<http://phosphorusfutures.net/why-phosphorus>



GPRI, 2010

S. White, D. Cordell, e.a.

GPRI Statement on Global Phosphorus Scarcity

http://phosphorusfutures.net/files/GPRI_Statement_responselfdc_final.pdf

IFDC, 2010

Steven J. Van Kauwenbergh

World Phosphate Rock Reserves and Resources

IFDC : Muscle Shoals, Alabama, USA, 2010

JRC-IES, 2011

ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context

EUR 24571 EN

Ispra (Italië) : Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, 2011

Odegard, 2011

I.Y.R. (Ingrid) Odegard

The Future of Food; Scenarios and the Effects on Resource Use in Agriculture
Master's thesis

Leiden : Institute of Environmental Sciences, Leiden University, 2011

ReCiPe v1.07, 2012

ReCiPe Mid/Endpoint method, versie 1.07, juli 2012

Online beschikbaar: www.lcia-recipe.net

Royal Haskoning, 2010

Ketenstudie N-verwijdering SNB - RWZI Bath

Amersfoort : Haskoning: 2010

Interne studie SNB, 2010

Rosenberg, 2003

Michael R. Rosenberg

The Dollar's Equilibrium Exchange Rate: A Market View

IIE: 2003

http://iie.com/publications/chapters_preview/360/2iie3519.pdf

SNB, 2012

Feiten en cijfers: milieu

Website met milieuprestaties 2009-2011

Online beschikbaar: www.snb.nl/feiten-en-cijfers/milieu/1197

Laatst geraadpleegd: december 2012

STOWA, 2010

W.M. Wiegant, D. Knezevic, W.F. Koopmans

Slibketenstudie II

Nieuwe technieken in de slibketen

STOWA-rapport 2010-33, 2010-34 (bijlagenrapport)

Amersfoort : STOWA, 2010

STOWA, 2012a

M.R. (Maarten) Afman, M.M. (Marijn) Bijleveld, M. (Mirabella) Mulder
GER-waarden en milieu-impactscores productie van hulpstoffen in de waterketen

STOWA-rapport 2012-06

Amersfoort : STOWA, 2012



STOWA, 2012b

M. (Mirabella) Mulder

Handleiding en model milieu-impact en energiebehoefte RWZI's

STOWA-rapport 2012-30

Amersfoort : STOWA, 2012

US Geological Survey, 2013

U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, January 2013

http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2013-phosp.pdf

Vieira et al. (2012)

Surplus cost as a life cycle impact indicator for mineral resource scarcity

M.D.M. Vieira, T.C. Ponsioen, M.J. Goedkoop, M.A.J. Huijbregts

LC-impact : 2012

Online beschikbaar: www.lc-impact.eu/userfiles/D_1_4_mineral_and_fossil_resource_use.pdf

Waterschap Brabantse Delta, 2011

Bedrijfsresultaten Zuiveringstechnische Werken 2010, Jaarverslag 2010

Breda : Waterschap Brabantse Delta, 2011





Bijlage A Gehanteerde schaduwrijzen

A.1 Schaduwprijzen

De gehanteerde schaduwrijzen op basis van schadekosten zijn ontleend aan het 'Handboek schaduwrijzen' (CE Delft, 2010) en weergegeven in Tabel 14. Alle prijzen zijn omgerekend naar 2012 euro's. Voor de omrekeningen van bedragen naar 2012 is de consumentenprijsindex van het CBS gebruikt. De inflatiecorrectie bedraagt over de periode 2008-2012: 1,075.

Voor de effectcategorieën klimaatverandering, aantasting ozonlaag, acidificatie, fotochemische oxidantvorming, fijnstofvorming vermesting, humane toxiciteit, radiatie en landgebruik konden de schaduwrijzen uit het Handboek worden gebruikt. Voor de effectcategorie ecotoxiciteit op land kon een schaduwrijz herleid worden na enige omrekening, zie Paragraaf A.3.

Voor een aantal thema's van het ReCiPe-midpointniveau geeft het Handboek geen schaduwrijzen omdat de gegevens ontbreken. Het gaat om de volgende effectcategorieën:

- eutrofiëring, zout water;
- ecotoxiciteit, zoet water en zout water;
- transformatie van natuurlijke landoppervlakten;
- watergebruik.

Deze categorieën zijn dus niet meegenomen in de weging van de milieuscore, maar dat betekent niet dat dat terecht is, er kunnen wel degelijk relevante milieueffecten spelen, alleen we kunnen ze niet becijferen.

Voor een aantal thema's van het ReCiPe-midpointniveau die te maken hebben met de uitputting van grondstoffen wijst de economische theorie uit dat er geen externe kosten zijn aan het gebruik hiervan. Daarom geeft het Handboek schaduwrijzen van 0 euro. Het gaat om de volgende effectcategorieën:

- uitputting van fossiele energiebronnen;
- uitputting van metalen.

Dit wordt verder toegelicht in Paragraaf A.2.

Tabel 14 Gehanteerde schaduwrijzen

Effectcategorie	Eenheid ReCiPe midpoint	Karakterisatie-factor ReCiPe midpoint>endpoint	Schadekosten (€ ₂₀₀₈ /kg)	Gehanteerde schaduwrijz (€ ₂₀₁₂ /kg)
Klimaatverandering	CO ₂ -eq.		0,0250	0,27
Aantasting ozonlaag	CFC-11-eq.		39,1	42,0
Acidificatie (land)	SO ₂ -eq.		0,638	0,686
Fotochemische oxidantvorming	NMVOS-eq.		0,585	0,629
Fijnstofvorming	PM ₁₀ -eq.		51,5	55,3
Vermesting zoetwater	P from STP-eq.		1,78	1,91
Vermesting land	N-eq.		12,5	13,4
Humane toxiciteit	1.4 DB-eq.		0,0206	0,022
Radiatie (lucht)	U235-eq.		0,0425	0,046
Landgebruik	m ² per jaar		0,612	0,658



Effectcategorie	Eenheid ReCiPe midpoint	Karakterisatie- factor ReCiPe midpoint>endpoint	Schade- kosten (€ ₂₀₀₈ /kg)	Gehanteerde schaduwprijs (€ ₂₀₁₂ /kg)
Ecotoxiciteit land	1,4-DB-eq	1,51 * 10 ⁻⁷ (species.yr)		6,03
Metaal uitputting	Fe-eq	0,0715 (\$ ₂₀₀₀)		0
Fossiele uitputting	Oil-eq	0,166 (\$ ₂₀₀₀)		0
Minerale uitputting	Kg P-eq			69-642*

69 €/kg P bij peak fosforeffecten (hongersnood) rond 2200; 210 € bij effecten rond € 2150; € 642 bij effecten rond 2100.

A.2 Uitputting van grondstoffen

Het Handboek Schaduwrijzen presenteert geen schadekosten voor de externe effecten van uitputting van abiotische grondstoffen, zoals ruwe aardolie en ertsen. De reden hiervoor is:

“In het geval van goed werkende markten komt de toekomstige schaarste in de prijs tot uitdrukking en is er geen sprake van een extern effect. De vraag of uitputting van abiotische grondstoffen onrechtvaardig is ten opzichte van toekomstige generaties is volkomen afhankelijk van de vraag wat met de winsten van grondstofwinning gebeurt.” (CE Delft 2010, p.12)

“In de conventionele economie wordt echter de uitputting van hulpbronnen niet beschouwd als een werkelijke of technische externaliteit, maar in plaats daarvan als financiële externaliteit. Financiële externaliteiten worden bepaald door prijzen. Als bijvoorbeeld persoon A veel kaas koopt, stijgt de prijs van kaas. Dit is nadelig voor persoon B die ook kaas wil kopen. Dit is echter onderdeel van efficiënte marktwerking en wordt daarom niet beschouwd als externaliteit. Financiële externaliteiten hebben geen invloed op de efficiëntie van economische systemen, hoewel ze wel invloed hebben op de verdeling van welzijn. De theorie van Hotelling stelt dat de uitputting van niet-vernieuwbare hulpbronnen opgenomen is in de prijzen van deze hulpbronnen en dat dus de kosten van uitputting intern zijn.” (CE Delft 2010, p.60-61)

Hoewel we in deze studie uitputting van een specifieke grondstof (fosfor) aan de orde stellen, en hier een monetaire duiding voor afleiden die aangeeft dat er duidelijk externe kosten mee gemoeid zijn, zullen we voor de overige grondstoffen de voorschriften van het Handboek schaduwrijzen volgen en geen schaduwprijs voor het gebruik van deze grondstoffen hanteren. Voor overige grondstoffen (metalen, olie, aardgas, steenkool enzovoorts) nemen we dus aan dat er geen externe kosten zitten aan het gebruik van de grondstoffen. De aanwezigheid van die grondstoffen in de bodem heeft an sich geen intrinsieke waarde.

Eén van de belangrijkste doelen van het Handboek Schaduwrijzen is het betrekken van de externe effecten (milieuschade) in economische afwegingen, bijvoorbeeld in maatschappelijke kosten-batenanalyses. Omdat in kosten-batenanalyses directe kosten van het gebruik van een hulpbron al meegenomen worden, zou een dubbeltelling ontstaan als er zogenaamd externe kosten van het gebruik van grondstoffen worden gecijferd die in werkelijkheid al in de kostprijs zitten.



Dit is wel een duidelijk andere opvatting dan in ReCiPe, waarbij wel schade aan het gebruik van grondstoffen wordt toegekend (zie ook Paragraaf 5.2.1).

A.3 Ecosysteemschade op land

Het Handboek Schaduwprijzen legt uit hoe een schaduwprijs voor ecosysteemschade op land kan worden bepaald, via de Potentially Disappeared Fraction (PDF). De PDF is een maat voor fractie van totaal aantal soorten dat is uitgestorven. De PDF is een dimensieloos kentel en is gedefinieerd als:

$$PDF = 1 - \frac{\text{soorten}_{\text{huidig}}}{\text{soorten}_{\text{referentie}}}$$

De soortendichtheid op land is: $1,48 * 10^{-8}$ soorten/m² (Goedkoop, et al.)

Een schaduwprijs voor ecosysteemschade voor soorten op land wordt per PDF per vierkante meter per jaar wordt gegeven in het NEEDS-project.

Deze bedraagt € 0,55 (in 2008 euro's, bron: Handboek Schaduwprijzen).

Hiermee is de schaduwprijs voor voorkomen ecosysteemschade per species*year te bepalen door het schadebedrag per PDF per m² per jaar te delen door de soortendichtheid. = $0,55 \text{ €/m}^2/\text{jaar}/\text{PDF} * 1/(\text{soorten}/\text{m}^2) = 3,7 * 10^7$. In 2012 geldt is dit $4.0 * 10^7$ euro.

De karakterisatiefactor voor ecotoxicity is in het ReCiPe-midpoint uitgedrukt in kilogrammen 1,4-dichloorbenzeenequivalent. De doorwerking naar schade is $1,51 * 10^{-7}$ species*year per kg 1,4-DB-eq. De schaduwprijs per kg 1,4-DB-eq bedraagt hiermee 6,03 €/kg 1,4-DB-eq. Deze geldt alleen voor land.





Bijlage B Standaard Ecoinvent-processen slibverwerking

De Ecoinvent-database is een uitgebreide database (Life Cycle Inventory) met de levenscyclusinformatie van meer dan 4.000 processen uit de sectoren Energie, Transport, Bouwmaterialen, Chemie, Metaal, Pulp/papier, Afvalverwerking en Landbouw.

Voor de eindverwerking van slib biedt Ecoinvent een drietal relevante verbrandingsprocessen:

- disposal, digester sludge, to municipal incineration/CH U;
- disposal, digester sludge, to incineration, future, allocation price/CH U;
- disposal, raw sewage sludge, to municipal incineration/CH U.

In deze gevallen gaat het om processen die uitgaan van nat slib uit de RWZI, en de processen omvatten ook slibontwatering, transport van slib, slibverbranding, rookgasreiniging, etc., allemaal met de technologie van gemiddelde Zwitserse verbrandingsovens van begin jaren 2000. Omdat deze processen al deze stappen in een keer bevatten, is het niet goed mogelijk specifieke slibverwerkingsroutes te modelleren en te vergelijken met deze processen.

Voor het onderling vergelijken van slibverwerkingsroutes moet gekozen worden om ofwel de bestaande processen aan te passen met specifieke informatie ofwel om nieuwe processen van de grond af aan op te bouwen. Dat laatste is gedaan, omdat het aanpassen niet eenduidig mogelijk blijkt.

Een van de Ecoinvent-proceskaarten is in Tabel 15 weergegeven. Deze is niet rechtstreeks gebruikt in de analyse voor SNB, maar het laat zien wat standaard in Ecoinvent is opgenomen. De proceskaart betreft de volledige eindverwerking van 1 kg nat slib (95% water) en omvat dus ook de ontwatering. De kolom 'Comment' geeft per input/output een omschrijving waar de aangegeven 'Amount' betrekking op heeft.

Omdat veel posten betrekking hebben op meerdere deelprocessen, zijn de bestaande Ecoinvent-processen niet direct bruikbaar voor een onderlinge vergelijking van slibverwerkingsroutes.



Tabel 15 Ecoinvent-proceskaart voor 'Disposal, raw sewage sludge, to municipal incineration/CH U'

Name	Amount	Unit	Comment
Known inputs from technosphere (materials/fuels)			
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U	0,000349	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Quicklime, milled, packed, at plant/CH U	0,002335	kg	Burden from dewatering process, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Hydrochloric acid, 30% in H ₂ O, at plant/RER U	3,84E-07	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U	0,001341	kg	Burden from dewatering process, treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chemicals organic, at plant/GLO U	0,000263	kg	Burden from dewatering process, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chemicals inorganic, at plant/GLO U	6,4E-07	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cement, unspecified, at plant/CH U	0,001227	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Transport, freight, rail/RER U	0,001187	tkm	Burden from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	0,00555	tkm	Burden from dewatering process, treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Ammonia, liquid, at regional storehouse/CH U	0,000107	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Natural gas, burned in industrial furnace low-NO _x >100kW/RER U	0,010434	MJ	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U	3,06E-06	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chromium oxide, flakes, at plant/RER U	6,25E-08	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Electricity, low voltage, at grid/CH U	0,005529	kWh	Burden from dewatering process, treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Iron sulphate, at plant/RER U	6,35E-05	kg	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Aluminium sulphate, powder, at plant/RER U	1,72E-05	kg	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Pump station/CH/I U	1E-11	p	Burden from dewatering process, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Known inputs from technosphere (electricity/heat)			
Municipal waste incineration plant/CH/I U	4,48E-11	p	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Slag compartment/CH/I U	3,29E-11	p	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Residual material landfill facility/CH/I U	6,39E-12	p	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Electricity from waste, at municipal waste incineration plant/CH U	0,005091	kWh	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Heat from waste, at municipal waste incineration plant/CH U	0,003858	MJ	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model



Name	Amount	Unit	Comment
Sewer grid, class 3/CH/I U	1,79E-10	km	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Wastewater treatment plant, class 3/CH/I U	4,67E-12	p	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Emissions to air			
Carbon monoxide, biogenic	4E-05	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Carbon dioxide, biogenic	0,072598	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Methane, biogenic	1,14E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Sulfur dioxide	3,97E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nitrogen oxides	6,75E-05	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Ammonia	1,68E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Dinitrogen monoxide	9,79E-06	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cyanide	1,91E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Phosphorus	1,01E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Arsenic	9,32E-16	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cadmium	3,58E-12	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cobalt	1,19E-14	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chromium	2,09E-13	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Copper	9,62E-11	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Mercury	2,24E-15	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Manganese	6,68E-14	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Molybdenum	4,43E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nickel	5,26E-14	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Lead	1,34E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Tin	1,23E-09	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Zinc	5,8E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Silicon	3,22E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Iron	2,08E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model



Name	Amount	Unit	Comment
Calcium	3,91E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Aluminium	1,08E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Magnesium	3,62E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Heat, waste	0,80524	MJ	Emission from dewatering process, treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Emissions to water, river			
Ammonium, ion	0,000276	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nitrogen	1,89E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
BOD5, Biological Oxygen Demand	6,96E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
COD, Chemical Oxygen Demand	0,000234	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
TOC, Total Organic Carbon	5,47E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
DOC, Dissolved Organic Carbon	5,47E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Sulfate	0,000507	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nitrate	0,001279	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Phosphate	1,44E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chloride	5,7E-05	kg	Emission from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Arsenic, ion	4,12E-08	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cadmium, ion	2,95E-11	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cobalt	6,41E-11	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chromium VI	9,23E-08	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Copper, ion	5,29E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Mercury	6,95E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Manganese	6,87E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Molybdenum	3,79E-08	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nickel, ion	7,65E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model



Name	Amount	Unit	Comment
Lead	1,01E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Tin, ion	3,45E-11	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Zinc, ion	6,53E-09	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Silicon	2,93E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Iron, ion	2,14E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Calcium, ion	8,86E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Aluminium	5,76E-08	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Magnesium	9,21E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chromium, ion	9,03E-09	kg	emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Heat, waste	0,23139	MJ	Emission from treatment of dewatering liquid, municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Emissions to groundwater, long-term			
BOD5, Biological Oxygen Demand	0,000161	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
COD, Chemical Oxygen Demand	0,000492	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
TOC, Total Organic Carbon	0,000195	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
DOC, Dissolved Organic Carbon	0,000195	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Sulfate	0,002335	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nitrate	7,62E-05	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Phosphate	0,000118	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Arsenic, ion	5,02E-08	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cadmium, ion	6,52E-10	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Cobalt	3,28E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Chromium VI	3E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Copper, ion	1,05E-05	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Mercury	3,38E-09	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Manganese	1,06E-05	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Molybdenum	1,83E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Nickel, ion	1,14E-06	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model



Name	Amount	Unit	Comment
Lead	2,57E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Tin, ion	4,67E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Zinc, ion	5,51E-07	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Silicon	0,00012	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Iron, ion	0,002923	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Calcium, ion	0,00204	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Aluminium	0,000513	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Magnesium	0,000243	kg	Emission from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Known outputs to technosphere. Waste and emissions to treatment			
Process-specific burdens, municipal waste incineration/CH U	0,17931	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Process-specific burdens, slag compartment/CH U	0,018498	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Process-specific burdens, residual material landfill/CH U	0,003069	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Disposal, cement, hydrated, 0% water, to residual material landfill/CH U	0,003069	kg	Burden from municipal incineration, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to municipal incineration/CH U	1,27E-05	kg	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model
Disposal, paper, 11.2% water, to municipal incineration/CH U	1,27E-05	kg	Burden from treatment of dewatering liquid, uncertainty calculated from waste composition and treatment model

